

REVISTA AIDIS



de Ingeniería
y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

<http://www.journals.unam.mx/index.php/aidis>
DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2023.16.1>

Vol. 16, No. 1
6 de abril de 2023

ISSN 0718-378X

Editado por:





ISSN 0718-378X

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

Temática y alcance

La Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica es una publicación electrónica cuatrimestral coeditada por AIDIS y el Instituto de Ingeniería UNAM. Publica contribuciones originales de calidad y actualidad evaluadas por pares, dentro de su área de competencia. Se presentan trabajos que abarcan aspectos relacionados con el conocimiento científico y práctico, tanto tecnológico como de gestión, dentro del área de Ingeniería y Ciencias Ambientales en Latinoamérica.

El enfoque es multidisciplinario, buscando contribuir en forma directa a la generación de conocimiento, al desarrollo de tecnologías y a un mejor desempeño profesional. Entre los temas cubiertos por la revista están los siguientes: agua potable, calidad de agua, aguas residuales, residuos sólidos, energía, contaminación, reciclaje, cambio climático, salud ambiental, nuevas tecnologías, ética, educación, legislación y política ambiental, gestión ambiental, sostenibilidad y participación social, entre otros.

Cada edición muestra los trabajos que derivan del arbitraje académico estricto de carácter internacional. También se publican números especiales de temas particulares que fueron presentados en los diversos Congresos Interamericanos realizados por la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS) y que en forma adicional fueron sometidos al proceso de revisión interno de la revista.

Editor en Jefe de la revista

Dr. Guillermo Quijano

Instituto de Ingeniería, UNAM

ISSN

0718-378X

Entidad editora

Instituto de Ingeniería, UNAM

Ciudad Universitaria, Coyoacán, México D.F., C.P. 04360

Teléfono: (52) (55) 56-23-36-00; Fax: (52) (55) 56-16-28-94

Coordinadora editorial y Secretaría técnica

Biól. Blanca P. Gamboa Rocha

Instituto de Ingeniería, UNAM, México

Información Legal

La Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica es una publicación electrónica cuatrimestral, editada en el Instituto de Ingeniería, UNAM.

Administrador de la plataforma (OJS)

Biól. Blanca P. Gamboa Rocha

Instituto de Ingeniería, UNAM, México

Reservas de derechos al uso exclusivo:

04-2011-011413271800-203

Contacto

revista_aidis@pumas.iingen.unam.mx (Principal)

revista.aidis@gmail.com

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

Directorio

Junta editorial

Dr. Guillermo Quijano

Editor, Instituto de Ingeniería, UNAM.

Ing. José Luis Inglese

Presidente de AIDIS .

Dra. Rosa María Ramírez Zamora

Directora del Instituto de Ingeniería, UNAM.

Consejo editorial

Dr. Adalberto Noyola Robles

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Prof. André Bezerra dos Santos

Universidade Federal do Ceará, Brasil.

Prof. Cleverson V. Andreoli

Instituto Superior de Administração e Economia, FGV, Brasil.

Dr. Darci Campani

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

Dr. David Jeison Núñez

Universidad de la Frontera, Chile.

Dr. Diógenes Hernández Espinoza

Universidad de Talca, Chile.

Dr. Eric Houbron

Universidad Veracruzana, México.

Prof. Eugenio Foresti

Universidade de São Paulo, Brasil.

Dra. Fabiana Passos

Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

Dr. Francisco Cervantes Carrillo

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Dra. Gabriela Moeller Chávez

Universidad Politécnica de Morelos, México.

Dr. Germán Buitrón Méndez

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Dr. Iván Moreno Andrade

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Prof. Léo Heller

Fundação Oswaldo Cruz, Brasil.

Dr. Manuel Salvador Rodríguez Susa

Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia.

Dr. Marcel Szanto Narea

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile.

Prof. Marcelo Zaiat

Escola de Engenharia de São Carlos, Brasil.

Dra. Mirna Argueta Iria

Servicio Autónomo Nacional de Acueductos y Alcantarillados, Honduras.

Dr. Quetzalcoatl Hernández Escobedo

Escuela Nacional de Estudios Superiores Juriquilla, UNAM, México.

Prof. Rafael Bastos

Universidade Federal de Visos, Brasil.

Dr. Raúl Muñoz

Universidad de Valladolid, España.

Dr. Rolando Chamy Maggi

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile..

Dra. Sonia Arriaga

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, México.

Editorial

Tengo el gusto de presentar el primer número de 2023 de la Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Felicitamos a Marília Vasconcellos Agnesini y colaboradores ya que su artículo *Avaliação da remoção de diuron em água com uso de tecnologias complementares associadas ao tratamento em ciclo completo* [Evaluation of diuron removal in water with use of complementary technologies associated with complete cycle treatment] es la Selección del Editor de este número. La investigación fue realizada en el Departamento de Engenharia Química de la Universidade de Ribeirão Preto, Brasil. Enhorabuena a los autores y a la institución.



Damos la bienvenida al Dr. Diógenes Hernández Espinoza de la Universidad de Talca (Chile) quien se une al Equipo Editorial de nuestra Revista. El Dr. Hernández es Doctor en Ciencias y Tecnologías Ambientales por la Universidad Autónoma de Barcelona y tiene una amplia experiencia en la gestión y valorización de residuos agroindustriales, así como en procesos biotecnológicos para el tratamiento de compuestos en fase gaseosa.

Guillermo Quijano

Editor en Jefe

Instituto de Ingeniería, UNAM
México

Tabla de Contenido

Vol. 16 No. 1

1. **AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE DIURON EM ÁGUA COM USO DE TECNOLOGIAS COMPLEMENTARES ASSOCIADAS AO TRATAMENTO EM CICLO COMPLETO**
EVALUATION OF DIURON REMOVAL IN WATER WITH USE OF COMPLEMENTARY TECHNOLOGIES ASSOCIATED WITH COMPLETE CYCLE TREATMENT

[Marília Vasconcellos Agnesini, Maristela Silva Martinez, Reinaldo Pisani Junior, Cristina Filomêna Pereira Rosa Paschoalato, Angela Di Bernardo Dantas, Luiz Di Bernardo](#)



1-17

2. **QUANTIFICAÇÃO DE METAIS PESADOS E ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICO NA ÁGUA DO ESTUÁRIO DO RIO CEARÁ**
QUANTIFICATION OF HEAVY METALS AND ANALYSIS OF PHYSICOCHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL PARAMETERS IN THE WATER OF THE CEARÁ RIVER ESTUARY

[Gardilene Monteiro da Silva, Rita Mickaela Barros de Andrade, Daniel Silveira Serra, Francisco Sales Ávila Cavalcante, Mona Lisa Moura de Oliveira, Antonia Mayza de Moraes França, Ronaldo Ferreira do Nascimento](#)

18-32

3. **SUBSÍDIOS PARA ELABORAÇÃO DE UM PLANO DE GERENCIAMENTO DA DEMANDA DE ÁGUA EM CENTRAIS DE AULAS DE CAMPUS UNIVERSITÁRIO**
SUBSIDIES FOR THE DEVELOPMENT OF A WATER DEMAND MANAGEMENT PLAN IN UNIVERSITY CAMPUS CLASSROOMS

[Êmele Rádna Rodrigues do Vale, Maria Josicleide Felipe Guedes](#)

33-49

4. **EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE UN VERMIFILTRO CON LA ESPECIE *Eisenia Foetida* PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE USO DOMÉSTICO**
EVALUATION OF THE EFFICIENCY OF A VERMIFILTER WITH THE *Eisenia Foetida* SPECIES FOR THE TREATMENT OF WASTEWATER FOR DOMESTIC USE

[Flor Angela Meza Pinedo](#)

50-64

5. **AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO USO DE COAGULANTES PARA A REMOÇÃO DE FÓSFORO EM EFLuentes**
EFICIENCY EVALUATION OF COAGULANTS USE FOR PHOSPHORUS REMOVAL IN EFFLUENTS

[Antônio Carlos de Oliveira Martins Júnior, José Carlos Alves Barroso Júnior, Vinícius Duarte Soroka, Nestor Leonel Muñoz Hoyos, Maria Cristina de Almeida Silva](#)

65-81

6. **EDUCAÇÃO AMBIENTAL E OS HÁBITOS DE MANEJO DOS RESÍDUOS DOMICILIARES DOS MORADORES DO MUNICÍPIO DE GUARUJÁ, BRASIL**
ENVIRONMENTAL EDUCATION AND HOUSEHOLD WASTE MANAGEMENT HABITS OF RESIDENTS OF THE MUNICIPALITY OF GUARUJÁ, BRAZIL

[Márcia Célia Galinski Kumschlies, Valdir Schalch](#)

82-110

- 7. AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE AO LONGO DO IGARAPÉ SANTOS LOCALIZADO NA CIDADE DE TUCURUÍ – PA**
ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF THE PERMANENT PRESERVATION AREA ALONG THE IGARAPÉ SANTOS LOCATED IN THE CITY OF TUCURUÍ – PA
[José Eudes Silva de Aguiar, Camila Moraes Vaz, Eduardo Barbosa Rodrigues, Josiel Marques Santana, Marlon Sodré dos Reis, Raisa Rodrigues Neves, Grazielle Tigre de Souza](#) 111-124
- 8. APROVEITAMENTO DOS RESÍDUOS AGROINDUSTRIAS DA CASTANHA-DO-BRASIL ATRAVÉS DO TRATAMENTO PIROLÍTICO EM REATOR DE LEITO FIXO**
USE OF BRAZIL NUT AGRICULTURAL WASTE THROUGH PYROLYtic TREATMENT IN A FIXED BED REACTOR
[Antonelli Santos Silva, Marcelo Mendes Pedroza, Maristela Silva Martinez, Luciana Rezende Alves](#) 125-138
- 9. DESEMPENHOS DE FILTROS LENTOS COM MEIO FILTRANTE DE MISTURAS DE AREIA E MATERIAIS SUSTENTÁVEIS**
PERFORMANCE OF SLOW FILTERS WITH FILTER MEDIA MADE OF MIXTURES OF SAND AND SUSTAINABLE MATERIALS
[Samara Tavares dos Santos, Anderson de Jesus Lima, Denise Conceição de Gois Santos Michelan](#) 139-153
- 10. ANÁLISE DA TENDÊNCIA DE SÉRIES HISTÓRICAS DE VAZÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO AMAZONAS**
TREND ANALYSIS OF HISTORIC DISCHARGE SERIES IN THE AMAZON RIVER HYDROGRAPHIC BASIN
[Luanna Costa Dias, Lindemberg Lima Fernandes, Bruna Roberta Pereira Lira, Junior Hiroyuki Ishihara, Francisco Carlos Lira Pessoa, Luís Gustavo de Lima Sales](#) 154-175
- 11. A IMPLANTAÇÃO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NO BRASIL: CONTRIBUIÇÕES E DESAFIOS**
THE IMPLEMENTATION OF WATER CHARGES IN BRAZIL: CONTRIBUTIONS AND CHALLENGES
[Francisco Miquéias Sousa Nunes, Laércio Leal dos Santos, Camilo Allyson Simões de Farias, Yáscara Maia Araújo de Brito, Tássio Jordan Rodrigues Dantas da Silva, Willian de Paiva](#) 176-197
- 12. IMPACTO DA RECIRCULAÇÃO DE LIXIVIADO NA PRODUÇÃO E QUALIDADE DO BIOGÁS GERADO EM ATERROS SANITÁRIOS: REVISÃO SISTEMÁTICA**
IMPACT OF LEACHATE RECIRCULATION ON THE PRODUCTION AND QUALITY OF BIOGAS IN LANDFILLS: SYSTEMATIC REVIEW
[Fernanda Nascimento de Andrade, Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk](#) 198-217

13. INFLUÊNCIA DA ADIÇÃO DE FIBRAS CURTAS DE COCO DISTRIBUÍDAS ALEATORIAMENTE NA CURVA CARACTERÍSTICA DE RETENÇÃO DE ÁGUA DE UM SOLO ARGILOSO COMPACTADO

INFLUENCE OF RANDOMLY DISTRIBUTED SHORT COCONUT FIBERS ADDITION ON THE WATER RETENTION CHARACTERISTIC CURVE OF A COMPACTED CLAY SOIL

Antônio Italcy de Oliveira Júnior, José Fernando Thomé Jucá,
Alice Jadneiza Guilherme de Albuquerque Almeida, Riadny Patrícia de Souza Ferreira,
Fellipe José Reis Brandão

218-231

14. ANÁLISE DOS IMPACTOS DA PENETRAÇÃO DA GERAÇÃO DISTRIBUÍDA NA REDE DE DISTRIBUIÇÃO RELACIONADOS AO SISTEMA DE COMPENSAÇÃO BRASILEIRO

PENETRATION IMPACT ANALYSIS OF THE DISTRIBUTED GENERATION IN THE DISTRIBUTION NETWORK RELATED TO THE BRAZILIAN COMPENSATION SYSTEM

Dadu Cordeiro Guerrieri, Tiago Argollo Silva

232-256

15. INDICADORES DE DESEMPENHO PARA AVALIAÇÃO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE UMA BACIA DE ESGOTAMENTO EM FORTALEZA, CEARÁ, BRASIL

PERFORMANCE INDICATORS FOR THE EVALUATION OF WASTEWATER TREATMENT PLANTS IN A SEWAGE BASIN IN FORTALEZA, CEARÁ, BRAZIL

Stephanie de Oliveira Souza, Ana Bárbara de Araújo Nunes

257-284

16. AVALIAÇÃO DE VAPORES E COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS LIBERADOS DURANTE A TORRA INDUSTRIAL DO CAFÉ

EVALUATION OF VAPORS AND VOLATILE ORGANIC COMPOUNDS RELEASED DURING THE INDUSTRIAL ROAST OF COFFEE

Saad Barbar Netto, Pedro Henrique Ferreira Pires, Murilo Daniel de Mello Innocentini, Cristina Filomena Pereira Rosa Paschoalato, Silvia Helena Taleb Contini, Júlio Henrique de Lima

285-295

17. PREDIÇÃO DE OPERAÇÃO DE BOMBAS COMO TURBINA E SUA APLICAÇÃO PARA RECUPERAÇÃO DE ENERGIA EM SISTEMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA

PREDICITON OF PUMPS AS TURBINE OPERATION AND ITS APPLICATION FOR ENERGY RECOVERY IN WATER DISTRIBUTION SYSTEMS

Juliana Garcia Gaia, Juliana Melo de Sousa, Davi Edson Sales e Souza, André Luiz Amarante Mesquita

296-308

18. TRATAMIENTO ANAEROBIO Y VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL PROCESO DE NIXTAMALIZACIÓN DEL MAÍZ

ANAEROBIC TREATMENT AND ENERGY RECOVERY OF WASTEWATER FROM THE CORN NIXTAMALIZATION PROCESS

Monserrat Vázquez-López, Ulises Emmanuel Jiménez-Ocampo, Iván Moreno-Andrade

309-325

19. AVALIAÇÃO TÉCNICA DE MEDIDA DE MANEJO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA PLUVIAL COM ORIFÍCIO REGULADOR DE VAZÃO

ASSENTEMENT OF SUSTAINABLE URBAN DRAINAGE SYSTEM WITH CONTROL PIPING

[João Marcos Bosi Mendonça de Moura, Bruna Luiza Steffen](#)

326-338

20. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA APLICADA A EDIFICAÇÕES EM CONTÊINERES: REVISÃO CRÍTICA E CONTRIBUIÇÕES PARA A PADRONIZAÇÃO DAS PESQUISAS

LIFE CYCLE ASSESSMENT APPLIED TO CONTAINER BUILDINGS: CRITICAL REVIEW AND CONTRIBUTIONS FOR RESEARCH STANDADIZATION

[Giusilene Costa de Souza Pinho, João Luiz Calmon, Bárbara Maria de Paula Justino](#)

339-360

21. AÇÃO DE FUNGOS NA REMOÇÃO DE METAIS DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS E COMPARTIMENTOS AMBIENTAIS: UMA REVISÃO

ACTION OF FUNGI IN THE REMOVAL OF METALS FROM WASTEWATER AND ENVIRONMENTAL COMPARTMENTS: A REVIEW

[Nathália Araújo Magalhães, Milena Kelly Justino Vieira, Glória Marinho, Kelly Rodrigues](#)

361-385



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE DIURON EM ÁGUA COM USO DE TECNOLOGIAS COMPLEMENTARES ASSOCIADAS AO TRATAMENTO EM CICLO COMPLETO

* Marília Vasconcellos Agnesini ^{1,2}

Maristela Silva Martinez ²

Reinaldo Pisani Junior ¹

Cristina Filomêna Pereira Rosa Paschoalato ¹

Angela Di Bernardo Dantas ²

Luiz Di Bernardo ²

EVALUATION OF DIURON REMOVAL IN WATER WITH USE OF COMPLEMENTARY TECHNOLOGIES ASSOCIATED WITH COMPLETE CYCLE TREATMENT

Recibido el 2 de septiembre de 2021. Aceptado el 6 de marzo de 2022

Abstract

In this work were proposed two complementary alternatives to be associated to the complete cycle for diuron removal, present in surface waters: advanced oxidative process, with hydrogen peroxide and ultraviolet radiation, and adsorption in granular activated carbon. The study water solution was prepared with characteristics similar to Pardo River. It was observed that the water treatment technology in complete cycle, after jar test trials, presented an average removal of 27% of the herbicide. The filtered water was submitted to the oxidative process, through different initial concentrations of hydrogen peroxide and residence times, through the variation of the volumetric flow of the liquid stream affluent in tubular reactor, operated in continuous flow. Diuron removal was increasing at the time and dose of applied radiation, resulting in 99.9% degradation. However, the total organic carbon analysis showed maximum removal of 54%, which indicates the formation of smaller organic unwanted compounds after the degradation of the initial molecule. The adsorption tests in granular activated carbon were performed using the methodology of rapid tests on a small scale to obtain the experimental rupture curve. The maximum herbicide concentration allowed by potability standards was adopted as a breaking point. From the methodology of rapid tests in reduced scale, was obtained the operation time for adsorption column in real scale of approximately 6 months. Thus, complementary technologies, in association with full-cycle surface water treatment, reproduced satisfactory results regarding diuron removal.

Keywords: surface water, advanced oxidative processes, adsorption, granular activated carbon.

¹ Departamento de Engenharia Química, Universidade de Ribeirão Preto, Brasil.

² Programa de pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Química, Universidade de Ribeirão Preto. Avenida Costábil Romano, 2201, bloco D – Ribeirânia, Ribeirão Preto, São Paulo. Código Postal 14096-900. Brasil. Email: magnesini@unaerp.br

Resumo

Neste trabalho foram propostas duas alternativas complementares ao ciclo completo para remoção de diuron, presente em águas superficiais: processo oxidativo avançado, com peróxido de hidrogênio e radiação ultravioleta, e adsorção em carvão ativado granular. Foi preparada água de estudo com características similares as do rio Pardo. Observou-se que a tecnologia de tratamento de água em ciclo completo, após ensaios em jarteste, apresentou remoção média de 27% do herbicida. A água filtrada foi submetida ao processo oxidativo, mediante diferentes concentrações iniciais de peróxido de hidrogênio e tempos de detenção hidráulica, através da variação da vazão volumétrica da corrente líquida afluente em reator tubular, operado em fluxo contínuo. A remoção de diuron foi crescente ao tempo e à dose de radiação aplicada, resultando em 99.9% de degradação. No entanto, a análise carbono orgânico total apresentou remoção máxima de 54%, o que indica a formação de compostos orgânicos menores indesejados, após a degradação da molécula inicial. Os ensaios de adsorção em carvão ativado granular foram realizados através da metodologia de ensaios rápidos em escala reduzida, para obtenção da curva de ruptura experimental. Foi adotado como ponto de ruptura a concentração do herbicida máxima permitida pelos padrões de potabilidade. A partir da metodologia dos testes rápidos em escala reduzida, foi obtido o tempo de operação para coluna de CAG em escala real, de aproximadamente 6 meses. Dessa forma, as tecnologias complementares, em associação ao tratamento em ciclo completo de águas superficiais, reproduziram resultados satisfatórios quanto à remoção de diuron.

Palavras-chave: água superficial, processos oxidativos avançados, adsorção, carvão ativado granular.

Introdução

Os agroquímicos desempenham um papel fundamental na produção agrícola, tanto em aspectos quantitativos e qualitativos. Devido ao modelo agrícola brasileiro, o Brasil se desponta como um dos maiores consumidores de agrotóxicos em escala mundial, o que acarreta problemas e poluição de águas, sendo necessários estudos para remoção desses microcontaminantes orgânicos. Como este trabalho foi desenvolvido em uma região com extensas áreas de cultivo de cana de açúcar, focou-se no herbicida diuron, geralmente empregado nessa cultura.

No Brasil, no Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, de 2017, do Ministério da Saúde, é estabelecido para o diuron o valor máximo permitido (VMP) de 90 µg/L. Estudos mostram que as estações de tratamento de água que empregam o ciclo completo não estão adequadas para tratar e remover compostos orgânicos nessas concentrações (Ormand *et al.*, 2007; Thuy *et al.*, 2008; Paschoalato *et al.*, 2009; Oliveira *et al.*, 2019), tornando essencial a associação com tecnologias complementares.

Ormand *et al.* (2007) estudaram a eficiência de diferentes tecnologias de tratamento de água de abastecimento para remoção de herbicidas, incluindo diuron, encontrados no rio Ebro na Espanha. Os resultados mostraram que o uso de precipitação química resultou em remoção inferior a 50%; a pré-oxidação com cloro removeu, em média, 60% dos herbicidas, e com ozônio foram verificadas remoções de 75%. Quando combinados à precipitação química, apenas com

uso do cloro na pré-oxidação que houve melhora na eficiência, 75% de degradação, porém formou-se trialometanos. A adsorção em carvão ativado removeu 75% dos herbicidas, e foi potencializada quando combinada à pré-oxidação com ozônio, seguida de coagulação química.

Paschoalato *et al.* (2009) e Oliveira *et al.* (2019), realizaram pesquisas com água sinteticamente preparada com características semelhantes às do rio Pardo, visando o estudo de remoção de herbicidas utilizados na cana de açúcar. Paschoalato *et al.* (2009) utilizou 50 mg/L de produto comercial, composto por diuron e hexazinona, resultando em concentração residual de 23.40 mg/L de diuron e 6.60 mg/L de hexazinona na água de estudo. Oliveira *et al.* (2019) verificaram a influência da concentração inicial de diuron na remoção do herbicida no tratamento em ciclo completo e no diagrama de coagulação e concluíram que a remoção obtida também não é suficiente para atender aos padrões de potabilidade e que a concentração inicial não interfere no ciclo completo.

Os processos oxidativos avançados (POA) se destacam entre as alternativas viáveis para o tratamento de águas com microcontaminantes orgânicos, devido a reações de oxidação química que geram radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), poderoso oxidante, altamente reativo e não seletivo, capazes de degradar compostos orgânicos, convertendo-os a dióxido de carbono (CO_2), água (H_2O) e ácidos minerais. O POA que combina H_2O_2 à radiação ultravioleta é baseado na fotólise da molécula de H_2O_2 pela luz UV, formando $\bullet\text{OH}$, que por meio do mecanismo de radical em cadeia, ocorre a propagação de radicais, aumentando assim, a eficiência da oxidação.

Pavarajarn *et al.* (2016) estudaram a degradação de diuron através de POA eletroquímico, que resultou em 90% de degradação do herbicida com tempo de residência de 100 s e aplicação de corrente de 1 mA e mineralização de 60%. Zanta e Martínez-Huitl (2009) estudaram fenton e combinação de H_2O_2 e radiação UV para oxidação do ácido 2-hidroxibenzoico (2-HBA), os resultados mostraram que a completa eliminação do 2-HBA foi obtida em tempo superior a 700 min, em excesso de H_2O_2 . Cassano *et al.* (2001) estudaram a degradação do ácido 2,4-D, em reator com agitação contínua e em batelada, e foi possível prever que processo combinado $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ era mais eficiente para remoção do composto quando comparado à exposição apenas à luz UV e quanto maior a fração utilizada $\text{H}_2\text{O}_2/2,4\text{-D}$ maior foi a remoção do composto orgânico e de carbono orgânico total (COT).

A adsorção em carvão ativado é amplamente utilizada para o tratamento de águas contaminadas com compostos orgânicos que oferecem risco à saúde humana, entre eles os agrotóxicos. A adsorção é processo que separa os compostos de uma fase fluida, para a superfície de um sólido adsorvente, através de interações físicas e/ou químicas. Devido a facilidade operacional e o custo-benefício, o carvão ativado granular é amplamente utilizado para remoção de compostos orgânicos da água.

Estudos vêm sendo conduzidos relativos à adsorção de compostos orgânicos usando carvão ativado. Tsai *et al.* (2008) examinaram a adsorção de acetona, clorofórmio e acetonitrila em fibras de carvão ativado; Salman et al. (2011) verificaram a remoção do agroquímico 2,4-D em adsorção em carvão ativado; Oztürk e Kavak (2005) avaliaram a adsorção de boro; entre outros. Lopes *et al.* (2018) obtiveram de 88 a 92% de remoção de microcistina, presente em água de abastecimento, em processos de adsorção, utilizando CAG originado de cascas de dendê de coco.

Martinez *et al.* (2011) realizaram uma pesquisa sobre a capacidade de adsorção de carvão ativado granular e pulverizado, a partir de babaçu para remoção de diuron e hexazinona. Os resultados para remoção de diuron foram mais eficientes do que para a hexazinona.

O dimensionamento de sistemas de CAG pode ser previsto por ensaios rápidos em coluna de escala reduzida (em inglês, rapid small-scale column tests, RSSCT). Estudos realizados por Crittenden *et al.* (1986, 1987 e 1991) validaram os ensaios, podendo ser utilizados para estimar a capacidade de operação de leitos de CAG, obter a curva de ruptura para contaminantes específicos e a prever o tempo de vida útil do leito em escala real. Os critérios para a execução dos ensaios estão estabelecidos na norma internacional Standard Practice for the Prediction of Contaminant Adsorption on GAC in Aqueous Systems Using Rapid Small-Scale Column Tests -D 6586-03 (ASTM, 2008). Voltan *et al.* (2016), em um estudo utilizando os ensaios rápidos em escala reduzida para adsorção de diuron e hexazinona, mostraram a eficiência da remoção de diuron e hexazinona, utilizando CAG e a predição do tempo de ruptura de um filtro de CAG em escala real, validando a metodologia.

Nessa perspectiva, o trabalho propõe a avaliação de duas linhas de tratamento: a remoção do herbicida diuron utilizando a tecnologia de processo oxidativo avançado, combinando peróxido de hidrogênio à radiação ultravioleta, e a tecnologia de adsorção em carvão granular, através dos ensaios em coluna de escala reduzida, ambas associadas ao tratamento em ciclo completo. Espera-se que os resultados dessa pesquisa contribuam para o saneamento básico, no que tange o tratamento de águas superficiais contaminadas com agrotóxicos da cana de açúcar, pois ambas as tecnologias apresentadas são passíveis de aplicação em escala real. Para um tratamento de água com eficácia, é imprescindível o estudo da água bruta em escala laboratorial e piloto, a fim de se ajustar parâmetros técnicos e operacionais dos processos.

Metodología

Aqua de Estudo

O trabalho teve por base o estudo do rio Pardo, importante rio da região de estudo, onde já foi encontrado diuron acima do VMP (Pachoalato *et al.*, 2009). A água de estudo utilizada tinha o objetivo de simular os valores típicos de turbidez e cor verdadeira da água do rio Pardo na época de chuva. Em função dos resultados de monitoramento desse rio, obtidos Faleiros (2008) e Rosa

(2008) e seguindo a metodologia descrita por Oliveira *et al.* (2019), a água foi preparada a partir da mistura entre sedimento do rio Pardo, água de poço (desclorada com tiosulfato de sódio) e suspensão de caulinita. Os parâmetros e métodos utilizados para o controle das propriedades da água de estudo estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos, unidades, métodos de medição e limites de detecção, segundo APHA *et al.* (2012).

Parâmetro	Unidade	Metodologia	Limite de detecção
pH	Adimensional	Potenciométrico	0.01
Turbidez	uT	Nefelométrico	0.01
Cor aparente	uH	Espectrofotométrico	1
Cor verdadeira	uH	Espectrofotométrico	1
Sólidos totais	mg/L	Gravimétrico	1
Sólidos suspensos totais	mg/L	Gravimétrico	1
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	Gravimétrico	1
Alumínio	mg Al/L	Espectrofotométrico	0.01
Carbono orgânico total (COT)	mg C/L	Combustão infravermelho (1)	0.01
Diuron	mg/L	Cromatografia à gás (2)	0.01

Nota: (1) Método de leitura direta TOC-L Shimadzu. (2) Método USEPA 507 revisão 2.1 (1995).

Para a fortificação da água de estudo com diuron foi utilizado um produto comercial “Karmex”, de composição: 3-(3,4-dichlorophenyl)-1,1-dimethylurea (diuron) 800 g/kg e outros ingredientes 200 g/kg. Adicionou-se o herbicida até a concentração de 5 mg/L.

Obtenção do diagrama de coagulação

Foram realizados ensaios em equipamento de jarteste (marca Nova Ética, modelo 218-6 LDB, Figura 1) para construção do diagrama de coagulação. As condições operacionais do jarteste foram fixadas em: tempo de mistura rápida de 10 s; gradiente de velocidade da mistura rápida de 1000 s^{-1} , tempo de floculação de 20 min, gradiente de velocidade da floculação de 25 s^{-1} , velocidade de sedimentação de 3.0 cm/min. Os parâmetros de controle foram turbidez e cor aparente da água decantada e pH de coagulação. Seguindo as recomendações de estudos anteriores, com a água do Rio Pardo, de Rosa (2008) e Faleiros (2008), foi utilizado o policloreto de alumínio (PAC) como coagulante (preparado a partir do produto comercial líquido), e para o ajuste do pH utilizou-se solução de hidróxido de sódio (a partir de reagente puro analítico).

Para selecionar a melhor dosagem de coagulante e o pH ótimo de coagulação, foram realizados ensaios variando a concentração dos produtos químicos, com PAC de 10 a 70 mg/L, resultando em valores de pH em ampla faixa (entre 5.5 e 9.0). A construção do diagrama de coagulação, em gráfico tipo bolha, foi resultado dos valores de turbidez remanescentes da água decantada, em função do pH de coagulação e da dosagem de coagulante.

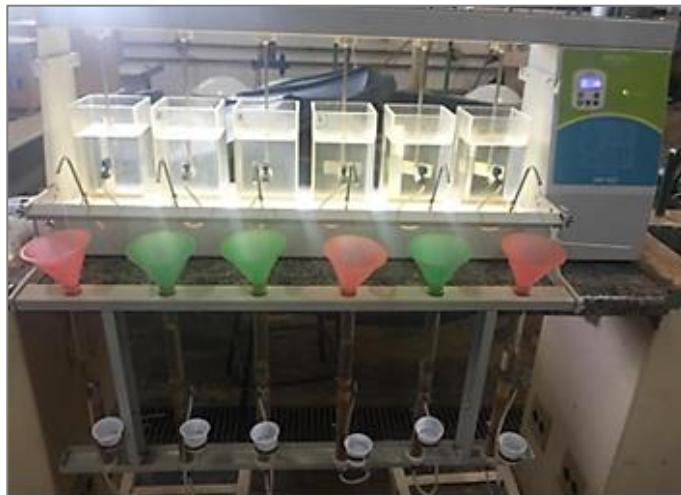


Figura 1. Equipamento jarteste acoplado aos filtros de laboratório de areia.

Ensaios em jarteste simulando ciclo completo

Com os resultados das condições de coagulação, foram realizados ensaios em jarteste envolvendo as etapas de coagulação, floculação, sedimentação e filtração em filtros de laboratório de areia (Figura 1), seguindo recomendações de Di Bernardo; Dantas e Voltan (2011).

Os parâmetros analisados da água filtrada foram turbidez, COT e diuron. Após o tempo de sedimentação, para velocidade de 3.0 cm/min, acoplou-se o kit de filtros de areia. Os suportes na saída dos jarros foram direcionados aos filtros e a taxa de filtração foi mantida entre 40 e 60 m³/m²dia.

Ensaios em piloto de POA H₂O₂/UV

A água filtrada foi submetida a ensaios, em instalação piloto, envolvendo processos oxidativos avançados (POA), com a combinação de peróxido de hidrogênio e radiação UV. As características da instalação de POA (Figura 2) eram:

- Reator cilíndrico de PVC (reservatório) com capacidade para 14L com quatro chicanas;
- Impelidor do tipo turbina Rushton, modelo TE-139;
- Bomba peristáltica com vazão máxima de 64 L/h, da marca ADB, modelo compacta;
- Fotorreator de seção anular de radiação marca Sibrape, em aço inox com capacidade de 0.65 L;
- Cápsula de quartzo com lâmpada UV Philips modelo PL-L de 95 W;
- Radiômetro modelo UV monitor 11 SIBRAPE UVC, que mostra a intensidade de radiação UV online.



Figura 2. Representação do percurso da solução de estudo e da instalação piloto dos ensaios de POA.

Os ensaios tiveram início com a adição da água de estudo e da solução de peróxido de hidrogênio (10, 20, 50 e 100 mg/L) ao reator cilíndrico, mantidos sob agitação. O reator foi alimentado após o acionamento da bomba peristáltica na vazão volumétrica (34; 9.2; 5.3 e 2.6 L/h), relacionada ao tempo de residência médio das partículas no interior do tanque. O reator foi operado em fluxo contínuo, com controle de temperatura na entrada e saída do processo, e a intensidade da radiação medida pelo radiômetro.

O tempo de detenção hidráulico foi determinado pela técnica de estímulo e resposta (Levenspiel 1996). O traçador utilizado foi cloreto de sódio (NaCl), preparado no tanque com 8 g do composto em 8L de água destilada. O sistema foi ligado em determinada vazão e as amostras foram coletadas na saída do reator em certo intervalo de tempo. As concentrações de Cl^- foram determinadas por titulações com solução padrão de $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$. A partir da Equação (1) determinou-se o tempo de detenção hidráulico (tempo de residência), para funções com sinal degrau, segundo Levenspiel (1996).

$$TDH = \sum_{i=1}^n \frac{t_i \Delta C_i}{\Delta C_{máx}} \quad \text{Equação (1)}$$

Em que,

TDH: tempo de detenção hidráulico (s);

t_i : tempo de coleta das amostras (s);

C_i : concentração do traçador no tempo t_i (mg/L);

$C_{máx}$: máxima concentração obtida na saída do reator (mg/L).

Ensaios de adsorção em carvão ativado granular

A água filtrada foi submetida a adsorção em CAG. Os ensaios em colunas de escala reduzida (em inglês, rapid small-scale column tests, RSSCT) foram utilizados para obtenção da curva de ruptura e a predição da duração da carreira do leito de CAG em escala real.

A instalação piloto para os ensaios foi projetada, de acordo com a norma ASTM (2008). A instalação (Figura 3) era composta por:

- Bomba peristáltica modelo Qdos 30 da Watson Marlon, com capacidade de 0.1 a 30 L/h, provida de controle digital para ajuste da vazão, adequada para operar com até 7 bar de contrapressão;
- Manômetro;
- Tanque de armazenamento da solução de estudo;
- Coluna de aço inoxidável de formato cilíndrico, com 10 mm de diâmetro interno e 150 mm de altura.

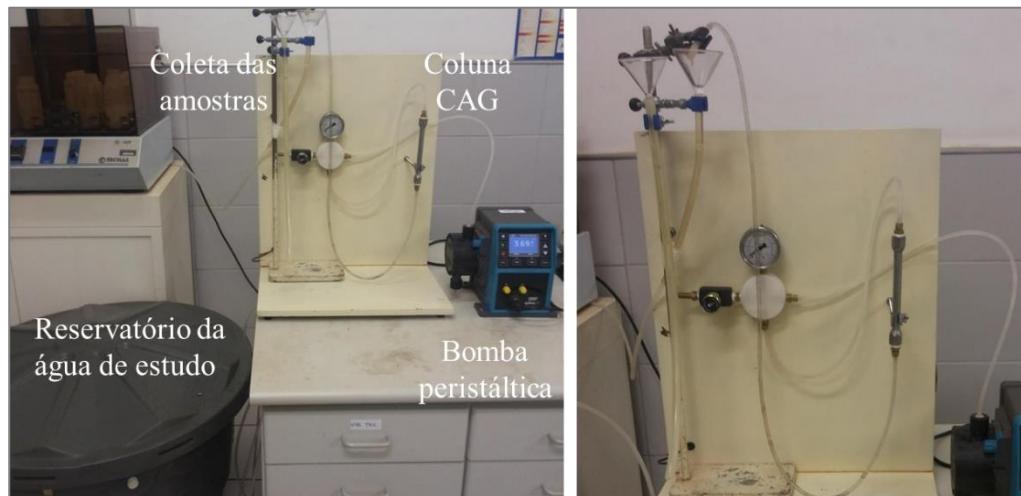


Figura 3. Representação do percurso da solução de estudo e da instalação piloto dos ensaios de adsorção em escala reduzida.

A simulação de um ensaio para escala real através dos ensaios rápidos em escala reduzida deve obedecer à relação entre os tempos de contato em leito vazio (em inglês, *empty-bed contact time*, EBCT) (Crittenden *et al.*, 1986, 1987 e 1991), através da Equação 2:

$$\frac{EBCT_{sc}}{EBCT_{lc}} = \left(\frac{d_{sc}}{d_{lc}} \right)^{2-x} = \frac{t_{sc}}{t_{lc}}$$

Equação (2)

Em que,

$EBCT_{sc}$: tempo de contato em leito vazio para escala reduzida (min);

$EBCT_{lc}$: tempo de contato em leito vazio para escala real (min);

d_{sc} : diâmetro médio das partículas em escala reduzida (mm);

d_{lc} : diâmetro médio das partículas em escala real (mm);

t_{sc} : tempo de operação da coluna em escala reduzida (min);

t_{lc} : tempo de operação da coluna em escala real (min);

x : coeficiente de difusividade intrapartícula, sendo igual a zero quando a difusividade for constante e igual a 1 quando a difusividade é proporcional, devendo ser uma premissa, ou seja, assume-se um tipo de difusividade.

Outra relação importante é a igualdade entre o número de Reynolds da escala real e reduzida, para que as características de escoamento do fluido não se alterem. Dessa forma, da igualdade entre os números de Reynolds em escala real e escala reduzida, utilizou-se a Equação 3 para determinação da taxa ou velocidade intersticial média em escala reduzida.

Considerando difusividade intrapartícula constante, seguindo recomendações de Voltan *et al.* (2016), utilizou-se para escala real um tempo de contato em leitos vazios de 5 min e taxa de aplicação de $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{dia}$, segundo recomendações de MWH (2012). Durante os ensaios foram monitorados a pressão à montante da coluna e a concentração de diuron do efluente da coluna de CAG.

$$\frac{V_{sc}}{V_{lc}} = \frac{d_{lc}}{d_{sc}}$$
 Equação (3)

Em que,

V_{sc} : taxa de aplicação superficial em escala real (m/s);

V_{lc} : taxa de aplicação superficial em escala reduzida (m/s).

Resultados

Caracterização da água de estudo

Em função dos resultados de monitoramento do rio Pardo obtidos por Faleiros (2008) e Rosa (2008), a turbidez adotada para a preparação das águas de estudo foi de aproximadamente de $70 \pm 5 \text{ uT}$, pois considerou-se uma média dos quatro maiores valores de turbidez. Em relação à cor aparente, Rosa (2008) e Faleiros (2008) obtiveram valores entre 10 e 19.99 uH, para os meses com maiores valor. Sendo assim, adotou-se o valor de cor verdadeira da água de estudo igual a $19 \pm 1 \text{ uH}$. Na Tabela 2 são apresentados os resultados da caracterização da água de estudo preparada, que ficaram semelhantes às características naturais do Rio em estudo.

Diagrama de coagulação para obtenção das condições de coagulação

Foi construído o diagrama de coagulação (Figura 4). A região em destaque representa os valores obtidos para turbidez remanescente menor 5.0 uT, com dosagem de PAC de 20 a 70 mg/L e pH variando entre 6.7 e 9.0.

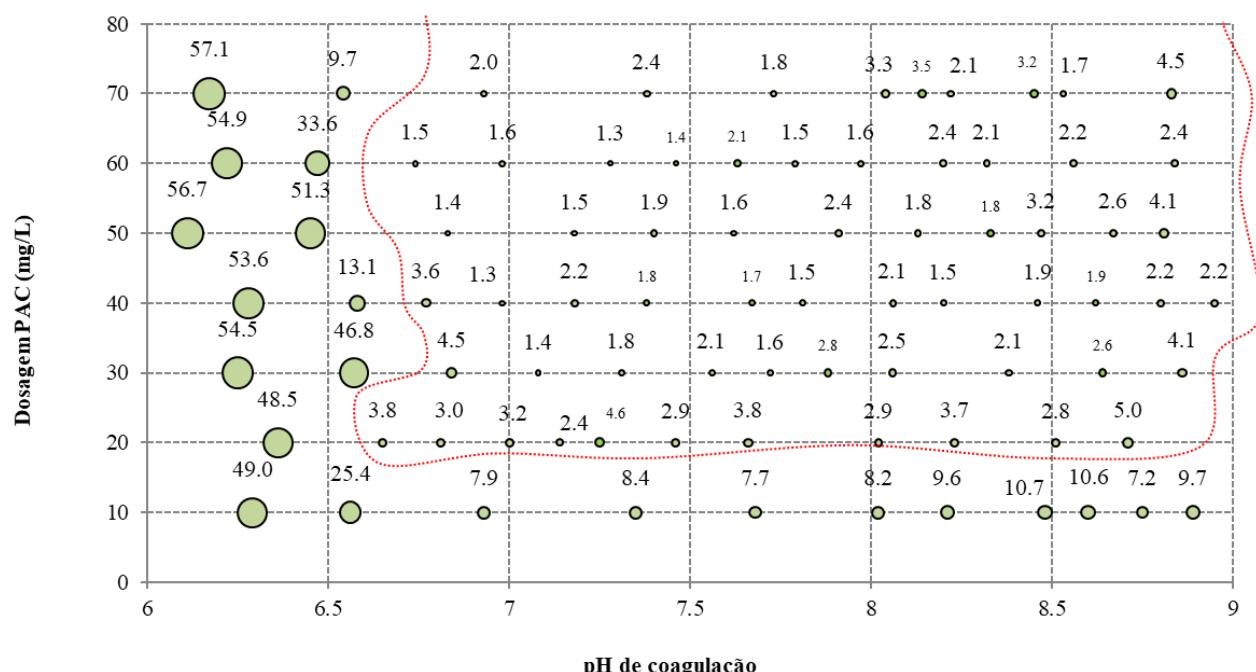


Figura 4. Diagrama de coagulação para turbidez remanescente em $ys1 = 3,0 \text{ cm/min}$.

A partir dos resultados obtidos, notou-se um ponto com o menor valor de turbidez remanescente, de 1.3 uT, para a concentração de 60 mg/L de PAC e pH de coagulação de 7.3. Vale ressaltar o ponto com menor dosagem de PAC, na área destacada, que resultou em menor turbidez 2.4 uT.

Resultados similares foram obtidos por Oliveira *et al.* (2019), a partir de uma água com características similares ao Rio Pardo. Os mesmos autores verificaram que não houve interferência da concentração de diuron na sedimentabilidade dos flocos, com produção de água decantada com turbidez menor que 5.0 uT, entre as dosagens investigadas (0.5; 2.0 e 5.0 mg/L de diuron) e em relação aos ensaios sem a presença de diuron. No entanto, nos ensaios simulando ciclo completo, os autores concluíram que, para a dosagem de 60 mg/L de PAC foram obtidas maiores remoções de diuron (24.7 a 26.1%).

Ensaios em bancada simulando ciclo completo

Os resultados dos ensaios em ciclo completo foram apresentados na Tabela 2. As análises foram feitas em tréplica.

Tabela 2. Parâmetros físico-químicos, unidades, métodos de medição e limites de detecção.

Parâmetro	Unidade	Água de estudo	Água após filtração em ciclo completo
pH	Adimensional	6.38	7.10 ± 0.18
Turbidez	uT	66.9	0.45 ± 0.01
Cor aparente	uH	305	<1
Cor verdadeira	uH	18	-
Sólidos Totais	mg/L	98	-
Sólidos suspensos	mg/L	55	-
Sólidos dissolvidos	mg/L	43	-
Alumínio	mg Al/L	0.12	<0.01
Carbono orgânico total (COT)	mg C/L	3.92	3.48 ± 0.18
Diuron	mg/L	4.94	3.60 ± 0.12

A partir dos resultados das concentrações residuais de diuron, em média 3.6 mg/L, com redução de 27%, verificou-se que o ciclo completo não garante uma remoção eficiente do herbicida, produzindo água filtrada com diuron acima dos padrões de potabilidade, 90 µg/L de acordo com o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, de 2017, do Ministério da Saúde.

A concentração de alumínio após a simulação do ciclo completo corrobora para a seleção correta da dosagem de coagulante, pois não houve excedente na água filtrada.

Em relação ao COT, a remoção foi de 11%. Thuy *et al.* (2008) e Oliveira *et al.* (2019) também obtiveram baixas remoções de COT, sugerindo que a remoção das matrizes orgânicas presentes na água foi prejudicada pela presença do diuron em elevada concentração.

Aplicação POA H₂O₂/UV

A partir dos ensaios com uso de traçador, foi possível obter os tempos de residência, apresentados na Tabela 3. Durante os ensaios de fotodegradação, a irradiância medida na parede externa do reator anular foi de 61.22 W/m², a fim de representar a radiação média absorvida pela solução, calculou-se a fluência aplicada com referência ao diâmetro hidráulico da seção anular, 71.0 W/m² (Tabela 3). Foi possível também calcular a dose de radiação aplicada, pelo produto entre intensidade da radiação e o tempo de exposição à luz UV (tempo de residência do reator).

Dos resultados obtidos, apresentados na Figura 6, observou-se que as frações de remoção de diuron e COT foram crescentes com o aumento da dosagem de peróxido de hidrogênio na entrada do reator (de 10 a 100 mg/L), indicando maior degradação do herbicida.

Tabela 3. Tempo de detenção hidráulico, irradiação, dose de radiação UV absorvida pela reação de degradação de diuron.

Vazão (L/h)	TDH (s)	I (W/m ²)	D _{UV} (J/m ²)
2.6	1168	71	82957
5.3	430	71	30541
9.2	288	71	20455
34	86	71	6083

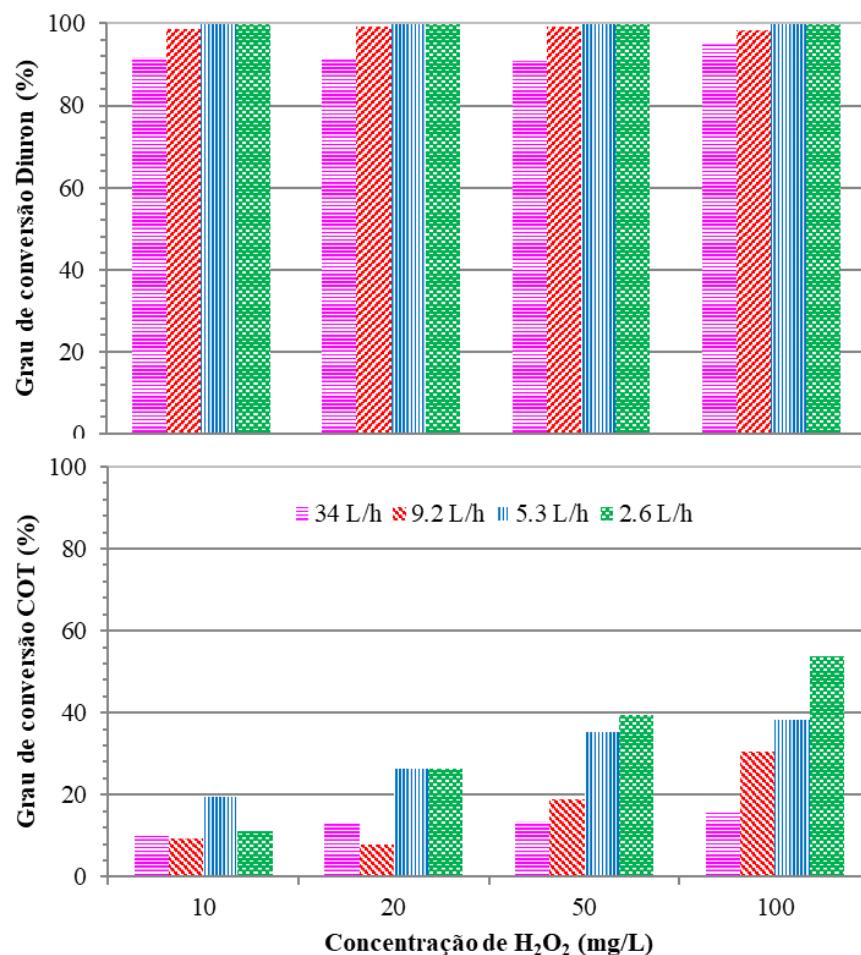


Figura 6. Remoção de diuron e COT para as variações experimentais nos ensaios de POA – concentração de peróxido e vazão de alimentação.

A consequente elevação na concentração do oxidante provavelmente levou a maior formação de radicais hidroxila, que foram responsáveis pela decomposição do composto orgânico. No entanto, deve-se atentar ao fato que o excesso de peróxido de hidrogênio pode ocasionar as reações de terminação, que são indesejáveis, pois os radicais podem se unir, formando novamente moléculas de peróxido, diminuindo a taxa de degradação dos reagentes, fato que não se verificou nas condições operacionais estudadas. As análises de residual de peróxido de hidrogênio indicaram total consumo do composto.

A partir dos resultados da degradação de diuron, apresentados em conversão do próprio herbicida e de carbono orgânico total, nas Figuras 5 e 6, notou-se que apesar das altas remoções do agroquímico, a mineralização foi de no máximo 55%. Tal resultado indicou que a molécula de diuron foi oxidada, porém se formaram outras moléculas orgânicas. Neste trabalho não foram estudados quais os possíveis subprodutos formados e em relação a toxicidade. Resultados semelhantes foram encontrados na literatura (Santos *et al.*, 2016; Pavarajarn *et al.*, 2016; Zanta e Martínez-Huitl, 2009; Cassano *et al.*, 2001; Pipi *et al.*, 2014). Pavarajarn *et al.* (2016) encontraram, através do espectrômetro de massa, 11 compostos intermediários formados nos casos em que não houve mineralização total. Dentre eles, foram identificados 3-(3,4-diclorofenil)-1-formil-1-metilureia, 3-(3-clorofenil)-1,1-dimetilureia e 3,4-dicloro-anilina.

Adsorção em CAG

O CAG, previamente caracterizado por Rozario (2012), apresentou área superficial específica de 530 m²/g, recomendado por Droste (1997), no mínimo 500 m²/g, para um potencial de adsorção adequado. Em relação ao índice de azul de metileno, que está associado à quantidade de mesoporos do CAG, pois as dimensões de sua molécula condizem com o diâmetro do poro em questão (1.5 nm), 39 mL/g, sendo um valor essencial para adsorção da molécula de diuron, cuja massa molecular é 233 g/mol, e de dimensões 0.92 nm e 0.49 nm, é compatível com o tamanho dos mesoporos.

Os tempos de contato em vazios, para escala real, foi utilizado 5 min, baseado nas recomendações de MWH (2012). Em relação às taxas de aplicação adotou-se o valor de 120 m³/m²dia para o leito em escala real, pois segundo MWH (2012), em processos de adsorção em leito fixo de CAG a taxa deve estar no intervalo de 120 a 360 m³/m²dia. Os parâmetros para escala reduzida de tempo de contato em vazios e taxa de aplicação superficial foram calculados pelas equações 2 e 3, uma vez conhecidos os diâmetros médios do leito de CAG.

Os demais parâmetros, volume e comprimento do leito e vazão de alimentação, foram obtidos pelas relações: vazão volumétrica corresponde ao produto da taxa pela área e massa específica aparente do CAG corresponde à massa pelo volume aparente de partículas.

Com os ensaios em microcolunas, foi possível a obtenção da curva de ruptura apresentada na Figura 7. Para se determinar a vida útil de um filtro em escala real de CAG por meio da curva de ruptura, onde o ponto de ruptura é considerado quando o valor da concentração do efluente atinge um valor estabelecido, nesse caso, o valor máximo permitido de diuron na água potável, dado 90 µg/L (Brasil, 2017). O que correspondeu à fração C/Co de 0.026, uma vez que a concentração inicial era 3.45 mg/L. O tempo de ruptura correspondente a esse ponto foi de 54 horas. A fração mássica máxima, em que C/Co = 1, corresponde ao tempo total de saturação da coluna de adsorção, 106 horas.

Através da Equação 4, foi obtido o tempo de ruptura para escala real de 4500 h, o que corresponde a aproximadamente 187.5 dias ou 6.25 meses. Dessa forma, sabe-se que, para as condições experimentais estudadas nesse trabalho, uma coluna em escala real iria operar nesse tempo calculado, sendo depois interrompido para regeneração do leito de CAG. As dimensões do leito real devem obedecer aos parâmetros estabelecidos e apresentados na Tabela 4, e a partir da vazão volumétrica real, calcula-se o diâmetro requerido.

$$\frac{0.06\text{min}}{5\text{min}} = \frac{t_{sc}}{t_{lc}}$$

Equação (4)

Em que,

t_{sc}: tempo de operação da coluna em escala reduzida (min);

t_{lc}: tempo de operação da coluna em escala real (min).

Tabela 4. Características dos ensaios de adsorção em CAG em escala reduzida e parâmetros adotadas para escala real.

Parâmetros	Unidade	Escala Real	Ensaio escala reduzida
Granulometria do carvão	mesh mm	8 x 30 0.59 – 2.38	100 x 150 0.106 – 0.15
Diâmetro médio da partícula	mm	1.185	0.126
Densidade Aparente	g/mL	0.59	0.63
Tempo de contato em vazios	min	5	0.06
Taxa de aplicação	m ³ /m ² dia	120	1128
Diâmetro da coluna	cm	-	1
Área	cm ²	-	0.79
Volume	cm ³	-	3.48
Comprimento do leito	cm	-	4.4
Vazão	L/h	-	3.69
Tempo de ruptura	h	4500	54

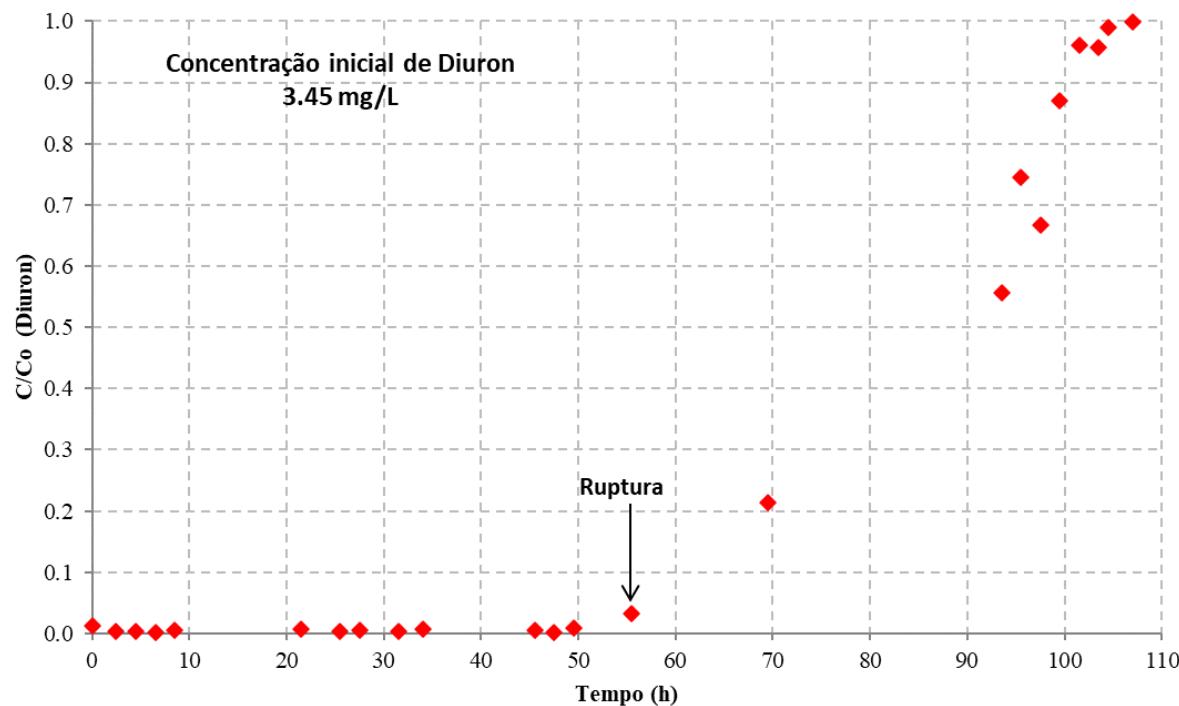


Figura 6. Curva de ruptura obtida no ensaio de adsorção em CAG em coluna de escala reduzida.

Conclusões

A partir do estudo da remoção de diuron, presente em águas superficiais foi possível concluir que o tratamento em ciclo completo não foi eficaz para remover o herbicida, apresentando remoção de 27%, na concentração inicial de 5.0 mg/L.

Na associação com POA, com exposição à luz UV em presença de peróxido de hidrogênio, foi possível concluir que o aumento do tempo de detenção hidráulica, de 86 a 1168 s, e da concentração de peróxido de hidrogênio, de 10 a 100 mg/L, elevou sensivelmente o grau de conversão do diuron até o valor máximo obtido de 99.9%. Os resultados dos graus de conversão, com base na concentração de carbono orgânico total, no intervalo de 1.0% a 53.7%, em contraposição aos níveis encontrados para o consumo de diuron, de 72.2 % a 99.9 %, foram indicativos da formação de subprodutos intermediários a mineralização desejada para o microcontaminante. Dessa forma, foi evidenciada a importância de não se avaliar apenas o desempenho do processo com base na remoção do diuron, sendo a remoção do carbono orgânico total etapa mais restritiva para o processo de tratamento.

Na associação com a tecnologia tratamento de água de adsorção em CAG, os testes rápidos em coluna de escala reduzida permitiram estimar o tempo de ruptura em real, de modo que este método simplificado, de rápida execução, pode ser utilizado e produziu resultados satisfatórios, sendo adequados ao estudo com o tipo de carvão e contaminantes utilizados neste trabalho. Dessa forma, a partir de uma taxa de aplicação de 120 m³/m².dia, com partículas de CAG variando entre 0.59 e 2.38 mm, foi estimado um tempo de vida útil de 187.5 dias para uma coluna de CAG, com base nas condições experimentais estudadas.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao MCT/FINEP/Ação Transversal Saneamento Ambiental e Habitação (07/2009) pelo auxílio financeiro.

Referências

- ASTM, American society for testing and materials (2008) *ASTM D 6586-03: Standard Practice for the Prediction of Contaminant Adsorption on GAC in Aqueous Systems Using Rapid Small-Scale Column Tests*. Filadélfia: ASTM International.
- Brasil (2011) *Portaria de Consolidação nº 5 de 28/09/2017, anexo XX. Do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (origem: prt ms/gm 2914/2011)*. Diário Oficial da União, 03 out. 2017.
- Cassano, A.E, Alfano, O.M, Brandi, R.J. (2001) Degradation kinetics of 2,4-D in water employing hydrogen peroxide and UV radiation. *Chemical Engineering Journal*, **82**, 209-218. [https://doi.org/10.1016/S1385-8947\(00\)00358-2](https://doi.org/10.1016/S1385-8947(00)00358-2)
- Crittenden, J.C., Berrigan, J.K., Hand, D.W. (1986) Design of rapid small-scale adsorption tests for a constant diffusivity. *Journal of Water Pollution Control Federation*, **58**(4), 312-319.
- Crittenden, J.C., Berrigan, J.K., Hand, D.W., Lykins, B. (1987) Design of rapid fixed-bed adsorption tests for nonconstant diffusivities. *Journal of Environmental Engineering*, **113**(2), 243-259.
- Crittenden, J. C., Reddy, P. S., Arora, H., Trynoski, J., Hand, D. W., Perram, D. L., Summers, R. S. (1991) Predicting GAC Performance With Rapid Small-Scale Column Tests. *Journal (American Water Works Association)*, **83**(1), 77-87.
- Dezotti, M., Azevedo, E.B., Tôrres, A.R., Aquino Neto, F.R. (2009) TiO₂-Photocatalyzed degradation os phenol in saline media in a annular reactor: hydrodynamics, lumped kinetics, intermediates, and acute toxicity. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, **26**, 75-87.
- Di Bernardo, L., Dantas, A. D. B., Voltan, P. E. N. (2011) *Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água*. São Carlos: LDIBe, 454 pp.
- Droste, R.L. (1997) Theory and practice of water and wastewater. Nova York: John Wiley & Sons. 816 p.
- Faleiros, R. J. R. (2008) Uso de carvão ativado pulverizado para remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de água superficial. 101 f. Dissertação (Mestrado), Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto.
- Levenspiel, O. (1996) The Chemical Reactor Omnibook. Oregon: OSU Book Stores, 704 pp.
- Loaiza-Ambuludi, S., Oturan, M.A., Panizza, M., Oturan, N. (2014) Removal of the anti-inflammatory drug ibuprofen from water using homogeneous photocatalysis. *Catalysis Today*, **224**, 29-33. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2013.12.018>

- Lopes, W.S., Villar, S.B.B.L., Ramos, R.O., Ceballos, B.S.O., Leite, V.D., Sousa, J.T. (2018) Adsorption of microcystin-LR by granular activated carbon produced from palm (dendê) coconut shells. *Revista AIDIS de Ingeniería Y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **11**(3), 319-331.
- Martinez, M. S., Piza, A. V. T., Dantas, A. D. B., Paschoalato, C. F. P. R., Di Bernardo, L. (2011) Remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de água por adsorção em carvão ativado. *Revista DAE*, **185**, 35-39. <https://doi.org/10.4322/dae.2014.071>
- MWH, Howe KJ, Hand DW, Crittenden JC, Trussell RR, Tchobanoglous G. Principles of water treatment New Jersey: John Wiley & Sons; 2012, 672 pp.
- Oliveira, M. V., Dantas, A. D.B.; Paschoalato, C. F. P. R., Di Bernardo, L., Rocha, R. H. (2019) Influência da concentração de carbono orgânico e diuron no tratamento de água. *Revista DAE*, **216**(67), 31-43. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.013>
- Ormad, M.P., Miguel, N., Claver, A., Matesanz, J.M., Ovelleiro, J.L. (2008) Pesticides removal in the process of drinking water production. *Chemosphere*, **71**, 97-106. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.10.006>
- Öztürk, N., Kavak, D. (2005) Adsorption of boron from aqueous solutions using fly ash: Batch and column studies. *Journal of Hazardous Materials*, **127**, 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.06.026>
- Paschoalato, C.F.P.R., Dantas, A.D.B., Rosa, I.D.A., Faleiros, R.J.R., Di Bernardo, L. (2009) Use of activated carbon to remove the herbicides diuron and hexazinone from water. *Revista DAE*, **179**, 34-41. <https://doi.org/10.4322/dae.2014.026>
- Pavarajarn, V., Khongthon, W., Jovanovic, G., Yokochi, A., Sangvanich, P. (2016) Degradation of diuron via an electrochemical advanced oxidation process in a microscale-based reactor. *Chemical Engineering Journal*, **292**, 298-307. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.02.042>
- Pipi, A.R.F, Sirés, I., Andrade, A.R., Brillas, E. (2014) Application of electrochemical advanced oxidation processes to the mineralization of the herbicide diuron. *Chemosphere*, **109**, 49-55. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.006>
- Rosa, I. D. A. (2008) *Remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de água superficial no tratamento em ciclo completo com adsorção em carvão ativado granular*. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Ribeirão Preto. Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnológicas. Ribeirão Preto, 87 pp.
- Rozário, A. (2012) *Avaliação da remoção do ácido 2,4-diclorofenoxyacético (2,4-D) em águas através do uso de carvão granular (CAG) em pequenas colunas (escala experimental)*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória - ES, 208 pp.
- Santos, E.P, Fioreze, M. Schweickardt, M. (2016) Aplicação de reagente fenton e estudo das variáveis intervenientes na degradação do 2,4,6-triclorofenol. *Revista AIDIS de Ingeniería Y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **9**(2), 229-239.
- Thuy, P.T., Moons, K., Van Dijk, J.C., Anh, N.V., Van der Bruggen, B. (2008) To what extent are pesticides removed from surface water during coagulation-flocculation? *Water and Environment Journal*, **22**(3), 217-223. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2008.00128.x>
- Tsai, J. H., Chiang, H. M., Huang, G. Y., Chiang, H. L. (2008) Adsorption characteristics of acetone, chloroform and acetonitrile on sludge-derived adsorbent, commercial granular activated carbon and activated carbon fibers, *Journal of Hazardous Materials*, **154**, 1183-1191. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.11.065>
- Voltan, P. E. N., Dantas, A. D. B., Paschoalato, C. F. P. R., Di Bernardo, L. (2016) Predição da performance de carvão ativado granular para remoção de herbicidas com ensaios em coluna de escala reduzida. *Eng. Sanit. Ambient.*, **21**(2), 241- 250.
- Zanta, C.L.P.S., Martínez-Huitle, C.A. (2009) Degradation of 2-hydroxybenzoic acid by advanced oxidation processes. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, **26**, 503-513.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

QUANTIFICAÇÃO DE METAIS PESADOS E ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICO NA ÁGUA DO ESTUÁRIO DO RIO CEARÁ

QUANTIFICATION OF HEAVY METALS AND ANALYSIS OF PHYSICOCHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL PARAMETERS IN THE WATER OF THE CEARÁ RIVER ESTUARY

Recibido el 6 de diciembre de 2021. Aceptado el 22 de marzo de 2022

Abstract

The APA of the Ceará River Estuary faces environmental problems, such as the presence of garbage in the estuary and water pollution, mainly caused by industrial and domestic sewage. The work was base on the analysis of the water of the Ceará River Estuary through physicalchemical and microbiological parameters and quantification of heavy metals Cd, Cu, Mn, Pb, and Ni. the APA of the Ceará River Estuary, in the rainy and dry seasons. Ammonia, chemical oxygen demand-COD and conductivity samples were prepares in duplicate and the analysis methodology was adopts according to Standard Methods APHA, 2005. The microbiological test was base on the presence/absence method with the Colilert (IDEXX's Quanti-Tray). For the analysis of the quantification of metals, they were performed in a Flame Atomic Absorption Spectrophotometer (FAAS) Perkin Elmer, model Analyst 1000. The quantification method used for metals is external standardization. High values of COD and ammonia were quantifies, as well as the existence of the presence of total coliforms and *E. coli*. The metals Cd, Pb, Mn, and Ni obtained values above those recommended by CONAMA Resolution nº 357/05, Pb quantified more significant values compared to the metals analysis and Cu was detects at only one point of the analysis, in the rainy season, which showed the highest concentration of metals. The increase in metal concentrations can cause damage to the ecosystem, as it is possible to visualize the long-term consequences, such as urbanization and intense occupation in the Ceará River Estuary.

Keywords: estuary, mangrove. environment pollution.

¹ Programa de Pós Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Brasil.

² Universidade Estadual do Ceará, Brasil.

³ Departamento de Química Analítica e Físico Química, Universidade Estadual do Ceará, Brasil.

* Autor correspondente: Programa de Pós Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Av. Treze de Maio 2081, Benfica, Fortaleza-CE, 60040-531, Brasil. Email: gardysilva@hotmail.com

Resumo

A APA do Estuário do Rio Ceará enfrenta problemas ambientais, como a presença de lixo no estuário e poluição das águas, provocada principalmente por esgotos industriais e domésticos. O trabalho baseia-se na análise da água do Estuário do Rio Ceará por meio dos parâmetros físico-químicos, microbiológico e da quantificação dos metais pesados Cd, Cu, Mn, Pb e Ni. As amostras de amônia, demanda química de oxigênio-DQO e condutividade foram preparadas em duplicata e adotou-se a metodologia de análise conforme Standard Methods APHA, 2005. O teste microbiológico baseou-se no método presença/ausência com o Colilert (IDEXX's Quanti-Tray). Para as análises da quantificação dos metais foram realizadas em Espectrofômetro de Absorção Atômica por Chama (FSAA), Perkin Elmer, modelo Analyst 1000. O método de quantificação usado para os metais é a padronização externa. Foram quantificados valores alto de DQO e amônia, e a existência da presença de coliformes totais e *E. coli*. Os metais Cd, Pb, Mn e Ni obtiveram valores acima do recomendado pela Resolução CONAMA nº 357/05, o Pb quantificou valores mais significativos em comparação aos metais em análise e o Cu foi detectado em apenas um ponto da análise, no período chuvoso o qual apresentou maior concentração de metais. O aumento das concentrações de metais pode acarretar danos ao ecossistema, é possível visualizar as consequências a longo prazo, como a urbanização e ocupação intensa no Estuário do Rio Ceará.

Palavras-chave: estuário, manguezal, poluição ambiental.

Introdução

A Área de Proteção Ambiental do Estuário do Rio Ceará, criada por meio do Decreto nº 25.413 de 29 de março de 1999. Em 6 de junho de 2021 o projeto de Lei nº 67/2021 redefiniu os limites da APA do Estuário do Rio Ceará, transformado na Lei nº 17.535 de 23 de junho de 2021 com área total de 2.735 ha. Possui ecossistema de mata de tabuleiro, caatinga, cerrado e manguezal. Possui acesso pelas Avenidas Francisco Sá e Ulisses Guimarães, pela BR 222 no entroncamento com a CE-090, rodovia estadual (Ceará, 2018; Ceará, 2021). A figura 1 apresenta a nova demarcação da área da APA do Estuário do Rio Ceará.

A APA do Estuário do Rio Ceará caracteriza-se com importância ecológica, social, econômico, aspectos históricos e culturais, além da valorização das comunidades indígenas. O Estuário do Rio Ceará possui ligação livre com o mar, ambiente costeiro, abrange área de cerca de 500 ha de manguezal. Há pressão demográfica devido o uso diversificado dos seus recursos naturais, deste modo possui fragilidade quanto ao equilíbrio ecológico em permanente estado de risco. O sistema de gerenciamento de mecanismos articulados para conciliar o desenvolvimento econômico e social com a capacidade de suporte do ambiente, torna-se necessário para assegurar a preservação dos valores e dos recursos naturais (Ceará, 2010).

O ecossistema de manguezal possui importância significativa na absorção e estocagem de carbono na biomassa e no solo, contribuem para a redução da vulnerabilidade da zona costeira às mudanças climáticas, possibilita a retenção de sedimentos que compensa parcialmente a elevação do nível do

mar e reduz processos erosivos. É notório a importância dos manguezais, porém esses ecossistemas são vulneráveis a várias ameaças, como à perda e fragmentação da cobertura vegetal, à deterioração dos habitats aquáticos, à poluição e às mudanças na hidrodinâmica devido especialmente a ocupação, que promove a diminuição dos recursos ecológicos disponíveis para comunidades tradicionais e comércio local que dependem do meio, destacam-se as atividades de pesca artesanal, o extrativismo, a coleta de mariscos e o turismo (ICMBio, 2018).

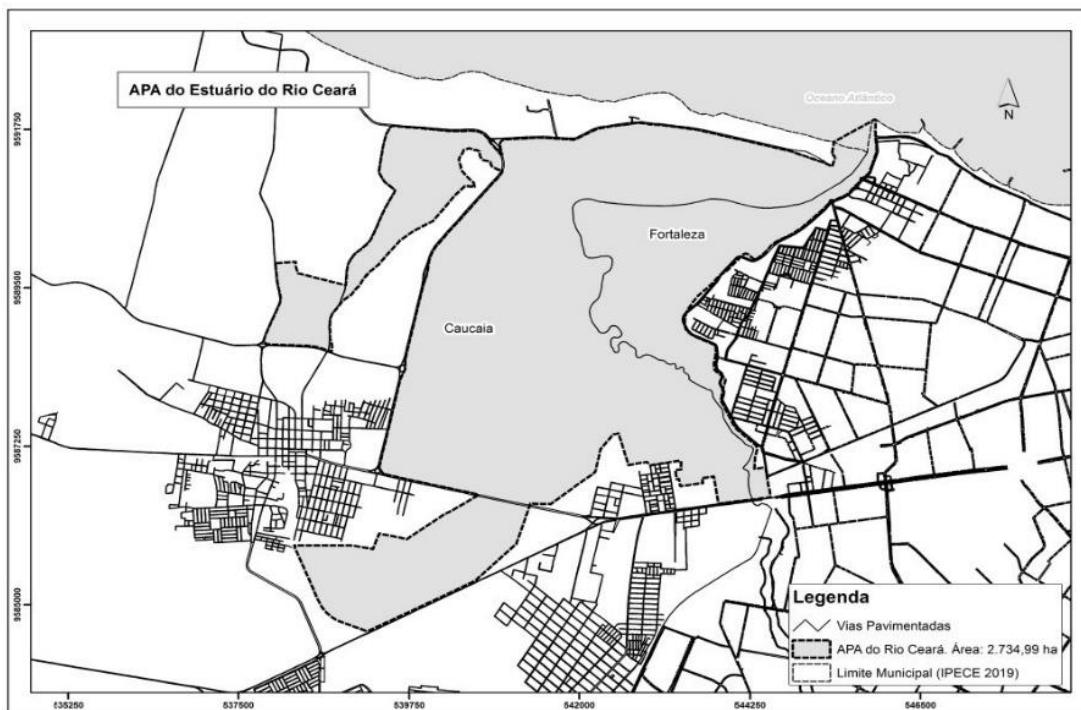


Figura 1. Redefinição da APA do Estuário do Rio Ceará. Fuente: Ceará, 2021.

Na região da APA do Estuário do Rio Ceará há alguns problemas ambientais, como a presença de lixo no estuário e poluição das águas, provocada principalmente por esgotos industriais e domésticos, que pode ocasionar problemas para a população local, como a comunidade indígena Tapeba, devido à diminuição da pesca, comprometendo o meio de sobrevivência. Portanto, a poluição do rio Ceará afeta diretamente a comunidade que, devido à má utilização, ocasiona consequências sócio-ambientais (Moraes, Portela e Costa, 2015).

Outro impacto que ocorre na referida APA é a falta de saneamento básico. A poluição dos rios Ceará e Maranguapinho interfere na comunidade local, pois dependem da pesca de peixes, crustáceos, da exploração dos recursos naturais e irregular ocasionada por diversos desgastes, como o despejo de

resíduos sólidos e esgotos clandestinos lançados pelas residências e indústrias próximas. A condução é efetuada pelos canais pluviais que conduzem os dejetos para o próprio rio Ceará e/ou seu principal afluente, o Rio Maranguapinho (Lima *et al.*, 2019; Melo *et al.*, 1990).

No estudo de Moraes *et al.* (2015), os autores verificaram o desmatamento na área de manguezal do Estuário do Ceará, devido à ocupação desordenada que ocorre à margem direita do rio Ceará, em Fortaleza, principalmente nos bairros, Barra do Ceará, Vila Velha e Goiabeiras. O turismo também consiste numa atividade em crescimento e cada vez mais necessário o implemento de infraestrutura. Na APA do Estuário do Rio Ceará-Rio Maranguapinho há passeios de barco pelas áreas de manguezais, incluindo-se o Parque Botânico do Ceará, com área de 190 ha de fauna e flora conservados, o parque recebe visitação do público.

As fontes mais notórias de contaminação de manguezais por metais provém de rejeitos de minas e resíduos industriais, a fauna apresenta-se vulnerável pelo estresse fisiológico com redução da reprodutividade (Hogarth, 2015). Nilin *et al.* (2007) argumentam que o distrito industrial de Maracanaú é uma fonte secundária de poluição para o rio Ceará, por partes das empresas não possuírem estações de tratamento de efluentes, os rejeitos industriais podem estar sendo despejados diretamente ou indiretamente no leito do rio Maranguapinho, efluente do Rio Ceará. No rio Maranguapinho e Ceará, foram detectados várias categorias de contaminantes, como os metais: chumbo, cromo, cádmio e mercúrio, que possui uma estreita relação entre a existência desses metais e os despejos de lixo industrial.

Efluentes industriais e domésticos provocam contaminação por metais pesados. Martins *et al.* (2011) descrevem que os metais essenciais à vida, estão presentes na natureza em concentrações significativas para a manutenção e sobrevivência das espécies. Já os metais não essenciais, não possuem função conhecida no ciclo biológico, considerados tóxicos quando excedem as concentrações normais encontradas.

O trabalho baseia-se na análise da água do Estuário do Rio Ceará por meio dos parâmetros físico-químicos, microbiológico e da quantificação dos metais pesados Cd, Cu, Mn, Pb e Ni na APA do Estuário do Rio Ceará, nos períodos chuvoso e seco. São necessários estudos que visem avaliar o nível de contaminação presente no meio e os prováveis impactos a população, ocasionados por metais pesados advindos de esgotos industriais e domésticos no manguezal da APA do Estuário do Rio Ceará.

Material e métodos

Nesta seção apresenta-se a área de estudo, o método empregado na obtenção das amostras de água e o método das análises dos dados obtidos.

Amostragem de água

As coletas de água foram realizadas em três pontos específicos ao longo do manguezal no rio Ceará, no período chuvoso (janeiro de 2021) e período de seca (agosto de 2021). A Figura 2 demarca os pontos de estudo na APA do Estuário do Rio Ceará.

O ponto de coleta 1 localiza-se nas coordenadas -3.700513, -38.632253, as margens da CE-090, Caucaia-CE. O ponto 2 encontra-se na região mais central na APA, possui coordenadas -3.701105, -38.622462, Caucaia-CE. O ponto 3 fica nas proximidades da praia Barra do Ceará, com coordenadas -3.702086, -38.590718, Fortaleza-CE.

Em cada ponto específico foram coletadas amostras de água ($n=5$ /cada). A coleta foi obtida por sucção com mangueira de silicone com profundidade de 0-15 cm a uma distância cerca de 10 m (250 mL) (Silva, 2011).

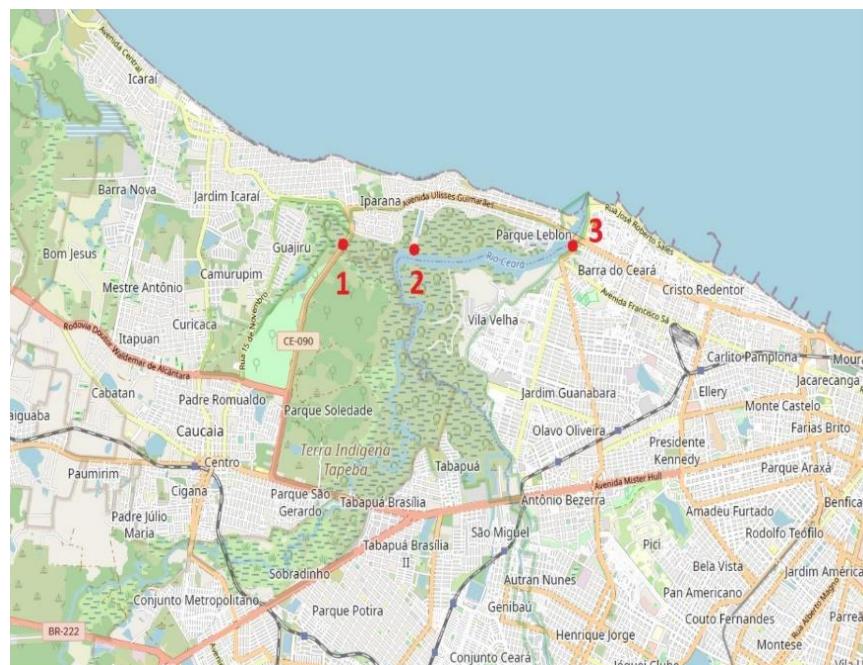


Figura 2. Pontos de coletas da amostragem de água na Área de Proteção Ambiental do Estuário do Rio Ceará. *Fonte: OSMF (2021)*

As amostras foram filtradas com papel de filtro (Whatman de 25-30 μm) e acidificadas a 0.2% com HNO_3 , para evitar a formação de hidróxidos e conservadas na geleira. Para efetuar as análises, as amostras foram filtradas com membranas celulósicas de 0.45 μm com bomba de vácuo.

As análises foram realizadas em Espectrofotômetro de Absorção Atômica por Chama (FSAA), Perkin Elmer, modelo Analyst 1000. Foram construídas curvas de calibração para cada metal a partir de seus padrões puros. O método de quantificação usado para os metais é a padronização externa. As amostras de água foram submetidas ao método de mineralização por via úmida com ácido nítrico (HNO_3 65%) com leitura por espectrofotometria de absorção atômica e avaliado alguns parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

Parâmetros físico-químicos e microbiológico da água

Para os parâmetros físico-químicos e microbiológico da água foi realizado a análise somente do período seco, pelo motivo de não ter sido possível realizar as análises do período chuvoso.

As variáveis químicas determinadas para análise da qualidade da água foram: amônia (mg/L), demanda química de oxigênio DQO (mg/L), condutividade (mS/cm), coliformes totais e *Escherichia coli*. As amostras foram preparadas em duplicata e adotou-se para amônia, DQO e condutividade as metodologias de análises conforme Standard Methods (APHA, 2005).

O teste microbiológico baseou-se no método presença/ausência com o Colilert (IDEXX's Quanti-Tray), que avaliou qualitativamente a presença ou ausência de bactérias indicadoras de Coliformes Totais e *E.coli* (IDEXX, 2017).

Resultados e discussões

O estudo na APA do Estuário do Rio Ceará foram agrupados em 3 etapas: na água por meio dos parâmetros físico-químicos (DQO, Amônia e Condutividade elétrica), microbiológicas de coliformes totais, *E.coli* (presença ou ausência) e metais pesados.

Parâmetros físico-químicos e microbiológico da água

As amostras foram coletadas em agosto de 2021, em período seco. Não houve comparativos entre os períodos seco e chuvoso, devido à impossibilidade de análise no período chuvoso por motivos da Pandemia do Coronavírus (COVID-19).

A tabela 1 apresenta os resultados da DQO, amônia e condutividade elétrica. A DQO é um indicativo de poluição urbana (Sperling, 2005). Não houve uma discrepância significativa para os valores de DQO em relação aos pontos avaliados, tabela 1.

A alta DQO no ponto 2, seguido dos pontos 1 e 3, com média de 256 mg/L, indica um valor elevado de matéria orgânica presente no meio quando comparado ao trabalho de Chagas, Lima e Felici (2020), com média de 49 mg/L no córrego São Jorge, localizado no município de Tarabai-SP. Já o

estudo de Fiúza *et al.* (2010), a média foi de 300 mg/L para o baixo curso do rio Pacoti-CE. Ambos os trabalhos mencionam a presença de atividades pecuaristas, esgotos residenciais e industriais.

A maior concentração de DQO foi encontrada no ponto central em estudo (ponto 2), no corpo do estuário, provavelmente pela concentração de residências nas proximidades e ausência de saneamento básico.

Tabela 1. Valores dos parâmetros físico-químicos da água.

Parâmetro	Ponto P1	Ponto P2	Ponto P3	Referência
DOQ (mg/L)	254	281	234	*
Amônia (mg/L)	1.85	0.78	0.27	0.70
Condutividade (mS/cm)	8.76	17.7	17.6	*

*Não existe valor estabelecido. Fonte: elaborada pela autora.

A Resolução CONAMA nº 357/05 (Brasil, 2005) propõe que em águas salobras e salinas os valores de amônia não ultrapasse a concentração de 0.70 mg/L. Nos pontos 1 e 2, a amônia possui valores superiores ao limite proposto, já o ponto 3 apresentou concentração no limite permitido, tabela 1.

O valor máximo de amônia encontrado foi no ponto 1, com concentração de 1.85 mg/L, e o valor mínimo foi detectado no ponto 3, com 0.27 mg/L. Esses valores foram superiores aos valores obtidos no estuário do rio São Paulo, Baía de Todos os Santos (Pinheiro, 2019), com mínimo de 0.025 mg/L e máximo de 0.27 mg/L. A média da concentração de amônia nos três pontos foi de 0.97 mg/L, acima do valor permitido pelo CONAMA. Fator explicado possivelmente em função do uso e ocupação da região, como afirmam Miranda *et al.* (2016).

A condutividade no ponto 1 foi de 8.76 mS/cm, no ponto 2 foi 17.7 mS/cm e no ponto 3 foi de 17.6 mS/cm. O valor mínimo obtido foi o ponto 1 e o valor máximo no ponto 2. A presença de alta condutividade elétrica em águas é caracterizada como um fator indicador de possível poluição (São Paulo, 2015), tabela 1.

Os valores mais altos de condutividade estão próximos à foz e têm relação direta com a salinidade encontrada. A condutividade na água não representa risco à saúde humana, porém em concentrações significativas podem ser indicadores de processos de poluição, decorrente da descarga de material, principalmente por efluentes industriais que liberam altos teores de íons dissolvidos (Santos, 2013; EMBRAPA, 2020).

Os altos índices de condutividade são ocasionados por fontes não pontuais como efluentes de áreas residenciais e urbanas, águas de drenagem de sistemas de irrigação e escoamento

superficial de áreas agrícolas, principalmente em regiões semi-áridas, onde a evapotranspiração excessiva causa o acúmulo de sais (EMBRAPA, 2020).

Apesar de os teores de DQO e condutividade elétrica não serem estabelecidos na resolução para a classificação dos corpos hídricos, é de suma importância a sua caracterização e demonstração de algum desequilíbrio aquático, como a densidade e o estado de saturação de minerais carbonáticos (Chagas *et al.*, 2020).

Nos pontos de análises 1, 2 e 3 foram constatados a presença de Coliformes totais e *E.coli*, cenário justificado pela deficiência de saneamento básico na região. O esgotamento sanitário e coleta de lixo ineficiente das áreas urbanas influenciam diretamente na qualidade da água, as principais fontes de contaminação dos rios ocorrem pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais (Conceição *et al.*, 2020; Namugize, 2018).

A presença de microorganismos em ambientes aquáticos influencia em modificações químicas e ecológicas do meio (Baird, 2017).

Concentrações de metais na água

Para a avaliação das concentrações de metais foram utilizados como valores de referências máximos permissíveis (mg/L) na água pela Resolução CONAMA nº 357/05. A Tabela 2 menciona a análise descritiva das concentrações médias de metais pesados na água em período chuvoso e seco, por meio do Espectrofotômetro de Absorção Atômica por Chama, da APA do Estuário do Rio Ceará e os valores máximos permissíveis (mg/L) na água pela Resolução CONAMA.

As concentrações dos metais na água avaliados neste estudo apresentaram níveis significativos para algumas categorias, com diferenças de concentrações nos respectivos pontos de análises, porém, também apresentaram níveis aceitáveis para alguns metais quando comparado ao recomendado pela Resolução CONAMA nº 357/05.

A tabela 2 descreve os valores médios obtidos para os metais Cd, Cu, Mn, Pb e Ni nos dois períodos, chuvoso e seco. Foram comparados aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05, para água salobra, por se tratar de água de estuário. As concentrações de metais em águas superficiais acima dos valores de referência estabelecidos pela resolução ambiental brasileira CONAMA nº 357/05 (Brasil, 2005), pode ser evidenciada por pressões antrópicas que a área em estudo pode estar submetida, com degradação e possível perda de biodiversidade. Para Schnack *et al.* (2018), concentrações elevadas de metais em manguezais conseguem modificar a composição genética em populações como também reduzir o tamanho populacional.

Tabela 2. Médias das concentrações de metais pesados na água dos pontos de coletas 1, 2 e 3 - períodos chuvoso e seco

Pontos de Coletas	Cd (mg/L)	Cu (mg/L)	Mn (mg/L)	Pb (mg/L)	Ni (mg/L)
Ponto 1 do Período Chuvoso	0.022	0.002	0.201	0.646	0.067
Ponto 2 do Período Chuvoso	0.067	0.000	0.069	1.412	0.233
Ponto 3 do Período Chuvoso	0.082	0.000	0.029	0.836	0.285
Ponto 1 do Período Seco	0.000	0.000	0.173	0.000	0.000
Ponto 2 do Período Seco	0.000	0.000	0.080	0.418	0.000
Ponto 3 do Período Seco	0.000	0.000	0.028	0.464	0.000
CONAMA nº 357/05	0.040	0.0078	0.100	0.210	0.074

Fonte: elaborada pela autora.

O aumento das concentrações de metais na APA do Estuário do Rio Ceará pode acarretar danos ao ecossistema. De acordo com Silva (2019) níveis significativos de metais traços podem refletir nas teias tróficas, possibilitando a transferência a níveis tróficos superiores, inclusive ao homem.

Ruiz (2020) enfatiza a preocupação ambiental de concentração de metais acima do recomendado na legislação em água de estuário, pois há animais que participam de cadeias que faz parte da alimentação humana, como peixes e crustáceos. Os metais possuem persistências nos organismos, que acarreta a bioacumulação e a biomagnificação na cadeia alimentar.

Dessa forma os resultados obtidos neste trabalho podem ser utilizados em comparativo a avaliações continuadas desenvolvidas na área.

Durante o período chuvoso no ponto de coleta 1, foram detectados valores médios abaixo do limite recomendado pela Resolução CONAMA nº 357/05 para os metais Cd, Cu e Ni nas amostras de água do local. Já no período seco não foram detectados concentrações para esses metais. Fernandes (2015) explica que maiores concentrações de metais no período chuvoso está associado ao aumento do processo de erosão, que possibilita o carreamento desses elementos para os corpos de água.

O ponto de estudo 2 encontra-se na região mais centralizada da APA do Estuário do Rio Ceará, no local fica a barraca Recanto do Mangue, que possui valores atrativos para os turistas e visitações. O ecossistema da área é típico de manguezal, com vegetação de mangue, crustáceos, peixes e pássaros.

Quanto as concentrações médias de metais no ponto de análise 2 no período chuvoso e seco, não foi detectado a presença do metal Cu. As concentrações médias do Mn apresentaram valores abaixo do recomendado pela resolução, com média de 0.069 mg/L e 0.080 mg/L, respectivamente para o período chuvoso e seco.

Foram detectados valores médios acima do recomendado pela Resolução CONAMA nº 357/05 para os metais Cd, Ni e Pb no período chuvoso, porém em período seco não foram quantificados valores para o Cd e Ni, o Pb obteve média de 0.418 mg/L, acima do valor recomendado na resolução. O Pb não têm função biológica conhecida (Soares *et al.*, 2020), para Singh *et al.* (2011), Monisha *et al.* (2014) há preocupações com a contaminação ambiental por metais tóxicos, como o Pb que causa efeitos tóxicos, mutagênicos e cancerígenos nos seres humanos e em outros seres vivos.

O Cd obteve média de 0.067 mg/L, para o Ni, o valor médio foi 0.067 mg/L e o valor médio do Pb obtido foi 0.067 mg/L. Metais como Cd e Pb podem ser extremamente tóxicos quando ultrapassam concentrações naturais, são persistentes no meio aquático e oferecem risco a saúde humana (Hinojosa-Garro *et al.*, 2020; Lima e Meurer, 2014).

O estudo de Silva (2020) analisou a presença de contaminantes CPE (contaminantes de preocupação emergente), ácido acetilsalicílico (AAS), bisfenol-A (BPA), cafeína (CAF) e a-etinilestradiol (EE2) em amostras de água dos rios de estuários Ceará, Cocó e rio Pacoti. Ao comparar as frequências de detecção de maneira geral nos rios ao longo do período amostral, o autor pôde afirmar que o estuário do rio Ceará é o mais impactado. Esses dados corroboram com os níveis excedentes de metais, DQO, amônia, condutividade elétrica, presença de coliformes totais, *E.coli* observados nesse estudo conforme os valores permitidos na Resolução CONAMA n. 357/05.

O ponto 3 localiza-se nas proximidades da praia Barra do Ceará. Encontra-se a margem da avenida Ulisses Guimarães, com acesso pela ponte José Martins Rodrigues, que conduz a ligação física entre o litoral de Fortaleza e de Caucaia. O local possui grande fluxo de veículos automotores na avenida, atividades turísticas, pesqueira e pequenas embarcações, por ser próximo à praia. É possível visualizar as consequências de longo prazo, como a urbanização intensa e a ocupação das margens, como resultantes da intervenção antrópica da paisagem na Barra do Ceará.

Para os autores, Araújo *et al.* (2008) o aumento dos impactos ambientais na APA do Estuário do Rio Ceará, deve-se ao crescimento populacional da Barra do Ceará e a ocupação das dunas nas proximidades da foz do rio Ceará.

No ponto 3, não foi detectado a presença de Cu em período chuvoso e seco. A concentração do Mn em ambos os períodos apresentaram valores abaixo do recomendado pela Resolução CONAMA nº 357/05, com médias de 0.029 e 0.02 mg/L.

Ainda no ponto 3 foram detectados valores médios acima do recomendado pela Resolução para os metais Cd, Ni e Pb no período chuvoso, já no período seco foi detectado somente valor médio acima do recomendado pela Resolução para o Pb. O Cd obteve média de 0.082 mg/L, para o Ni o valor médio foi 0.285 mg/L e os valores médios do Pb obtidos foram de 0.836 e 0.464 mg/L para

os períodos chuvoso e seco, respectivamente. Conforme Souza *et al.* (2018) o Cd e o Pb são metais não essenciais e sem função biológica, prejudiciais para o metabolismo dos seres vivos até em concentrações mínimas.

Ao comparar os 3 pontos de análise nos períodos chuvoso e seco, observa-se que no ponto 1, os metais Cd e Ni apresentaram médias menores quando comparados aos pontos 2 e 3 no período chuvoso, porém no período seco os pontos 1 e 2 não quantificaram valores para o Cd e o Ni. As significativas concentrações de metais no período chuvoso podem ser inferido devido à ocorrência de maior precipitação, que indica que esses metais podem estar sendo transportados no particulado fino em suspensão na água (Magalhães *et al.*, 2016).

Já o Mn apresentou valor médio maior no ponto 1 nos períodos chuvoso e seco, quando comparado aos pontos 2 e 3, que apresentaram valores abaixo do recomendado pelo CONAMA. A exceção foi o Cu, que apresentou valor médio de 0.002 mg/L no ponto 1 no período chuvoso, enquanto nos pontos 2 e 3 não foram detectados concentrações para ambos os períodos. Apesar do ponto 1 possuir média de concentração do Cu de 0.002 mg/L, o valor se encontra no padrão recomendado pela resolução.

No ponto 2 os metais Cd e Ni apresentaram valores médios menores quando comparado ao ponto 3 no período chuvoso, no período seco não houve concentrações para ambos os metais. Para o Ni foi registrado valor máximo de 0.285 mg/L no ponto 3 e valor mínimo de 0.067 mg/L no ponto 1 e não foi identificado valores de Ni no período seco em todos os pontos de análises. Os autores Salgado, Rosa e Azevedo (2018) descrevem que o Ni pode estar presente em águas residuais de indústrias químicas, produção de metal ou mineração. O valor máximo de Ni obtido no ponto 3, deve-se provavelmente aos esgotos lançados próximo ao local.

O valor médio da concentração do Pb no ponto 2, período chuvoso, foi superior quando comparado ao ponto 3. O Pb foi o metal que apresentou maior nível de significância de concentração quando comparados aos metais Cd, Ni, Cu e o Pb. A maior concentração do Pb foi no ponto 2, com média de 1.412 mg/L. Soares *et al.* (2020) relatam em seu estudo concentrações de Pb que variam de 0.500 a 0.820 mg/L na Baía de Paranaguá no litoral do Paraná. No presente estudo a concentração mínima detectada foi 0.646 mg/L e a máxima 1.412 mg/L, indicando valores superiores. É observado o crescimento de atividades antrópicas na APA do Estuário do Rio Ceará, com isso medidas de políticas públicas para o manejo das atividades de saneamento e Educação Ambiental na área são necessárias.

Quanto a comparação das concentrações de metais na água nos períodos chuvoso e seco, o ponto 1 foi o que menos quantificou metais em ambos os períodos de coletas. Essa observação pode ser justificada por a área não receber diretamente as águas do rio

Maranguapinho. Nilin (2012) descreve que o principal carreador de poluentes para o rio Ceará e consequentemente para seu estuário é o rio Maranguapinho (seu principal afluente), que recebe os efluentes oriundos do polo industrial da cidade de Maracanaú, o município abriga cerca de 100 empresas de várias atividades.

Os pontos 2 e 3 em ambos os períodos de coletas foram os que mais quantificaram metais acima dos valores estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/05 para o Cd, Pb e Ni. O Pb foi o que obteve valores mais significativos em todos os pontos, tanto no período chuvoso quanto no período seco, com maiores concentrações no período chuvoso. O Pb pode ser retido pelo solo, a quantidade de Pb e a categoria de matéria orgânica podem influir no seu transporte para as águas (Azevedo e Chasin, 2003). Desse modo, as chuvas facilitam o transporte de metais por meio da erosão do solo, em consequência disso aumentam a concentração na água.

Conforme os resultados obtidos, nota-se a relação da concentração de metal com a industrialização e expansão urbana potencializada pelos poluentes indesejáveis no meio aquático, além da expansão industrial, a região está submetida a outras formas de pressão ambiental, como esgoto doméstico, efluentes industriais e lixo nas margens do estuário. Azevedo (2019) ressalta a necessidade de estudos sobre a determinação e quantificação de metais pesados em ambientes aquáticos.

Considerações finais

A concentração alta de DQO e amônia indicam valores elevados de matéria orgânica presente na água do estuário do Rio Ceará pelo possível carreamento de efluentes domésticos e industriais. Foi verificado também a presença de coliformes totais e *E. coli*, possivelmente pela deficiência de saneamento básico na região.

Os metais Cd, Pb, Mn e Ni obtiveram valores acima do recomendado pela Resolução CONAMA nº 357/05. O Pb quantificou valores mais significativos nos pontos de análises. Foi detectado em apenas um ponto da análise, no período chuvoso, a presença do metal Cu.

As maiores concentrações de metais foram durante o período chuvoso, devido à ocorrência de maior precipitação, associado ao aumento do processo de erosão, que possibilita o carreamento desses elementos para os corpos de água. O ponto 1 quantificou menos metais, possivelmente por não receber diretamente as águas do rio Maranguapinho.

O aumento das concentrações de metais na APA do Estuário do Rio Ceará pode acarretar danos ao ecossistema, pois é possível visualizar as consequências de longo prazo, como a urbanização e ocupação intensa na APA do Estuário do Rio Ceará.

Com os dados apresentados e considerações realizadas, acreditamos que a investigação realizada sirva de referência para futuras investigações no tema, o qual é altamente relevante, pois envolve o equilíbrio dos ecossistemas dos quais, nós seres humanos fazemos parte.

Agradecimentos

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

Referencias bibliográficas

- APHA (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – SMEWW. Washington – USA: Baker Taylor. 1274 pp. ISBN 9780875530475.
- Araújo, M. V., Costa, S. S. L., Portela, J. P., Cruz, P. S. (2008) Análise geoambiental da área de proteção ambiental (APA) do estuário do rio ceará–ceará–brasil. *GEOGRAFIA (Londrina)*, **17**(2), 25–36. <http://dx.doi.org/10.5433/2447-1747.2008v17n2p25>
- Azevedo, F. A., Chasin, A. A. M. (2003) *Metais: gerenciamento da toxicidade*. São Paulo: Editora Atheneu, 554 pp.
- Azevedo, J. W. J. (2019) Ictiofauna do golfão maranhense – amazônia oriental: diversidade, distribuição e concentração de metais na água e nos peixes. Tese (Programa de Pós-Graduação em Rede - Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal/CCBS) - Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 142 pp.
- Bard, R. B. (2017) Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA). LMC – Pharmabooks. Washington, D.C., **23**, 1504 pp.
- Brasil (2005) Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Diário Oficial da União, Brasília. Acesso em 06 de março de 2019, disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=45>
- Ceará (2010) Área de Proteção Ambiental do Estuário do Rio Ceará. [S.I.]. Secretaria do Meio Ambiente (SEMACE). Acesso em 07 de março de 2019, disponível em: https://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_sigercom/_arquivos/ce_erosao.pdf
- Ceará (2018) Lei Nº 16.607, 18 de julho de 2018, dispõe sobre a redefinição dos limites da área de proteção ambiental do estuário do rio Ceará. Diário oficial do estado do Ceará: Poder executivo. [S.I.]. Acesso em 29 de setembro de 2021, disponível em: <http://imagens.seplag.ce.gov.br/PDF/20180719/do20180719p01.pdf>
- Ceará (2021) Governo do Estado do Ceará. Área da APA do Estuário do Rio Ceará é ampliada no mês dedicado ao meio ambiente. Acesso em 29 de setembro de 2021, disponível em: <https://www.ceara.gov.br/2021/06/23/area-da-apa-do-estuario-do-rio-ceara-e-ampliada-no-mes-dedicado-ao-meio-ambiente/>
- Chagas, D., Lima, A. P. d. S. C., Felici, E. M. (2020) Análise de parâmetros físico-químicos da água da microbacia São Jorge, Tarabai-SP. *Colloquium Exactarum*, **12**(1), 86–94. ISSN: 2178-8332. Acesso em 07 de julho de 2019, disponível em: <https://journal.unoeste.br/index.php/ce/article/view/3581>
- Conceição, M. M. M. D., Souza, R. R. N., Silva, A. C. S., Machado, N. I. G., Carneiro, C. C. A., Guedes, F. L., Silva, M.O., Lima, A. C. S., Taves, L. S., Souza, G. B., Martins, I. V. M., Ribeiro, T. S., Silva, M. P., Silva, A. S. F. (2020) A lógica fuzzy no estudo da qualidade da água do rio Uraim Paragominas-PA. *Brazilian Journal of Development*, **6**(6), 38575–38588. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n6-413>

- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2020) Condutividade. Acesso em 29 de setembro de 2019, disponível em: <https://www.cnpma.embrapa.br/projetos/ecoagua/eco/condu.html>
- Fernandes, A. M. (2015) Influência sazonal no transporte específico de metais totais e dissolvidos nas águas fluviais da bacia do alto sorocaba (sp). *Geochimica Brasiliensis*, **29**(1), 23–34. <http://dx.doi.org/10.21715/gb.v29i1.410>
- Fluza, A. B. J. d. Q., Lehugeur, L. G. d. O., Queiroz, B. J. (2010) Analise ambiental do estado de conservação do baixo curso do rio pacoti-ceará. Arquivos de Ciências do Mar. Acesso em 03 de setembro de 2019, disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/4261>
- Hinojosa-Garro, D., Osten, J. Rendón-von, Dzul-Caamal, R. (2020) Banded tetra (*astyanax aeneus*) as bioindicator of trace metals in aquatic ecosystems of the yucatan peninsula, mexico: Experimental biomarkers validation and wild populations biomonitoring. *Ecotoxicology and environmental safety, Elsevier*, **195**, 110–477. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110477>
- Hogarth, P. J. (2015) The biology of mangroves and seagrasses. [S.l.]: Oxford University Press.
- ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2018) *Atlas dos manguezais do Brasil*. Brasilia, 176 pp. Acesso em 08 de agosto de 2021, disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/manguezais/atlas_dos_manguezais_do_brasil.pdf
- IDEXX Laboratories (2017) *Water Quality Control Laboratory is accredited to ISO/IEC*. Westbrook, Maine 04092 USA. Acesso em 01 de agosto de 2021, disponível em: <https://www.idexx.com/water>
- Lima, C. V. S., Meurer, E. J. (2014) Elementos-traço no solo, nas águas e nas plantas de uma lavoura de arroz irrigado do rio grande do sul. *Revista de estudos ambientais*, **15**(1), 20–30. <http://dx.doi.org/10.7867/1983-1501.2013v15n1p20-30>
- Lima, E. R., Gomes, A. C. A., Oliveira, Ícaro P., Cruz, M. L. B. (2019) Educação ambiental como subsidio a (re) avaliação das formas de uso na APA do estuário do rio Ceará em fortaleza. *Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)*, **21**(2), 962–975.
- Martins, C. A., Nogueira, N. O., Ribeiro, P. H., Rigo, M. M., Candido, A. O. (2011) A dinâmica de metais-traço no solo. *Revista Brasileira de Agrociência, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel*, **17**(3), 383–391.
- Melo, M. T. D., Sampaio, S. S., Vieira, R. H. S. F. (1990) Avaliação da poluição orgânica no estuário do rio Ceará (fortaleza-ceará-brasil). *Revista Caatinga*, **7**(1), 207–219.
- Miranda, L. S., Moreira, I. T. A., Oliveira, O. M. C., Santos, C. P., Pinheiro, S. M. M., Oliveira, L. M. L., Martins, A. B. O., Filho, M. S. C. (2016) Oil-suspended particulate material aggregates as a tool in preventing potential ecotoxicological impacts in the são paulo river, todos os santos bay, bahia, brazil: Influence of salinity and suspended particulate material. *Marine pollution bulletin, Elsevier*, **112**(1-2), 91–97. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.037>
- Monisha, J., Tenzin, T., Naresh, A., Blessy, B. M. e Krishnamurthy, N. (2014) Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary toxicology, Slovak Toxicology Society*, **7**(2), 60. 10.2478/intox-2014-0009
- Moraes, M. V. A. R., Portela, J. P., Costa, S. S. de L. (2015) A educação ambiental como ferramenta didática na proteção ambiental da apa do estuário do rio ceará (CE). *Revista Equador*, **4**(2), 36–55. Acesso em 28 de agosto de 2021, disponível em: <http://www.ojs.ufpi.br/index.php/equador>
- Namugize J. N., Jewitt. G., Graham, M. (2018) Effects of land use and land cover changes on water quality in the umngeni river catchment, south africa. *Physics and Chemistry of the Earth*, **105**, 247–264. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2018.03.013>
- Nilin, J. (2012) *Biomarcadores em estudos ambientais: a vigília dos bivalves na ria de Aveiro (Portugal) e no rio Ceará (Brasil)*. Dissertação (Doutorado em Ciências Marinhas) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, 154 f.
- Nilin, J., Castro, C. B., Pimentel, M. P., Franklin Júnior, W., Matos, R. F. G., Lotufo, T. M. C., Costa-Lotufo, L. V. (2007) Water toxicity assessment of the Ceará river estuary (Brazil). *J Braz Soc Ecotoxicol*, **2**(2), 107–113.

Open Street Map Foundation. APA do Estuário do Rio Ceará. 2021. Acesso em 04 de outubro de 2021, disponível em:

<https://www.openstreetmap.org/#map=15/-3.7263/-38.6177>

Pinheiro, S. M. M. (2019) *Formação do agregado óleo material particulado em suspensão (osa) e dispersão de hpas no estuário do rio São Paulo, Bahia: uma ferramenta norteadora na prevenção de impactos ecotoxicológicos*. Instituto de Geociências. Acesso em 02 de setembro de 2021, disponível em: <http://repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/29748>

Ruiz, A. d. S. (2020) *Revisão bibliográfica sobre a análise de metais no sedimento do rio Diana no estuário de santos (sp)*. Trabalho de conclusão de curso de graduação (Bacharelado Interdisciplinar em Ciência e Tecnologia do Mar) - Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo, Santos, 25f.

Salgado, L. D., Rosa, S. M., Azevedo, J. C. R. de. (2018) Concentrations of metals in liver of guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from an estuary in southeast of brazil. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, **13**(1), 51–61.

Santos, T. M., Renata de S. (2013) Saúde e qualidade da água: Análises microbiológicas e fisico-químicas em águas subterrâneas. *Contexto Saúde*, **13**(24–25), 46–53. <https://doi.org/10.21527/2176-7114.2013.24-25.46-53>

São Paulo (2015) *Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2014*, Secretaria do Meio Ambiente (SEMA). Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). São Paulo. 376 pp.

Schnack, C. E., Menezes, C. T. B., Ceni, G., Munari, A. B. (2018) Qualidade da água no estuário do rio Urussanga (SC, Brasil): um ambiente afetado pela drenagem ácida de mina. *Revista Brasileira de Biociências*, **16**(3). Acesso em 04 de outubro de 2021, disponível em: <http://repositorio.ufersa.edu.br/handle/prefix/5896>

Silva, A. Q. (2020) Impacto de contaminantes emergentes em estuários urbanizados: efeitos em organismos não-alvos e avaliação de risco ecológico. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 115 f. Acesso em 28 de janeiro de 2022, disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/52038>

Silva, P. P. G. (2011) *Contaminação por metais (Cd, Cu, Pb, Cr, Mn e Hg) e avaliação do impacto genotóxico em Ucides cordatus (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ucididae), em dois manguezais do Estado de São Paulo*. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, São Paulo, 62 pp.

Silva, R. K. d. (2019) Biomonitoramento de metais em aves, águas superficiais e sedimentos estuarinos no nordeste do Brasil. Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Rio Grande do Norte, 66 pp.

Singh, R., Gautam, N., Mishra, A., Gupta, R. (2011) Heavy metals and living systems: An overview. *Indian journal of pharmacology*, Wolters Kluwer-Medknow Publications, **43**(3), 246. <https://doi.org/10.4103/0253-7613.81505>

Soares, G. C. B. (2020) *Concentração de metais traços na água, sedimento em Ascídia Microcosmus exasperatus (Heller, 1878) na baía de Paranaguá, litoral do Paraná - Brasil*. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba.

Souza, A. C., Combi, T., Silva, J. da, Martins, C. C. (2018) Occurrence of halogenated organic contaminants in estuarine sediments from a biosphere reserve in southern atlantic. *Marine pollution bulletin*, Elsevier, **133**, 436–441. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.052>

Sperling, M. V. (2005) Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. [S.I.]: Editora UFMG, 3.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

SUBSÍDIOS PARA ELABORAÇÃO DE UM PLANO DE GERENCIAMENTO DA DEMANDA DE ÁGUA EM CENTRAIS DE AULAS DE CAMPUS UNIVERSITÁRIO

SUBSIDIES FOR THE DEVELOPMENT OF A WATER DEMAND MANAGEMENT PLAN IN UNIVERSITY CAMPUS CLASSROOMS

Recibido el 26 de enero de 2022. Aceptado el 15 de abril de 2022

Abstract

The elaboration of a water demand management (WDM) plan requires the execution of a series of activities, including: diagnosis of the situation, establishment of objectives, goals and deadlines. Through this study, the objective was to provide subsidies for the preparation of a WDM plan in the classrooms of the Federal Rural of the Semi-Arid University. Contributions to the preparation of the plan were organized with the help of a management tool. This was based on the stages of survey and characterization of the hydrosanitary devices installed in the studied places, in the consultation with specialists, in the verification of costs for the implementation of the suggested actions and in the GUT matrix (severity, urgency and tendency) of prioritizing actions. Finally, the environmental feasibility of the proposed actions was analyzed. There was a possibility of a reduction in water consumption of up to 31.84%, provided by the adoption of technological alternatives and correction of leaks.

Keywords: saving sanitary appliances, universities, water rational use.

¹ Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte, Brasil.

² Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Rio Grande do Norte, Brasil.

* Autor correspondente: Universidade do Estado do Rio Grande do Norte. Praça Miguel Faustino, S/N, Centro, CEP: 59610-220, Mossoró, Rio Grande do Norte, Brasil. Email: Email: emeleradna@gmail.com; emeleradna@uern.br

Resumo

A elaboração de um plano de gerenciamento da demanda de água (GDA) requer a execução de uma série de atividades, englobando: diagnóstico da situação, estabelecimento de objetivos, metas e prazos. Por meio deste estudo, objetivou-se fornecer subsídios para elaboração de um plano de GDA nas centrais de aulas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido. As contribuições para elaboração do plano foram organizadas com o auxílio de uma ferramenta de gestão. Essa foi alicerçada nas etapas de levantamento e caracterização dos aparelhos hidrossanitários instalados nos locais estudados, na consulta a especialistas, na verificação dos custos para implantação das ações sugeridas e na matriz GUT (gravidade, urgência e tendência) de priorização de ações. Por fim, foi analisada a viabilidade ambiental das ações propostas. Verificou-se a possibilidade de redução no consumo de água de até 31.84%, proporcionada pela adoção de alternativas tecnológicas e correção de vazamentos.

Palavras-chave: aparelhos hidrossanitários poupadores, universidades, uso racional da água.

Introdução

A implementação de programas de gerenciamento da demanda de água (GDA) é uma ferramenta de combate ou prevenção de crises, sendo uma alternativa economicamente viável se comparada à expansão da infraestrutura hídrica para equilíbrio entre a oferta e a demanda (Hoffman e Plessis, 2013). Nesse sentido, as estratégias de GDA englobam: i) medidas estruturais: nas quais há intervenção na estrutura física, como instalação de aparelhos hidrossanitários poupadores de água, correção de vazamentos, medição individualizada em edifícios e melhor operação em redes de distribuição e ii) medidas não-estruturais: em que não há envolvimento direto da estrutura física de abastecimento hídrico, como programas educacionais para promover eficiência no uso da água e legislações que induzem o uso racional desse recurso (Xiao *et al.*, 2018).

O Nordeste brasileiro desponta como uma região que, pela própria natureza, necessita de atenção especial referente à oferta de água, particularmente o Nordeste Setentrional (Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco), que possui 87.8% do seu território no semiárido (ANA, 2017). Nesse contexto, faz-se necessária a adoção de medidas de planejamento e gestão dos recursos hídricos, visando atender a demanda da população de forma contínua. Assim, enseja-se, principalmente dos órgãos públicos, a efetivação de ações que busquem a utilização dos recursos hídricos de modo estratégico, através do gerenciamento da demanda de água, por meio de medidas tecnológicas, econômico-financeiras e sócio-políticas (Sharma e Vairavamoorthy, 2009).

As Instituições de Ensino Superior (IES), em particular, por serem ambientes que difundem o conhecimento, e muitas por serem gratuitas e públicas, devem direcionar seus recursos de modo a atender suas responsabilidades social e ambiental, buscando a conservação dos recursos hídricos, seja por meio de campanhas socioeducativas ou através de intervenções nas instalações hidráulicas. Nesta conjuntura, por meio deste estudo, foram fornecidos subsídios para elaboração de um plano de gerenciamento da demanda de água nas centrais de aulas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido

(UFERSA), localizada no município de Mossoró-RN. Ressalta-se que este estudo se limitou à análise e recomendação de ações tecnológicas de GDA. Embora esta pesquisa tenha sido desenvolvida em uma universidade em Mossoró-RN, as diretrizes propostas poderão ser aplicadas a outras IES.

Metodologia

Este estudo foi desenvolvido por meio de pesquisa descritiva qualquantitativa, a partir de levantamentos junto a profissionais da Superintendência de Infraestrutura e discentes da UFERSA. O método de pesquisa e a técnica de coleta de dados pautaram-se na aplicação de questionários para estimar o padrão de consumo de água nos ambientes e priorizar as ações do plano de gerenciamento hídrico proposto. O levantamento e caracterização dos aparelhos hidrossanitários foram feitos por meio de visitas *in loco*.

Identificação e caracterização do caso de estudo

A universidade objeto deste estudo situa-se em Mossoró, município do Rio Grande do Norte, distante 278 km da capital do estado, Natal-RN. Esse município possui uma população de 259,815 habitantes, sendo o segundo mais populoso do RN (IBGE, 2010). O seu clima é muito quente e semiárido, apresentando temperatura mínima, média e máxima anuais de, respectivamente: 21, 27 e 36°C (IDEMA, 2008).

O município de Mossoró destaca-se por ser o polo estudantil do Oeste Potiguar, onde localiza-se o campus Central da Universidade Federal do Semi-Árido (UFERSA), que possui atualmente 21 cursos de graduação e 25 cursos de pós-graduação (UFERSA, 2018; 2014). Na Figura 1 são apresentadas as etapas metodológicas da pesquisa, que serão detalhadas nos itens seguintes.

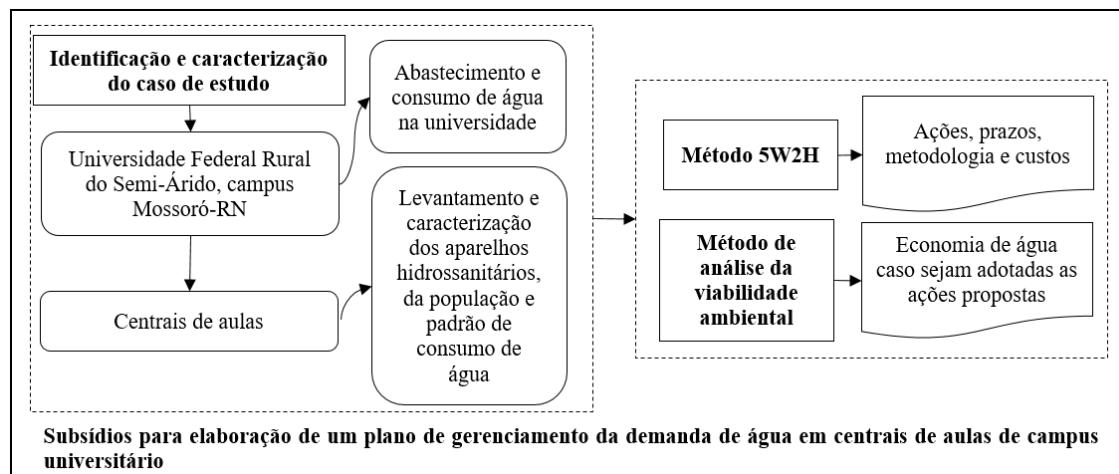


Figura 1. Fluxograma da pesquisa.

Abastecimento e consumo de água na universidade

Atualmente, a água utilizada na UFERSA, campus Mossoró, provém do sistema público de responsabilidade da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN), cujo abastecimento tem uma relação direta com o Termo de Cooperação nº 02/2009, celebrado entre as duas instituições. Constituiu-se como uma das obrigações da universidade, a contratação e o pagamento de despesas com a perfuração de um poço no terreno da instituição, com um valor total de R\$ 1,444,000,00. Esse poço é utilizado para prover água para universidade e parte de Mossoró. Já a CAERN tem como obrigação a garantia de abastecimento de água com vazão contínua de 30 m³/h para a UFERSA durante um período de 20 anos, a partir de 2009.

No que concerne ao consumo de água da universidade, as informações utilizadas nesta pesquisa foram estimativas, uma vez que a UFERSA não contava com medição total ou individualizada de consumo hídrico. Por meio do Plano de Gestão Logística Sustentável (PLS) da universidade, é apresentada uma estimativa do consumo total de 17,306 m³/mês (PLS, 2013).

No presente, a nova rede de abastecimento de água da UFERSA possui sistema de medição individualizada de consumo, possibilitando a determinação precisa do consumo hídrico. Todavia, em decorrência da suspensão das aulas devido à pandemia da COVID-19, a medição foi realizada uma única vez, contabilizando o consumo acumulado entre o segundo semestre de 2019 até fevereiro de 2021 (Alves, 2021).

Levantamento e caracterização dos aparelhos hidrossanitários

Foram realizados a partir de inspeções *in loco* nas 8 centrais de aulas do campus Mossoró: Prédio Central e Centrais de Aulas 1 a 7, sendo identificados: as particularidades dos aparelhos, quantitativos, informações como tipologia e condições de operação.

Levantamento da população e padrão de consumo de água

A população que frequenta as centrais de aulas é composta, principalmente, por alunos dos cursos de graduação. Por meio de dados fornecidos pelo Sistema Integrado de Gestão de Atividades Acadêmicas (SIGAA) da UFERSA, a universidade constava com 5,921 alunos ativos no semestre 2018.2, dos 21 cursos de graduação.

Para caracterizar o padrão de uso da água nas centrais de aulas foi necessário levantar as particularidades dos aparelhos utilizados e a frequência com que eles são utilizados, através da aplicação de questionário aos usuários. Os questionamentos realizados foram referentes à frequência e o tempo médio de uso dos aparelhos hidrossanitários. A amostra de usuários que deveriam responder ao questionário foi definida estatisticamente, considerando o número total de 5,921 alunos ativos e o erro amostral desejado de 5%.

Método 5W2H

Para organizar os procedimentos sugeridos neste estudo foi utilizado o método 5W2H, uma ferramenta prática, em formato de *checklist*, que facilita a detecção de dados e rotinas de um projeto. A terminologia 5W2H é uma abreviatura de 7 termos da língua inglesa que embasam o método (*what* – o que?, *who* – quem?, *where*? – onde?, *when*? – quando?, *how*? – como? e *how much*? – quanto?), conforme Tabela 1.

Tabela 1. Método de elaboração do *checklist* 5W2H.

What?	Why?	Who?	Where?	How?	When?	How much?
Ação	Motivo	Responsável	Local	Metodologia	Prazo	Valor
Definidos por meio de revisão bibliográfica, consulta a funcionários da universidade e visitas às edificações					Matriz GUT ¹	Planilha orçamentária ²

¹ Gravidade, Urgência e Tendência (GUT). ²Com base no Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI), Secretaria da Infraestrutura do Ceará (SEINFRA-CE) e composições de custos unitários, através de pesquisas de mercado na cidade de Mossoró.

Para a definição dos prazos das ações a serem tomadas foi utilizada a matriz GUT (Gravidade, Urgência e Tendência), proposta por Kepner e Tregoe (1981), que é uma ferramenta de qualidade aplicada para definição das prioridades dadas às diversas alternativas de ação. Esse método utiliza a listagem das ocorrências e atribui pesos (de 1 – sem gravidade a 5 – extremamente grave) aos que são considerados problemas ou ações, de forma a analisá-los no âmbito de sua gravidade, urgência e tendência. Neste estudo foram considerados o ponto de vista de funcionários da Superintendência de Infraestrutura da UFERSA (engenheiros ambientais e civis dos setores de gestão ambiental, projetos e obras e manutenção e serviços).

Após a classificação dos problemas, os valores devem ser multiplicados (G x U x T) e organizados em ordem decrescente, estabelecendo as ações prioritárias. De acordo com a pontuação G x U x T, as metas para implantação das ações assinaladas foram definidas em curto (1 a 3 meses), médio (3 meses a 1 ano) e longo (1 a 2 anos) prazo.

Método de análise da viabilidade ambiental

Foi realizada com base na estimativa de redução do consumo de água possibilitada pela adoção das medidas de GDA. Para tal, foi utilizada uma adaptação da metodologia proposta por Guedes *et al.* (2014). Para a estimativa da viabilidade ambiental, inicialmente, é necessário conhecer a distribuição do consumo de água no local estudado. Dessa forma, foi apresentado, primeiro, o método utilizado para o cálculo da distribuição do consumo de água nas centrais de aulas e, posteriormente, a análise da viabilidade ambiental.

Cálculo da distribuição do consumo de água

Etapa 1: consumo médio de água por uso dos aparelhos hidrossanitários

O cálculo do consumo médio de água por uso de um aparelho hidrossanitário *i* faz-se necessário porque nos banheiros das centrais de aulas existem diferentes tipos de aparelhos, implicando em diferentes consumos por utilização destes. Assim, como não é possível estimar a porcentagem de usuários que irá utilizar as bacias sanitárias com válvula de descarga e a que irá utilizar as bacias sanitárias com caixa acoplada, por exemplo, foi feita uma média ponderada dos consumos por uso de cada tipo de aparelho, levando em consideração o número de aparelhos existentes de cada tipo. Dessa forma, para o cálculo do consumo médio por uso do aparelho hidrossanitário *i* foi utilizada a Equação 1:

$$\text{CMUi} = \frac{\sum_{k=1}^n (nk \cdot C_{uso\ k})}{\sum_{k=1}^n nk} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

CMUi: consumo médio de água por uso do aparelho hidrossanitário *i* [L/uso]; nk: número de aparelhos hidrossanitários *i* do tipo *k* [adimensional]; Cuso k: consumo de água por uso do aparelho hidrossanitário *i* do tipo *k* [L/uso].

O número de aparelhos hidrossanitários *i* do tipo *k* (*nk*) foi obtido na fase de levantamento e caracterização dos aparelhos hidrossanitários. Os consumos de água por uso do aparelho hidrossanitário *i* do tipo *k* (*Cuso k*), utilizados neste estudo, e as devidas apreciações, são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Valores adotados de consumos por uso dos aparelhos hidrossanitários

Aparelhos hidrossanitários <i>i</i>	Tipos <i>k</i> de aparelhos hidrossanitários	Consumo por uso (<i>Cuso k</i>)	
			[L/uso]
Bacia sanitária	válvula de descarga	10.20 ¹	
	válvula de descarga - acionamento duplo	4.08 ²	
	caixa acoplada - acionamento de 6 L	6.00	
	caixa acoplada - acionamento duplo (3 e 6 L)	3.96 ³	
Torneira	convencional	1.04 ⁴	
	hidromecânica (fechamento automático)	0.70 ⁵	
Mictório	convencional	1.58 ⁶	
	hidromecânico	1.05 ⁷	
Chuveiro	sem restritor de vazão	93.25 ⁸	
	com restritor de vazão de 8 L.min ⁻¹	65.26 ⁹	

¹Para vazão de 1.7 L/s (vazão de projeto da NBR 5626:1998) com a válvula acionada por 6 s. ²Para uma redução média de 60% do consumo de água em relação ao modelo convencional (informação fornecida pelos fabricantes). ³Para uma redução média de 34% do consumo de água em relação ao modelo convencional (informação fornecida pelos fabricantes). ⁴Para um consumo médio de 48% a mais que a torneira hidromecânica (informação fornecida pelos fabricantes). ⁵Para vazão de 0.05 L/s (informação extraída da curva de vazão do fabricante para uma pressão estática de 2 m.c.a) e 14 s/uso (considerando 2 acionamentos de 7 s). ⁶Para um consumo médio de 50% a mais que o mictório hidromecânico (informação fornecida pelos fabricantes). ⁷Para vazão de 0.15 L/s (vazão de projeto da NBR 5626:1998) e considerando válvula acionada 7 s/uso (média de valores do tempo de ciclo mínimo e máximo propostos na NBR 13713:2009). ⁸Para uma vazão de 11.4 L/min (valor indicado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP) e tempo médio de uso de 8.18 min (valor obtido através de questionários aplicados aos usuários). ⁹Para vazão de 8 L/min e tempo médio de uso de 8.18 min.

Etapa 2: consumo diário de água dos aparelhos hidrossanitários e decorrente de vazamentos

Mediante a aplicação de questionários aos usuários dos aparelhos hidrossanitários das centrais de aulas, foi possível estimar o consumo diário de água dos aparelhos. Assim, o consumo diário de água do aparelho hidrossanitário i foi obtido por meio da Equação 2:

$$ctot\ i = \frac{CMUi \cdot nusuários}{100} \cdot \sum_{j=0}^5 (Pij \cdot j) \quad \text{Equação (2)}$$

Onde:

$ctot\ i$: consumo diário de água do aparelho hidrossanitário i [L/dia];

$CMUi$: consumo médio por uso do aparelho hidrossanitário i [L/uso];

$nusuários$: número total de usuários [adimensional];

Pij : porcentagem de usuários que utilizam j vezes o aparelho hidrossanitário i [%];

j : número de usos por dia do aparelho hidrossanitário i [uso/dia].

O consumo diário decorrente dos vazamentos foi estimado por meio das visitas às centrais de aulas e verificação das condições de operação dos aparelhos hidrossanitários e dos dados referentes aos consumos de água decorrentes de vários tipos de vazamentos, propostos por Gonçalves *et al.* (2005). Assim sendo, o consumo de água decorrente de todos os vazamentos das centrais de aulas foi calculado por meio da Equação 3:

$$ctot\ vaz = \sum_{q=1}^n nvaz\ q \cdot cvaz\ q \quad \text{Equação (3)}$$

Onde:

$ctot\ vaz$: consumo total decorrente de todos os vazamentos [L/dia];

$nvaz\ q$: número de vazamentos do tipo q [adimensional];

$cvaz\ q$: consumo de água por vazamento do tipo q [L/dia].

Dessa forma, o consumo total de água por dia nas centrais de aulas foi calculado pela Equação 4:

$$CTOTAL = \sum_{i=1}^n ctot\ i + ctot\ vaz \quad \text{Equação (4)}$$

Onde:

$CTOTAL$: consumo total de água nas centrais de aulas [L/dia];

$ctot\ i$: consumo total de água do aparelho hidrossanitário i [L/dia];

$ctot\ vaz$: consumo total de água decorrente dos vazamentos [L/dia].

Etapa 3 - distribuição do consumo de água

A distribuição do consumo de água para cada aparelho hidrossanitário ou decorrente de vazamentos foi obtida por meio da Equação 5:

$$DCA_n = \frac{c_n}{C_{TOTAL}}$$

Equação (5)

Onde:

DCA_n: distribuição do consumo de água por aparelho hidrossanitário *i* ou decorrente de vazamentos [adimensional];

c_n: consumo total de água do aparelho hidrossanitário *i* ($c_{tot\ i}$) ou decorrente de vazamentos ($c_{tot\ vaz}$) [L/dia];

C_{TOTAL}: consumo total de água nas centrais de aulas [L/dia].

Análise da viabilidade ambiental

Etapa 1 - descrição dos cenários de gerenciamento da demanda de água

Para o cálculo dos índices de redução do consumo para a implantação das ações propostas neste estudo, foram simulados 8 cenários de gerenciamento da demanda de água (Tabela 3).

Tabela 3. Cenários de gestão da demanda de água.

nº	Descrição do cenário
1	Substituição das válvulas de descarga de acionamento único das bacias sanitárias por válvulas de descarga de acionamento duplo
2	Substituição dos reparos de acionamento único das bacias sanitárias com caixa acoplada de 6 L por reparos de acionamento duplo + substituição das bacias sanitárias com caixa de descarga externa por bacias sanitárias com caixa acoplada de acionamento duplo
3	Cenário 1 + cenário 2
4	Substituição das torneiras de lavatório convencionais por torneiras de fechamento automático e arejador + instalação de arejadores nas torneiras de fechamento automático que não os possuem
5	Substituição do registro de pressão de mictório por válvula de fechamento automático
6	Instalação de restritor de vazão de 8 L/min nos chuveiros
7	Correção de vazamentos
8	Cenário 3 + cenário 4 + cenário 5 + cenário 6

Etapa 2 - consumo diário de cada aparelho hidrossanitário instalado ou vazamentos

O consumo diário de cada aparelho hidrossanitário instalado ou decorrente de vazamentos foi obtido por meio da Equação 6:

$$CAA_n = DCA_n \cdot C_{TOTAL}$$

Equação (6)

Onde:

CAA_n: consumo médio diário dos aparelhos hidrossanitários *i* instalados atualmente ou decorrente de vazamentos existentes nas centrais de aulas [L/dia];

DCA_n: distribuição do consumo de água por aparelho hidrossanitário *i* ou decorrente de vazamentos [adimensional];

C_{TOTAL}: consumo total de água nas centrais de aulas [L/dia].

Etapa 3 - economia de água proporcionada pela adoção do aparelho poupadour ou pela correção de vazamentos

A economia diária proporcionada pela adoção do aparelho poupadour ou pela correção de vazamentos foi obtida por meio da Equação 7:

$$EDA_n = (1 - Fr) \cdot CAA_n$$

Equação (7)

Onde:

EDA_n : economia de água proporcionada pelo aparelho poupadour i ou pela correção de vazamentos [L/dia];
 Fr : fator de redução de consumo de água por aparelho poupadour i (dado fornecido pelo fabricante, representa a razão entre a vazão ou consumo do aparelho poupadour e a vazão ou consumo do aparelho convencional) ou pela correção de vazamentos (representa a razão entre o consumo de água decorrente de vazamentos após as correções e o consumo decorrente dos vazamentos antes das correções. Neste estudo foi considerado a correção total de vazamentos, sendo assim, $Fr = 0$) [adimensional];

CAA_n : consumo médio diário dos aparelhos hidrossanitários i instalados atualmente ou decorrente de vazamentos existentes nas centrais de aulas [L/dia].

Etapa 4 - índice de redução de consumo (IR)

O cálculo do índice de redução de consumo (IR), para cada cenário adotado, foi calculado por meio da Equação 8.

$$IR = \frac{EDA_n}{C_{TOTAL}} \cdot 100$$

Equação (8)

Onde:

IR : índice de redução de consumo [%];

EDA_n : economia de água proporcionada pelo aparelho poupadour i ou pela correção de vazamentos [L/dia];

C_{TOTAL} : consumo total de água nas centrais de aulas [L/dia].

Em casos de haver a adoção de mais de um cenário, o índice de redução final será o somatório dos índices de redução de cada cenário (Equação 9).

$$IR = IR_1 + IR_2 + IR_3 + \dots + IR_n$$

Equação (9)

Onde:

IR : índice de redução de consumo [%].

Resultados e discussão

Levantamento e caracterização dos aparelhos hidrossanitários

No total, foram identificados 310 pontos hidráulicos nas centrais de aulas, dentre eles: bacias sanitárias (37.4%), torneiras (26.8%), duchas higiênicas (21.3%), mictórios (11.9%) e chuveiros (2.6%). No que concerne às condições de conservação dos aparelhos hidrossanitários, a maioria

apresenta condições satisfatórias. A exemplo das bacias sanitárias, 96.6% apresentam estado satisfatório e as 3.5% restantes estão com vazamento visível ou quebradas.

Estudos realizados por Santos *et al.* (2016) e Medeiros *et al.* (2015) identificaram que dos aparelhos hidrossanitários existentes em 89 edificações de diferentes classes da universidade, incluindo 5 centrais de aulas que estão sendo abordadas neste estudo, apenas 8.2% são poupadores de água. Pode ser constatado que as centrais de aulas apresentam um desempenho mais satisfatório, no que tange ao uso de aparelhos poupadores, que o restante da universidade.

Dos aparelhos hidrossanitários das centrais de aulas, 31.6% são poupadores de água. Em parte, esse fato pode ser considerado positivo, uma vez que as centrais são edificações com grande fluxo de pessoas. Entretanto, o ideal é que haja a adoção de boas práticas em toda a universidade. Ademais, ainda que as centrais de aulas tenham uma maior proporção de aparelhos poupadores que o restante das edificações, a proporção é baixa e pode melhorar.

Subsídios para a elaboração de um plano de gerenciamento da demanda de água

A seleção das ações propostas neste estudo foi fundamentada em uma investigação técnica da situação vigente na UFERSA e baseado em programas de GDA já implantados em outras universidades, como PURA-USP (2019) e UNICAMP (2017).

A sugestão dos prazos para que essas ações sejam realizadas foi determinada por intermédio da matriz GUT. Considerando as ações propostas, foram atribuídas pontuações, de acordo com o fator avaliado. Para as três variáveis (G, U, T) foi calculada a média das pontuações sugeridas por 5 funcionários da SIN e, depois, foi calculado o produto das pontuações para cada ação, definindo prioridades (Tabela 4).

Conforme resultados da matriz GUT, as ações que devem ser realizadas em curto prazo, em ordem de prioridade, são: correção de vazamentos nos aparelhos hidrossanitários (117.5 pontos), instalação de hidrômetros (110.4 pontos) e implementação de programa de acompanhamento e manutenção das instalações hidráulicas (79.5 pontos) (Tabela 4).

Apesar da insuficiência de mão de obra na UFERSA para a realização da ação de prioridade 3, os funcionários da Superintendência de Infraestrutura percebem a importância da implantação de programas dessa natureza. Inclusive, a ação de prioridade 1 (correção de vazamentos) pode ser realizada de forma mais hábil na existência de programas de acompanhamento e manutenção das instalações hidráulicas.

A inexistência de medição setorizada, na época do estudo, também foi considerada um grave problema, sendo a instalação de hidrômetros classificada como prioridade 2. O monitoramento do consumo de

água através de hidrômetros auxilia na agilidade de correção dos problemas nos componentes hidráulicos, uma vez que, na existência de aumento súbito do consumo, é sinal da ocorrência de algum problema. Ressalta-se que essa ação está em fase de implantação pela instituição.

Tabela 4. Priorização das ações do plano de gerenciamento da demanda de água nas centrais de aulas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido através da matriz GUT.

Ações	G	U	T	G x U x T	Prioridade
Correção de vazamentos nos aparelhos hidrossanitários	5.0	5.0	4.7	117.5	1
Instalação de hidrômetros nas edificações	5.0	4.7	4.7	110.4	2
Implementação de programa de acompanhamento e manutenção das instalações hidráulicas	4.3	4.3	4.3	79.5	3
Substituição das torneiras de lavatório convencionais por torneiras de fechamento automático (hidromecânicas) e arejador	4.3	4.3	3.0	55.5	4
Instalação de arejadores nas torneiras hidromecânicas que não os possuem	3.7	3.7	3.0	41.1	5
Substituição dos reparos de acionamento único das bacias sanitárias com caixa acoplada por reparos de acionamento duplo	3.7	4.0	2.7	40.0	6
Substituição do registro de pressão do mictório individual por válvula de fechamento automático	3.3	4.0	2.7	35.6	7
Substituição das bacias sanitárias com caixa de descarga externa por bacias sanitárias com caixa acoplada de duplo acionamento	3.7	4.0	2.0	29.6	8
Substituição das válvulas de descarga de acionamento único das bacias sanitárias por válvulas de descarga de acionamento duplo	2.7	3.3	2.3	20.5	9
Substituição de mictório coletivo por mictório individual com válvula de fechamento automático	2.7	2.7	2.0	14.6	10
Instalação de restritor de vazão nos chuveiros	1.7	2.3	1.7	6.6	11

As ações tecnológicas apresentadas na Tabela 4 foram orçadas, com exceção da correção de vazamentos, por motivo técnico, uma vez que é necessária a análise individual de cada vazamento. Foi adotado o Benefícios e Despesas Indiretas (BDI) de 12.70%, o mesmo valor considerado pela empresa contratada pela UFERSA para serviços hidráulicos. O custo total para implantação do plano é de R\$ 29,862.38. Contudo, deve-se salientar a importância de um estudo pormenorizado quanto a outras ações que se mostrem relevantes, complementando a efetividade do plano de gerenciamento da demanda de água, a exemplos de alternativas educacionais, que aliadas às tecnológicas podem maximizar os resultados.

Finalmente, analisando as indagações apontadas pelo método 5W2H para elaboração de um plano de intervenção, a síntese dos resultados obtidos é apresentada na Tabela 5.

1 **Tabela 5.** Plano de intervenção elaborado por meio do método 5W2H.

Ação <i>O que?</i>	Motivo <i>Por que?</i>	Responsável <i>Quem?</i>	Local <i>Onde?</i>	Metodologia <i>Como?</i>	Prazo <i>Quando?</i>	Valor <i>Quanto?</i>	
Substituição das válvulas de descarga de acionamento único das bacias sanitárias por válvulas de acionamento duplo			Centrais de Aulas 4, 5 e 6			R\$ 8,861.63	
Substituição dos reparos de acionamento único das bacias sanitárias com caixa acoplada por reparos de acionamento duplo			Centrais de Aulas 1, 2, 3, 6 e 7			R\$ 11,335.51	
Substituição das bacias sanitárias com caixa de descarga externa por bacias sanitárias com caixa acoplada de acionamento duplo		Equipamentos hidrossanitários convencionais que demandam muita água	Superintendência de Infraestrutura (SIN) da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Diretoria de Manutenção e Serviços	Prédio Central	A SIN será responsável pelo levantamento e especificações necessárias. Então, o levantamento e as especificações deverão ser repassados para a empresa terceirizada contratada pela UFERSA para realização de serviços hidráulicos (dispensa a licitação). A empresa contratada será responsável pelo fornecimento dos insumos e dos serviços. Após as compras, a empresa contratada deverá instalar os aparelhos sob a supervisão da Diretoria de Manutenção e Serviços.	Médio prazo: 3 meses a 1 ano	R\$ 4,129.91
Substituição das torneiras convencionais por torneiras de fechamento automático e arejador			Prédio Central, Centrais de Aulas 1, 2, 3, 4 e 5			R\$ 3,005.08	
Instalação de arejadores nas torneiras de fechamento automático que não os possuem			Central de Aulas 3			R\$ 42.62	
Substituição do registro de pressão de mictório por válvula de fechamento automático			Central de Aulas 3			R\$ 227.01	
Substituição do mictório coletivo por individual com válvula de fechamento automático			Prédio Central			R\$ 351.62	
Instalação de restritor de vazão nos chuveiros			Centrais de Aulas 3, 5, 6 e 7		Longo prazo: 1 a 2 anos	R\$ 308.17	
Instalação de hidrômetros nas edificações	Impossibilidade de monitoramento do consumo de água em cada edificação	SIN – UFERSA	Todas as edificações	A SIN será responsável pelo levantamento, especificações e elaboração do edital de licitação. A empresa que auferir a licitação, será responsável pela instalação dos hidrômetros, sob supervisão da SIN.		R\$ 1,600.83	
Correção de vazamentos nos aparelhos hidrossanitários	Desperdício de água	SIN – UFERSA (Diretoria de Manutenção e Serviços)	Prédio Central, Centrais de Aulas 2, 5 e 6	A requisição deverá ser feita pela plataforma SIPAC (Sistema Integrado de Patrimônio, Administração e Contratos) Então, a correção dos vazamentos será feita pela empresa contratada.	Curto prazo: 1 a 3 meses	-	
Implementação de programa de acompanhamento e manutenção das instalações hidráulicas	Possível desperdício de água	SIN – UFERSA	Todas as edificações	É necessário haver um planejamento cauteloso para a implementação dessa ação, em função da indisponibilidade de mão de obra suficiente.		-	

Análise da viabilidade ambiental das ações propostas

Após a proposição das ações a serem realizadas nas centrais de aulas da universidade, também foi realizada a análise da viabilidade ambiental das ações tecnológicas sugeridas, excetuando-se a instalação de hidrômetros nas edificações e a substituição de mictório coletivo por individual, já que, nos dois casos, a redução do consumo de água é de difícil mensuração. Assim, aplicando as Equações 1 a 6 apresentadas na metodologia, foi possível calcular a distribuição do consumo de água nos aparelhos hidrossanitários e vazamentos (Tabela 6).

Tabela 6. Distribuição do consumo de água nos aparelhos hidrossanitários e vazamentos.

Componentes consumidores	Consumos nos aparelhos ou vazamentos ($C_{tot\ i}$) ($C_{tot\ vaz}$)[L/dia]	Consumo total nas centrais de aulas (C_{TOTAL})[L/dia]	DCA ¹ [%]
Bacias sanitárias	61,297.03		56.9
Torneiras	11,020.40		10.2
Mictórios	8,761.66	107,769.06	8.1
Chuveiros	26,391.97		24.5
Vazamentos	298.00		0.3

¹ DCA: distribuição do consumo de água.

Então, do consumo total de água, 56.9% é decorrente do uso das bacias sanitárias, 10.2% das torneiras, 8.1% dos mictórios, 24.5% dos chuveiros e 0.3% dos vazamentos (Tabela 6). Os chuveiros representam o segundo maior consumo de água (24.50%). Esse consumo, provavelmente, é em razão de que 17 dos 21 cursos de graduação presenciais possuem turno integral, e além disso, o clima quente de Mossoró influencia no consumo de água.

O conhecimento da distribuição do consumo de água por aparelho hidrossanitário em edificações é importante para priorizar as ações. De acordo com a Tabela 6, a prioridade de ações deve ser a seguinte: bacias sanitárias, chuveiros, torneiras e mictórios. Ressaltando-se a importância da correção de vazamentos existentes antes de qualquer intervenção.

O consumo total de água (C_{TOTAL}) estimado para as centrais de aulas é de 107,769.06 L/dia, ou 107.77 m³/dia. E, considerando 22 dias úteis no mês, o consumo é de 2,307.94 m³/mês. Considerando a estimativa de consumo da universidade de 17,306 m³/mês, conforme o PLS (2013), o consumo nas centrais de aulas representa 13.30% do consumo da universidade, um valor razoável, uma vez que esses locais concentram, diariamente, os discentes dos cursos de graduação, que têm participação acentuada na população total da UFERSA. Na Tabela 7, são apresentados os resultados dos índices de redução do consumo de água (IR) oriundos das simulações dos cenários de GDA.

Tabela 7. Simulações de cenários de gerenciamento da demanda de água.

nº	Descrição dos cenários	DCA ¹ [%]	CAA _n ² [L/dia]	Fr ³	EDA ⁴ [L/dia]	IR ⁵ [%]
1	Substituição das válvulas de descarga das bacias sanitárias com acionamento único por válvulas de descarga de acionamento duplo	15.20%	16,381.10	0.40	9,828.66	9.12
2	Substituição dos reparos de acionamento único das bacias sanitárias com caixa acoplada de 6 L por reparos de acionamento duplo + substituição das bacias sanitárias com caixa de descarga externa por bacias sanitárias com caixa acoplada de acionamento duplo	41.68%	44,915.93	0.66	15,271.42	14.17
3	Cenário 1 + cenário 2	56.88%	61,297.03	-	25,100.08	23.29
4	Substituição das torneiras de lavatório convencionais por torneiras de fechamento automático e arejador + instalação de arejadores nas torneiras de fechamento automático que não os possuem	2.59%	2,788.29	0.67	920.14	0.85
5	Substituição do registro de pressão de mictório por válvula de fechamento automático	0.22%	236.80	0.66	80.51	0.07
6	Instalação de restritor de vazão de 8 L.min ⁻¹ nos chuveiros	24.49%	26,391.97	0.70	7,917.59	7.35
7	Correção de vazamentos	0.28%	298.00	0.00	298.00	0.28
8	Cenário 3 + cenário 4 + cenário 5 + cenário 6	84.45%	91,012.10	-	34,316.32	31.84

¹ DCA*: distribuição do consumo de água relativa, ou seja, a relação entre o consumo do aparelho hidrossanitário i do tipo k envolvido no cenário e o consumo total. ² CAA_n: consumo médio diário dos aparelhos hidrossanitários i instalados atualmente ou decorrente de vazamentos existentes nas centrais de aulas. ³ Fr: fator de redução do consumo de água. ⁴ EDA: economia de água.

⁵ IR: índice de redução do consumo.

Por meio da análise dos resultados das simulações, é indicada a viabilidade ambiental da adoção dessas medidas, com redução do consumo de água de até 31.84%. O cenário de nº 8 é o que proporciona maior economia: 34,316.32 L/dia, o mesmo que 34.32 m³/dia. E, considerando 22 dias úteis, a economia é de 755.04 m³/mês. Logo, a troca dos aparelhos hidrossanitários convencionais por poupadões de água e correção dos vazamentos nas centrais de aulas implica em um índice de redução de consumo total da universidade de 4.36%.

Estudos sobre os ganhos ambientais da adoção de medidas tecnológicas de gerenciamento da demanda de água também foram feitos em outras universidades, a nível de simulação ou após as intervenções. Na Universidade Estadual da Paraíba, segundo Araújo (2018), o cenário com melhor viabilidade ambiental apresentou índice de redução de aproximadamente 38%. Já na Universidade Federal de Goiás, conforme Gomes (2011), após a implantação de ações tecnológicas em um prédio da universidade, a redução foi de 30%.

Nas centrais de aulas da UFERSA, no melhor resultado de simulação, obteve-se a redução do consumo de água de aproximadamente 32%, sinalizando um valor dentro dos limites relatados na literatura.

Análise do investimento versus ganho ambiental

Explanados os investimentos necessários e os ganhos ambientais decorrentes da implantação das medidas, uma análise comparativa desses dois aspectos é apresentada na Figura 2. A análise não foi feita para o cenário nº 7, que envolve a correção de vazamentos, pois não é possível mensurar os custos de implantação dessa ação, por motivos já mencionados.

O cenário nº 8 apresenta maior investimento e ganho ambiental, concomitantemente. Contudo, uma atenção especial deve ser dada ao cenário nº 6, que envolve a instalação de restritor de vazão nos chuveiros, uma vez que esse cenário apresenta custo de implantação baixo (R\$ 308.17) e um bom índice de redução no consumo de água (7.35%) (Figura).

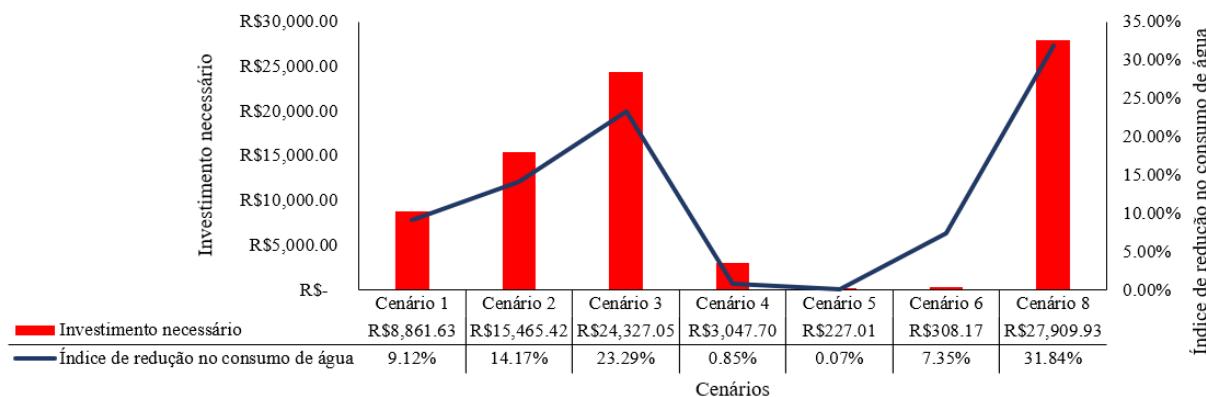


Figura 2. Investimento x ganho ambiental: plano de gerenciamento da demanda de água nas centrais de aulas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido.

Conclusão

- Menos de 40% dos aparelhos hidrossanitários das centrais de aulas são economizadores de água.
- A mão de obra responsável pelos serviços hidráulicos da instituição é insuficiente para a dimensão dos problemas existentes.
- A utilização do método 5W2H mostrou-se de grande utilidade para apresentar o plano de intervenção sugerido, pela possibilidade de organizar as informações de forma objetiva.
- A complexidade em estabelecer prazos foi contornada mediante a utilização da matriz GUT. A maior restrição para o uso dessa matriz de priorização é a subjetividade em pontuar cada uma das ações propostas, por isso, aconselha-se empregar a análise de responsáveis técnicos envolvidos com o objeto em questão, como foi feito neste estudo.

- Ao analisar concomitantemente o investimento e ganho ambiental de cada ação sugerida, a adoção de restritores de vazão para chuveiros apresentou-se como uma opção atrativa, por ser de baixo custo (R\$ 308.17) e produzir um bom índice de redução no consumo de água (7.35%).
- A metodologia utilizada neste estudo pode ser aplicada nas demais edificações do campus Mossoró, demais *campi* da UFERSA e outras instituições de ensino superior. Outrossim, frisa-se a importância de ações educativas nessas instituições, enfatizando a escassez hídrica, particularmente nas que se situam no semiárido nordestino, região que carece de uma atenção especial referente à oferta de água.
- Este estudo poderá subsidiar ações do Plano de Gestão de Logística Sustentável da UFERSA e demais instituições.

Referências

- Alves, D. W. M. (2021) *Desenvolvimento de campanhas educacionais em prol do uso racional da água em instituição de ensino superior*. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil), Universidade Federal Rural do Semi-Árido, 115 p.
- ANA, Agência Nacional de Águas (2017) *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017*: relatório pleno. Brasília. Acesso em 15 de janeiro de 2022, disponível em: <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/relatorio-conjuntura-2017.pdf/view>
- Araújo, R. T. (2018) *Diretrizes para elaboração de plano de uso racional da água em instituições de ensino superior*. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, 108 p.
- Gomes, M. I. L. (2011) *Implantação de um programa de uso racional de água na Universidade Federal de Goiás: estudo de caso – edifício da reitoria*. Dissertação de Mestrado (Pós-Graduação em Engenharia de Meio Ambiente), Universidade Federal de Goiás, 93 p.
- Gonçalves, O. M., Ilha, M. S. O., Amorim, S. V. de, Pedroso, L. P. (2005) Indicadores de uso racional da água para escolas de ensino fundamental e médio, *Ambiente Construído*, 5(3), 35-48. Acesso em 15 de janeiro de 2022, disponível em: <https://seer.ufrgs.br/ambienteconstruido/article/view/3648/2009>
- Guedes, M. J. F., Ribeiro, M. M. R., Vieira, Z. M. C. L. (2014) Alternativas de gerenciamento da demanda de água na escala de uma cidade, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 19(3), 51-62. Acesso em 15 de janeiro de 2022, disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/165/67e4b6803a0f7a9b4a53826667272a29_f15c82865f865df7ce7089bfddb8d7d0.pdf
- Hoffman, J. J., Plessis, J. A. (2013) A model to assess water tariffs as part of water demand management, *Water SA*, 39(3), 423-428. Acesso em 15 de janeiro de 2022, disponível em: <https://www.jstor.org/stable/10.29222/wsa.v39i3.90132>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) *Censo Demográfico*. Acesso em 15 de janeiro de 2022, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rn/mossoro/panorama>
- IDEMA, Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte (2008) *Perfil do seu município*. Acesso em 15 de janeiro de 2022, disponível em: <http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/idema/DOC/DOC000000000013950.PDF>
- Kepner, C. H., Tregoe, B. B. (1981) *O administrador racional*, Atlas, São Paulo, 58 pp.

Medeiros, P. M. de, Silva, J. F. da, Silva Júnior, F. N., Fernandes, M. J., Dombroski, S. A. G. (2015) Ações tecnológicas em um campus universitário no contexto de uso racional da água, 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, Brasil.

PLS, Plano de Logística Sustentável (2013) *Plano de Gestão de Logística Sustentável da UFERSA*, Mossoró, 60 p.

PURA-USP, Programa de Uso Racional da Água da Universidade de São Paulo (2019) *Resultados*. Acesso em 15 de janeiro de 2022, disponível em: <http://www.pura.usp.br/resultados/reducao-da-demanda-de-agua/>

Santos, J. N. dos, Fernandes, M. J., Dombroski, S. A. G., Oliveira, J. L. de, Costa Filho, F. das C., Silva, J. F. da (2016) Caracterização do sistema hidráulico de edificações de uma universidade visando o uso racional da água, *Edufersa*, 2(3), 51-62.

Sharma, S. K., Vairavamoorthy, K. (2009) Urban water demand management: prospects and challenges for the developing countries, *Water and Environmental Journal*, 23(3), 210-218.

UFERSA, Universidade Federal Rural do Semi-Árido (2014) *Cursos de graduação*. Acesso em 15 de janeiro de 2022, disponível em: <https://ufersa.edu.br/cursosgraduacao/>

UFERSA, Universidade Federal Rural do Semi-Árido (2018) *Cursos de pós-graduação*. Acesso em 15 de janeiro de 2022, disponível em: <https://ufersa.edu.br/cursospósgraduacao/>

UNICAMP, Universidade Estadual de Campinas (2017) *Relatório de Gestão 2013-2017*. Acesso em 15 de janeiro de 2022, disponível em: https://www.unicamp.br/unicamp/sites/default/files/2017-04/RELATORIO_GESTAO_2013-17_TJ_WEB_170425_03.pdf

Xiao, Y., Fang, L., Hipel, K. W. (2018) Centralized and decentralized approaches to water demand management, *Sustainability*, 10(10), 3466-3482.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE UN VERMIFILTRO CON LA ESPECIE *Eisenia Foetida* PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE USO DOMÉSTICO

* Flor Angela Meza Pinedo ¹

EVALUATION OF THE EFFICIENCY OF A VERMIFILTER WITH THE *Eisenia Foetida* SPECIES FOR THE TREATMENT OF WASTEWATER FOR DOMESTIC USE

Recibido el 26 de enero de 2022. Aceptado el 7 de junio de 2022

Abstract

The vermicfilter with the species *Eisenia Foetida* to treat wastewater for domestic use had a flow rate of 217 L/d, a Hydraulic Head (CH) of 150 ml/m².min and a Hydraulic Retention Time (HRT) of 5.7 days. Wastewater samples without treatment and with treatment were analyzed on three dates, every 7 days, and the following results were obtained: Total Suspended Solids (TSS) from 1708 mg/L to 32 mg/L on the first date, 321 mg/L to 34 mg/L on the second and 154 mg/L to 2.5 mg/L on the third date. Total Nitrogen (NT) from 13.05 mg/L to 0.32 mg/L, from 3.04 mg/L to 0.19 mg/L and 2.75 mg/L to 0.09 mg/L. Total Phosphorus (PT) from 1 mg/L to 0.568 mg/L, from 1 mg/L to 0.23 mg/L and 0.302 mg/L to 0.092 mg/L. Oils and Fats (AyG) from 72.5 mg/L to 2 mg/L, from 4.3 mg/L to 2 mg/L and 19.8 mg/L to 2 mg/L. Chemical Oxygen Demand (COD) from 3210 mg/L to 201 mg/L, from 1110 mg/L to 101 mg/L and 434 mg/L to 84 mg/L. Biochemical Oxygen Demand (BOD) from 1690 mg/L to 112 mg/L, from 572 mg/L to 48 mg/L and 230 mg/L to 40 mg/L respectively. Total Coliforms (TC) from 7.0E+07 NMP/100mL to 2.6E+06 NMP/100mL, 1.1E+08 NMP/100mL to 5.4E+05 NMP/100mL and 4.7E+07 NMP/100mL to 3.5E+04 NMP/100mL. It is concluded that the vermicfilter with the *Eisenia Foetida* species is efficient to treat wastewater for domestic use.

Keywords: wastewater for domestic use, efficiency, treatment, vermicfilter.

¹ Facultad de ingeniería y Arquitectura, Universidad Peruana Unión, Perú.

* Autor correspondiente: Facultad de ingeniería y Arquitectura, Universidad Peruana Unión. Dirección Jr. Los Mártires, Nro.340-Morales, Tarapoto, San Martín, Perú. Código Postal 22202. Email: flor.mezap@gmail.com

Resumen

El vermiciltro con la especie *Eisenia Foetida* para tratar aguas residuales de uso doméstico tuvo un caudal de 217 L/d, una Carga Hidráulica (CH) de 150 ml/m².min y Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) de 5.7 días. Se analizaron muestras de agua residual sin tratamiento y con tratamiento, en tres fechas, cada 7 días y se obtuvieron los siguientes resultados: Sólidos Suspensos Totales (SST) de 1708 mg/L a 32 mg/L en la primera fecha, 321 mg/L a 34 mg/L en la segunda y 154 mg/L a 2.5 mg/L en la tercera fecha. Nitrógeno Total (NT) de 13.05 mg/L a 0.32 mg/L, de 3.04 mg/L a 0.19 mg/L y 2.75 mg/L a 0.09 mg/L. Fósforo Total (PT) de 1 mg/L a 0.568 mg/L, de 1 mg/L a 0.23 mg/L y 0.302 mg/L a 0.092 mg/L. Aceites y Grasas (AyG) de 72.5 mg/L a 2 mg/L, de 4.3 mg/L a 2 mg/L y 19.8 mg/L a 2 mg/L. Demanda Química de Oxígeno (DQO) de 3210 mg/L a 201 mg/L, de 1110 mg/L a 101 mg/L y 434 mg/L a 84 mg/L. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) de 1690 mg/L a 112 mg/L, de 572 mg/L a 48 mg/L y 230 mg/L a 40 mg/L respectivamente. Coliformes Totales (CT) de 7.0E+07 NMP/100mL a 2.6E+06 NMP/100mL, 1.1E+08 NMP/100 mL a 5.4E+05 NMP/100 mL y 4.7E+07 NMP/100 mL a 3.5E+04 NMP/100 mL. Se concluye que el vermiciltro con la especie *Eisenia Foetida* es eficiente para tratar aguas residuales de uso doméstico.

Palabras clave: aguas residuales de uso doméstico, eficiencia, tratamiento, vermiciltro.

Introducción

Aproximadamente 842 000 individuos perecen como consecuencia de la falta de servicios básicos de saneamiento, que desencadena una serie de problemas ambientales, entre los que se destaca la contaminación del agua. Aproximadamente el 90% de las aguas residuales son descargadas a los cuerpos hídricos, con un deficiente tratamiento o incluso sin ninguno (Organización Mundial de la Salud, 2017).

Existen muchas enfermedades que se relacionan con el agua y que vienen generando morbilidad y mortalidad en cada país desarrollado y mucho más en países en vías de desarrollo. Cerca del 88% de las enfermedades gastrointestinales se atribuyen al suministro de agua insegura, saneamiento deficiente y poca higiene (Ferro, Ferro y Ferro, 2019).

El vertido de aguas residuales sin tratamiento puede generar enfermedades tales como gastroenteritis, cólera, tuberculosis, así como otras enfermedades de origen hídrico (Jordi, Francese, Ricard y Rodríguez, 2019).

En el Perú, más de la mitad de las aguas residuales de uso doméstico, no reciben tratamiento; al respecto los investigadores Centeno *et al.* (2019) aluden que, aunque los expertos indiquen que estas aguas no contienen elementos nocivos, se puede decir con total seguridad que por poseer elevadas concentraciones de nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) y materia orgánica pueden causar una serie de cambios en cuanto a los aspectos biológicos y fisicoquímicos del cuerpo hídrico receptor. Las aguas residuales de uso doméstico se caracterizan por poseer: materia orgánica, un pH cercano al neutro, sin olor cuando el agua es reciente, y posteriormente posee olor desagradable y colores oscuros amarillentos, al iniciar su estado de descomposición (López, 2019).

Existen alternativas a emplear, tratamientos que se pueden aplicar; destacamos entre los sistemas no convencionales de biotratamiento, el denominado vermifiltro, que es un filtro biológico aeróbico de flujo vertical, que surgió a raíz de la unión de dos procesos, la filtración común y la técnica de la lombricultura, es por ello por lo que un vermifiltro se encuentra basado en la aplicación de lombrices. Un vermifiltro además posee distintos medios filtrantes que hacen la vez de colador que retienen en la parte superior componentes del agua residual regada, las lombrices presentes en este medio se encargan de consumir y descomponer la materia orgánica y organismos patógenos, en un trabajo conjunto con numerosos microorganismos (Cáceres, Calisaya y Bedoya, 2019).

El vermifiltro es un tratamiento que remueve parámetros físicos, químicos y microbiológicos. Además el vermifiltro posee muchas ventajas a comparación de otros tipos de tratamientos: no produce lodos residuales, por el contrario brinda como subproducto humus de lombriz, un excelente abono; es una biotecnología rentable y además se puede ejecutar en el mismo lugar de generación del efluente y puede ser aplicado en viviendas y hasta comunidades con poblaciones pequeñas (Pérez, 2018).

De acuerdo a todo lo antes mencionado se evaluó la eficiencia de un vermifiltro con la especie *Eisenia Foetida* para tratar aguas residuales de uso doméstico en una vivienda, a través del análisis de ensayo en laboratorio y la cuantificación de la remoción en los parámetros físicos (Temperatura y Sólidos Suspendidos Totales), químicos (pH, Nitrógeno Total, Fósforo Total, Aceites y Grasas, Demanda Química de Oxígeno y Demanda Bioquímica de Oxígeno) y microbiológicos (Coliformes Totales), presentes en las aguas residuales de uso doméstico sin tratamiento y con tratamiento.

Material y métodos

Localización

La población estuvo constituida por la totalidad de las aguas residuales producidas por día, aproximadamente 217 Litros equivalentes a $0.217 \text{ m}^3/\text{día}$, provenientes de una vivienda integrada por cinco personas; cuyas coordenadas se encuentran en: Este 537392.64 m E y Norte 8760638.13 m S, perteneciente al Distrito de Río Negro, de la Provincia de Satipo, Departamento de Junín.

El territorio donde se desarrolló la investigación se caracteriza por poseer temperaturas que pueden variar de 16 °C a 29 °C. Tiempo caluroso durante el día y un cielo nublado en las tardes. En cuanto a precipitación cabe mencionar que un día mojado pude caracterizarse por poseer 1 mm de precipitación como mínimo (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, 2020).

Generalidades del muestreo

El presente trabajo de investigación se encamina en un diseño preexperimental del tipo preprueba/posprueba con un solo grupo, por lo cual se tomaron 2 muestras, 1 muestra del agua sin tratamiento y 1 muestra del agua residual con tratamiento como lo realizó Gallardo (2017). Este procedimiento se llevó a cabo en 3 diferentes fechas, cada una después de un periodo de 7 días como lo realizó Chávez (2017), Adugna *et al.* (2019) y Cáceres, Calisaya y Bedoya (2018).

Para el muestreo se empleó las especificaciones del Protocolo de monitoreo de la calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales. En cuanto a parámetros de calidad se emplearon los parámetros sujetos al monitoreo de los efluentes de las PTAR los indicados en el D.S. N° 003- 2010-MINAM: Temperatura, pH, Sólidos Suspendidos Totales (SST) como lo hicieron Cáceres, Calisaya y Bedoya (2019), Aceites y Grasas, Demanda Bioquímica de oxígeno, Demanda Química de Oxígeno como lo menciona Pérez (2018), Fósforo Total, Nitrógeno Total y Coliformes Totales.

Diseño y dimensionamiento del vermicílico

El diseño del vermicílico se basó en el postulado de Guzmán (2004) y Hernández (2005), citado en Saboya (2018), donde mencionaron que 1 m² de vermicílico puede tratar 1000 L/d (1 m³), y que para tratar las aguas residuales de 5 personas se necesita solo 1 m² de vermicílico. Además, cabe mencionar que existió un balance de masas donde se tuvo en cuenta: la cantidad de lombrices por unidad de área, cantidad de materia orgánica a consumir, la carga hidráulica (CH) para evitar muerte las lombrices, y el tiempo de retención hidráulica (TRH).

El vermicílico que se elaboró tuvo la forma de un prisma rectangular, las dimensiones fueron de 1 m ancho, 1 m largo y 1.10 m de altura; Garzón y Moller (2011), citado en Figueroa (2018) indican que se pueden emplear alturas de 1 m a más para tratar aguas residuales a una escala real y obtener un mayor tiempo de retención.

Granulometría de partículas de los materiales filtrantes

El vermicílico estuvo dividido en dos zonas, una orgánica y otra inorgánica. La zona orgánica: fue la capa activa, donde habitaron las lombrices estuvo compuesto de cuatro materiales: tierra, compost semimaduro, humus de lombriz y fibra de coco; cada material de aproximadamente 0.5 cm. Los medios filtrantes que se emplearon en la zona inorgánica fueron los siguientes: piedras enteras de 3 cm, grava triturada 1 cm (Chicaiza, 2018), arena fina de 0.002 cm. (Adugna *et al.*, 2019).

En un vermicílico se pueden usar recursos de desechos orgánicos, como lo menciona Adugna *et al.* (2019), por lo cual se empleó compost semimaduro y fibra de coco; este último posee ciertas características beneficiosas para el proceso, como capacidad de retener líquidos, brinda un

equilibrio deseado entre la retención del agua y a la vez una buena aireación; además de sus propiedades fungicidas (Mantuano y Pincay, 2017).

Determinación de la altura de la zona orgánica y de la zona inorgánica

Se determinó una zona biológica con altura del 60% del total de vermicífilo, como lo señala Salazar (2005) citado en Saboya (2018), y como consecuencia la zona perteneciente a la inorgánica fue de 40%. A continuación, se presenta la ecuación con la que se calculó la altura de los estratos (zona biológica y zona inorgánica) (Saboya, 2018).

$$h_{estrato} = \frac{\% \text{ zona}*h}{100\%}$$

Ecuación (1)

Donde h: altura útil de vermicífilo, restando unos 15cm para altura de riego.

De esta forma se obtuvo una zona orgánica con altura de 66 cm, y una zona inorgánica con 44 cm; cada uno de los componentes fueron dispuestos de manera proporcional (Pérez, 2018). En total el vermicífilo tuvo una altura de 1.50 m y a continuación en la Figura 1, se muestran los medios filtrantes.

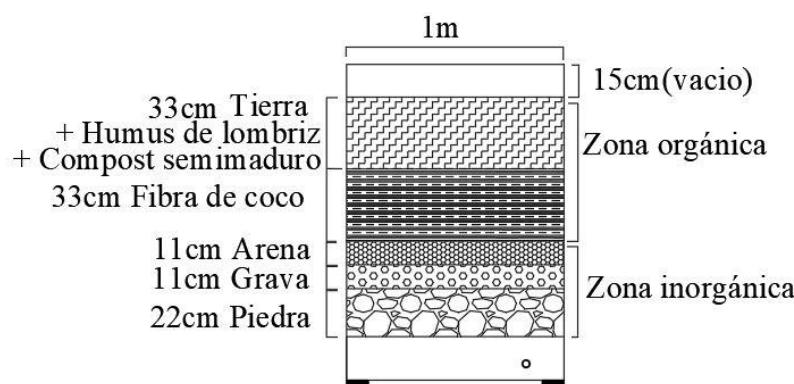


Figura 1. Diseño y dimensiones del vermicífilo.

Determinación del número de lombrices

Se determinó en base a la relación de 10 kg de lombrices por 1m³ de suelo (Komaroswky, 2021 citado en Manyuchi *et al.*, 2018); aproximadamente entre 15000-20000 lombrices indica Arora y Saraswat (2021). A continuación, se mostrarán las ecuaciones con las que se determinó el número de lombrices para el vermicífilo, en primer lugar se encontró el volumen, que fue v=0.66 m³; posteriormente se empleó otra ecuación, para determinar la cantidad de lombrices, que fue 6.6 Kg. lo que equivale a 6 600 lombrices, puesto que en 1 kg de lombrices adultas generalmente se encuentran 1000 lombrices.

$$v = a * b * h$$

Ecuación (1)

Donde: v: volumen de la capa activa; a: largo del vermifiltro; b: ancho del vermifiltro; h: alto del vermifiltro

$$KgLomb = \frac{v*10Kg}{1m^3}$$

Ecuación (2)

Donde: v: volumen de la capa activa

Carga Hidráulica (CH)

Chicaiza (2018) indica que este factor es importante puesto que es la cantidad de agua residual distribuida sobre el área superficial del vermifiltro en un tiempo determinado. En primer lugar, se tuvo que encontrar el área superficial del vermifiltro, donde se tuvo como resultado 1 m². Posteriormente se desarrolló una fórmula para encontrar la Carga Hidráulica, donde se tuvo como resultado 150 ml/m².min de carga hidráulica equivalente a 0.2 m³/m².d.

$$CH = Q_{AR}/A$$

Ecuación (3)

Donde: CH: carga hidráulica; QAR: caudal del agua residual; A: área superficial del vermifiltro

Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

Este parámetro representó el tiempo en el que el agua residual atravesó los distintos medios filtrantes; es un factor muy importante ya que, si hay un mayor tiempo de retención, habrá mayor contacto y mayor estímulo para la actividad microbiana; entonces se tendrá mejores resultados (Samal y Roshan, 2021). Para encontrar el TRH, se empleó la siguiente fórmula que fue usada por Figueroa (2018), de donde se obtuvo un resultado de 5.7 días, resultado que se aproxima al recomendado por Cáceres, Calisaya y Bedoya (2019) en cuya investigación concluyen que una retención de 7 días es buena para obtener mayores reducciones de parámetros.

$$TRH = \frac{Vv}{Q}$$

Ecuación (4)

Donde: TRH: tiempo de retención hidráulica; Vv: volumen total del vermifiltro; Q: caudal del agua residual

Eficiencia de remoción del vermifiltro

La eficiencia de remoción se determinó en base a la siguiente fórmula, de manera independiente por muestra.

$$Ef = \left(\frac{C_i - C_f}{C_i} \right) * 100$$

Ecuación (5)

Donde: Ci: concentración inicial; Cf: concentración final

Adaptación de las lombrices

La adaptación de las lombrices tuvo una duración de 7 días como lo trabajó Chávez (2017) y Saboya (2018), se usó un balde grande con agujeros en el contorno y en la base, dentro del balde se colocó fibra de coco, sobre ella compost semimaduro + humus de lombriz, en este suelo se esparció homogéneamente 500 ml. de agua residual diariamente. Se controló el porcentaje de humedad, el pH y la temperatura con el Soil Survey Instrument y se pudo confirmar que el medio donde posteriormente habitarían las lombrices contaba con las condiciones óptimas para vivir y desarrollarse. Por lo tanto, se procedió a inocular las lombrices en el balde (Acuña y Reyes, 2017).

Se elaboró una ficha de campo, en la cual se registraron los monitoreos diarios, para controlar el porcentaje de humedad, pH, temperatura. Además, se tuvo un control de la población y peso de lombrices en el primer y séptimo día; el número inicial fue de 50 lombrices adultas con un peso inicial de 19.1g y su número final al cabo de los 7 días de adaptación fue de 50 lombrices más gran número de cocones; las lombrices tuvieron un peso final de 33 g. Los resultados mostraron porque nos encontrábamos con un medio óptimo.

Funcionamiento del vermicílico

El vermicílico tuvo un periodo de calibración de 1 día con agua de caño (limpia), para hacer un lavado general a los materiales filtrantes, luego de este periodo se procedió a ser alimentado con aguas residuales grises, provenientes lavado de manos, lavado de platos y lavado de ropa, de una vivienda. El agua residual fue reunida a través de depósitos, que cada cierto tiempo fueron trasladados a un tanque principal, desde donde se condujo hacia una estructura rectangular que tenía perforaciones para facilitar la distribución homogénea del agua residual sobre la superficie; el agua se desplazó por gravedad. Dicha estructura de distribución estuvo ubicado a una altura de 0.15 m, en la parte superior de la capa activa del vermicílico.

El flujo del agua residual fue de manera continua, directa y por la técnica de goteo; además se implementó en la estructura entradas de circulación de aire, recurso que fue aprovechado por los microorganismos aerobios para la oxidación respectiva como lo señala Huamaní y Pocasangre (2020).

Resultados y discusiones

Parámetros físicos

Existió un descenso en la Temperatura y los Sólidos Suspendidos Totales (SST), después del tratamiento y se observaron mayores reducciones a los 21 días. Ambos parámetros se encuentran debajo de los Límites Máximos Permisibles del Decreto Supremo Nº 003-2010-MINAM para efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales.

Los Sólidos Suspendidos Totales (SST) obtuvieron un porcentaje de remoción promedio de 95.30%, este valor obtenido fue más alto que el reportado por Cáceres, Calisaya y Bedoya (2018), remoción de 66.67% y Vicente (2016), con 82.06% con medio filtrante de fibra de coco.

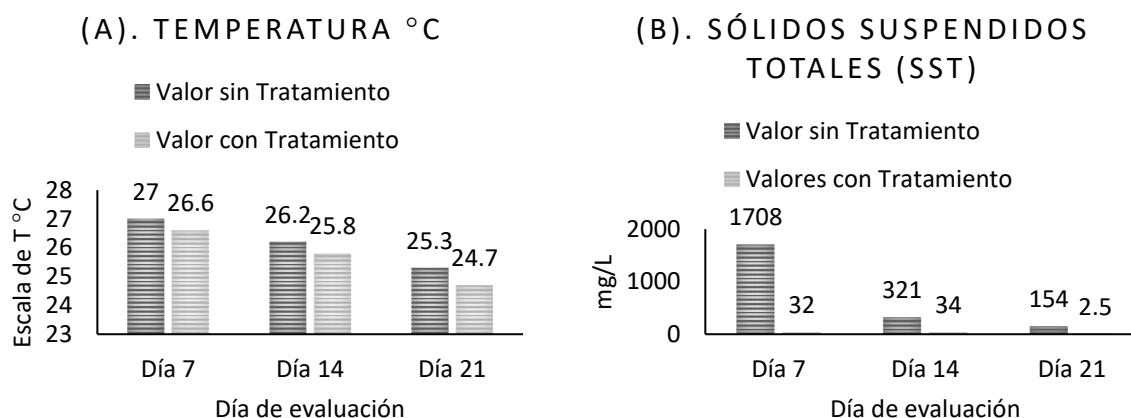


Figura 2. Temperatura (2A) Sólidos Suspensos Totales (SST) (2B).

Al respecto de la Temperatura, existió una disminución de 0.4°C en la primera y segunda fecha, mientras que en la tercera fecha se tuvo 0.6 °C. Cáceres, Calisaya y Bedoya (2018), obtuvieron mejores resultados de reducción, 1.40 °C; asimismo mencionan que existen temperaturas ideales para el desarrollo microbiano que oscila entre 25°C y los 35 °C, por lo tanto podemos deducir que con la temperatura obtenida se produjo un buen desarrollo microbiano, lo cual fue propicio para un mejor tratamiento. Castillo y Chimbo (2021) mencionan que la temperatura ayuda a la actividad metabólica de los microorganismos y de las lombrices.

Parámetros químicos

En cuanto a Potencial de Hidrógeno (pH) hubo un aumento en las dos primeras fechas con tratamiento, sin embargo, en la fecha 21 hubo un descenso. El pH se encuentra dentro de los Límites Máximos Permisibles del Decreto Supremo Nº 003-2010-MINAM. Se obtuvieron reducciones en la tercera fecha de 7.6 a 7.4, mientras que en la primera y segunda hubo un ascenso de 7.6 a 8 y de 7.6 a 7.8 respectivamente. Sin embargo, en todas las fechas se cumple con el Decreto Supremo Nº 003-2010-MINAM, donde indica valores entre 6.5 y 8.5. Se presume que existieron tales reducciones a la tercera fecha, debido que para el día 21 habría aumentado el número de lombrices y microorganismo en el vermiciltro. De acuerdo con Rodale (1971), los residuos sólidos y líquidos son succionados por la boca de la lombriz, con la bomba succionadora

que se encuentra ubicada en la faringe. Desde el primer momento en que entra el alimento es suministrado con enzimas llamada amilasa. Además, en el esófago se encuentran las glándulas de Morren que secretan carbonato de calcio, lo que contribuye a neutralizar la acidez del alimento (Cardozo, Ramírez y Garzón, 2011). Castillo y Chimbo (2021) indican que cuando el pH se vuelve neutro es gracias a la capacidad de la *Eisenia Foetida* de aumentar la mineralización del compuesto orgánico a CO y otras sales mineralizadas.

Asimismo el Nitrógeno Total tuvo una disminución en las tres muestras con tratamiento, con un porcentaje promedio de remoción de 97.01%, superior al obtenido por Saboya (2018), de 78%, además citó a Wang *et al.*, (2011), que atribuye la reducción de este parámetro a la mineralización de nitrógeno amoniacal en forma de nitrato, debido al impacto que generan las lombrices sobre las comunidades bacterianas y también a que las lombrices secretan polisacáridos, proteínas y otros compuestos nitrogenados, que ayudan en la reducción del nitrógeno. Cabe señalar que la temperatura juega un papel muy importante en la eliminación de NT, así lo indicó Prasad, *et al.*, (2018), en su investigación donde trabajó humedal + *Eisenia Foetida* y concluyó que a mayor temperatura, existió menos NT.

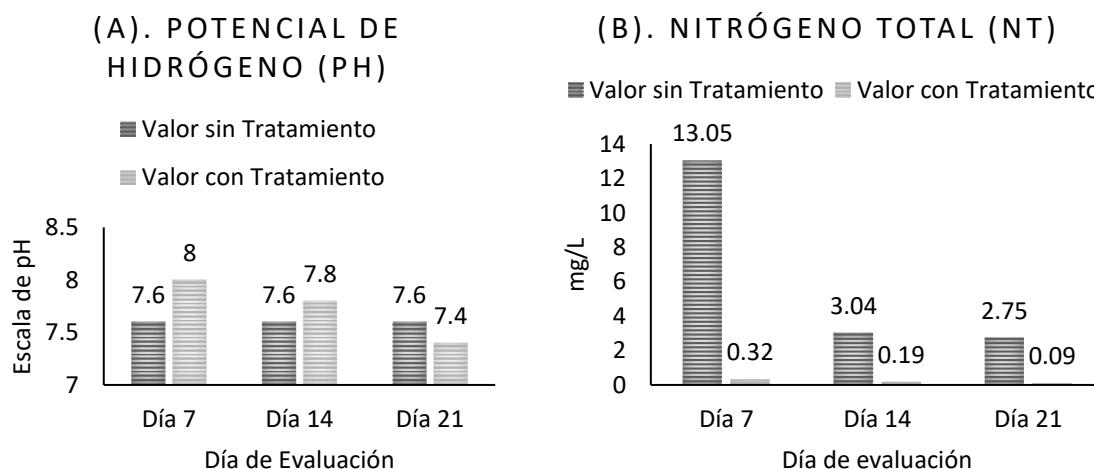
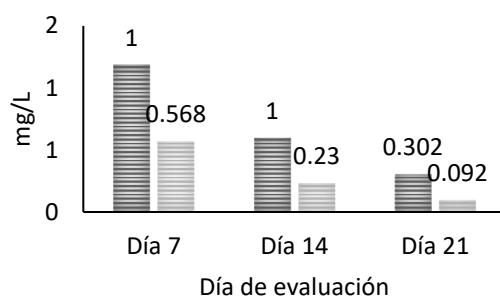


Figura 3. Potencial de Hidrógeno (3A) Nitrógeno Total (3B).

En cuanto a Fósforo Total podemos observar una gran reducción, con el tratamiento; lo mismo ocurrió con Aceites y Grasas. Este último parámetro cumple con lo establecido en el Decreto Supremo Nº 003-2010-MINAM. La DBO y DQO también experimentaron una disminución considerable y solo en la primera fecha, que fue el día 7, estuvimos por encima de los LMPs. Sin embargo, en las demás fechas, a los 14 y 21 días, si llegaron a cumplir con el Decreto Supremo Nº 003-2010-MINAM (Figura 4).

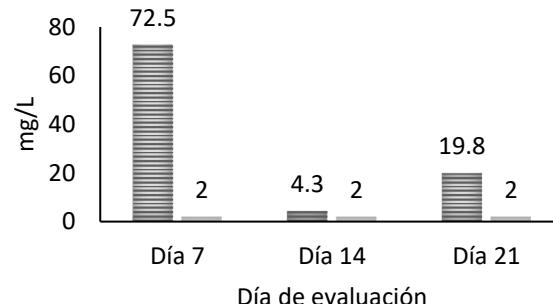
(A). FÓSFORO TOTAL (PT)

■ Valor sin Tratamiento ■ Valor con Tratamiento



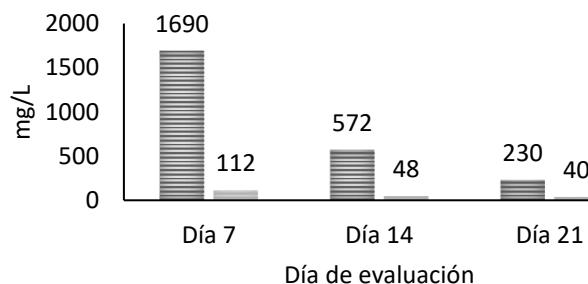
(B). ACEITES Y GRASAS (AYG)

■ Valor sin Tratamiento ■ Valor con Tratamiento



(C). DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO)

■ Valor sin Tratamiento ■ Valor con Tratamiento



(D). DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

■ Valor sin Tratamiento ■ Valores con Tratamiento

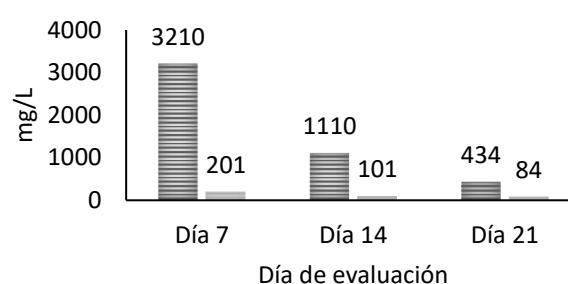


Figura 4. Fósforo Total (4A) Aceites y Grasas (4B) Demanda Química de Oxígeno (4C) Demanda Bioquímica de Oxígeno (4D).

En Fósforo Total se obtuvo una reducción de 63.25%, un valor superior, que el encontrado por Acuña y Reyes (2017), 55.15% con la especie *Eisenia Foetida*; y Chicaiza (2018), con 23%. De acuerdo a Morales y Bornhardt (2010) citado en Cardozo, Ramírez y Garzón (2011), la vermicompostación es un sistema biológico complejo, que combina mecanismos físicos, químicos, microbiológicos y macrobiológicos (consorcio microorganismos-lombrices), para remover carga orgánica y nutriente del agua residual. Además, fue eliminado por consumo de parte de las lombrices y microorganismos que lo usan para desarrollarse y multiplicarse.

Asimismo, hubo una eficiente remoción de la DBO, se obtuvo una eficiencia promedio de 89.79%, resultados superiores a los obtenidos por Cáceres, Calisaya y Bedoya (2018) de 50.36%, asimismo se superó a Pérez (2018), que obtuvo 73.61%, que empleo un vermiciltro donde uso fibra de coco + aserrín; Vicente (2016), uso solo fibra de coco y obtuvo 88.50%. Sin embargo, Saboya (2018), indica una remoción mayor de 92%. Capistran, *et al.* (2001) citado en Cardozo, Ramírez y Garzón (2011), señalan que las lombrices secretan un moco gelatinoso que queda en las paredes lo que favorece el desarrollo de microorganismos que contribuirán a descomponer en mayor proporción los componentes del agua residual.

Para la DQO se obtuvo un promedio general de eficiencia de remoción de 89.76%, un valor mayor que el encontrado por Vicente (2016), con 70.15% que usó fibra de coco. Asimismo, Pérez (2018), obtuvo un porcentaje menor, con 79.53%, usando fibra de coco + aserrín y finalmente Saboya (2018), con un 86%. Sin embargo, Acuña y Reyes (2017) nos superaron con 97.28% de remoción.

En la DBO y DQO casi todos los efluentes pertenecientes a las tres fechas obtuvieron resultados por debajo de la normativa establecida en el Decreto Supremo Nº 003-2010-MINAM para efluentes, a excepción de la primera fecha donde se excedió mínimamente por 12 mg/L y 1 mg/L respectivamente, lo que se atribuye a que el vermiciltro estuvo iniciando su primera semana de operatividad. Además, cabe mencionar que las lombrices en el tratamiento tienen dos funciones una como aireadores y mezcladores, y la otra como biodigestores. Sinha, *et al.* (2008), mencionan que los cuerpos de las lombrices trabajan como biofiltros que son capaces de remover la DBO₅ en más de un 90%, la DQO entre 80-90% y los SST entre 90-95%, por medio de mecanismos de ingestión, biodegradación y absorción a través de las paredes de su cuerpo (Cardozo, Ramírez y Garzón, 2011).

Parámetro microbiológico

Pudimos obtener en las tres fechas señaladas, grandes reducciones de este parámetro evaluado, después de haber sido sometido al tratamiento. En cuanto a eficiencia de remoción de Coliformes Totales se encontró una remoción del 98.57%, que es superior a los resultados obtenidos por Acuña & Reyes (2017), cuyo resultado fue de 90.18%; asimismo se obtuvo un resultado superior a Saboya (2018), que obtuvo 84%. Sin embargo, Cáceres, Calisaya y Bedoya (2019), nos superaron con resultados de remoción del 100%; ellos mencionaron que tuvieron un TRH de 7 días y que además existió buena oxigenación, pues las lombrices forman galerías durante su recorrido, lo que facilita el ingreso de oxígeno, esto ayuda a eliminar microrganismos perjudiciales. Además, Camp, Dresser y Mckee (1980), indica que las bacterias patógenas al entrar al tracto digestivo de las lombrices se destruyen pues ellas son microfajas (Cardozo, Ramírez y Garzón, 2011). Lo antes mencionado se encuentra en la Figura 5.

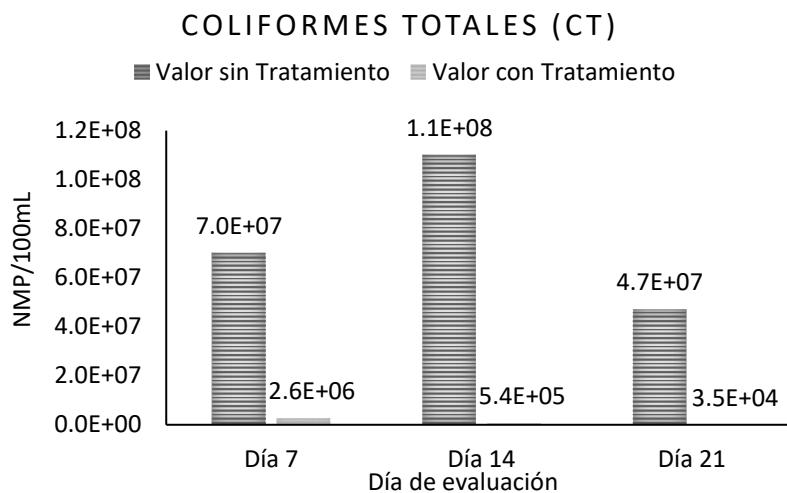


Figura 5. Parámetro Coliformes Totales.

Eficiencia de remoción del vermicílico

Los resultados muestran mayor eficiencia de remoción para los parámetros Coliformes Totales, NT y SST, pues se encuentran por encima de los 90% de eficiencia de remoción (Tabla 1).

Con la presente investigación recomendamos el uso de fibra de coco como medio filtrante orgánico y como una mejor opción que el aserrín o viruta; obtuvimos un porcentaje de remoción de 68.44% con este producto. Vicente (2016), lo confirma en su estudio, donde comparó dos medios filtrantes orgánicos por separado, la fibra de coco y el aserrín. Concluyó que el empaque de fibra de coco obtuvo una eficiencia del 82.37%, a diferencia del empaque con aserrín que fue menos.

El vermicílico va mejorando su rendimiento a medida que pasan los días, además el vermicílico con la especie *Eisenia Foetida*, mejora su trabajo de reducción de parámetros, con un periodo de calibración de 1 día, y desde los primeros 7 días de entrar en funcionamiento se obtienen buenos resultados; los resultados obtenidos se asemejan a los de Cáceres, Calisaya y Bedoya (2018), donde obtuvieron reducciones en sus parámetros, después de una semana de tratamiento. Sin embargo, Gallardo (2017), obtuvo reducciones en un tiempo mucho mayor, con una calibración de vermicílico por un período de 20 a 25 días, y a partir de ese período menciona que los parámetros recién empiezan a disminuir, cada 10 días.

Tabla 1. Porcentaje (%) de eficiencia de remoción

Parámetros	Fecha por días	Eficiencia de Remoción (%) por muestreo	Eficiencia de Remoción (%) Promedio
SST	7	98.13	95.30
	14	89.40	
	21	98.38	
Nitrógeno Total	7	97.55	97.01
	14	93.75	
	21	99.73	
Fósforo Total	7	43.2	63.25
	14	77	
	21	69.54	
Aceites y Grasas	7	97.24	80.21
	14	53.49	
	21	89.89	
DQO	7	93.74	89.76
	14	90.90	
	21	84.65	
DBO	7	93.37	89.20
	14	91.61	
	21	82.61	
Coliformes Totales	7	96.28	98.57
	14	99.51	
	21	99.93	

Conclusiones

El vermicírculo presentado es un modelo a escala real, con una forma sencilla de construir y bases sólidas para sustentar su elaboración.

La altura fue muy importante e indispensable en la remoción de los parámetros del agua residual; cabe mencionar que en el diseño se consideró tubos de aireación adheridos en la estructura. La zona biológica (Tierra + Humus de lombriz + Compost semimaduro + Fibra de coco) es la que ocupó gran parte del biofiltro, con una altura de 0.66 m equivalente al 60%.

Los resultados del análisis de ensayo de laboratorio mostraron grandes reducciones de los parámetros en evaluación en el agua residual de uso doméstico con tratamiento. Por lo tanto, es muy importante señalar que el vermicírculo con la especie *Eisenia Foetida* es eficiente para remover parámetros físicos (Temperatura y Sólidos Suspensos Totales), químicos (pH, Nitrógeno Total,

Fósforo Total, Aceites y Grasas, Demanda Química de Oxígeno y Demanda Bioquímica de Oxígeno) y microbiológicos (Coliformes Totales), puesto que existió diferencia entre los valores de los parámetros del agua residual de uso doméstico sin tratamiento y los valores de los parámetros del agua residual de uso doméstico con tratamiento, en las tres diferentes fechas.

Referencias bibliográficas

- Acuña, J., Reyes, J. (2017) *Eficiencia de lumbricus terrestris y Eisenia Foetida en el tratamiento de las aguas residuales en la ciudad de Bagua-Amazonas, 2015* (Tesis para obtener el título profesional de Ingeniero Ambiental, Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/UNTR_137370a0cb638bb0e0e2a1546311a93c
- Adugna, A., Andrianisa, H., Konate, Y., Maiga, A. (2019) Fate of filter materials and microbial communities during vermicfiltration process. *Journal of Environmental Management*, **242**(2019), 98–105. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.076>
- Arora, S. , Saraswat, S. (2021) Vermifiltration as a natural, sustainable and green technology for environmental remediation: A new paradigm for wastewater treatment process. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*, **4**(2021), 100061. <https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2021.100061>
- Cáceres, D., Calisaya, G., Bedoya, E. (2018) Eficiencia de la lombriz roja californiana (*Eisenia Foetida*) en el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Revista de Ciencia y tecnología para el Desarrollo-UJCM 2018*, **4**(Número Especial):13-23. <http://dx.doi.org/10.37260/rctd.v4i0.115.g99>, <https://revistas.ujcm.edu.pe/index.php/rctd/article/view/115/99>
- Cáceres, D., Calisaya, G., Bedoya, E. (2019) Eficiencia de *Eisenia Foetida*, *Eichornia Crassipes* e hipoclorito de calcio en la depuración de aguas residuales domésticas en Moquegua, Perú. *Ecología Aplicada*, **20**(1), 2021. <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v20i1.1692>
- Cardoso, L., Ramírez, E., Garzón M., Bahena, E., Morales, E., Cervantes, F. , Enriquez, J., (2011) Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales Proyecto TC-1107. Mexico: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. *Enfoque UTE*, **12**(2), 80-99, 2021. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.746>
- Castillo, J. , Chimbo, J. (2021) Eficiencia en la remoción de materia orgánica mediante lombrifiltros (*Eisenia Foetida*) en aguas residuales domésticas para zonas rurales.
- Centeno, L., Quintana, A., López, F. (2019) Efecto de un consorcio microbiano en la eficacia del tratamiento de aguas residuales, Trujillo, Perú. *Arnaldoa*, **26**(1), 433–446. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.261.26123>
- Chávez, J. (2017) *Eficiencia de un Biofiltro en la reducción de carga orgánica de un efluente en la ciudad de Celendín* (Tesis para obtener título profesional) Facultad de Ciencias Agrarias, Escuela Académica Profesional de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Cajamarca.
- Chicaiza, C. (2018) *Estudio de la influencia de la tasa hidráulica en la bidegradación de aguas residuales domésticas tratadas por sistema no convencionales de vermicfiltración* (Tesis para obtener título profesional de Ingeniero Ambiental) Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.
- Ferro, F., Ferro P., Ferro A. (2019) Distribución temporal de las enfermedades diarreicas agudas, su relación con la temperatura y cloro residual del agua potable en la ciudad de Puno, Perú. *Journal of High Andean Research*, 2019; **21**(1): 69-80 Vol 21 Nº 1. <http://dx.doi.org/10.18271/ria.2019.446>
- Figueroa, J. (2018) "Biofiltros con *Furcraea andina* y *Eucalyptus globulus* para mejorar la calidad del efluente de la piscigranja de Acopalca - Ancash - 2018"(Tesis para obtener el título profesional de Ingeniera Ambiental) Facultad de Ingiería, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, Universidad César Vallejo, Lima.
- Flores, E., Miranda, M. , Villasis, M. (2017) El protocolo de investigación VI: cómo elegir la prueba estadísticas adecuada. Estadística inferencial. *Revista Alergia Mexico*, **64**(3), 364–370. <https://doi.org/10.29262/ram.v64i3.304>

- Gallardo, L. (2017) *Analisis de la Fibra de Coco como filtro en el tratamiento de Aguas Residuales provenientes del centro de faenameinto Latacunga* (Tesis para obtener el título profesional de Ingeniero Civil) Facultad de Ingeniería Civil y Mecánica, Universidad Técnica de Ambato, Ecuador.
- Huamaní, Z. , Pocasangre, A. (2020) Estudio de coefieintes cinéticos de filtros percoladores por etapas, con medio filtrante de piedra volvánica. *Aqua, Saneamiento & Ambiente*, **15**(1,2020) Recuperado de: <https://revistas.usac.edu.gt/index.php/asa/article/view/1133>
- Jordi, S., Francese, T., Ricard, J. , Rodríguez, M. (2019) Planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y emisor submarino La Chira (Perú),*1era ed.*, IESE Business School , España.
- López, W. (2019) *Evaluación de dos especies de microalgas para determinar la eficiencia de remoción de nutrientes de aguas residuales de la PTAR taboada del callao, Perú* (Tesis para título profesional de Ingeniero Ambiental) Facultad de Ingeniería Geográfica, Ambiental y Ecoturismo, Universidad Nacional Federico Villareal, Lima.
- Mantuano, V. , Pincay, E. (2017) Proceso de obtención de fibra de coco para fabricar colchones ecológicos hipoalergénicos en la comuna "Sacachún", *Revista Empresarial, ICE-FEE-UCS*, ed. **44**(11) – No. 4 - 14-19. Recuperado de:<https://dialnet.unirioja.es-/recursos/6479351.pdf>
- Manyuchi, M., Mbohwa, C. , Muzenda, E. (2018) Biological treatment of distillery wastewater by application of the vermicfiltration technology. *South African Journal of Chemical Engineering*, **25**(2018), 74–78. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2017.12.002>
- OMS, Organización Mundial de la Salud (2017) ¿Cuál Es El Panorama General?,OMS. https://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/PHE-prevention-diseases-infographic-ES.pdf?ua=1
- Pérez, S. (2018) *Aplicación de vermifiltros para reducir el DQO y DBO del agua residual del un Laboratorio de Análisis Químico, 2018* (Tesis para obtener el título profesional Ingeniera Ambiental) Facultad de Ingiería, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, Universidad César Vallejo, Lima.
- Prasad, R., Fu, D., Jia, J. , Wu, j. (2018) Performance of Earthworm-Enhanced Horizontal Sub-Surface Flow Filter and Constructed Wetland. *Water*, **10**(10), 1309. <https://doi.org/10.3390/w10101309>
- Saboya, X. (2018) Eficiencia del metodo de lombrifiltro en remoción de los contaminantes de las aguas residuales domesticas en el Distrito de Chachpoyas - Amazonas. *Muro de la Investigación*, 2021(1), enero-junio. <https://doi.org/10.17162/rmi.v6i1.1439>
- Samal, K. , Roshan, R. (2021) Modelling of pollutants removal in Integrated Vermi fi Iter (IVmF) using response surface methodology. *Cleaner Engineering and Technology*, **2**(2021), 100060. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100060>
- SENAMHI, Sevicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (2020) *Información Turística*.<https://www.senamhi.gob.pe/?p=pronostico-detalle-turistico&localidad=0026>
- Vicente, J. (2016) Determinación de la eficiencia del aserrín y la fibra de coco utilizados como empaques para la remoción de contaminantes en Biofiltros para el tratamiento de aguas residuales. *Enfoque UTE*, **7**(3) 41–56. Recuperado de: <http://ingenieria.ute.edu.ec/enfoqueute/index.php/revista/article/view/104/110>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO USO DE COAGULANTES PARA A REMOÇÃO DE FÓSFORO EM EFLUENTES

EFICIENCY EVALUATION OF COAGULANTS USE FOR PHOSPHORUS REMOVAL IN EFFLUENTS

Recibido el 28 de enero de 2022. Aceptado el 6 de junio de 2022

Abstract

Phosphorus from wastewater is an important macronutrient, and its discharge in large amounts can favor the eutrophication of lakes and streams. Thus, specific treatments can be used for their removal in effluents. The use of coagulation and flocculation for phosphorus removal has been widely used due to its flexibility and high efficiency, and, for this, there are several products available. Therefore, the objective of the present study was to evaluate the efficiency of using aluminum sulfate, polyaluminum choride (PAC), ferric chloride, and tannin coagulants to remove phosphorus from domestic and industrial effluents, using data available in literature works. When ferric chloride and aluminum sulfate were used, the median was approximately 90%, and the PAC was 80%. The use of tannin resulted in a greater variation in efficiency values and minor phosphorus removal (<75%). The mean coagulant dosage, in mg coagulant.mg initial TP⁻¹, was 9.33 mg.mg⁻¹ for the PAC; 8.09 mg.mg⁻¹ and 7.96 mg.mg⁻¹ for ferric chloride and aluminum sulfate, respectively.

Keywords: polyaluminum choride, aluminum sulfate, effluents phosphorus removal, ferric chloride, tannin.

Antônio Carlos de Oliveira Martins Júnior ¹

José Carlos Alves Barroso Júnior ²

Vinícius Duarte Soroka ¹

Nestor Leonel Muñoz Hoyos ³

* Maria Cristina de Almeida Silva ¹

¹ Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, Brasil.

² Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental - DEHA, Campus do Pici, Brasil.

³ Universidade Federal do Paraná (UFPR) - Campus Politécnico, Departamento de Hidráulica e Saneamento (DHS), Brasil.

*Autor correspondente: Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. Email: maria.almeida@ufrgs.br

Resumen

O fósforo das águas residuárias é um importante macronutriente, e sua descarga em grandes quantidades pode favorecer a eutrofização de lagos e córregos. Assim, tratamentos específicos podem ser utilizados para sua remoção em efluentes. O uso de coagulação e flocação para remoção de fósforo tem sido amplamente utilizado devido a sua flexibilidade e alta eficiência, e, para isso, existem diversos produtos disponíveis. Sendo assim, o objetivo do presente estudo foi avaliar a eficiência do uso de sulfato de alumínio, cloreto de polialumínio (PAC), cloreto férrico e coagulantes taninos na remoção de fósforo de efluentes domésticos e industriais, utilizando dados disponíveis em trabalhos da literatura. Quando foram utilizados cloreto férrico e sulfato de alumínio, a mediana foi de aproximadamente 90% e o PAC foi de 80%. O uso de tanino resultou em maior variação nos valores de eficiência e menor remoção de fósforo (<75%). A dosagem média de coagulante ($\text{mg coagulante.(mg TP inicial)}^{-1}$) foi de 9.33 mg.mg^{-1} para o PAC; 8.09 mg.mg^{-1} e 7.96 mg.mg^{-1} para cloreto férrico e sulfato de alumínio, respectivamente.

Palavras-chave: cloreto férrico, cloreto de polialumínio, remoção de fósforo de efluentes, sulfato de alumínio, tanino.

Introdução

O fósforo de águas residuárias é um importante macronutriente. Contudo, a descarga de grandes quantidades desse nutriente em fontes naturais favorece o crescimento de algas e causa a eutrofização de lagos e córregos (Kim *et al.*, 2015), o que pode causar danos aos ecossistemas aquáticos e ao abastecimento de água para consumo humano.

Esgotos sanitários possuem concentrações de fósforo (P) que variam entre 3.7 a 11.0 mg.L^{-1} (Metcalf e Eddy, 2015). A remoção parcial de fósforo pode ser alcançada com a sedimentação convencional por gravidade, embora soluções sofisticadas sejam necessárias para atender padrões mais restritivos (Bunce *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2018). O Rio Grande do Sul é um dos três únicos estados brasileiros que adotam um parâmetro de concentração de fósforo para o lançamento de efluente em corpo hídrico (Morais e Dos Santos, 2019), por meio da Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA) nº 355 de 2017. Esta estabelece que o lançamento de fósforo deve atender à faixa de 1.0 até 4.0 mg.L^{-1} , de acordo com a faixa de vazão efluente, ou pela obtenção da eficiência de remoção de 75%.

O fósforo contido no esgoto pode ser tanto incorporado em sólidos biológicos como ser removido com a adição de produtos químicos (Metcalf e Eddy, 2015). Esta última alternativa pode apresentar maiores dificuldades de recuperação do fósforo ligado quimicamente. Por outro lado, a eficiência do tratamento biológico é extremamente suscetível a problemas operacionais e mudança nas características dos esgotos sanitários. Assim, a grande vantagem da adoção de processos físico-químicos de remoção de fósforo em Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs), além de sua maior eficiência, é a sua grande flexibilidade. Os mesmos podem ser facilmente adaptados em unidades existentes ou em projeto de sistemas de tratamento a serem implantados (Marguti, Ferreira Filho e Piveli, 2008).

Os coagulantes metálicos mais comumente empregados podem ser classificados em duas categorias: à base de alumínio e à base de ferro. A popularidade destes compostos não é dada somente em função da sua elevada eficiência, mas também pela disponibilidade e baixo custo. A sua eficácia consiste na formação de complexos polinucleares carregados, com características avançadas de adsorção (Bratby, 2016). Entre os coagulantes metálicos mais empregados para remoção de fósforo, destacam-se o sulfato de alumínio, cloreto férrico e policloreto de alumínio (PAC).

De acordo com Bratby (2016), o sulfato de alumínio possui a fórmula $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$, com conteúdo de alumínio entre 7.4 a 9.5% (usualmente próximo de 9% de alumínio) por massa. É amplamente utilizado em sistema de tratamento de efluentes e de água, tendo pH ideal para a remoção do fosfato pelo alumínio entre 5.5 e 6.5. Por outro lado, o cloreto férrico possui fórmula química FeCl_3 e, devido à larga faixa de pH em que produz bons flocos (entre 5 e 11), também é muito empregado no tratamento de efluentes industriais, inclusive na remoção de fósforo (Nunes, 2018). O produto líquido comercial é fornecido de 40 a 43%.

Os coagulantes pré-hidrolisados, baseados em alumínio e ferro, foram desenvolvidos para produzir as espécies de hidrólise corretas, independentemente das condições do processo durante o tratamento. Estes incluem, entre outros produtos, o PAC. As principais vantagens dos coagulantes inorgânicos pré-polimerizados são: (1) eficientes em amplas faixas de pH e temperaturas da água; (2) apresentam menor sensibilidade a baixas temperaturas da água; (3) dosagens mais baixas são necessárias para atingir as metas; (4) menor quantidade de resíduos químicos são produzidos, resultando em menor teor de sólidos dissolvidos totais na água (Bratby, 2016).

É importante destacar que o uso dessas substâncias químicas pode ter consequências ambientais, principalmente pela produção de grandes volumes de lodo (Renault *et al.*, 2009) de característica não biodegradável (Hameed *et al.*, 2016). Neste contexto, a avaliação da eficácia de coagulantes e floculantes alternativos, de origem vegetal, é importante. Dentre as vantagens do uso de coagulantes naturais destacam-se a produção de lodo biodegradável e sua obtenção a partir de fontes renováveis.

Assim, outra abordagem promissora é a aplicação de polímeros naturais, como o tanino vegetal (Mangrich *et al.*, 2014; Ribeiro, Simioni E Pitol-Filho, 2015; Hameed *et al.*, 2016). Tanino é um polímero natural orgânico-catiônico produzido a partir de compostos extraídos da casca da Acácia Negra (*Acacia mearnsii*). Os taninos não possuem carga elétrica residual em sua molécula, por isso são submetidos a rotas químicas com o intuito de adicionar a ela sítios carregados eletricamente, os quais tornam a molécula útil no mecanismo de coagulação (Mangrich *et al.*, 2014). O uso de taninos vegetais é de grande interesse econômico e ecológico, por estes compostos serem de origem natural e de fonte

renovável, bem como possuirem caráter biodegradável. Além disso, sua utilização também é benéfica pela possibilidade de diminuição dos riscos ambientais, quando comparado com o tratamento realizado utilizando coagulantes inorgânicos (Bongiovani *et al.*, 2010).

Tendo em vista a grande variedade de produtos que podem ser aplicados no tratamento físico-químico de efluentes, bem como o requerimento cada vez mais restritivo para lançamento de efluentes com teor de fósforo em corpos hídricos, realizou-se o presente trabalho. O objetivo geral é avaliar a eficiência do uso coagulantes - sulfato de alumínio, cloreto férrico, PAC e tanino - visando a remoção de fósforo, com dados existentes na literatura.

Propõe-se a avaliação da eficácia de cada composto, de acordo com trabalhos publicados, que testaram os referidos produtos tanto em efluentes domésticos quanto industriais. Pretende-se, também, relacionar a eficiência de remoção de fósforo com a concentração inicial encontrada deste composto, bem como a dosagem dos produtos coagulantes adicionados.

Metodologia

Buscou-se em literaturas nacionais e internacionais trabalhos publicados que avaliaram a remoção de fósforo utilizando os coagulantes sulfato de alumínio, cloreto férrico, PAC e tanino. Dados como concentração inicial de fósforo, dosagem de coagulante, característica do efluente e uso de floculantes auxiliares foram importantes para a construção de tabelas comparativas para cada produto.

Após a tabulação dos dados, gráficos *box plot* e de dispersão foram construídos para comparação dos resultados como um todo.

Resultados e discussão

A remoção de fósforo com adição de produtos químicos tem refletido a confiança e é, portanto, amplamente adotada (Bunce *et al.*, 2018). A quantidade de produto químico a ser adicionado é determinada pela concentração de espécies de fósforo inicial nas águas residuárias e pelo grau de purificação necessário (Thomas, Allen, McGregor, 1996; Zhiqiang, Qinxue, Jianlong, 2006).

As Tabelas 1, 2, 3 e 4 apresentam resultados de diferentes pesquisas quanto a utilização dos coagulantes tanino, sulfato de alumínio, cloreto férrico e PAC, respectivamente, para remoção de fósforo de efluentes. São mostrados valores de dosagem dos produtos (mg.L^{-1}), bem como as respectivas concentrações de fósforo total iniciais do efluente (TP inicial – mg.L^{-1}), as porcentagens de eficiência obtidas em ordem decrescente, o tipo de efluente, entre outras considerações. É importante ressaltar que os dados apresentados foram obtidos sem a utilização de floculante auxiliar.

Tabela 1. Resultados comparativos de diferentes estudos que empregaram tanino para remoção de fósforo em efluentes.

Dosagem de coagulante (mg.L ⁻¹)	TP inicial (mg.L ⁻¹)	Remoção P (%)	Tipo de efluente	Outras considerações	Referência
32*	0.32	94.38	Agricultura	Remoção de turbidez e carbono orgânico total.	Turunen, Karppinen e Ihme (2019)
75	87.13	89.9	Doméstico e suíno	Remoção de turbidez, cor aparente, NTK e SST.	Leite, Hoffmann e Daniel (2019)
25.6*	0.18	88.89	Agricultura	Remoção de turbidez e carbono orgânico total.	Turunen, Karppinen e Ihme (2019)
73.6*	4095	70.6	Cervejaria	Remoção de cor aparente e turbidez.	Tonhato Júnior, Hasan e Sebastien (2019)
16*	0.071	69.01	Agricultura	Remoção de turbidez e carbono orgânico total.	Turunen, Karppinen e Ihme (2019)
20	2.1	60	Doméstico	Coagulação seguida de microfiltração.	Battistelli <i>et al.</i> (2016)
35	6.8	39.7	Doméstico	Redução satisfatória de DBO5, DQO e SST.	Hameed <i>et al</i> (2016)
35	6.3	36	Doméstico	Redução satisfatória de DBO5, DQO e SST.	Hameed <i>et al</i> (2016)
35	5	18	Doméstico	Remoção de turbidez, sólidos suspensos totais, DQO e DBO.	Hameed <i>et al</i> (2018)
40	7.29	16.4	Doméstico	Remoção satisfatória de DQO e nitrogênio.	Ribeiro, Simioni e Pitol-Filho (2015)
100	50	15	Doméstico	-	Aouba (2017)
160	7.29	7.2	Doméstico	Remoção satisfatória de DQO e nitrogênio.	Ribeiro, Simioni e Pitol-Filho (2015)
80	7.29	2.9	Doméstico	Remoção satisfatória de DQO e nitrogênio.	Ribeiro, Simioni e Pitol-Filho (2015)

*Valores convertidos com base no teor de sólidos totais do produto Tanfloc SG, segundo dados da TANAC (2015?).

Tabela 2. Resultados comparativos de diferentes estudos que empregaram sulfato de alumínio para remoção de fósforo em efluentes.

Dosagem de coagulante (mg.L ⁻¹)	TP inicial (mg.L ⁻¹)	Remoção P (%)	Tipo de efluente	Outras considerações	Referência
600	71.50	99.09	Matadouro	-	Aguilar <i>et al.</i> (2002)
40	3.48	96	Doméstico	Remoção de 49% de DQO	Liu <i>et al.</i> (2013)
150	9.6	95.8	Aquicultura	Diminuição de pH. Remoção ótima de turbidez com 60 mg/L de coagulante. Remoção alta de SST.	Ebeling <i>et al.</i> (2003)
120	4.00	95	Aquicultura	Ortofosfato. Remoção de turbidez e SST.	Ebeling <i>et al.</i> (2004)
120	9.6	94.8	Aquicultura	Diminuição de pH. Remoção ótima de turbidez com 60 mg/L de coagulante. Remoção alta de SST.	Ebeling <i>et al.</i> (2003)
10	10	93	Sintético	-	Özacar e Sengil (2003)
90	9.6	91.7	Aquicultura	Diminuição de pH. Remoção ótima de turbidez com 60 mg/L de coagulante. Remoção alta de SST.	Ebeling <i>et al.</i> (2003)
6.67	2.90	89.66	Doméstico	Tratamento de efluente com baixa alcalinidade.	Banu, Do e Yeom (2008)
500	86.79	89.40	Doméstico e Suíno	Remoção de turbidez, cor aparente, NTK e SST.	Leite, Hoffmann e Daniel (2019)
80	8.24	83	Sintético	-	Mohammed e Shanshool (2009)
60	9.6	81.3	Aquicultura	Diminuição de pH. Remoção ótima de turbidez com 60 mg/L de coagulante. Remoção alta de SST.	Ebeling <i>et al.</i> (2003)
100	50	70	Doméstico	-	Aouba (2017)
3.9	1.60	68.7	Doméstico	Ortofosfato	Thomas, Allen e McGregor (1996)
300	29.46	65	Abatedouro avícola	-	Menegaz <i>et al.</i> (2011)
30	9.6	58.3	Aquicultura	Diminuição de pH. Remoção ótima de turbidez com 60 mg/L de coagulante. Remoção alta de SST.	Ebeling <i>et al.</i> (2003)
750	490	45	Matadouro	Redução de DQO e SST.	Amuda e Alade (2006)

Tabela 3. Resultados comparativos de diferentes estudos que empregaram cloreto férrico para remoção de fósforo em efluentes.

Dosagem de coagulante (mg.L ⁻¹)	TP inicial (mg.L ⁻¹)	Remoção P (%)	Tipo de efluente	Outras considerações	Referência
16.2	3.48	99	Doméstico	Remoção de 49% de DQO	Liu <i>et al.</i> (2013)
60	5.9	97.7	Doméstico	Coagulação seguida de microfiltração.	Vidal e Campos (2009)
20	10	96.4	Doméstico	-	Li, Wang e Li (2018)
300	89.5	95	Indústria de sucos	Redução de DQO e SST.	Amuda e Amoo (2007)
30	3.7	94.8	Doméstico	Remoção de turbidez, cor aparente, DQO e sólidos suspensos totais.	Barroso Júnior (2015)
60	6.1	93	Doméstico	Coagulação seguida de microfiltração.	Vidal e Campos (2009)
90	4	92	Aquicultura	Ortofosfato. Remoção de turbidez e SST.	Ebeling <i>et al.</i> (2004)
20	4.9	92	Sintético	Redução de turbidez e DQO. Foi considerado primeiroregistro de tratamento contínuo.	Zhiqiang, Qinxue &Jianlong (2006)
500	35	91	Industrial (pesticida)	Redução da coloração amarelada residual causada pelo Fe	Zhou <i>et al.</i> (2008)
1000	86.32	90.5	Doméstico e suíno	Remoção de turbidez, cor aparente, NTK e SST.	Leite, Hoffmann e Daniel (2019)
120	5.10	90.20	Aquicultura	Diminuição de pH. Remoção ótima de turbidez com 60 mg/L de coagulante. Remoção alta de SST.	Ebeling <i>et al.</i> (2003)
60	10.9	90	Doméstico	Coagulação seguida de microfiltração	Vidal e Campos (2009)
82.9	5.8	89	Dig. Anaer. lix. De aterro	Redução da coloração amarelada residual causada pelo Fe	Zhou <i>et al.</i> (2008)
58.1	4.07	87	Doméstico	Redução da coloração amarelada residual causada pelo Fe	Zhou <i>et al.</i> (2008)
72.1	5.05	86	Doméstico	Redução da coloração amarelada residual causada pelo Fe	Zhou <i>et al.</i> (2008)
90	5.10	84.30	Aquicultura	Diminuição de pH. Remoção ótima de turbidez com 60 mg/L de coagulante. Remoção alta de SST.	Ebeling <i>et al.</i> (2003)
150	5.10	84.30	Aquicultura	Diminuição de pH. Remoção ótima de turbidez com 60 mg/L de coagulante. Remoção alta de SST	Ebeling <i>et al.</i> (2003)
18	12	80	Doméstico	-	Canler & Perret (2007)
30	15	80	Doméstico	-	Canler & Perret (2007)
300	29.91	77	Abatedouro avícola	-	Menegaz <i>et al.</i> (2011)
60	5.10	70.60	Aquicultura	Diminuição de pH. Remoção ótima de turbidez com 60 mg/L de coagulante. Remoção alta de SST.	Ebeling <i>et al.</i> (2003)
7.2	1.60	68.7	Doméstico	Ortofosfato	Thomas, Allen e McGregor (1996)
30	5.10	43.10	Aquicultura	Diminuição de pH. Remoção ótima de turbidez com 60 mg/L de coagulante. Remoção alta de SST.	Ebeling <i>et al.</i> (2003)
750	490	32	Matadouro	Redução de DQO e SST.	Amuda e Alade (2006)

Tabela 4. Resultados comparativos de diferentes estudos que empregaram PAC para remoção de fósforo em efluentes.

Dosagem de coagulante (mg.L ⁻¹)	TP inicial (mg.L ⁻¹)	Remoção P (%)	Tipo de efluente	Outras considerações	Referência
0.18	27.45	100	Ind. de refrigerante	Remoção de cor e turbidez satisfatória nas menores dosagens	Tipple e Júnior (2018)
857	71.50	99.79	Matadouro	-	Aguilar <i>et al.</i> (2002)
0.09	27.45	97.5	Ind. de refrigerante	Remoção de cor e turbidez satisfatória nas menores dosagens	Tipple e Júnior (2018)
0.045	27.45	97	Ind. de refrigerante	Remoção de cor e turbidez satisfatória nas menores dosagens	Tipple e Júnior (2018)
15	11.1	95	Doméstico	-	Lozer, Reis e Gorza (2019)
3.16	0.5	80	Doméstico	-	Wang <i>et al.</i> (2018)
10.67	0.6	75	Doméstico	-	Wang <i>et al.</i> (2018)
5.76	0.7	68.6	Doméstico	-	Wang <i>et al.</i> (2018)
6.14	0.3	56.7	Doméstico	-	Wang <i>et al.</i> (2018)
3	0.2	55	Doméstico	-	Wang <i>et al.</i> (2018)
35	6.3	52	Doméstico	Redução satisfatória de DBO5, DQO e SST.	Hameed <i>et al.</i> (2016)

A partir da análise dos dados apresentados nas Tabelas 1, 2, 3 e 4, é possível notar que as eficiências de remoção de fósforo alcançadas variam de acordo com o coagulante empregado. A Figura 1 resume e compara os valores mostrados nas Tabelas 1 a 4, referentes à eficiência de cada coagulante. As medianas de cloreto férrico e sulfato de alumínio foram aproximadamente 90%, e PAC de 80%. É notável que o uso de tanino, além de resultar em uma maior variação de valores de eficiência, também é responsável pelas menores remoções de fósforo (<75%).

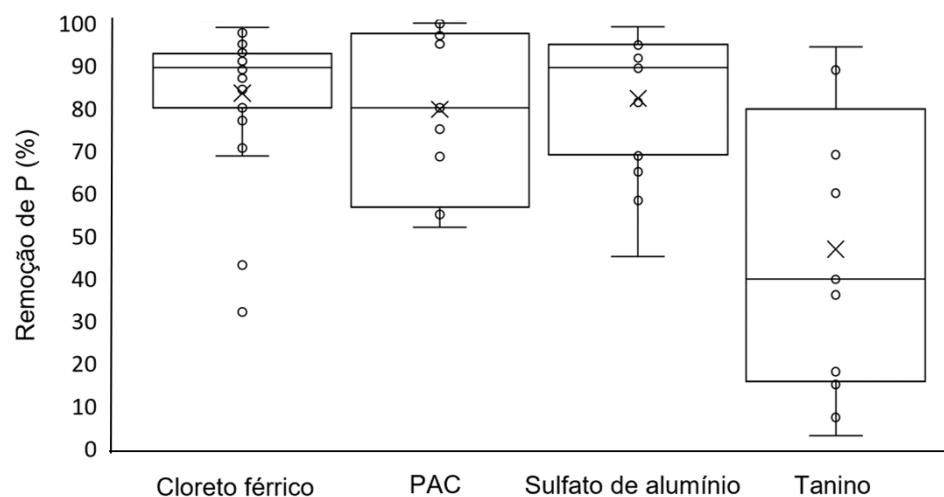


Figura 1. Resultados de remoção de fósforo de efluentes para o uso de diferentes coagulantes. Dados extraídos das Tabelas 1-4.

Tendo em vista a baixa eficiência com o uso de tanino, alguns estudos realizaram posterior tratamento à aplicação do coagulante natural, como a microfiltração (Battistelli *et al.*, 2016) e a flotação por ar dissolvido (Leite, Hoffmann e Daniel, 2019). Outros estudos observaram redução de DBO, DQO, nitrogênio, carbono orgânico total, turbidez, sólidos suspensos e cor aparente, associada à remoção de fósforo (Tonhato Júnior, Hasan e Sebastien, 2019; Turunen, Karppinen e Ihme, 2019; Hameed *et al.*, 2018; Pelegrino, 2011; Ribeiro, Simioni e Pitol-Filho, 2015; Hameed *et al.*, 2016).

Ao comparar com coagulantes à base de sais metálicos (cloreto férrico, PAC e sulfato de alumínio), resultados de menor remoção de fósforo também foram encontrados pela aplicação de tanino (Hameed *et al.*, 2016; Aouba, 2017; Leite, Hoffmann e Daniel, 2019). No entanto, quando se trata de recuperação deste composto, a precipitação química com alumínio e ferro apresenta a desvantagem do primeiro metal ser tóxico para muitas plantas e do segundo ser

fortemente ligado ao nutriente (Chrispim *et al.*, 2019). Neste caso, o uso de tanino seria favorável, podendo ainda ser combinado com outras tecnologias para recuperação de fósforo em estações de tratamento existentes, principalmente em países de economia emergente.

Vale ressaltar que é notável a incipiência da avaliação da aplicação de tanino para remoção de fósforo de efluentes nos trabalhos empregados, dado que a maior parte dos estudos são mais recentes. Por outro lado, foram encontrados mais estudos contendo dados do cloreto férrico, seguidos de mais registros do uso de sulfato de alumínio (Tabelas 3 e 2 respectivamente). Juntos, estes dois últimos coagulantes, embora com média de remoção entre 80 e 90%, obtiveram resultados com alcance de 100% de remoção de fósforo total (Figura 1).

Para o PAC, a menor remoção de fósforo total registrada foi superior a 50% e para o sulfato de alumínio foi equivalente a 45%. Amuda e Alade (2006) observaram eficiência de remoção superior usando sulfato de alumínio em comparação ao cloreto férrico, apesar de que outros autores registraram que ambos os coagulantes podem alcançar remoções superiores a 90% (Ebeling *et al.*, 2003).

Wang *et al.* (2018) avaliaram o desempenho técnico de seis processos de tratamento terciário de efluentes domésticos em grande escala, aplicando PAC em sistema de coagulação/filtração. Todos os processos removeram fósforo total de forma eficiente, alcançando percentuais de remoção de 55 até 80%. Os autores descreveram que a remoção de fósforo total e sólidos suspensos totais é afetada por fatores como temperatura do efluente, pH, tempo de detenção, taxa de filtração, concentração afluente e dosagem de coagulante. No trabalho supracitado, este último item foi o que mais afetou a remoção de fósforo total, indicando que o menor consumo de PAC favoreceu a remoção do nutriente e que a dosagem do coagulante foi superior à dose ótima para os processos avaliados.

O uso de cloreto férrico apresentou média de remoção semelhante às dos coagulantes contendo alumínio (Figura 1). Usando o cloreto férrico, Tran *et al.* (2012) destacaram melhor remoção de fósforo total quando a floculação foi combinada com a eletrocoagulação. Outra combinação citada consiste na de um bioreator com membranas com a fermentação do lodo para remoção e recuperação de fósforo, em que foi alcançada remoção de 96.4% com o cloreto férrico (Li, Wang e Li, 2018). Não obstante às combinações de tratamento, sucesso também foi obtido com 80% de remoção de fósforo total em tratamento primário e secundário (Canler e Perret, 2007).

Outras medidas que influenciam na remoção de fósforo, se tratando do emprego de coagulantes, consistem na concentração inicial de fósforo do efluente ($TP_{inicial} - mg.L^{-1}$), bem como a dosagem de coagulante aplicada. Considerando os dados das Tabelas 1 a 4, as respectivas medidas estão expostas na Figura 2, em que relaciona a concentração inicial de fósforo (Figura 2a) e a dosagem de

coagulante apresentada pela relação, em mg/mg, entre a dose de coagulante aplicada e a TP inicial (Figura 2b), o que representa o consumo de coagulante em função da carga de fósforo existente no efluente.

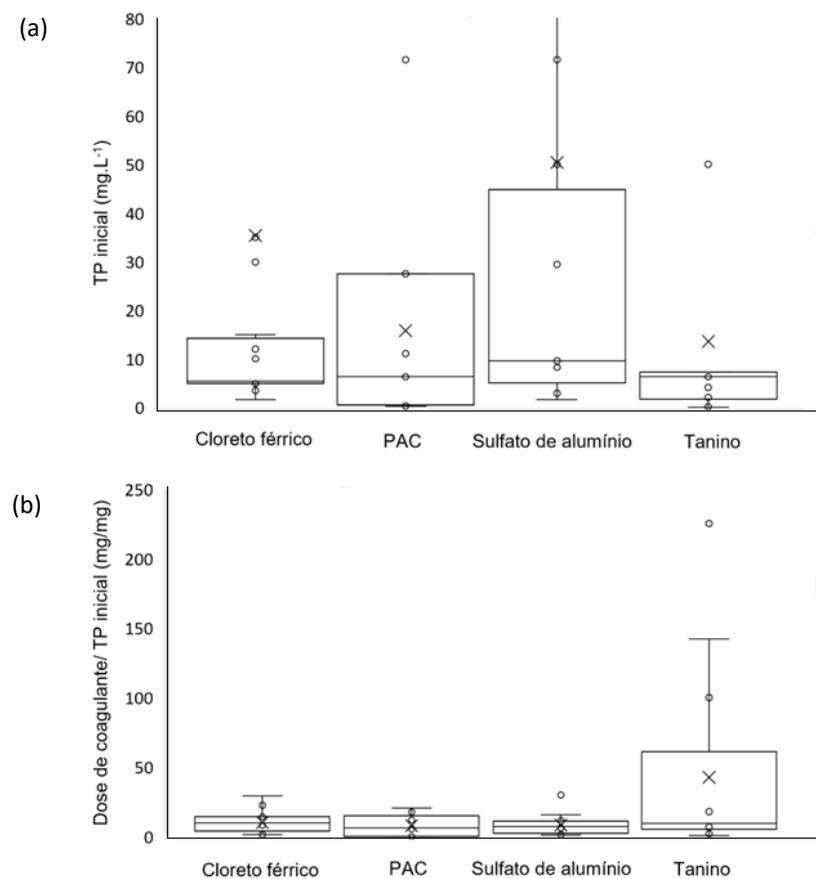


Figura 2. (a) Resultados de concentração inicial de fósforo de efluente (TP inicial) e (b) consumo de coagulante(Dose de coagulante/ TP inicial) para o uso de diferentes coagulantes. Dados extraídos das Tabelas 1-4.

Para melhor visualizar a relação entre a remoção de fósforo e as medidas de TP inicial e consumo de coagulante (Dose de coagulante/TP inicial), estas foram cruzadas com os resultados de eficiência conforme cada coagulante empregado, resultando na Figura 3. Essa Figura complementa a Figura 2 e auxilia na compreensão dos dados, levando em consideração o número de registros coletados na literatura correspondentes à cada coagulante. Foram obtidas quantidades de dados na seguinte ordem de acordo com as Tabelas 1, 2, 3 e 4: tanino (13), sulfato de alumínio (16), cloreto férrico (24) e PAC (11), respectivamente.

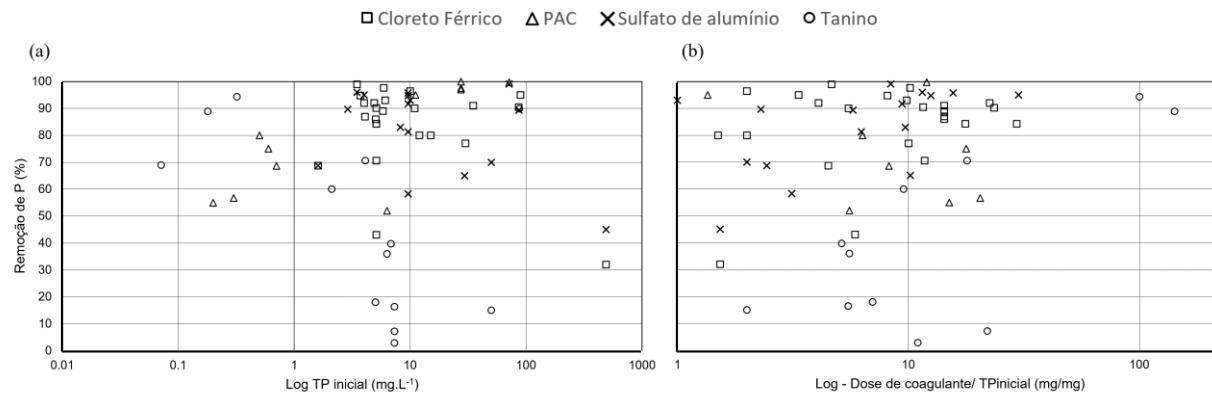


Figura 3. Relação dos resultados de remoção de P de efluente com os (a) resultados de concentração inicial defósforo do efluente (Log TP inicial) e os (b) consumo de coagulante (Log Dose de coagulante/ TP inicial), para o uso de diferentes coagulantes. Dados extraídos da Tabela 1-4.

Independente da medida (TP inicial/consumo de coagulante), é possível observar o predomínio dos coagulantes à base de sais metálicos em altas eficiências de remoção de P (Figuras 2 e 3). Os dados ainda apontam que concomitante à baixa eficiência de remoção de fósforo em efluentes misturados com tanino (Figura 1). Os registros do uso de coagulante natural também apresentaram as menores concentrações de fósforo iniciais (Figura 2a) e, por outro lado, maior consumo de coagulante, próximo de 50 mg de Tanino/ mg de P (Figura 2b). Altas eficiências (>70 %) ligadas ao uso de tanino foram obtidas em efluentes com baixa TP inicial (Figura 3a) e o elevado consumo de coagulante pela aplicação de tanino também pode ser visualizado na Figura 3b, sendo o mesmo o único coagulante cujo consumo superou em 100 vezes a TP inicial. Esses resultados reforçam que o tanino pode não ser a melhor opção para remoção de fósforo em termos de consumo de coagulante, quando comparado com o PAC, cloreto férrico e sulfato de alumínio. Para o último, foi observada remoção de 70%, enquanto para o tanino de apenas 15% (Aouba, 2017).

Foi sugerido que o mecanismo de remoção de fósforo com adição de tanino foi a sedimentação de sólidos suspensos contendo fosfato. Além disso, acredita-se que também ocorra um processo de reação química entre metais quelatados e o fósforo, inibindo a habilidade do tanino na formação de quelatos com os metais no efluente para remoção de fósforo (Hameed *et al.*, 2016). Em contrapartida, se pode inferir que este coagulante natural seja mais adequado para remoção de fósforo de efluentes com baixa concentração inicial do nutriente, como foi encontrado por Turunen, Karppinen e Ihme (2019), obtendo 70% de remoção de fósforo total em efluente de agricultura com TP inicial inferior a 1 mg.L⁻¹. Özacar e Sengil (2003) também apontaram a mesma condição, destacando que o tanino possui boas características de flocação, sendo mais efetivo em uma baixa faixa de fosfato (1-5 mg.L⁻¹).

Considerando os demais coagulantes, se nota que para efluentes com as maiores concentrações de fósforo total iniciais, o coagulante mais usado é o sulfato de alumínio (TP inicial média > 70 mg.L⁻¹), seguido do PAC (TP inicial média > 30 mg.L⁻¹) e do cloreto férrico (TP inicial média = 30 mg.L⁻¹) (Figura 2a). A maior parte dos resultados envolvendo o uso de cloreto férrico está situada em uma faixa de TP inicial entre 5 e 30 mg.L⁻¹. Essa menor variação dos valores de TP inicial também está representada na Figura 3a, em que também é possível observar as altas eficiências de remoção de P pelo uso do referido coagulante. Para altas TP iniciais (490 mg.L⁻¹), o cloreto férrico apresentou remoção de apenas 32% (Amuda e Alade, 2006).

A carga inicial de fósforo inicial dos efluentes misturados com sulfato de alumínio foi a que apresentou maior média (Figura 2a), indicando o padrão de uso desse coagulante para efluentes com elevada concentração de fósforo. Devido aos altos valores de eficiência de remoção de P quando o sulfato de alumínio foi utilizado (Figura 3a), ressalta-se que é um coagulante adequado para esta finalidade, sendo apropriado para atender padrões legais mais restritivos.

Em efluentes com menores TP iniciais ($\leq 4 \text{ mg.L}^{-1}$) também foram obtidas altas eficiências de remoção de P (> 90%) (Ebeling *et al.*, 2005; Banu, Do e Yeom, 2008; Liu *et al.*, 2013), com exceção da eficiência de 68.7% encontrada por Thomas, Allen e McGregor (1996), em que a TP inicial era de 1.60 mg.L⁻¹. Os autores testaram cloreto férrico e alumínio na remoção de fósforo em ETE com sistema de remoção biológica de nutrientes na Austrália. Os resultados obtidos na planta piloto e em testes de jarros mostraram que ambos os coagulantes apresentaram sucesso na redução da concentração de ortofosfato, com variação mínima em relação aos custos dos produtos. Entretanto, o alumínio foi escolhido para uso em maior escala, pois combinado com o sistema de remoção biológica de nutrientes, resultou em concentração final de cerca de 0.5 mg.L⁻¹ de fósforo total. Além disso, considerando os fatores que afetam o processo, os autores destacam as dosagens de 3.9 e 7.2 mg.L⁻¹, para alumínio e ferro, respectivamente, para obtenção de eficiência de 68.7% na remoção de fósforo.

Os valores alcançados pelo uso de PAC correspondem a efluentes com ainda menores valores de TP inicial, chegando a 0.2 mg.L⁻¹ (Figura 3a), indicando que além do tanino, o PAC também vem sendo adotado para efluentes com baixas concentrações iniciais de fósforo. A eficiência de remoção relacionada a este tipo de efluente alcançou 55%, sendo elevada para 75% a medida que a TP inicial aumentou para 0.6 mg.L⁻¹ e a dosagem do coagulante de 3.0 mg.L⁻¹ para 10.67mg.L⁻¹ (Wang *et al.*, 2018). Inobstante, o PAC também tem sido utilizado em efluentes com TP inicial superior a 70 mg.L⁻¹, com remoções de P próximas de 100% (Aguilar *et al.*, 2002), o que demonstra a versatilidade desse coagulante no tratamento de efluentes para remoção defósforo.

Ainda sobre a dosagem, para os três tipos de coagulante a base de sais metálicos levantados na literatura (cloreto férrico, PAC e sulfato de alumínio), as médias de dosagem de coagulante em função da TP inicial dos efluentes estudados não supera 10 mg coagulante/mg TP inicial (Figura 2b), sendo

9.33 mg.mg⁻¹ para o PAC; 8.09 mg.mg⁻¹ e 7.96 mg.mg⁻¹ para o cloreto férrico e sulfato de alumínio, respectivamente. O menor consumo para os coagulantes citados corresponde ao PAC, igual a 0.002 mg PAC (mg TP inicial)⁻¹ (Tipple e Júnior, 2018), seguido do cloreto férrico e sulfato de alumínio com relações iguais a 0.67 mg.mg⁻¹ (Tran *et al.*, 2012) e 1 mg.mg⁻¹ (Özcar e Sengil, 2003), respectivamente.

Na Figura 3b, por sua vez, é de fácil visualização a distinção presente na relação da eficiência com o consumo de coagulantes entre os produtos à base de sais metálicos e o coagulante natural (tanino). Para diferentes valores de consumo de coagulante, o cloreto férrico, PAC e sulfato de alumínio apresentaram altas eficiências de remoção, sugerindo maior atenção para a TP inicial do efluente que aparenta ser um fator limitante, devendo ser considerada associada à dosagem do coagulante para a remoção de P. Esse tipo de análise é feito em alguns estudos que consideram a relação molar metal:P (Tran *et al.*, 2012; Canler e Perret, 2007; Banu, Do e Yeom, 2008). Em contrapartida, para o tanino alcançar altas eficiências de remoção é requerido aumento do consumo de coagulante (Figura 3b).

Conclusões

Com a compilação dos dados encontrados na literatura para remoção de fósforo com o uso de coagulantes, para cloreto férrico e sulfato de alumínio, encontrou-se mediana de aproximadamente 90%, e PAC de 80%. O uso de tanino, além de resultar em uma maior variação de valores de eficiência, também foi apresentou menores remoções de fósforo (<75%).

A carga inicial de fósforo inicial dos efluentes tratados com sulfato de alumínio foi a que apresentou maior média, indicando o padrão de uso desse coagulante para efluentes com elevada concentração de fósforo. Quando usado em efluente doméstico, a maior média de remoção de fósforo foi atribuída ao cloreto férrico (89.90 %), seguido de sulfato de alumínio (81.09 %), PAC (68.90 %) e por último o tanino (27.16 %).

Os três tipos de coagulante a base de sais metálicos levantados na literatura - cloreto férrico, PAC e sulfato de alumínio - apresentaram médias de dosagem de coagulante (mg coagulante/mg TP inicial) de 9.33 mg.mg⁻¹ para o PAC; 8.09 mg.mg⁻¹ e 7.96 mg.mg⁻¹ para o cloreto férrico e sulfato de alumínio, respectivamente. Em contrapartida, para o tanino alcançar altas eficiências de remoção é requerido aumento do consumo de coagulante.

Referências bibliográficas

- Aguilar, M. I., Saez, J., Llorens, M., Soler, A., Ortuno, J. F. (2002) Nutrient removal and sludge production in the coagulation–flocculation process. *Water research*, **36**(11), 2910-2919.

- Amuda, O. S., Alade, A. (2006) Coagulation/flocculation process in the treatment of abattoir wastewater. *Desalination*, **196**(1-3), 22-31.
- Amuda, O. S., Amoo, I. A. (2007) Coagulation/flocculation process and sludge conditioning in beverage industrial wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, **141**(3), 778-783.
- Aouba, N. (2017) *Étude d'un coagulant organique naturel pour le traitement des eaux potable et usées: le tanfloc.* Dissertação de Mestrado (Mestrado em Engenharia da Água). Universidade Laval, Québec, Canadá.
- Banu, R. J., Do, K. U., Yeom, I. T. (2008) Phosphorus removal in low alkalinity secondary effluent using alum. *International Journal of Environmental Science & Technology*, **5**(1), 93-98.
- Barroso Júnior, J. C. A. (2015). *Produção de biomassa de algas em lagoas de alta taxa alimentadas com esgoto sanitário com posterior separação por flotação por ar dissolvido.* Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Porto Alegre, RS.
- Battistelli, A. A., Vidal, C. M. S., De Souza, J. B., Cavallini, G. S. (2016) Tratamento Avançado de Efluente de Reator UASB por Membrana de Microfiltração Associado à Desinfecção por Radiação Ultravioleta. *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas*, Londrina, **37**(1), 45-54.
- Bongiovani, M. C., Konradt-Moraes, L. C., Bergamasco, R., Lourenço, B. S. S., Tavares, C. R. G. (2010) Os benefícios da utilização de coagulantes naturais para obtenção de água potável. *Acta Scientiarum. Technology*, **32**(2), 167-170.
- Bratby, J. (2016) *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment*, IWA publishing, 450pp.
- Bunce, J. T., Ndam, E., Ofiteru, I. D., Moore, A., Graham, D. W. (2018) A Review of Phosphorus Removal Technologies and Their Applicability to Small-Scale Domestic Wastewater Treatment Systems. *Frontiers in Environmental Science*, **6**(6), 1-15.
- Canler, J. P., Perret, J. M. (2007). Les clariflocculateurs les particulièrement utilisés en traitement tertiaire. *FNDAE*, Report no. 35, 80p (em Francês).
- Chrispim, M. C., Scholz, M., Nolasco, M. A. (2019) Phosphorus recovery from municipal wastewater treatment: Critical review of challenges and opportunities for developing countries. *Journal of Environmental Management*, **248**, 109268. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109268>
- CONSEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente do estado do Rio Grande do Sul. Resolução nº 355 de 2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.
- Ebeling, J. M., Ogden, S. R., Sibrell, P. L., Rishel, K. L. (2004) Application of Chemical Coagulation Aids for the Removal of Suspended Solids (TSS) and Phosphorus from the Microscreen Effluent Discharge of an Intensive Recirculating Aquaculture System. *NorthAmerican Journal of Aquaculture*, **66**(3), 198-207.
- Hameed, Y. T., Idris, A., Hussain, S. A., Abdullah, N. (2016) A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance assessment compared to Polyaluminum chloride, and application in a pilot plant. *Journal of environmental management*, **184**, 494-503.
- Hameed, Y. T., Idris, A., Hussain, S. A., Abdullah, N., Man, H. C., Suja, F. (2018) A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater as a pretreatment for biofilm process. *Journal of Cleaner Production*, **182**, 198-205. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.044>
- Kim, W. K., Sung, Y. K., Yoo, H. S., Kim, J. T. (2015) Optimization of coagulation/flocculation for phosphorus removal from activated sludge effluent discharge using an online charge analyzing system titrator (CAST). *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, **21**, 269-277.
- Leite, L. S., Hoffmann, M. T., Daniel, L. A. (2019) Coagulation and dissolved air flotation as a harvesting method for microalgae cultivated in wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, **32**, 100947. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100947>

- Li, R. H., Wang, X. M., Li, X.Y. (2018) A membrane bioreactor with iron dosing and acidogenic co-fermentation for enhanced phosphorus removal and recovery in wastewater treatment. *Water Research*, **129**, 402-412. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.035>
- Liu, Y. Y., Zhang, W. J., Yang, X. Y., Xiao, P., Wang, D. S., & Song, Y. (2013) Advanced treatment of effluent from municipal WWTP with different metal salt coagulants: Contaminants treatability and floc properties. *Separation and Purification Technology*, **120**, 123-128.
- Lozer, J. G., Reis, C. G. F. R. V., Gorza, N. L. A. (2019) Aplicação do PAC para remoção de fósforo do efluente da ETE Mãe-Bá/ES, *30º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente Encontro Técnico AESABESP.*, São Paulo/SP, Brasil.
- Mangrich, A. S., Doumer, M. E., Mallmann, A. S.; Wolf, C. R. (2014) Química verde no tratamento de águas: uso de coagulante derivado de tanino de *Acacia mearnsii*. *Revista Virtual de Química*, **6**(1), 2-15.
- Margutti, A. L., Ferreira Filho, S. S., Piveli, R. P. (2008) Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto ferroso. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **13**(4), 395-404.
- Menegaz, R. C., Baccarin, L. I. P., Hemkemeier, M., Baccarin, S. D., Derossi, A., De cesaro, A., Fabris, E. (2011) Remoção físico-química de fósforo por floco-sedimentação aplicada ao pós-tratamento de efluente de abatedouro avícola. *Revista Ciências Exatas e Naturais*, **13**(2), 227-255.
- Metcalf, L., Eddy, H. P. (2015) *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. McGraw Hill Brasil.
- Mohammed, S. A. M., Shanshool, H. A. (2009) Phosphorus Removal from Water and Wastewater by Chemical Precipitation Using Alum and Calcium Chloride. *Iraqi Journal of Chemical and Petroleum Engineering*, **10**(2), 35-42.
- Morais, N. W. S., Dos Santos, A. B. (2019) Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reuso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. *Revista DAE*, [s. l.], **67**(215), 40-55.
- Nunes, J. A. (2018) *Tratamento Físico-Químico de Águas Residuárias Industriais*, Ed. Chiado, 7ª edição, 404 pp.
- Özacar, M., Sengil, A. (2003). Effect of Tannins on Phosphate Removal Using Alum. *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences*, **27**, 227-236.
- Pelegrino, E. C. F. (2011) *Emprego de coagulante à base de tanino em sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação*. 2011. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo.
- Renault, F., Sancey, B., Badot, P. M., & Crini, G. (2009) Chitosan for coagulation/flocculation processes—an eco-friendly approach. *European Polymer Journal*, **45**(5), 1337-1348.
- Ribeiro, M. R. P., Simioni, D., Pitol-Filho, L. (2015) Uso de tanino para remoção de nutrientes do esgoto sanitário da estação de tratamento de efluentes Nereu Ramos em Jaraguá do Sul-SC. *Revista E-Tech: Tecnologias para Competitividade Industrial*-ISSN-1983-1838, **8**(1), 161-177.
- TANAC (2015?) Tanfloc SG. Montenegro, RS.
- Tipple, J. M., Júnior, H. C. R. (2018) *Avaliação da precipitação química na remoção de fósforo do efluente de uma indústria de refrigerante*. Trabalho de Conclusão de Curso, Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Goiás.
- Thomas, P. R., Allen, D., McGregor, D. L. (1996) Evaluation of combined chemical and biological nutrient removal. *Water Science and Technology*, **34**(1-2), 285-292.
- Tonhato, Júnior, A., Hasan, S. D. M., Sebastien, N. Y. (2019) Optimization of Coagulation/Flocculation Treatment of Brewery Wastewater Employing organic flocculant based of vegetable tannin. *Water Air Soil Pollution*, **230**(202). <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4251-5>
- Tran, N., Drogui, P., Blais, J-F., Mercier, G. (2012) Phosphorus removal from spikedmunicipal wastewater using either electrochemical coagulation or chemical coagulation as tertiary treatment. *Separation and Purification Technology*, **95**, 16-25.

- Turunen, J., Karppinen, A., Ihme, R. (2019) Effectiveness of biopolymer coagulants in agricultural wastewater treatment at two contrasting levels of pollution. *SN Applied Sciences*, **1**(3), 210.
- Vidal, C. M. S., Campos, J. R. (2009) Coagulação associada à microfiltração para o tratamento avançado de esgoto sanitário. *Ambiência*, **5**(1), 101-114.
- Wang, L. K., Vaccari, D. A., Li, Y., Shammas, N. K. Chemical Precipitation. In Wang, L. K., Hung, Y. T., Shammas, N. K. (2005) *Physicochemical treatment processes*. Humana Press, 2005.
- Wang, D., Guo, F., Wu, Y., Li, Z., & Wu, G. (2018) Technical, economic and environmental assessment of coagulation/filtration tertiary treatment processes in full-scale wastewater treatment plants. *Journal of cleaner production*, **170**, 1185-1194.
- Zhiqiang, C., Qinxue, W., Jianlong, W. (2006) High rate aerobic treatment of synthetic wastewater using enhanced coagulation high-performance compact reactor (EC- HCR). *Biochemical engineering journal*, **31**(3), 223-227.
- Zhou, Y., Xing, X. H., Liu, Z., Cui, L., Yu, A., Feng, Q., & Yang, H. (2008) Enhanced coagulation of ferric chloride aided by tannic acid for phosphorus removal from wastewater. *Chemosphere*, **72**(2), 290-298.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

EDUCAÇÃO AMBIENTAL E OS HÁBITOS DE MANEJO DOS RESÍDUOS DOMICILIARES DOS MORADORES DO MUNICÍPIO DE GUARUJÁ, BRASIL

* Márcia Célia Galinski Kumschlies ¹

* Valdir Schalch ¹

ENVIRONMENTAL EDUCATION AND HOUSEHOLD WASTE MANAGEMENT HABITS OF RESIDENTS OF THE MUNICIPALITY OF GUARUJÁ, BRAZIL

Recibido el 13 de febrero de 2022. Aceptado el 27 de mayo de 2022

Abstract

The world development of the last decades combined with the growth in the production of consumer goods has directly impacted the production of urban solid waste, becoming a major socio-environmental problem. It was in this scenario that in 2010 Law 12.305 called National Policy on Solid Waste was instituted, regulated by Decree No. 10.936/2022. The effectiveness of the actions required and recommended by this legislation is consolidated in the National Environmental Education Program and in the Environmental Education Policy. The general objective of this study was to know the level of environmental awareness and the habits of disposal of household waste of the residents of Guarujá, Brazil. The methodology adopted was based on a descriptive research with a qualitative and quantitative approach. A survey was carried out with 384 university students in the city. The results allowed us to conclude that there is a moderate environmental awareness regarding knowledge about the correct form of waste disposal, however, it is possible to affirm that they are not engaged in the adoption of environmentally responsible behaviors, given that the research revealed that 77% of respondents discard recyclable waste along with regular collection. In this scenario, environmental education must be promoted as a participatory and continuous process, promoting the capillarity of society and dialogue with the different levels of power, awakening a citizen attitude through a critical conscience and the acquisition of ecologically correct and responsible habits. of waste management that contribute to reducing or mitigating environmental degradation.

Keywords: environmental education, Guaruja, household waste.

¹ Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias. Programa de Pós-Graduação - Doutorado em Tecnologia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto, Brasil.

* Autor correspondente: Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto. Av. Costábile Romano, 2201, Ribeirão Preto, SP, Brasil. Cep: 14096-900. Email: vschalch@unaerp.br; mgalinski@unaerp.br

Resumo

O desenvolvimento mundial das últimas décadas conjugado ao crescimento na produção de bens de consumo tem impactado diretamente na produção dos resíduos sólidos urbanos, tornando-se um grande problema socioambiental. Foi nesse cenário que em 2010 foi instituída a Lei 12.305 denominada Política Nacional de Resíduos Sólidos, regulamentada pelo Decreto 10.936/2022. A efetividade das ações necessárias e preconizadas por esta legislação está consolidada no Programa Nacional de Educação Ambiental e na Política de Educação Ambiental. O objetivo geral deste estudo foi conhecer o nível de consciência ambiental e os hábitos de descarte dos resíduos domiciliares dos moradores de Guarujá, Brasil. A metodologia adotada se apoiou em uma pesquisa descritiva com abordagem qualitativa e quantitativa. Foi realizada uma pesquisa com 384 estudantes universitários do município. Os resultados permitiram concluir que existe uma moderada consciência ambiental no que concerne ao conhecimento sobre a forma correta do descarte dos resíduos, entretanto, é possível afirmar que eles não estão engajados para a adoção de comportamentos ambientalmente responsáveis, haja vista, que a pesquisa revelou que 77% dos respondentes descartam os resíduos recicláveis junto com a coleta regular. Neste cenário, a educação ambiental deve ser fomentada como um processo participativo e contínuo, devendo promover a capilaridade da sociedade e o diálogo com as diferentes instâncias de poder, despertando atitude cidadã por meio de uma consciência crítica e a aquisição de hábitos ecologicamente corretos e responsáveis do manejo dos resíduos que contribuem para diminuir ou mitigar a degradação ambiental.

Palavras-chave: educação ambiental, Guarujá, resíduos domiciliares.

Introdução

O desenvolvimento econômico, o crescimento populacional, a urbanização e a revolução tecnológica vêm sendo acompanhados por alterações no estilo de vida e nos modos de produção e consumo da população. Como decorrência direta desses processos, vem ocorrendo um aumento na produção de resíduos sólidos, tanto em quantidade como em diversidade, principalmente nos grandes centros urbanos. Além do acréscimo, os resíduos produzidos atualmente passaram a abrigar em sua composição elementos sintéticos e perigosos aos ecossistemas e à saúde humana, em virtude das novas tecnologias incorporadas ao cotidiano. O desafio da sustentabilidade urbana passou a ocupar um papel de destaque dentre os eixos estratégicos das políticas públicas. Isto ocorre em razão da maior parte da população brasileira, 84.7%, viver em áreas urbanas, segundo dados do IBGE - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (IBGE, 2015).

Eis aqui um dos grandes desafios da atualidade – compatibilizar o processo de industrialização e inovação com o consumo consciente e o descarte responsável e ambientalmente correto. Desta forma, torna-se cada vez mais evidente que a adoção de padrões de produção e consumo sustentáveis e o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos podem reduzir significativamente os impactos ao meio ambiente, e a saúde humana, nela inclusa a qualidade de vida. Considerando a crise ambiental que pauta as novas demandas mundiais, torna-se imperativo a necessidade de repensar e requalificar os hábitos da sociedade, o modelo produtivo e de consumo que

desencadearam a problemática dos resíduos domiciliares no que concerne ao seu gerenciamento. Desta forma, entender o que a população pensa a respeito e como descarta os seus resíduos é fundamental para estruturar um plano de educação ambiental.

É neste cenário que a pesquisa sobre o manejo dos resíduos domiciliares ganha relevância, haja vista, que não existe no município de Guarujá, sob a ótica dos moradores, um diagnóstico sobre o manejo dos resíduos domiciliares. O estudo justifica-se em razão da educação, na perspectiva da sustentabilidade, tem se convertido em uma importante estratégia de desenvolvimento para os municípios, pois possibilita minimizar os impactos ambientais da geração e acúmulo de resíduos, favorece a proteção e valorização dos recursos naturais e oportuniza a geração de renda.

Este trabalho tem por objetivo conhecer o nível de consciência ambiental e os hábitos de manejo dos resíduos domiciliares dos moradores do município de Guarujá, Brasil.

A problemática dos resíduos sólidos urbanos

Em contexto global, a geração de resíduos sólidos cresce de forma exponencial, haja vista a velocidade das inovações, padrão de consumo e conceitos de atividade econômica convencional, que não consideram quaisquer conexões entre a gestão da produção e os processos ambientais. Essa visão convencional é totalmente linear, e não avalia as interações econômicas com as fontes ambientais geradoras das matérias primas e energia ou ambientes receptores dos resíduos sólidos. Os processos humanos sempre irão gerar resíduos, desta forma, o consumo consciente não é um fim, mas o meio. É o caminho a ser trilhado pela sociedade para que se possa gerenciar os resíduos de forma que sejam valorizados dentro da cadeia produtiva e sejam reutilizados, reciclados, reintegrados, reprocessados em ciclos produtivos viáveis.

Os resíduos podem ser considerados como fator econômico, desta forma, o seu gerenciamento é um grande desafio para todas as nações. Entretanto, no Brasil, em comparação com os países desenvolvidos, os processos de reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e aproveitamento energético ainda não exercem um significativo papel econômico de destaque como atividade rentável, e mesmo com a determinação que os sistemas de logística reversa sejam de responsabilidade do setor empresarial, verifica-se que é incipiente a implementação desses sistemas em escala considerável, o que dificulta ainda mais a gestão pública local.

No Brasil, a questão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) possui um importante arcabouço legal que direciona e norteia a atuação de diferentes agentes face à magnitude do universo de ações e atividades que compõem a gestão integrada dos resíduos sólidos, bem como o contexto mais amplo da sustentabilidade das cidades. Atualmente, no país existe uma situação crítica, pois parte dos resíduos sólidos coletados nos centros urbanos é descartada sem que haja uma preocupação

com a forma e destinação correta, e muitas vezes ficam expostos e se decompondo junto aos locais de moradia, o que provoca sérios problemas de saúde pública. A separação do resíduo orgânico, reciclável e rejeito é de grande importância, principalmente para o meio ambiente, haja vista, que os resíduos orgânicos têm um significante papel nos ciclos de nutrientes e podem ser bem aproveitados e destiná-los para aterros sanitários não só é um desperdício econômico como está em desacordo com a política ambiental vigente, que prevê que somente rejeitos devem seguir para a disposição final. No país, anualmente, quase 37 milhões de toneladas de lixo orgânico vão para o aterro sanitário e apenas 1% do que é descartado é reaproveitado. (ASSEMAE, 2019).

Sendo assim, é nesse cenário que em 2010 foi criada a Lei 12.305, (Brasil, 2010), denominada Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), regulamentada pelo Decreto 10.936/2022 (Brasil, 2022), que se consolida como um importante instrumento para o enfrentamento dos problemas decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos e para a adoção de políticas públicas nas dimensões ambientais, sociais e econômicas.

Com o propósito de consolidar as informações e indicadores sobre os serviços concernentes à gestão dos RSU, o Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS), órgão vinculado à Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades vem, desde 2002, coletando dados sobre o manejo destes resíduos e é a principal fonte oficial de informações sobre o tema.

Os resíduos domiciliares são compostos por resíduos secos e resíduos úmidos. Os resíduos secos são constituídos principalmente por embalagens fabricadas a partir de plásticos, papéis, vidros e metais diversos, ocorrendo também produtos compostos como as embalagens “longa vida”. Já os resíduos úmidos são constituídos principalmente por restos de alimentos oriundos do preparo dos alimentos e os rejeitos. Os resíduos orgânicos podem ser encaminhados para a compostagem; os inorgânicos para reciclagem ou reutilização; e os rejeitos para a disposição final no aterro sanitário. O custo ambiental de resíduos descartados de forma inadequada são a inutilização do solo, a contaminação da água e a poluição do ar. Apesar de não ser quantificável em números, a redução da qualidade de vida e destruição do meio ambiente são notáveis.

De acordo com dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2021) os números referentes à geração de RSU revelam um total anual de 82 milhões de toneladas geradas no país em 2020, e desse montante, apurou-se que 92% (76 milhões/t) foram coletados. Esse número demonstra que cada pessoa gerou em torno de 1.07 kg/dia e 390 kg/ano. O censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010) indica em 2010 uma população de quase 191 milhões de habitantes no Brasil. No dia 01 de julho de 2020, o IBGE estimou que a população residente nos municípios do país chegou a 213 milhões de habitantes,

crescendo 11% em relação a 2010. Cabe ressaltar que os dados apurados foram impactados pela pandemia da COVID-19, desta forma, verificou-se uma nova dinâmica social, onde muitas pessoas adotaram o teletrabalho e passaram a fazer as refeições nas suas residências.

Atualmente quase 40% dos resíduos coletados, que representam 30 milhões de toneladas, foram despejados em locais inadequados, como lixões ou aterros controlados que não atendem aos requisitos de proteção da saúde e do meio ambiente. A pesquisa enumera que embora 74.4% dos municípios brasileiros adotem alguma iniciativa de coleta seletiva, as ações ainda são incipientes frente ao montante dos resíduos gerados, e, quando existente, não abrange a totalidade dos domicílios. Os resíduos são armazenados e coletados juntos aos rejeitos e isso impacta no volume que é destinado aos aterros sanitários ou descartados em locais inadequados. É necessário que a sociedade esteja engajada e consciente para participar ativamente dos programas de coleta seletiva. Segundo dados de 2019 do SNIS (2021), 28.1% da população urbana tem cobertura de coleta seletiva porta a porta, no Estado de São Paulo este índice sobe para 42.5% e no país 26.4%.

A PNRS estabelece a logística reversa como um dos instrumentos de implementação do princípio da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, de maneira a viabilizar um conjunto de ações que visam à coleta e a restituição dos produtos e resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada, de forma a minimizar o envio de materiais para disposição. A coleta e a reciclagem adequadas do lixo eletrônico são essenciais para proteger o meio ambiente e reduzir as emissões climáticas. A PNRS atribui ao fabricante a obrigação de dar o destino correto aos Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos, por meio da logística reversa. Desta forma, os usuários devem fazer o descarte nos pontos de entrega. O Decreto 10.240/2020 estabelece normas quanto à implementação de sistema de logística reversa de produtos eletroeletrônicos e seus componentes de uso doméstico e estabelece um percentual de equipamentos a serem coletados e de municípios com serviços de logística reversa. (Agência Brasil, 2021). No site da Associação Brasileira de Reciclagem de Eletroeletrônicos e Eletrodomésticos é possível inserir o CEP (código de endereçamento postal) e localizar os pontos de descarte destes resíduos.

Conforme SINIR (2021), a efetividade da logística reversa contribui para incentivar o reuso, a reciclagem e a destinação ambientalmente adequadas dos resíduos; aumentar a vida útil dos aterros sanitários; compartilhar a responsabilidade pela gestão de resíduos (setor público, setor privado e sociedade civil); aumentar a eficiência no uso de recursos naturais; ampliar a oferta de produtos ambientalmente amigáveis, gerando emprego e renda; espaço para gerar novos negócios.

Neste cenário, os catadores de materiais recicláveis podem ser considerados os grandes protagonistas da indústria de reciclagem no país. Eles detêm posição fundamental na gestão de resíduos sólidos no Brasil, à medida que sua própria existência indica a dificuldade de incluir no gerenciamento desse sistema as atividades de captação, principalmente por problemas de escala de produção combinados a dificuldades logísticas.

É neste contexto que a educação ambiental ganha importância com a criação da Lei 9795 de 27 de abril de 1999 que instituiu a Política Nacional de Educação Ambiental. Nesta abordagem a educação ambiental deve ser instituída como um processo inserido em todas as ações educativas com perspectiva crítica, global e sistêmica na compreensão da realidade e promoção da cidadania e consciência ambiental. Assim, a educação ambiental é uma importante e valiosa ferramenta para o desenvolvimento de saberes, atitudes, comportamentos e hábitos que conduz para a melhoria da qualidade de vida e uma relação sustentável da sociedade com o ambiente que a integra e torna-se fundamental para promover práticas sustentáveis e fomentar métodos e processos que contribuam para a construção de um futuro mais limpo, seguro e digno para as próximas gerações. Destaca-se o caráter participativo e contínuo da educação ambiental na busca de uma relação mais harmoniosa da sociedade com a natureza (o ambiente natural e artificial), assim, os valores sociais, as habilidades, as competências, e conhecimentos são os pilares da educação ambiental e direcionam as ações e intenções acerca de uma conciliação entre evolução, desenvolvimento e respeito ao meio ambiente.

A educação ambiental é a mola propulsora para alavancar mudanças de comportamentos que se pretendem junto à sociedade e emerge de um contexto de crise ambiental mundial. Percebe-se que hábitos arraigados são aspectos condicionantes para que a população continue a reproduzir e multiplicar comportamentos de forma automática, sem refletir sobre os impactos destes no seu dia a dia e na sua qualidade de vida. Desta forma, impulsionar o senso crítico e analítico constituem para um repensar as atitudes e o despertar para questões que comprometem a sustentabilidade, como por exemplo o padrão de consumo e o descarte dos resíduos domiciliares.

Vale ressaltar que educar é um grande desafio e exige muito engajamento, comprometimento, persistência, e muita paciência por parte dos educadores. Travassos (2001, p. 2) complementa “educar é uma tarefa de dedicação e envolve criação de planos de ação considerando conceitos, teorias, reflexões e o uso do bom senso”. Portanto, a educação deixa de ser apenas aquisição de saberes teóricos, mas adiciona processos de reorganização do conhecimento com metodologias modernas e atuais.

No Brasil, a temática Educação Ambiental emergiu do arcabouço legal marcado pela promulgação da Lei Federal 6938/1981 com a instituição da Política Nacional do Meio Ambiente. A educação ambiental tem sido discutida, nacional e internacionalmente, como um importante instrumento

de transformação social, resultando em documentos importantes que contribuem para a construção de políticas públicas e empresariais, dentre eles, o Tratado de Educação Ambiental para Sociedades Sustentáveis e Responsabilidade Global, pautado durante a Eco-92 - Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento. A Lei Federal 9795/1999 (Brasil, 1999) dispõe sobre a educação ambiental e institui a Política Nacional de Educação Ambiental. A educação ambiental é um direito garantido constitucionalmente para toda a sociedade e está apoiada em um processo educativo que se aplica no cotidiano no âmbito formal e não formal. Cabe ao poder público promover um Estado que fomente o exercício da cidadania para uma consciência ambiental e reconheça que os recursos naturais são finitos e carecem, urgentemente, de proteção. Scott (2002) argumenta que para que os indivíduos possam ter a capacidade de escolha e cooperação é necessário incorporar quadros mentais, ou seja, ter consciência para articular um pensamento reflexivo e crítico acerca do seu mundo circundante.

Em diversos contextos regionais e mundiais, a educação ambiental voltada aos RSU tem sido utilizada como um importante instrumento de transformação social, contribuindo para a melhor qualidade de vida e promover a Economia Circular. Este conceito surgiu em 1989, e o foco está em pensar os modelos econômicos nos quais os materiais não biodegradáveis possam retornar ao ciclo produtivo, propondo uma célere mudança da sociedade nos padrões de produção e consumo que ainda seguem uma linearidade: extração dos recursos naturais, manufatura, distribuição, uso ou consumo e descarte. “A economia circular é uma nova forma de olhar as relações entre o mercado, clientes, recursos naturais e a sociedade.” (WBCSD, 2017). Schalch *et al.* (2019) mencionam sobre a importância da participação de todos da cadeia produtiva e de distribuição sobre os resíduos e destaca a responsabilidade atribuída aos fabricantes, distribuidores ou importadores de resíduos que possam vir a causar significativo impacto ambiental. Para ISWA (2015) é a oportunidade para que as indústrias migrem para esse novo modelo de economia oportunizando mudanças e considerando valiosos e produtivos os recursos na forma que fazem a gestão dos RSU. Günther e Grimberg (2006) ratificam que é necessária uma gestão integrada, sustentável e participativa.

A relação do consumidor com produtos e serviços mais sustentáveis é uma importante temática da educação ambiental e contribui para essa compreensão e conscientização que impactam na mudança de atitude e de comportamento. De acordo com Mallmann (2000, p.4) a educação ambiental propõe “provocar no cotidiano das pessoas a reflexão e a ação sobre o seu papel e a sua responsabilidade no que se refere à produção, disposição e destinação final dos resíduos gerados na cidade.”

A geração de resíduos no cenário global sinaliza a urgência de repensar as ações e padrões de consumo, descarte dos RSU e desperdício. Estudos da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura estimam que 1.3 bilhão de toneladas de alimentos são desperdiçadas

anualmente no mundo, e representa cerca de 1/3 do que é produzido globalmente. Em pesquisas realizadas em 2018 pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), uma empresa pública de pesquisa vinculada ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Brasil, revelam que uma família média brasileira desperdiça quase 130 kg de comida por ano, uma média de 41.6 kg por pessoa. O relatório da Organização das Nações Unidas (ONU) adverte que níveis de produção, consumo e descarte globais são insustentáveis. (ONU News, 2020). A população mundial soma quase 8 bilhões de seres humanos, dados de 01/02/2022 às 19h50, segundo Worldometer (2022) e produz anualmente 1.4 bilhão de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU), o que significa uma média de 1.2 kg por dia per capita. Os estudos da ONU e do Banco Mundial destacam que daqui a dez anos, serão 2.2 bilhões de toneladas anuais e em 2050, se o ritmo atual for mantido, a projeção é que haverá 9 bilhões de habitantes e 4 bilhões de toneladas de lixo urbano por ano. Este panorama impõe para as autoridades governamentais gigantescos desafios, como por exemplo, conciliar o crescimento econômico em consonância com o respeito ao Meio Ambiente. A participação de forma integrada e conectada entre o governo, setor empresarial, e instituições de ensino será determinante para garantir uma economia circular.

Nesse cenário é fundamental uma EA que conscientize, sensibilize e oriente sobre as práticas corretas para a separação, armazenamento e descarte dos RSU. A educação ambiental é fator imprescindível ao gerenciamento adequado e sustentável dos resíduos e deve ser utilizada como eficiente instrumento para a reflexão das pessoas no processo de mudança de atitudes em relação ao correto descarte dos resíduos e à valorização e proteção do meio ambiente, "a educação ambiental é uma atividade intencional da prática social, que imprime ao desenvolvimento individual um caráter social em sua relação com a natureza e com os outros seres humanos". (Peneluc e Silva, 2008).

Por consequência, a educação ambiental é um instrumento importante na capacitação e proliferação do aprendizado sobre a problemática dos resíduos sólidos urbanos e na busca de soluções ambientalmente recomendáveis, entretanto, torna-se imperativo que as iniciativas nesta área se deem em cooperação entre instituições públicas (no âmbito federal, estadual e municipal), instituições privadas, e instituições de ensino e pesquisa, para que as ações sejam efetivas e estimulem a construção de conhecimentos que fomentem ideias inovadoras no gerenciamento dos RSU. O conhecimento científico é historicamente sistematizado, "estando implicado nas relações sociais, políticas, econômicas e ideológicas das sociedades onde é produzido" (Krasilchik e Marandino, 2004).

A situação institucional dos RSU no Guarujá

O município de Guarujá, que ocupa integralmente a Ilha de Santo Amaro, no Litoral Sul do Estado de São Paulo, Brasil, tem área territorial de 144 Km², sendo famosa por suas belezas naturais, seu potencial turístico e sua crescente atividade comercial e portuária. O município de Guarujá,

distante 87 quilômetros da capital São Paulo, encontra-se localizado na Região Metropolitana da Baixada Santista, criada pela Lei Complementar Estadual nº 815 de 30 de julho de 1996 e é constituída por nove municípios: Santos, São Vicente, Cubatão, Guarujá, Praia Grande, Bertioga, Mongaguá, Itanhaém e Peruíbe. Tem como sede o município de Santos, onde também se localiza a sede do maior porto em movimentação da América Latina, que tem influência direta no município do Guarujá que possui instalações portuárias relacionadas a esse porto. A população fixa estimada em dezembro de 2021 é de 325 mil habitantes no município. (IBGE, 2021). A economia do município é baseada nos pilares do comércio e serviços, e está relacionada à atividade portuária, turismo, setor imobiliário, e culturas extrativistas, como a pesca. É considerada uma das mais importantes regiões litorâneas e geoeconômicas do Estado e estende sua influência por todos os demais municípios da Baixada Santista, por sua capacidade de atrair turistas das mais variadas regiões do país e do exterior.

O município tem cerca de 47% do seu território em áreas de Mata Atlântica, sendo um dos 34 *hotspots* de biodiversidade do planeta, segundo a *Conservation International*, uma Organização Não Governamental norte-americana especializada na defesa da alta biodiversidade no planeta. Estes espaços possuem uma grande quantidade de flora e fauna e representam as áreas naturais do planeta Terra que possuem uma grande diversidade ecológica e que estão em risco de extinção. A preocupação com o maciço ambiental e com as fragilidades decorrentes das áreas que sofrem com invasões e colocam em risco os ecossistemas têm impulsionado a gestão pública a articular políticas que visem mitigar e ou minimizar tais impactos, haja vista, que possui significativa área constituída por vegetação nativa, como mata, capoeira, mangue e restinga. (Guarujá, 2020).

Atualmente, o município tem duas Unidades de Conservação, sendo que a Área de Proteção Ambiental Serra do Guararu, criada em 2012, e reconhecida como uma das três melhores do país em governança ambiental. A seleção das áreas foi feita por meio do Projeto Áreas Protegidas Locais, implementado pela *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit*, em parceria com o ICLEI – Governos Locais pela Sustentabilidade e a União Internacional para a Conservação da Natureza, além de contar com o apoio do *Internationale Klimaschutzinitiative*, do Ministério Federal do Meio Ambiente, Proteção da Natureza e Segurança Nuclear da Alemanha e Ministério do Meio Ambiente do Brasil. (Guarujá, 2018).

O município qualificou-se em 2018 e 2019 no Programa Município Verde Azul (PMVA) da Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SIMA) e certificou-se em 2020. Este programa surgiu em 2007 por uma iniciativa do Governo Estadual para fomentar a discussão sobre cidades sustentáveis e tem o inovador propósito de medir e apoiar a eficiência da gestão sustentável com a descentralização e valorização da agenda ambiental nos municípios. Em 2012, pelo 12º ano consecutivo, a praia do Tombo no Guarujá recebeu a premiação Bandeira Azul e tornou-se o

município mais reconhecido pelo selo na América do Sul, e o único no Estado de São Paulo. O programa é uma iniciativa da *Foundation for Environmental Education*. No Brasil, é gerido pelo Instituto Ambientes em Rede. A Bandeira Azul é um selo internacional, um prêmio ecológico, voluntário, concedido a praias, marinas e embarcações de turismo. Para se qualificar é necessário cumprir com uma série de critérios com foco em gestão ambiental, qualidade da água, educação ambiental, segurança e serviços, turismo sustentável e responsabilidade social. (Guarujá, 2021).

O compromisso com as causas ambientais levou o Guarujá a obter em 2018 a certificação das duas primeiras Eco-Escolas públicas do Brasil. O Programa Eco-Escolas foi desenvolvido pela *Foundation for Environmental Education*, uma organização europeia formada por uma rede de instituições ao redor do mundo, cada um operando em seu país de origem. Vale ressaltar que o município tem instituído o Fórum Permanente da Agenda 21, formalizado pelo Decreto Municipal 8940/2010 e no ano de 2012 entregou para a comunidade o Livro da Agenda 21 apresentando os resultados dos trabalhos realizados. Em 2018 houve a revisão das ações, e estas foram pautadas alicerçadas no diálogo promovido pelas audiências públicas realizadas, visitas as entidades representativas do município, alinhamento com as Políticas Públicas Municipais, Estaduais, Federais e Internacionais.

Em 2012 a Lei Municipal 3.996 instituiu o Plano Municipal de Gerenciamento de Resíduos Sólidos e em 2016 houve a revisão deste plano. Dentre as obrigações do poder público estão: adotar as providências adequadas para que todos os cidadãos sejam atendidos pela coleta de resíduos domiciliares; assegurar que os veículos coletores passem regularmente nos mesmos locais, dias e horários previamente estabelecidos; divulgar com antecedência, o programa de coleta dos resíduos domiciliares, bem como, de outros tipos de resíduos.

Em 2020 foram coletadas no município 140.089 toneladas de resíduos domiciliares e comerciais da coleta regular. Em uma década aumentou 45% a coleta de resíduos no município, sendo que a população aumentou 11%.

Segundo dados do SNIS (2019) 100% da população urbana é atendida pelo serviço de coleta de resíduos e apontam que o custo unitário médio do serviço de coleta dos RSU no município é de R\$278,25/toneladas, perfazendo uma despesa per capita de R\$167,05 e apresenta uma massa coletada per capita, em relação à população total atendida, de 1,18 kg por habitante, a média do Estado de São Paulo é de 0,86 kg/hab./dia e no país é de 0,85 kg/hab./dia. Segundo informações da SEURB em 2020 o município teve um gasto de R\$79.719.448,95 como gerenciamento dos resíduos. Os serviços de Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos são cobrados dos municípios por taxa específica no boleto do IPTU.

A Figura 1 apresenta a composição média dos RSU gerados no município de Guarujá em 2018, conforme estudos realizados pela Agência Metropolitana da Baixada Santista, junto ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT, 2019). Verifica-se a predominância dos resíduos orgânicos, e dentre os recicláveis, os resíduos plásticos.

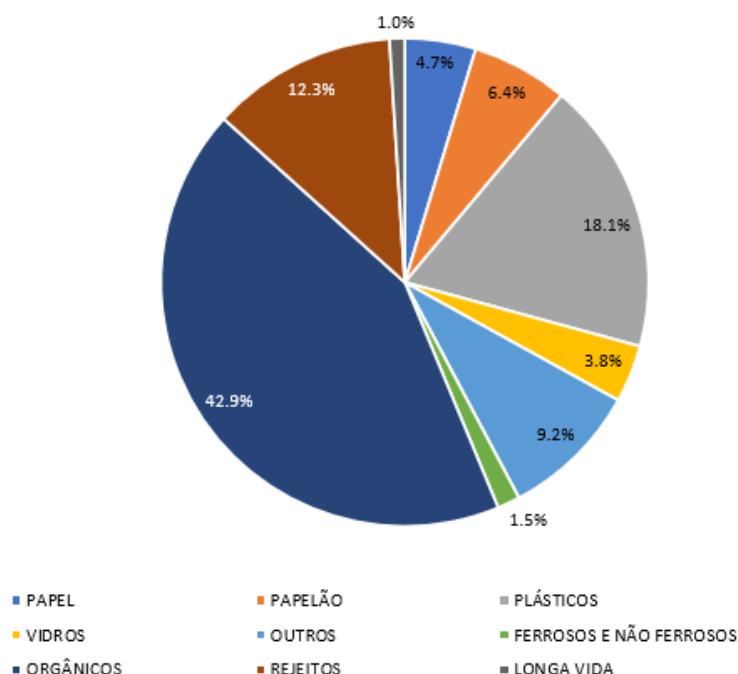


Figura 1. Composição dos RSU gerados em Guarujá – 2018.

A coleta seletiva no Município é realizada através de um roteiro de endereços, que as cooperativas cumprem de segunda a sábado, coletando os materiais recicláveis através de caminhões específicos. Todo material coletado é transportado para as cooperativas, onde são separados, prensados, enfardados e comercializados, gerando emprego e renda para os cooperados. Os resíduos também chegam nas cooperativas por meio de carrinheiros que coletam nas ruas e residências os resíduos. Em 2020 as duas cooperativas processaram 2.277 toneladas de resíduos.

Outro aspecto relevante quanto aos resíduos domiciliares, identificado no Relatório da prefeitura sobre a coleta seletiva referente ao período de janeiro a dezembro de 2020 (Guarujá, 2021, p.17), discorre sobre a política a ser praticada pela Secretaria de Meio Ambiente quanto ao desenvolvimento das atividades e planejamento futuro da coleta seletiva, “a práxis de coleta “porta-a-porta” deverá, gradativamente (e o mais rápido possível), ser substituída por um modelo de entrega voluntária em pontos pré-definidos, sejam eles móveis (Estações de Sustentabilidade, Figura 2) ou estacionários pontos de entrega voluntária.”



Figura 2. Estação de sustentabilidade para descarte de resíduos recicláveis.

Esta medida é justificada pela prefeitura alegando que a adoção provoca uma atitude mais proativa, uma consciência ambiental a nível individual e coletiva, o senso de pertencimento e responsabilidade, e conclui, “integrando as populações locais com seus espaços e tornando cada indivíduo um exemplo visível a inspirar os demais, é de entendimento desta Secretaria, que este deverá ser o modelo e a lógica norteadoras dessas e de futuras atividades.” (Guarujá, 2021).

Dentre os resíduos domiciliares, existe uma grande preocupação com o descarte do óleo vegetal por ser um grande contaminante da água e esgoto. Estudos indicam que um litro de óleo descartado no ralo da pia pode poluir um milhão de litros de água potável. (Tera Ambiental, 2013). A Lei nº 12.047/2005 do Estado de São Paulo institui o Programa Estadual de Tratamento e Reciclagem de Óleos e Gorduras de Origem Vegetal ou Animal e Uso Culinário. No Guarujá, a Lei nº 4367/2017 no seu Art. 28 proíbe o descarte de resíduos de óleos comestíveis ou não, em qualquer quantidade e ou uso inicial, nas redes de água pluvial e de esgoto, águas do mar, veios e corpos d'água, praias e logradouros públicos, devendo o usuário armazenar esses resíduos e encaminhá-los aos postos de coleta pertinentes.

A Lei municipal complementar 163/2014 estabelece regras para o descarte de lâmpadas, pilhas, baterias e similares, e cria os ecopontos para a coleta e destinação ambientalmente responsável. O município conta com o serviço “Cata Coisa” que foi criado com o objetivo de mitigar ou diminuir o descarte irregular de madeiras, móveis, colchões e eletrodomésticos em vias públicas, córregos, canais, terrenos públicos, entre outros. Dentre a diversidade nos tipos de materiais descartados,

os itens mais coletados são madeiras e móveis usados. O serviço é realizado mediante agendamento via telefone e WhatsApp. No mês de abril de 2020 foram contabilizados 482 agendamentos.

Outra problemática relacionada aos resíduos é a contaminação das praias por fármacos. Um estudo realizado em quatro praias de Guarujá e publicado em 2020, revela a primeira quantificação de medicamentos em águas marinhas da América Latina. Foram identificados cinco tipos de anti-hipertensivos, três estimulantes, três analgésicos/anti-inflamatórios, um anticonvulsivante, um antidepressivo, um redutor do colesterol, um diurético e um antiagregante plaquetário, além de cafeína, cocaína e benzoilecgonina (metabolito de cocaína). Verifica-se que há poucos estudos sobre o impacto dessas substâncias na natureza, conforme estudos de Roveri *et al.* (2020). Desta forma, existe uma real preocupação com o descarte dos medicamentos.

Mesmo com importantes ações socioambientais, o município de Guarujá apresenta fragilidades em razão da ação antrópica. E o descarte dos resíduos domiciliares é atualmente uma questão nevrágica que deve ser enfrentada. A pesquisa permeia questões socioeconômicas para traçar o perfil dos respondentes, manejo do descarte dos resíduos e consciência ambiental.

Metodología

Com base nos objetivos propostos, esta pesquisa caracteriza-se como uma pesquisa descritiva, de cunho qualitativo e quantitativo. A pesquisa utilizou como coleta de dados secundários fontes bibliográfica, digital e documental, como livros, artigos científicos, bases governamentais e institutos que são referência no país. A coleta de dados primários utilizou a pesquisa de campo e a pesquisa observacional para ampliar a compreensão das questões investigadas. No período de 16/06/2021 a 20/06/2021 foi aplicada uma pesquisa por meio de um formulário disponibilizado online, com estudantes universitários do município de Guarujá para identificar os hábitos de consumo, nível de consciência ambiental e como é feito o descarte dos resíduos domiciliares. Entendendo a importância do gerenciamento dos resíduos domiciliares para a sustentabilidade e conhecendo a realidade do município de Guarujá, com o seu rico patrimônio ambiental e as suas vulnerabilidades, optou-se por realizar a pesquisa de campo neste município para conhecer os hábitos de manejo destes resíduos.

Esta amostra é significativa e representativa pois abrange moradores da maior parte dos bairros do município e é distribuída por diversas classes sociais. Foram pesquisadas 384 estudantes para obter uma margem de confiabilidade de 95%, conforme cálculo expresso na equação abaixo, para uma população do município de Guarujá estimada em aproximadamente 322 mil habitantes, através de dados coletados no site do IBGE (2021).

$$n = \frac{Z^2 \cdot p \cdot (1-p)}{e^2}$$

Equação 1

Onde:

n = O tamanho da amostra que queremos calcular

Z = É o desvio do valor médio que aceitamos para alcançar o nível de confiança desejado. Em função do nível de confiança que se busca, utilizou-se um valor determinado que é dado pela forma da distribuição de Gauss.

e = é a margem de erro máximo que quer admitir = 5%

p = é a proporção que se espera encontrar. Neste caso adotou-se a situação mais extrema = 0.5

Os resultados obtidos foram trabalhados por meio de uma análise descritiva com o objetivo de organizar, classificar, apresentar, interpretar e analisar os dados referentes ao fenômeno, por meio de gráficos e tabelas. Para investigar se há correlação entre a consciência ambiental com a variável idade, foram utilizados gráficos de dispersão com representação dos valores identificados. O teste do qui-quadrado de Pearson foi usado para determinar se estas variáveis estão associadas.

Para aprofundar a análise, foi estabelecida uma correlação entre as questões de consciência ambiental com a variável idade. As questões abordadas foram:

- a. O que você pensa sobre os Resíduos (lixo);
- b. Antes de jogar alguma coisa na lixeira, eu penso em como reutilizá-la;
- c. Eu tenho o hábito de utilizar os dois lados das folhas de papel e/ou reaproveito para rascunhos;
- d. Ao comprar produtos, costumo verificar se a sua embalagem é fabricada com material reciclado ou reciclável;
- e. Eu tenho o hábito de levar as minhas próprias sacolas quando vou fazer compras;
- f. Qual o seu interesse pelos assuntos relacionados com o Meio Ambiente.

Para medir o nível de consciência ambiental, foi estabelecido um score de 1 a 5 para cada uma destas questões, sendo 5 grande consciência ambiental e 1 nenhuma consciência ambiental.

O formulário de pesquisa foi submetido e aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa - Seres Humanos da Universidade de Ribeirão Preto, por meio da Plataforma Brasil.

Resultados e discussão

A pesquisa de campo foi realizada com estudantes universitários que residem no município e foram abordados todos os cursos da instituição, Administração, Enfermagem, Direito, Educação Física, Fisioterapia, Medicina e Engenharia Civil, conforme demonstrado na Figura 3. A pequena participação do curso de medicina deve-se ao fato de grande parte dos alunos residirem em outros municípios.

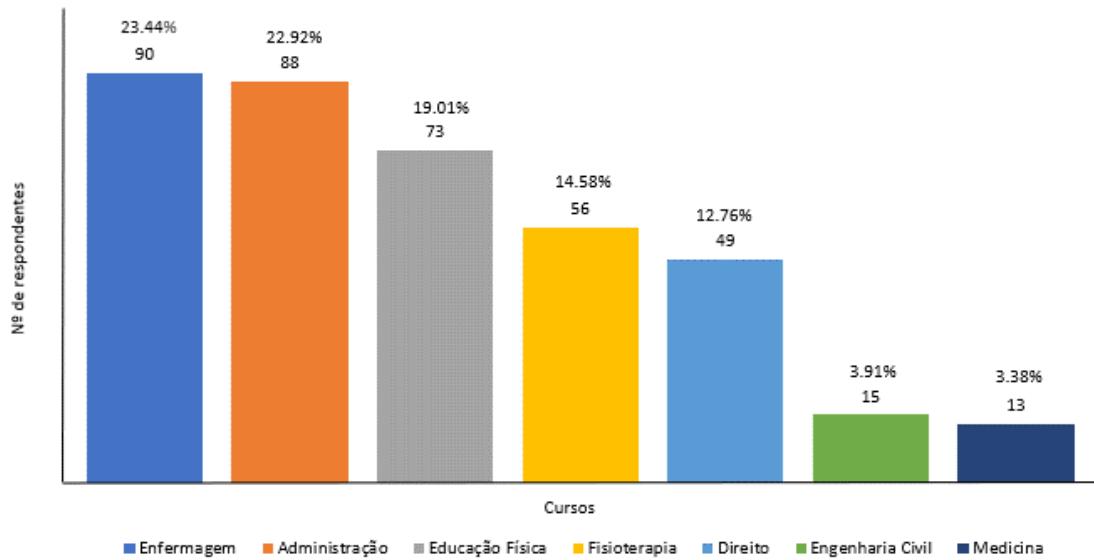


Figura 3. Cursos participantes da pesquisa de campo.

Da participação geral na pesquisa, 61.5% se declararam do sexo feminino e 38.5% masculino. Com relação a idade dos respondentes, a faixa etária ficou entre 17 e 66 anos, a média foi de 41 anos, sendo que a mais significativa se encontra na faixa dos 22 aos 29 anos, com uma frequência de 61.7%. A amostra pesquisada apresentou representatividade em relação ao objeto de estudo, município de Guarujá, por contemplar com maioria absoluta todos os bairros. A maior dominância dos respondentes é do Bairro da Enseada, com 19.8%, seguida pelo Bairro de Morrinhos e Pae Cará, com 5.7% e 4.7% respectivamente.

Para conhecer a situação econômica familiar, adotou-se o critério de rendimento do IBGE e nota-se que 75.8% dos respondentes têm rendimento familiar de até quatro salários-mínimos, cerca de quatro mil e quatrocentos reais por mês. Segundo dados do IBGE (2021) em 2019, o salário médio mensal no município era de três salários-mínimos. Considerando domicílios com rendimentos mensais de até meio salário-mínimo por pessoa, tinha 36% da população nessas condições, o que o colocava na posição 108 de 645 dentre as cidades do Estado.

Para identificar a configuração dos domicílios e estabelecer o padrão de geração de resíduos, buscou-se conhecer o tamanho das famílias e 58.6% têm entre 3 e 4 pessoas residindo na mesma casa, conforme Figura 4. Foi possível projetar a quantidade de resíduos gerados com base na geração *per capita* e no caso do Guarujá a quantidade de resíduos produzidos em 2020 foi de 140 mil toneladas, cada município gerou aproximadamente 1.2 kg/dia e considerando uma família de 4 pessoas, esta terá uma geração de 144 kg/mês. Dados desta pesquisa apontam que 51% dos domicílios geram em média 35 kg de resíduos (orgânicos, rejeitos e recicláveis) por semana.

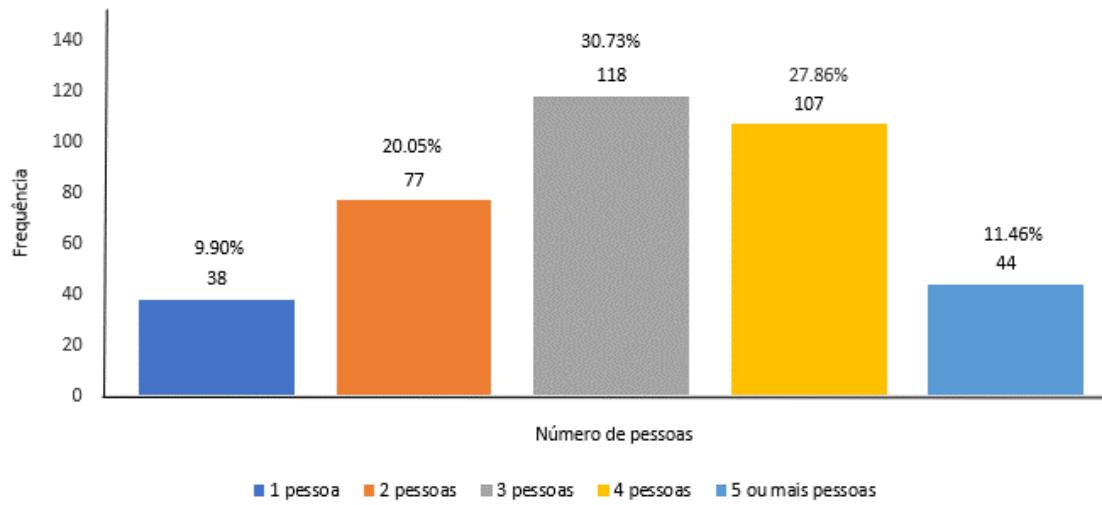


Figura 4. Número de pessoas que residem no domicílio.

C

Nesta pesquisa 91.6% responderam que têm coleta de resíduos na sua rua. Quando indagados sobre a coleta seletiva, apenas 3.9% informaram ter e 4.4% têm as duas coletas sendo realizadas no seu domicílio.

Para conhecer a composição dos resíduos domiciliares, uma questão solicitou que fosse sinalizado os resíduos mais gerados, e apurou-se os principais, nesta ordem de predominância: restos de alimentos, plástico, papel higiênico e papel. A Tabela 1 demonstra a frequência dos produtos identificados na pesquisa.

Tabela 1. Tipos de resíduos mais gerados no domicílio.

Resíduos	Frequência	Frequência (%)
Restos de alimentos	338	29.81
Plástico	259	22.84
Papel higiênico	238	20.99
Papel	198	17.46
Fraldas descartáveis	35	3.09
Vidro	25	2.20
Aço	20	1.76
Alumínio	14	1.23
Outros	7	0.62
Total	1.134	100.00

Complementar a esta questão, identificou-se qual é o desperdício de alimentos no dia a dia e 71.9% declararam que não há ou é pouquíssimo e 2.6% que existe muito desperdício, segundo Figura 5. A pesquisa indicou que 75%, ou seja, 319 respondentes descartam os restos de alimentos na coleta regular, enquanto uma pequena parcela utiliza os resíduos para alimentação de animais e compostagem/adubo, respectivamente 11.7% e 11.5%. Considerando a população de Guarujá, são 13.5 mil toneladas por ano que vão para o aterro sanitário. Além do impacto ambiental, é o impacto social, haja vista que segundo dados da ONU 14 milhões de brasileiros passam fome e o montante desperdiçado no país poderia satisfazer as necessidades nutricionais de 11 milhões de pessoas. (Akatu, 2021).

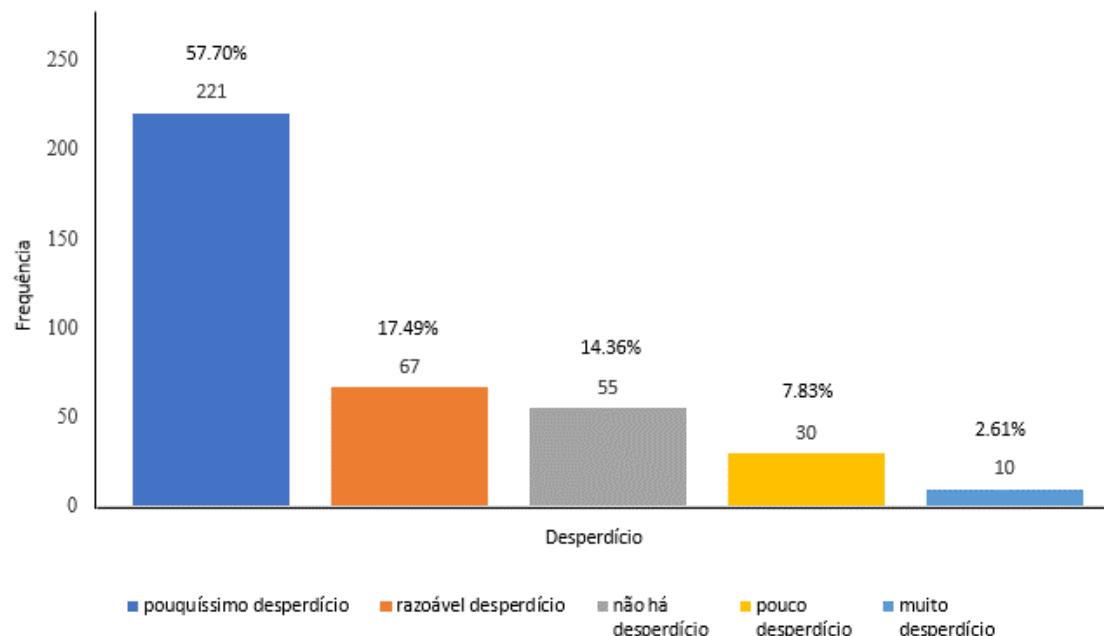


Figura 5. Como você avalia o desperdício de alimentos no seu dia a dia.

A pesquisa indicou que 77.2% têm um único coletores para armazenar todos os tipos de resíduos, 19.3% possuem dois coletores (orgânicos/rejeitos e reciclados) e somente 3.1% separam da forma adequada, em três coletores, conforme a legislação vigente. Com relação ao descarte, 74.4% dos respondentes colocam tudo em sacos sem nenhuma separação. Apenas 16.4% separam os resíduos orgânicos dos recicláveis e 0.56% fazem compostagem. Entende-se que é uma parcela muito significativa da população e isso demonstra a falta de conscientização crítica e engajamento para a problemática do descarte incorreto dos resíduos domiciliares.

Quando indagados sobre o que desmotivaria a separar corretamente os resíduos, e, assim, identificar os motivos para uma parcela tão pequena da população de Guarujá fazer a separação e descarte correto, as respostas sinalizam claramente que a falta da coleta seletiva porta a porta e a obrigação do deslocamento até os Pontos de Entrega Voluntária são determinantes para que os respondentes não façam o descarte ambientalmente correto. A Tabela 2 demonstra o que a pesquisa apontou:

Tabela 2. Motivos para não separar corretamente os resíduos domiciliares.

Motivos apontados	Frequência	Frequência (%)
Falta da coleta seletiva porta a porta	252	44.84
Ter que ir até os pontos de entrega voluntária	153	27.22
Sem espaço para fazer a separação dos resíduos	83	14.77
Não gosto de limpar/lavar as embalagens	26	4.63
Desconhece os processos de separação dos resíduos	25	4.45
Tenho dúvidas sobre a real eficácia dessa ação	14	2.49
Outro	9	1.60
Total	562	100.00

A pesquisa também identificou a distância que os respondentes estão dispostos a percorrer para fazer o descarte dos resíduos recicláveis, e 60.8% responderam que levariam o seu resíduo até 100 metros da casa, cerca de uma quadra, enquanto apenas 6.3% estariam dispostos a levar mesmo havendo uma distância superior a 300 metros. Apurou-se nesta questão que 17.5% não souberam informar. Os principais resíduos domésticos recicláveis são: plásticos, papel, vidro, alumínio e aço. A pesquisa evidenciou que a quantidade destes resíduos que são encaminhados para a coleta seletiva ainda é muito pequena, a grande maioria é descartado na coleta regular e o destino é o aterro sanitário. Os dados indicam uma situação preocupante, na média, quase 77% dos resíduos recicláveis são descartados na coleta regular e isso significa que a sua disposição final ocorre nos aterros sanitários. Estão sendo descartados na coleta seletiva aproximadamente 10% dos resíduos e encaminhados para os catadores 8%.

A Tabela 3 aponta a forma pela qual estes resíduos estão sendo descartados no município de Guarujá e esta situação sinaliza uma real fragilidade ambiental no gerenciamento dos resíduos domiciliares.

Tabela 3. Formas de descarte dos resíduos recicláveis.

Resíduo	Como é descartado (%)						
	Coleta regular	Coleta seletiva	Doa para catadores de rua porta a porta	Doa para associação de catadores	Vende	Outros	Coleta regular
Plástico	79	11.58	4.47	2	1.58	0.79	100
Papel	87	7.94	1.59	2	1.32	0.53	100
Vidro	78	13.72	2.9	3	1.85	0.79	100
Alumínio	67	10.24	9.19	7	3.67	2.89	100
Aço	73	8.95	7.63	5	3.68	1.32	100

A pesquisa revelou que 17.9% dos respondentes descartam os resíduos recicláveis limpos. A maioria absoluta descarta sujos ou com restos de alimentos. Para evitar a contaminação dos resíduos e a proliferação de insetos, o correto é descartar os resíduos razoavelmente limpos e secos, caso contrário, pode colocar em risco a saúde das pessoas, em especial dos profissionais de reciclagem. Deve-se ter o cuidado para não haver desperdício de água limpa nesse processo, haja vista que este é um recurso escasso e precioso e gera mais esgoto. Preconiza-se a utilização de água de reuso ou de enxágue para fazer essa limpeza.

Dentre os resíduos, o papel é resíduo mais encaminhado junto com a coleta regular, embora 68% dos respondentes revelaram que utilizam os dois lados da folha de papel sempre ou muitas vezes, é possível considerar que o número de embalagens de papel, em tempos de aumento do *E-commerce*, é considerável. Conforme dados do SNIS (2017) houve uma incidência de 44% deste resíduo no material recuperado pela coleta seletiva.

Em contrapartida, o alumínio é o resíduo que apresenta a maior taxa de reciclagem, entretanto os dados revelados nesta pesquisa ainda são bem preocupantes, pois 67% estão sendo descartados na coleta regular e, assim, dispostos no aterro sanitário. Estes dados se contrapõem com o levantamento da Associação Brasileira dos Fabricantes de Latas de Alumínio onde destaca que a taxa de reciclagem do alumínio do Brasil é uma das mais altas do mundo e em 2020 obteve um índice de reciclagem de 97.4%. Das 402 mil toneladas de latas vendidas, foram recicladas 391 mil, ou seja, aproximadamente 31 bilhões de unidades. (Agência Brasil, 2021). Segundo dados de 2017 do SNIS (2021), no Guarujá 4% do material recuperado foi metal.

O plástico tem sido um resíduo que tem despertado grande preocupação ambiental, e existem vários movimentos no sentido de erradicar o plástico de uso descartável do cotidiano da sociedade. A pesquisa indicou que o índice de reciclagem desse resíduo é bem pequeno, pois 79.2% do que é gerado estão sendo dispostos nos aterros sanitários. Os dados apontam que existe

uma incidência de 36% de plástico sobre o material arrecadado. Considerando os números do IPT (2019) o município gerou em 2018 aproximadamente 27 mil toneladas de resíduos plásticos, dentre eles, plástico filme, PEBD, PEAD, PVC e PET.

Avaliando o nível de conhecimento sobre o código de cores que sinalizam cada tipo de resíduo, 48.8% dos respondentes declararam que conhecem bem todas as cores que identificam os resíduos e apenas 4.9% não conhecem nenhuma cor.

Esta pesquisa identificou que 32.9% dos respondentes descartam de forma irregular o óleo de cozinha. Este indicativo é significativo e reflete uma grande preocupação ambiental. O município participa do Programa “Óleo Sustentável” realizado pela Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais e ampliou com o projeto “Óleo Sustentável no Verão” e visa promover a conscientização da reciclagem do óleo vegetal usado. Esta ação iniciou-se em 2019 e já impactou cerca de 500 mil municípios e turistas. Atualmente o Programa conta com 17 pontos de entrega voluntária, dentre eles, escolas, associações e supermercados. (Guarujá, 2021).

Quando o assunto em pauta é resíduo, é necessário discorrer sobre o impacto do descarte dos aparelhos eletroeletrônicos. A pesquisa mostra que 27.4% descartam estes resíduos na coleta regular. Este comportamento irregular coloca em risco a saúde de crianças, adolescentes e mulheres grávidas em todo o mundo que trabalham no processamento informal de dispositivos elétricos ou eletrônicos, aponta relatório da Organização Mundial da Saúde (*World Health Organization*, 2021).

Nota-se que a pesquisa indicou que o descarte de pilhas, baterias e lâmpadas é ainda mais preocupante, haja vista que 50.8% dos entrevistados responderam que fazem o descarte na coleta regular. A pesquisa revelou que 66.7% dos responderam confirmaram que descartam os medicamentos vencidos em desuso na coleta regular ou em ralos e vasos sanitários, conforme a Figura 6.

E finalizando a investigação sobre o descarte dos resíduos domiciliares, foi indagado junto aos respondentes qual o destino dado aos exames de Raio X e 44.9% descartam na coleta regular. Este material não pode ser descartado desta forma pois tem componentes tóxicos e causa a contaminação do meio ambiente. O destino correto é entregar em hospitais e postos de saúde para que possam ser recicláveis, com a recuperação do plástico que poderá ser utilizado em novos produtos, e a prata pura, que também volta para a indústria.

Na pesquisa foram identificados dois tipos de resíduos com pouca predominância de descarte, poda de jardim e materiais com grande volume (geladeira, televisores, móveis velhos etc.). Sobre o descarte da poda de jardim, 77.8% responderam que não geram esse tipo de resíduo e 13.3%

descartam na coleta regular. Atualmente o município não tem coleta específica para esse tipo de resíduo. No futuro Centro de Gerenciamento de Resíduos Sólidos foi dimensionado espaço e maquinário para receber esse tipo de resíduo. Quanto aos resíduos de grande volume, 12% descartam na calçada junto com o resíduo destinado à coleta regular e os demais descartam em pontos de coleta ou doam para catadores.

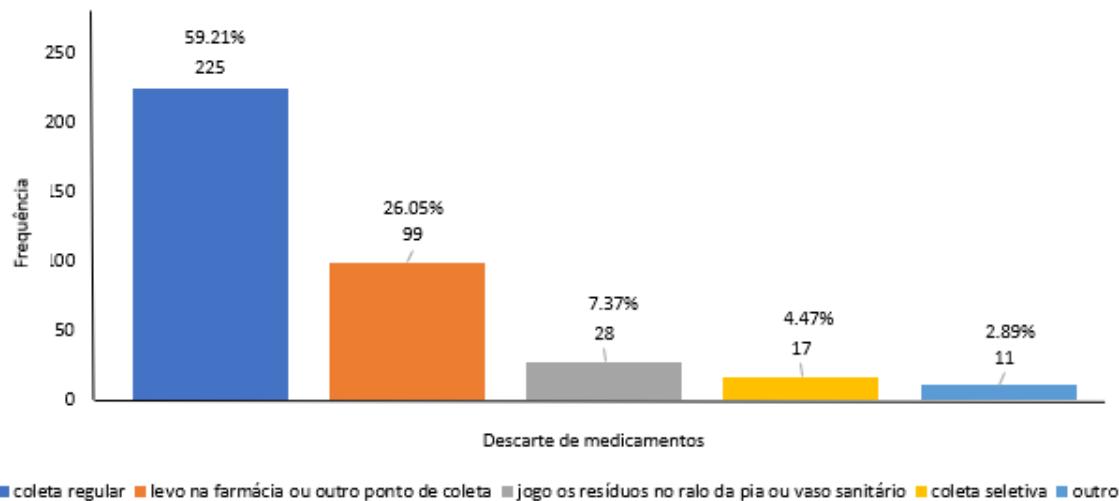


Figura 6. Formas de descarta dos medicamentos que sobram ou que estão vencidos.

A terceira e última parte da pesquisa de campo envolveu conhecer o nível de consciência ambiental de forma ampla e com relação aos resíduos. É fundamental este entendimento para avaliar e implementar programas de educação ambiental. A pesquisa revelou que 83% dos respondentes têm muito ou razoável interesse pelos assuntos relacionados ao meio ambiente, e 7.8% são indiferentes ou não tem nenhum interesse. Destaca-se que 80% acreditam que a solução dos problemas ambientais depende mais das pequenas ações de todos, no seu dia a dia, enquanto 18% creem que necessitam das ações dos governos e das grandes empresas e 2% não souberam dizer.

Com relação às ações desenvolvidas no dia a dia para proteger o meio ambiente, destacam-se a economia de água e energia elétrica, e a redução de desperdício, conforme a Figura 7.

Verificou-se que do total de respondentes, 46% se preocupam com a geração, redução e descarte dos resíduos, 38% reconhecem que é um problema, mas não sabem o que fazer a respeito. Este percentual sinaliza que falta informação sobre o consumo consciente e descarte dos resíduos. Nesta questão ninguém assinalou uma alternativa que apontava “resíduo não é minha responsabilidade”.

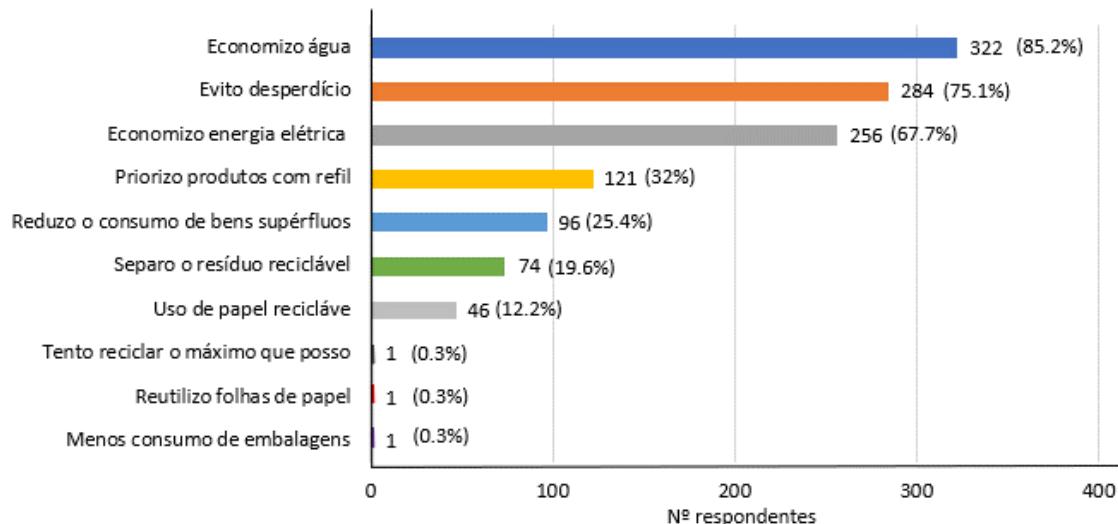


Figura 7. Ações que os respondentes fazem no dia a dia para proteger o meio ambiente.

Quando indagados sobre o interesse em participar de oficinas e treinamentos sobre como separar e descartar corretamente o seu resíduo, 49% responderam afirmativamente, 41% que talvez gostariam e 10% que não tem interesse.

Com foco nesta questão anterior, uma abordagem muito utilizada nos programas de educação ambiental dos resíduos, os conceitos dos 5R's (Recusar, Repensar, Reduzir, Reutilizar e Reciclar) inspiram a adoção de novos comportamentos e hábitos. Na pesquisa, 35% declararam que conhecem todos e 46% alguns destes conceitos. Desta forma, estes conceitos podem contribuir para repensar valores e práticas, reduzindo o consumo exagerado e o desperdício, e recusando o consumo de produtos que geram impactos socioambientais significativos.

Vale destacar que 20% dos respondentes sempre ou muitas vezes pensam em como reutilizar antes de jogar alguma coisa na lixeira, a grande maioria faz isso de forma esporádica. O conceito dos 5R's implica repensar a forma de consumo e recusar produtos que não tenham aderência ambiental. A pesquisa indica que são muito poucos os respondentes (20%) que ao comprar produtos, verificam se a sua embalagem é fabricada com material reciclado ou reciclável, conforme pode ser verificado na Figura 8.

Já com relação ao hábito de utilizar sacolas retornáveis, apenas 25% sempre levam quando vão fazer compras. A maior expressão de consciência ambiental foi na faixa etária de 42 a 66 anos, com 35% indicando que muitas vezes ou sempre a utilizam.

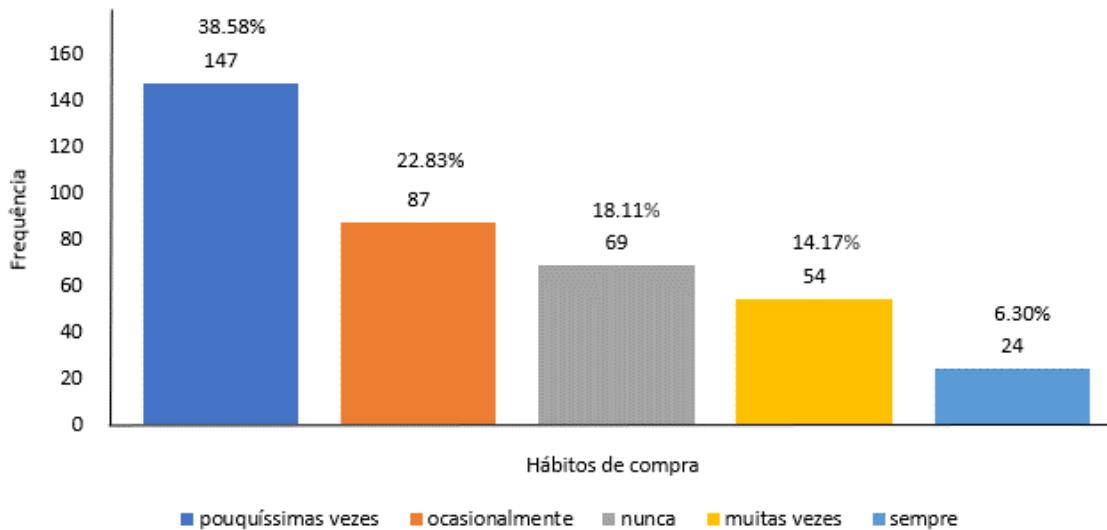


Figura 8. Hábitos de compra de produtos com relação a sua embalagem fabricada com material reciclado ou reciclável.

A pesquisa abordou sobre quais ações sustentáveis relacionadas aos resíduos são consideradas mais importantes para implementar. O descarte adequado dos resíduos e coleta seletiva dos resíduos recicláveis foi apontado por 83%. Em segundo lugar ficou a utilização de sacolas retornáveis, de papel ou biodegradáveis (44%), embora apenas 25% tenham o hábito de levar as suas sacolas ao fazer as compras. Foram apontadas ainda, nesta ordem de importância: redução do consumo para reduzir os resíduos, priorizar as embalagens com refil, compostagem dos resíduos orgânicos, política de logística reversa. Nos comentários dos respondentes vale destacar “Em todos os pontos onde se venda o produto, que poderá um dia ser reciclado, que haja também um setor destinado a recolha das embalagens e que possamos ter desconto na compra de novos produtos, exemplo: supermercados”. Com relação ao consumo na areia da praia, 95% declararam que recolhem os resíduos gerados e descartam nas lixeiras. Mas verifica-se que ainda é grande a quantidade de resíduos que são deixados nas praias.

Para conhecer se existe uma abordagem na esfera da educação superior, foi indagado com que frequência são tratados os assuntos ligados ao Meio Ambiente na sala de aula, 55% destacaram que isso nunca ou raramente acontece. Com relação aos meios de comunicação que são mais pertinentes para a disseminação da educação ambiental, houve uma predominância da resposta indicando as redes sociais (93.7%). Este expressivo percentual pode ser explicado pela aderência da população com a tecnologia, bem como o acesso que se popularizou nas últimas décadas. Em segundo lugar ficou o transporte público, seguido muito de perto pela divulgação em rádio e televisão. Nota-se que são plataformas bem diferentes de comunicação, cada uma delas exigindo uma estratégia de conteúdo e apresentação de mensagem distintas, conforme visualizado na Figura 9.

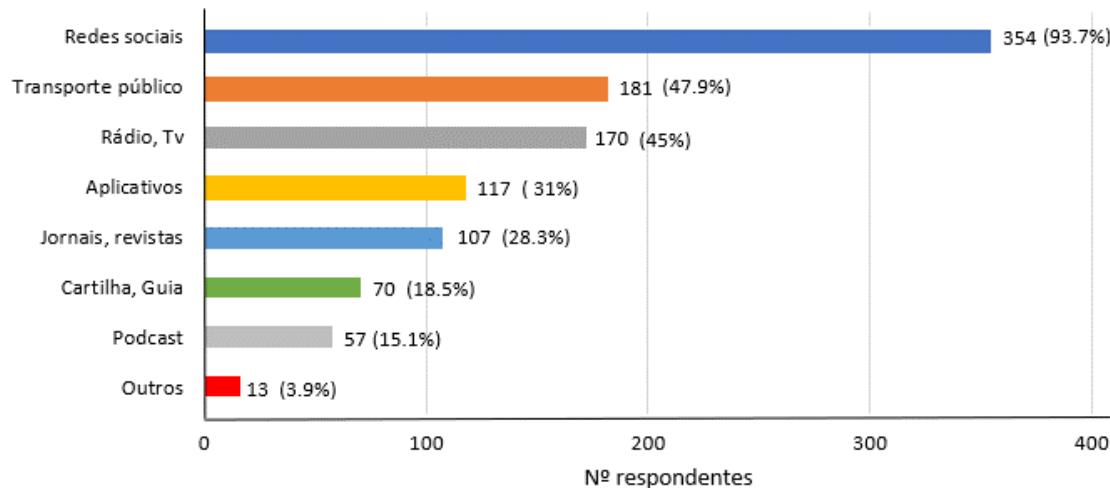


Figura 9. Quais são os meios que são mais eficientes para divulgar a educação ambiental no seu município?

Com relação às questões de consciência ambiental com a variável bairro, não foi identificada significativa associação quando foi estabelecida esta análise, este resultado pode ser explicado pelo fato de haver muitas categorias nesta variável, o que gerou uma frequência inferior a 5 observações em cada célula. Tal situação inviabiliza a aplicação do teste qui-quadrado, mesmo quando se utiliza o artifício de agrupar algumas categorias para sanar esta deficiência, ainda assim, os resultados foram inconclusivos.

Para a associação entre consciência ambiental e faixa etária, em todas as análises foi identificado um valor p acima de 0.05, o que demonstra pouca significância para estabelecer uma análise segura de correlação. Quando se analisou o nível de engajamento acerca do descarte dos resíduos com a faixa etária, a maior consciência ambiental está entre os respondentes que têm entre 22 e 26 anos, com 97 respostas, correspondendo a 25% do total de 381 respostas.

Quando relacionada a preocupação em reutilizar os resíduos antes de descartá-los e adquirir produtos com embalagens recicláveis a variável idade não foi significativa para afirmar que este comportamento está correlacionado com faixas etárias distintas. Entretanto, diferentemente da questão anterior, a faixa etária entre 22 e 26 anos apresentou a menor aderência com a preocupação em reutilizar os resíduos em vez de descartá-los.

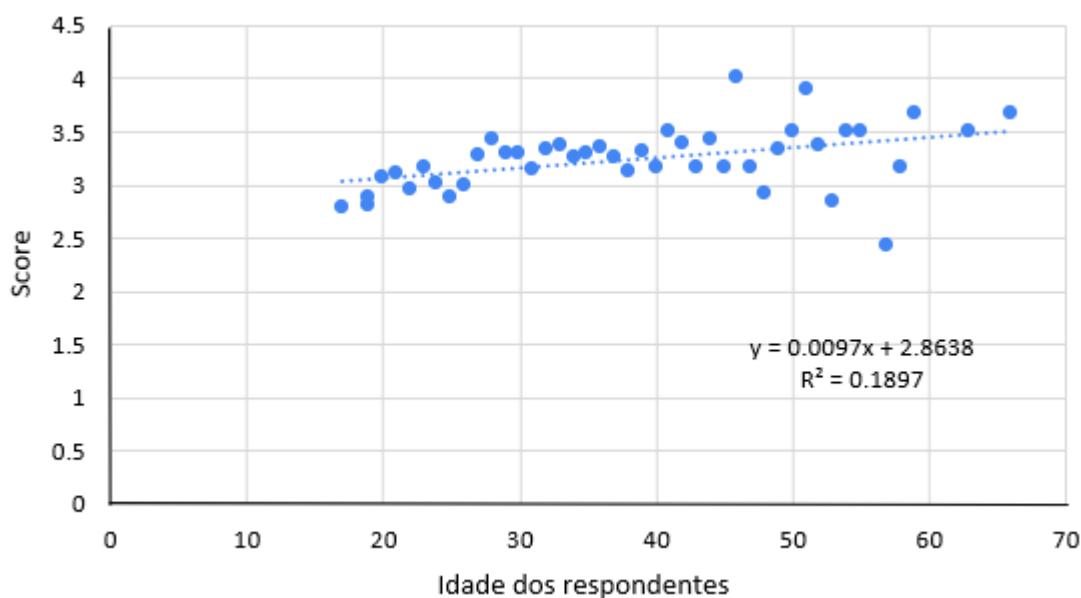
Com relação a associação entre o interesse em assuntos relacionados ao meio ambiente, verifica-se que 83% estão muito ou razoavelmente interessados, enquanto 7% são indiferentes e 10% indicaram pouco ou nenhum interesse. Pode-se afirmar que não existe distinção em razão da faixa etária e identificou-se muitas células com valores inferiores a 5 e o valor- p de 0.55, o que inviabiliza a análise, conforme demonstrado na Tabela 4.

Tabela 4. Nível de interesse pelos assuntos relacionados com o Meio Ambiente.

Questão 37	Idade (Faixa etária)											Total
	17-22	22-27	27-32	32-37	37-42	42-47	47-52	52-57	57-62	62-67		
Nenhum / pouco interesse	7	14.00	5	3	3.00	3	1	2.00	0	0	38.00	
Indiferente	6	8.00	3	6	0.00	0	0	1.00	2	0	26.00	
Razoavelmente interessado	58	53.00	38	14	18.00	10	6	5.00	1	0	203.00	
Muito interessado	37	33.00	13	15	3.00	5	2	1.00	1	2	11.00	
Total	108	10.00	59	38	24.00	18	9	9.00	4	2	379.00	

Na análise das questões de consciência ambiental com a variável idade, considerando o *score* de 1 a 5, sendo 5 grande consciência ambiental e 1 nenhuma consciência ambiental, em uma primeira análise, o maior *score* foi 5 com um respondente de 32 anos e o menor foi 1.5 em respondente de 26 anos.

Após análise, embora possa ser observado que o ajuste linear não apresenta um coeficiente de correlação ótimo, sendo o valor R^2 igual a 0.1897, pode se observar que há uma discreta inclinação na reta do ajuste dos dados. Essa linha de tendência demonstra que quanto maior a média das somas das idades dos respondentes maior é o *score* que representa a conscientização ambiental, de acordo com a Figura 10.


Figura 10. Média das somas dos scores de consciência ambiental dos respondentes versus idade dos respondentes.

Com relação às questões avaliadas, foi construída uma média das médias dos scores e foi obtido como resultado o *score* de 3.1 que representa uma moderada consciência ambiental, individualmente, o menor *score* foi 1.5 e o maior *score* foi 5. Esta média é consistente e representativa para este grupo de pessoas pois apresenta um desvio padrão de 0.6 e um coeficiente de variação de 20%, e assim, comprova a amplitude verificada.

Analizando as médias dos *scores*, a maior ficou no grupo de 46 com *score* de 4 e a menor foi no grupo de 57 com *score* de 2.41. Com os resultados apurados foi possível ratificar a análise acerca da média do *score* identificada nos grupos e consolidar o entendimento do nível de consciência ambiental por faixas de idade.

Conclusões

Os desafios para a gestão pública são imensos, complexos e necessitam de um enfrentamento urgente, e com foco no longo prazo. A pesquisa, tendo como recorte amostral os estudantes universitários de uma instituição de ensino de Guarujá, contribuiu para um diagnóstico do nível de consciência ambiental no município, e lançou um olhar sobre algumas fragilidades – sobretudo na conscientização ambiental – que pode comprometer medidas de gestão de resíduos que dependem da população. Ressalta-se que estas são algumas das fragilidades, deve-se considerar e analisar a estrutura institucional do município no gerenciamento do manejo destes resíduos. Os dados da pesquisa revelam que existe uma moderada consciência ambiental (*score* de 3,1), numa escala de 1 a 5, sendo 1 nenhuma e 5 grande consciência ambiental. Os respondentes conhecem as práticas que devem ser adotadas para um descarte responsável dos resíduos, porém, não estão transformando esse conhecimento em ações sustentáveis no seu dia a dia.

Alguns dados corroboram esta análise, sendo que 77% dos resíduos recicláveis são descartados na coleta regular, e assim, vão para o aterro sanitário; 67% descartam os medicamentos de forma irregular; 51% descartam pilhas, baterias e lâmpadas na coleta regular; 32% descartam o óleo vegetal nos ralos; 25% utilizam as sacolas retornáveis; e 27% descartam os resíduos eletrônicos na coleta regular. Entretanto, 38% reconhecem que o descarte dos resíduos é um problema, mas não sabem o que fazer e 90% apresentaram interesse para participar de treinamentos sobre o assunto.

Neste contexto, o Poder Público precisa ampliar o olhar do seu papel no exercício da sua competência, buscando traçar estratégias para assegurar estrutura e informação para que a população tenha condições de fazer o manejo dos resíduos de forma correta, com foco na segurança socioambiental. Verifica-se que o município precisa avançar na articulação das diversas Secretarias na estruturação e implementação das políticas públicas e no entendimento do que pretende de uma população, que é capaz, mas não é preparada para trabalhar a sustentabilidade.

Esta compreensão é fundamental na busca da eficiência na gestão e para alinhar com as diretrizes do desenvolvimento vocacional do município, o turismo e o porto. Assim, a gestão dos resíduos domiciliares enfrenta complexos desafios ambientais, tecnológicos, políticos e econômicos.

É inegável o poder de transformação que a educação tem na vida de qualquer pessoa, desta forma, o poder público deve alavancar políticas de educação ambiental que possam promover uma conscientização crítica e o engajamento para questões urgentes e, assim, encorajar o protagonismo da população na adoção de novos hábitos de utilização e descarte dos resíduos domiciliares. É fundamental repensar e fomentar práticas e valores ligados ao consumo e a adoção de atitudes mais conscientes. A educação ambiental, mais do que um ideal, é uma premissa que deve ser consolidada nas ações cotidianas.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da UNAERP - Universidade de Ribeirão Preto.

Referências bibliográficas

- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2020) *Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil*. São Paulo. Consultado em 05 fev. 2022. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama>
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2021) *Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil*. São Paulo. Consultado em 05 fev. 2022. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama>
- Agência Brasil (2020) *Quase metade dos municípios ainda despeja resíduos em lixões*. Consultado em 10 mar. 2021. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2020-08/quase-metade-dos-municipios-ainda-despeja-residuos-em-lixoes>
- Akatu (2021) *O desperdício de alimentos no mundo e no Brasil*. Consultado em 10 ago. 2021. Disponível em: <https://akatu.org.br/novopf/wp-content/uploads/2020/02/desperticio-de-alimentos-no-brasil-e-no-mundo.pdf>
- ASSEMAE, Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento (2019) *Apenas 1% do lixo orgânico é reaproveitado no Brasil*. Consultado em 01 set. 2021. Disponível em: <http://www.assemae.org.br/noticias/item/4494-apenas-1-do-lixo-organico-e-reaproveitado-no-brasil>
- Brasil (1999) PNEA. *Política Nacional de Educação Ambiental*. Consultado em 08 nov. 2020. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9795.htm
- Brasil (2010) Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos. Brasília, DF, Presidência da República. Consultado em 01 set. 2021. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm
- Brasil (2022) Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022 regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Consultado 10 jan. 2021. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2022/Decreto/D10936.htm
- FBDS, Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (2020) *Guarujá – Mapas*. Consultado em 10 mar. 2020. Disponível em: <http://geo.fbds.org.br/SP/GUARUJA/MAPAS>

- Guarujá (2021) Prefeitura de Guarujá. *Guarujá intensifica campanha para evitar descarte irregular de óleo de cozinha usado*. Consultado em 23 ago. 2021. Disponível em: <https://www.guaruja.sp.gov.br/guaruja-intensifica-campanha-para-evitar-descarte-irregular-de-oleo-de-cozinha-usado>
- Guarujá (2020) Prefeitura de Guarujá. *Guarujá é modelo de preservação da mata atlântica, diz ONG dos Estados Unidos*. Consultado em 07 abr. 2021. Disponível em: <https://www.guaruja.sp.gov.br/guaruja-e-modelo-de-preservacao-da-mata-atlantica-diz-ong-dos-eua>
- Guarujá (2018) Prefeitura de Guarujá. *Projeto internacional elege APA Serra do Guararu uma das três melhores do país*. Consultado em 20 de mar. 2020. Disponível em: <https://www.guaruja.sp.gov.br/projeto-internacional-elege-apa-serra-do-guararu-uma-das-tres-melhores-do-pais>
- Günther, W. M. R., Grimberg, E. (2006) *Directrices para la gestión integrada y sostenible de residuos sólidos urbanos en America Latina y el Caribe*. 1a ed. São Paulo: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental-AIDIS y Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo - IDRC. São Paulo: AIDIS/IDRC. Consultado em 21 out. 2021. Disponível em: <https://polis.org.br/publicacoes/directrices-para-la-gestion-integrada-y-sostenible-de-residuos-solidos-urbanos-en-america-latina-y-el-caribe>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2015) *População rural e urbana*. Consultado em 21 mar. 2021. Disponível em: <https://educa.ibge.gov.br/jovens/conheca-o-brasil/populacao/18313-populacao-rural-e-urbana.html#:~:text=De%20acordo%20com%20dados%20da,brasileiros%20vivem%20em%20%C3%A1reas%20rurais>
- IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (2019) *Relatório técnico 157209-205. Prefeitura do Guarujá. Relatório Parcial - Concepção do projeto conceitual dos aspectos tecnológicos do Centro de Gerenciamento de Resíduos Sólidos do Município de Guarujá*. 100 pp.
- ISWA, International Solid Waste Association (2015) *Economía circular: tendências e ideias emergentes*. Consultado em 04 de mar. 2021. Disponível em: <https://www.iswa.org/media/publications/knowledge-base>
- Krasilchik, M., Marandino, M. (2004) *Ensino de ciências e cidadania*. São Paulo: Moderna. 87 pp.
- ONU News (2020) *China e Estados Unidos lideram lista de países que mais geram lixo eletrônico*. Consultado em 02 mar. 2021. Disponível em: <https://news.un.org/pt/story/2020/07/1719142#:~:text=O%20novo%20relat%C3%B3rio%20sobre%20lixo,4%25%20dessa%20quantidade%20foi%20reciclada>
- Peneluc, M. C., Silva, S. H. H. (2008) *Educação ambiental aplicada à gestão de resíduos sólidos: análise física e das representações sociais*. Revista Faced, Salvador, **14**, 135-165, jul./dez. Consultado em 01 mar. 2021. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/ri/bitstream/ri/1427/1/Educacao%20ambiental>
- Roveri, V., Guimarães L. L., Toma, W., Correia, A. T. (2020) *Occurrence and ecological risk assessment of pharmaceuticals and cocaine in a beach area of Guarujá, São Paulo State, Brazil, under the influence of urban surface runoff*. National Library of Medicine. Dec; 27(36):45063-45075.
- Schalch, V., Leite, W. C. de A., Castro, M. C. A. Alves de, Córdoba, R. E., Castro, M. A. S. (2019) *Resíduos Sólidos: Conceito, Gestão e Gerenciamento*. 1a ed. Rio Janeiro: Elsevier.
- Scott, W. (2002) *Education and sustainable development: challenges, responsibilities, and frames of mind*. The Trumpeter, **18**(1), 22-34. Consultado em 27 jan. 2021. Disponível em: <http://trumpeter.athabascau.ca/index.php/trumpet/article/view/123>
- SINIR (2021) *Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos*. Consultado em 28 de set. 2021. Disponível em: <http://sinir.gov.br>
- SNIS, Sistema nacional indicadores sobre saneamento. (2021) *Painel: resíduos sólidos urbanos. Indicadores municipais, Guarujá*. Consultado em 20 ago. 2021. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/busca?searchword=Guaruj%C3%A1&searchphrase=all>
- Tera ambiental (2013) *Aprenda a descartar o óleo de cozinha corretamente*. Consultado em 21 set. 2021. Disponível em: <https://www.teraambiental.com.br/blog-da-tera-ambiental/bid/270552/aprenda-a-descartar-o-oleo-de-cozinha-corretamente>

Travassos, E. G (2001) *A educação ambiental nos currículos: dificuldades e desafios*. Revista de Biologia e Ciências da Terra, João Pessoa, 1(2), 2001.

WBCSD, World Business Council for Sustainable Development (2017) *Reporting matters*. Consultado em 20 fev, 2021.
Disponível em:

https://d335luupugsy2.cloudfront.net/cms/files/14773/1573211143CEBDS_EconomiaCircular_REV.pdf

Worldometer (2021) *População mundial em 01 de fevereiro de 2022 às 19h50*. Consultado em 01 fev. 2022.
Disponível em: <https://www.worldometers.info/br>

World health organization (2021). *Children and digital dumpsites: e-waste exposure and child health*. Consultado em 10 ago. 2021. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240023901>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE AO LONGO DO IGARAPÉ SANTOS LOCALIZADO NA CIDADE DE TUCURUÍ – PA

ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF THE PERMANENT PRESERVATION AREA ALONG THE IGARAPÉ SANTOS LOCATED IN THE CITY OF TUCURUÍ – PA

Recibido el 3 de marzo de 2022. Aceptado el 8 de agosto de 2022

Abstract

Industrialization has caused major changes in cities, especially the disordered occupation near water courses. These occupations directly affect the Permanent Preservation Areas (APP) generating negative consequences for the environment and for the local population. The objective of this research is to evaluate the environmental conditions of the Igarapé Santos' APP, located in the municipality of Tucuruí, PA, Brazil, verifying the specifications and compliances related to the environmental laws and regulations in force regarding the process of expansion and urban occupation. The method used for this work is the deductive one, where the consultation of environmental laws and regulations at the Federal, State and Municipal levels, in addition to articles, books and similar studies, began. Subsequently, visits, photographic records, and visual evaluations of the APP and the riverbed of the igarapé were carried out at points accessible to Igarapé Santos. Finally, using the QGIS software version 3.16.8 and using the Quick Map Services tool to obtain images through Google Satellite for the elaboration of thematic maps and the "Buffer" tool to trace the polygon delimiting the APP range. In this way, it was possible to observe that the urban area of the APP is more degraded than the rural area due to the presence of old and new buildings in the APP, the release of raw sewage and solid waste in the riverbed and on the banks of the Igarapé Santos, and eutrophication. Therefore, the urban area suffers greater environmental degradation caused by disordered occupation and lack of urban infrastructure, compromising Igarapé Santos and the population's quality of life.

Keywords: riparian forest, urban zoning, environmental legislation, disorderly occupation, environmental pressure.

¹ Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal do Pará, Campus Tucuruí, Brasil.

* Autor correspondente: Universidade Federal do Pará. Rua Havaí Qd. 21, 04 Complemento – Bairro Loteamento Carajás, Tucuruí, Pará. 68457-210. Brasil. Email: eudesaguilar57@gmail.com

Resumo

A industrialização tem provocado grandes mudanças nas cidades, principalmente a ocupação desordenada próxima a cursos d'água. Essas ocupações atingem diretamente as Áreas de Preservação Permanente (APP) gerando consequências negativas para o meio ambiente e para a população local. O objetivo desta pesquisa é avaliar as condições ambientais da APP do Igarapé Santos, localizada no município de Tucuruí-PA (Brasil), verificando as especificações e conformidades relacionadas às leis e normas ambientais vigentes quanto ao processo de expansão e ocupação urbana. O método utilizado para este trabalho é o dedutivo, em que se iniciou a consulta das leis e normas ambientais no âmbito Federal, Estadual e Municipal, além de artigos, livros e estudos semelhantes. Posteriormente, foram realizadas visitas em pontos acessíveis ao Igarapé Santos, registros fotográficos, avaliação visual da APP e do leito do igarapé. Por fim, procedeu-se com uso do software QGIS, versão 3.16.8, e por meio da ferramenta Quick Map Services. A obtenção de imagens foi feita através do Google Satélite para elaboração de mapas temáticos e a ferramenta "Buffer" para traçar o polígono delimitando a faixa de APP. Desta maneira, foi possível observar que a zona urbana da APP se encontra mais degradada do que a zona rural, devido a presença de edificações novas e antigas na APP, além do lançamento de esgoto bruto e resíduos sólidos no leito e nas margens do Igarapé Santos, e consequente eutrofização. Logo, a zona urbana sofre maior degradação ambiental causada pela ocupação desordenada e falta de infraestrutura urbana, comprometendo o Igarapé Santos e a qualidade de vida da população.

Palavras-chave: mata ciliar, zoneamento urbano, legislações ambientais, ocupação desordenada, pressão ambiental.

Introdução

Os cursos d'água possuem uma função fundamental na manutenção da vida e estão diretamente ligados ao consumo humano. O aumento populacional em uma cidade tem como consequência a alta demanda pelos recursos hídricos e seus ecossistemas (Lampartová *et al.*, 2016). Decorre, assim, a modificação da paisagem de forma significativa e se torna essencial a recuperação da função ecológica das Áreas de Preservação Permanente (APP) (Morandi *et al.*, 2018).

No Brasil, é notável que a ocupação urbana se deu prioritariamente nos locais que trouxessem algum abrigo e acesso a recursos naturais como a água, onde a população fica vulnerável a fenômenos naturais ou provocados por ação antrópica, estando sujeitos, por consequência, a desastres locais, sejam eles danos físicos, materiais e patrimoniais (Senô, 2010). Essas áreas também são definidas como áreas de risco (Brasil, 2007). Por força da Lei Federal nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, através do Art. 12 §3º e pela Lei Federal nº 12.608, de 10 de abril de 2012, através do Art. 26, entende-se que é proibido habitar em áreas de risco e, dessa forma, o Plano Diretor do Município deve contemplar um plano de prevenção e realocação de pessoas que vivem em áreas de risco.

Nessa circunstância, avaliar as APP, o modo como elas estão instaladas no meio urbano e o perfil das pessoas que vivem nelas é de suma importância, pois permite ao Órgão Público Municipal propor e aplicar mudanças na análise do planejamento territorial e em seus dispositivos legais, além de cumprir com a definição de áreas protegidas, com a normatização, com a fiscalização e

com o monitoramento dessas áreas, bem como as preservarem com políticas ambientais de recursos naturais e de uso e ocupação do solo (Oliveira *et al.*, 2019).

Nesse contexto destaca-se o Novo Código Florestal instituído pela Lei Federal nº 12.651/2012, o qual tem como objetivo o desenvolvimento sustentável das áreas urbanas e rurais estabelecendo normas gerais sobre proteção ambiental. A vegetação das APP tem grande importância para a manutenção das características dos solos, uma vez que permite desde a infiltração das águas pluviais até a coesão entre as partículas de solo e aumenta a resistência do solo à erosão, conferindo mais estabilidade às encostas. Assim sendo, lugares onde se tem uma alta concentração de urbanização devem considerar cuidados para que se evitem deteriorações futuras, como a constituição de áreas verdes ou a mudança de áreas construídas em espaço urbano para áreas verdes (Cui *et al.*, 2019).

No Pará, a regularidade ambiental dos imóveis rurais se dá pelo Licenciamento Ambiental Rural (LAR), cujo órgão público responsável por sua emissão é a Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Sustentabilidade (SEMAS) ou as secretarias municipais de meio ambiente das prefeituras licenciadas para emitir esse documento. O LAR é um instrumento de controle prévio sobre a realização de atividade agrossilvipastoril, de acordo com o Manual de Licenciamento Ambiental do Estado do Pará, que por sua vez é regido pela Lei Estadual nº 5.887/95 que está em consonância com a Lei Federal nº 6.938/81. Logo, esses instrumentos são meios que vão proporcionar maior proteção às APP, reserva legal, uso alternativo do solo e áreas protegidas.

O presente trabalho, portanto, tem por objetivo avaliar a condição da Área de Preservação Permanente ao longo do Igarapé Santos localizado na cidade de Tucuruí – PA, por meio do levantamento de suas condições ambientais geradas pelas ocupações antrópicas sobre essa área, além da verificação das conformidades com as legislações vigentes, e proposição de alternativas mitigadoras para os problemas identificados ao longo do estudo.

Metodología

Dentre os procedimentos adotados para elaboração deste artigo, foram consultados referenciais teóricos como artigos, livros, estudos de casos semelhantes, bem como leis, decretos e normas em sites federais, estaduais e municipais, sobre o referido tema deste trabalho. Realizaram-se visitas técnicas em áreas acessíveis do Igarapé Santos, compreendendo a região da nascente, localizada em zona rural e em sua maior extensão, atravessando o meio urbano até sua foz.

Também foram realizados registros fotográficos para análises da área em estudo, observação dos principais aspectos e impactos ambientais sobre as faixas marginais do corpo hídrico.

Por conseguinte ao trabalho de campo, a metodologia foi realizada com uso do *software QGIS* versão 3.16.8, e por meio da ferramenta *Quick Map Services*, pela qual se acessou o Google Satélite para captação das imagens, como também para a elaboração dos mapas temáticos. Para análise de toda extensão do curso hídrico, elaboraram-se as cartas imagens e por meio da ferramenta "*Buffer*" foi traçado o polígono, delimitando as faixas das Áreas de Preservação Permanente, conforme rege o código florestal brasileiro, em seu Artigo 4º da Lei nº 12.651/2012.

Os mapas foram elaborados no programa QGIS 3.16.8. Os shapes do IBGE utilizados foram: Unidade de federação, PA municípios, Limite dos municípios, sendo aplicada a projeção DATUM-Sirgas 2000. Para a elaboração do mapa e traçado do Igarapé Santos, utilizaram-se os *shapes* - trecho de drenagens da bacia 06 do arquivo da Secretaria de Estado Meio Ambiente e Sustentabilidade (SEMAS-PA).

Para a melhor análise dos resultados, dividiu-se a extensão do Igarapé Santos em duas zonas por onde ele corre no município (zona rural e urbana), a fim de observar as condições ambientais na Área de Preservação Permanente. Na zona urbana, fez-se uma subdivisão em três trechos: trecho 01 compreendendo os bairros Buriti 02, Nova Conquista e parte do bairro GETAT; trecho 02 compreendendo outra parte do bairro GETAT, Terra Prometida, Loteamento Carajás, Santa Isabel e Jardim Paraíso; trecho 03 compreendendo os bairros Jaqueira e Matinha.

Caracterização da área de estudo

O Igarapé Santos está localizado no Município de Tucuruí, na Mesorregião Sudeste do Pará, sendo o perímetro urbano situado à margem esquerda do rio Tocantins que pertencente à bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia (Agência Nacional de Águas, 2020), com coordenadas geográficas 03°45'14" de latitude Sul e 49°40'35" longitude Oeste, distante a 448 km da capital Belém e área territorial de 2.084,289 km². A cidade possui uma população de 97.128 pessoas e com densidade demográfica de 46,56 hab/hm², segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) e estimativa de 116.605 pessoas para 2021.

A cidade possui relevo ondulado, o seu território é cortado por diversos igarapés, sendo os dois mais importantes: o Igarapé Santana que corta a cidade no sentido Oeste-Leste e o Igarapé Santos que penetra o núcleo urbano a partir do Noroeste, sentido Sudeste (Tucuruí, 2006) (Figura 1). O Igarapé Santos é uma barreira física para a integração de alguns bairros, pois o curso d'água provoca a interrupção da malha urbana em muitos lugares da cidade, segregando, dessa maneira, os bairros próximos a esse igarapé.

Com a construção da Usina Hidrelétrica no Rio Tocantins, a cidade sofreu uma intensa imigração de pessoas em busca de trabalho e tal fator gerou transformações na infraestrutura urbana com

ocupações irregulares desordenadas em locais de riscos ou em Áreas de Preservação Permanente as quais fornecem acesso fácil aos recursos hídricos e a um espaço para moradia (Melo, 2003).

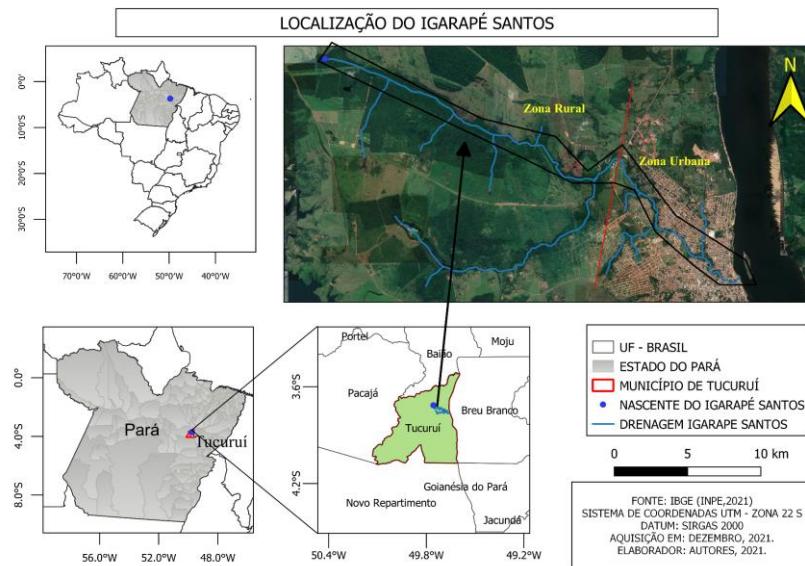


Figura 1. Localização do Igarapé Santos. Fonte: autores (2021).

O abastecimento da cidade de Tucuruí é feito pelos mananciais do Igarapés Santana e Santos, tendo três pontos de captação: no km 4 na BR 422 (Rodovia Transcametá), no bairro Santa Mônica e no bairro Jaqueira (atualmente, este reservatório encontra-se desativado). No bairro GETAT é localizado um reservatório elevado de 150 m³, operado por gravidade partindo da adutora de 600mm, com bifurcação entre o km 4 e o bairro Nova Tucuruí. A cidade possui 65 mil metros de rede de distribuição, sendo 11 mil ligações domiciliares (Tucuruí, 2006). Topograficamente, o Igarapé Santos nasce na área rural, passa pela área urbana até desaguar no rio Tocantins.

Resultados e discussão

A partir da análise de dados disponibilizados pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Estado do Pará, foi possível observar que o Igarapé Santos possui nove afluentes, cujas coordenadas são: (WGS84 -49.748109, -3.737349; WGS84 -49.73511, -3.73626; WSG84 -49.71989, -3.74518; WSG84 -49.70792, -3.73061; WSG84 -49.74098, -3.75040; WSG84 -49.68927, -3.74958; WSG84 -49.67165, -3.74763; WSG84 -49.69362, -3.76351; WSG84 -49.68698, -3.76003). Esses afluentes contribuem para o aumento natural do corpo d'água, as chamadas enchentes, do

Igarapé Santos em todo o seu percurso até sua foz no rio Tocantins. Esse fato faz dele um dos mais importantes para o meio ambiente do município de Tucuruí e por consequência, sua Área de Preservação Permanente (APP) também se torna mais relevante para o estudo.

Resultados obtidos na Área de Preservação Permanente do Igarapé Santos na Zona Rural

Em visita a zona rural do município de Tucuruí, a APP do Igarapé Santos está visivelmente conservada em sua maior parte, respeitando-se os limites determinados pela Lei Federal nº 12.651/2012 (Figura 2a). Em alguns pontos há uma supressão da vegetação (Figura 2b) resultante de ação antrópica e no decorrer do leito do igarapé, enquanto se aproxima da zona urbana, sua APP começa a ser afetada mais gravemente devido à instalação de imóveis mais próximos ao leito do igarapé, assim, estando sujeita a degradação ambiental.



Figura 2. Delimitação da Área de Preservação Permanente, supressão da mata ciliar e assoreamento do Igarapé Santos na Zona Rural. Tucuruí - PA. Fonte: autores (2021).

Não foi possível coletar mais dados e realizar uma avaliação ambiental mais precisa da APP do Igarapé Santos na Zona Rural, devido a dificuldade de acesso, uma vez que o igarapé, principalmente sua nascente, estão localizados em terrenos privados.

Resultados obtidos na Área de Preservação Permanente do Igarapé Santos na Zona Urbana

Na Zona Urbana (Figura 3), constatou-se que parte da faixa de Área de Preservação Permanente encontra-se em alguns pontos com ocupação urbana, contrariando o Artigo 4º da Lei nº 12.651/2012 e a Lei Federal nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, através do Art. 12 §3º e pela Lei Federal nº 12.608, de 10 de abril de 2012, através do Art. 26 que proíbem a habitação dessas áreas. Tais ocupações são denominadas ocupações irregulares e são resultado de um crescimento urbano sem planejamento da utilização do solo.



Figura 3. Delimitação da Área de Preservação Permanente do Igarapé Santos na Zona Urbana, Tucuruí - PA. Detalhe para os trechos delimitados na pesquisa. Fonte: autores (2021).

Devido a esse processo de urbanização sem planejamento no uso solo, podem ocorrer alterações morfológicas e poluição por substâncias tóxicas que não são descartadas conforme as normas, gerando consequências negativas para a população, tais como a vetorização de doenças, compactação do solo e sua erosão, deslizamento de encostas, aumento do pico de vazão dos corpos hídricos e do potencial de enchentes no meio urbano (Pedron *et al.*, 2004). Nesse sentido, Oliveira *et al.* (2019), também corrobora que as ocupações irregulares trazem consequências negativas para a população como o desmoronamento de casas e assoreamento no leito dos corpos hídricos, declínio na qualidade da água e o agravo de enchentes no meio urbano, causados pela má gestão do poder público.

Verificou-se que na Zona Urbana do município de Tucuruí (PA), essas ocupações irregulares são responsáveis pelo lançamento de esgoto sanitário bruto no corpo hídrico produzido pelas casas adjacentes ao leito do Igapé Santos, que por sua vez se encontram na Área de Preservação Permanente ou muito próximas a ela, bem como presença de resíduos sólidos depositados irregularmente nessa área (Figuras 04A1, 04B1, 04B2, 04B3, 04C1, 04C2). Tais condições geram a degradação ambiental da APP, principalmente nas épocas de cheias, em que o volume de água do Igapé Santos aumenta consideravelmente, volume esse que invade os imóveis e gera transtornos à população local como a perda de bens materiais, realocação temporárias das famílias em locais organizados pelo poder público e potenciais riscos dos habitantes adquirirem doenças infectocontagiosas.



Nota: A figura A1 comprehende o trecho 01; as figuras B1, B2 e B3 comprehendem o trecho 02; as figuras C1 e C2 comprehendem o trecho 03.

Figura 4. Condições ambientais em alguns pontos visitados da Área de Preservação Permanente do Igarapé Santos na Zona Urbana, Tucuruí - PA. Fonte: autores (2021).

No trecho 01, onde se tem bairros mais afastados do centro da cidade (periferias), observou-se que o bairro Buriti 02 tem um avanço urbano que respeita as margens do Igarapé Santos definidas em Lei, contudo, os bairros Nova Conquista e GETAT, possuem poucas residências bem próximas a Área de Preservação Permanente, quando não, já possuindo moradias dentro dessa faixa de proteção ambiental, tendo infraestrutura precária, lançamento de esgoto bruto e resíduos domiciliares depositados no leito do igarapé que contribuirá para a degradação ambiental do Igarapé Santos nos próximos trechos a serem avaliados neste estudo. Observa-se que essa ação antrópica também pode ocasionar a contaminação do lençol freático e afetar principalmente a população que se encontra na parte mais baixa da cidade.

Sobre essas ocupações em periferias, Tenório e Lima (2013), em sua pesquisa sobre os indicadores de eficiência do Plano Diretor Municipal de Tucuruí-PA, constatam que não há infraestrutura e habitações adequadas para a população devido à falta de planejamento urbano do poder público municipal que não acompanha a expansão urbana da cidade. As ocupações desordenadas, principalmente em periferias, dificultam esse planejamento, pois ocorrem em áreas de riscos e de proteção ambiental.

Também é observado que mesmo com o Plano Diretor e a criação do Plano Municipal de Meio Ambiente, ainda não há uma efetivação desses documentos no município. Portanto, no trecho 01 verifica-se a não conformidade da Área de Preservação Permanente em relação à legislação vigente.

No trecho 02, quando comparados os *shapefiles* e as imagens do Google Satélite do Igarapé Santos, entre os bairros Terra Prometida e Loteamento Carajás, nota-se que o traçado produzido em *software* pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade (SEMAS-PA) não segue o mesmo percurso do leito do Igarapé Santos, resultando uma divergência de leitura e de delimitação da Área de Preservação Permanente, através do *software* QGIS (Figura 5). Essa diferença também sugere que, ou houve um erro no traçado, ou ainda que o leito do Igarapé possa ter sofrido algum desvio em seu curso por conta de assoreamento.

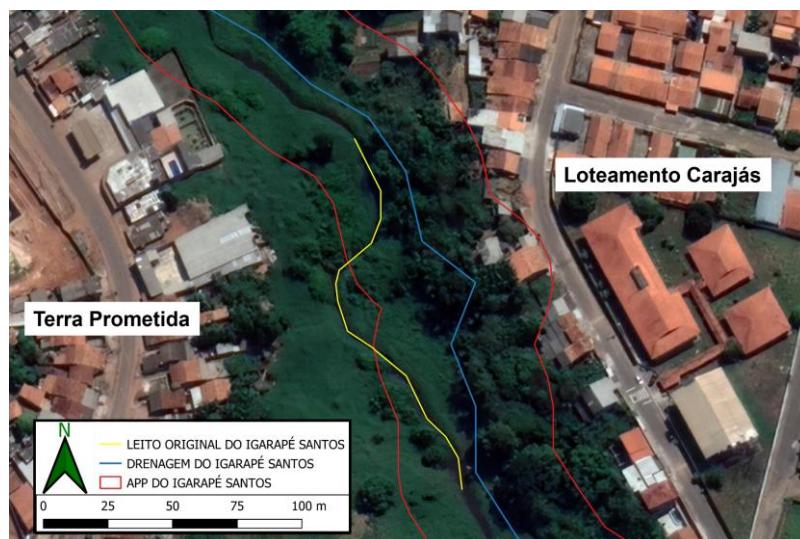


Figura 5. Incompatibilidade do traçado da drenagem obtido por shapefile dos arquivos da SEMAS - PA e traçado obtido por Google satélite do Igarapé Santos, Tucuruí - PA. Fonte: autores (2021).

Outro ponto a ser destacado no trecho 02, onde há bairros mais antigos que surgiram devido a intensa imigração de pessoas, é a presença de algumas residências dentro e próximas a Área de Preservação Permanente, nos bairros GETAT e Terra Prometida, onde há casas de palafitas e de alvenaria em áreas alagadiças, algumas sem nenhum distanciamento do leito do igarapé e com lançamento de esgoto bruto no leito do igarapé, além da presença de eutrofização (Figura 6A). No Loteamento Carajás, há casas em encostas, ditas como áreas de risco, e com lançamento de

esgoto bruto no leito do igarapé; nos bairros Santa Isabel, Jaqueira e Jardim Paraíso também apresentam casas dentro dos limites da APP.

O lançamento inadequado dos efluentes e de resíduos sólidos diretamente nas margens e no leito do Igarapé Santos produz o efeito de eutrofização da água. Neste caso, ela apresenta uma coloração turva e em suas margens (onde parte da água do igarapé é retida devido a presença de sedimentos) é notado um crescimento excessivo de algas e plantas, além de maus odores (Figura 6B). Essa ação antrópica no trecho 02 se soma a ação antrópica no trecho 01.

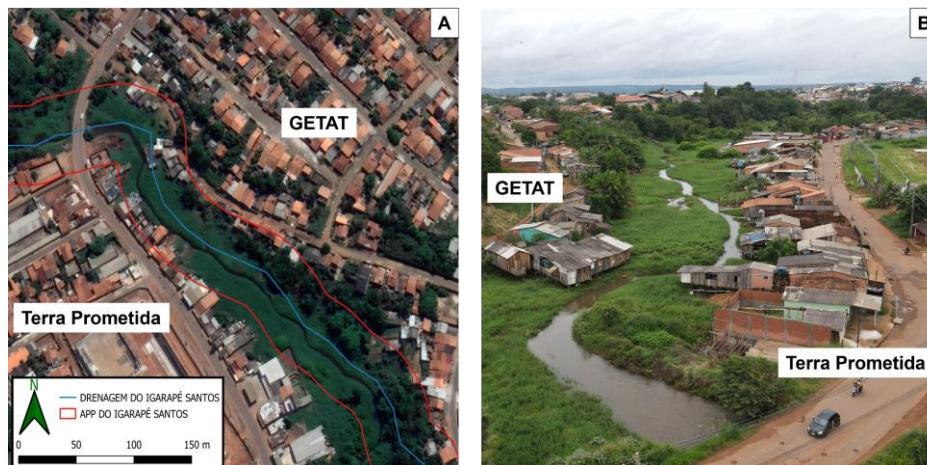


Figura 6. Destaque no trecho 02: bairros GETAT e Terra Prometida. Avanço de residências sobre a Área de Preservação Permanente do Igarapé Santos, Tucuruí - PA. Fonte: autores (2021).

Santos (2014) também observou que a cidade de Tucuruí, ao se expandir devido a Usina Hidrelétrica de Tucuruí e atrair imigrantes para o trabalho, sofreu uma reorganização espacial e uma reestruturação do meio urbano, porém, as novas áreas ocupadas não receberam equipamentos urbanos adequados e nem infraestrutura básica, principalmente de água e esgotamento sanitário. Essas mudanças afetaram principalmente os moradores das periferias de Tucuruí que sofrem sem a assistência adequada do poder público.

Moreira (2014) em seu trabalho sobre “o sistema de abastecimento de água de Tucuruí: caracterização e perspectiva histórica da gestão pública local”, evidencia da mesma forma que o município nunca possuiu um planejamento urbano que solucionasse a demanda gerada pelas imigrações e que a estrutura da cidade se conformou com as explosões demográficas de cada período sendo que as políticas públicas tiveram base somente nas esferas estadual e federal. Portanto, no trecho 02 verifica-se igualmente a não conformidade da Área de Preservação Permanente em relação à legislação vigente.

No trecho 03, nos bairros Jaqueira e Matinha, constatam-se instalações de edificações novas e antigas dentro da zona de preservação. Dentre elas, constam obras de engenharia como seis pontes em concreto armado sobre o leito do igarapé e um barramento com uma passarela sobre ele (denominado “Hidráulica” por se tratar de uma antiga obra inacabada que tinha a finalidade de ser uma Pequena Central Hidrelétrica) somente para pedestres, alguns estabelecimentos comerciais como oficinas mecânicas, lava-jatos, açougue, vidraçaria e serralheria.

Assim, nota-se uma presença maior de imóveis em relação aos trechos 01 e 02 na Área de Preservação Permanente, com concentração de resíduos sólidos às margens e dentro do Igarapé Santos. Essa evidência, conforme apresentado na Figura 4 (C1 e C2), contraria a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS, Lei nº 12.305/2010), lançamento de esgoto bruto no leito do igarapé e eutrofização com a apresentação de turbidez na água e o crescimento de plantas em suas margens (Figura 7A, B e C).



Figura 7. Residências na Área de Preservação Permanente (trecho 03) e lançamento de resíduos sólidos e efluentes no Igarapé Santos, Tucuruí - PA. Fonte: autores (2021).

O trecho 03 também possui um histórico de enchente urbana, nos períodos de chuva na cidade de Tucuruí, inclusive recebendo toda a carga de poluição gerada nos trechos 01 e 02, agravando ainda mais a degradação ambiental do Igarapé Santos até sua foz no rio Tocantins. Da mesma forma, é constatado nesse trecho a não conformidade da Área de Preservação Permanente em relação à legislação vigente.

Portanto, destaca-se que o avanço urbano sobre a Área de Preservação Permanente do Igarapé Santos, ocasiona a degradação da mata ciliar, contaminação da água e da fauna, devido à falta de

saneamento básico nos bairros, além de causar uma grande probabilidade de deslizamentos de encostas próximo ao Igarapé Santos e piorar o processo de assoreamento do corpo hídrico em seu percurso. Assim, essa ocupação modifica as características físicas, químicas e biológicas do meio ambiente.

Para se manter a qualidade das APP, a Lei nº 12.651 de maio de 2012 estabelece parâmetros de preservação dessas áreas e se constata que o Plano Diretor de Tucuruí mantém os parâmetros da Legislação Federal, do Código Florestal e do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), porém, na prática, esses parâmetros não são respeitados no município. Além disso, o Plano Diretor de Tucuruí não foi revisado, como consta nos dados do IBGE de 2010.

Diante disso, percebe-se que o poder público municipal não acompanhou as mudanças socioambientais e de infraestrutura no município. Logo, não houve uma melhoria nos pontos apresentados sobre a infraestrutura da cidade de Tucuruí pelo Plano Diretor em 2006 (Tenório e Lima, 2013). É importante destacar ainda que, no Brasil, a supressão da vegetação da Área de Preservação Permanente só pode ocorrer em caso de utilidade pública, ainda segundo a Lei nº 12.651 de maio de 2012, e os proprietários de uma área de preservação permanente devem manter sua vegetação inalterada.

Conclusões

Na Zona Rural são desenvolvidas atividades agrossilvipastoris em áreas particulares, o que implica aos proprietários dessas áreas adquirirem a Licença Ambiental Rural (LAR), expedida pela Secretaria de Estado Meio Ambiente e Sustentabilidade – Pará (SEMAS-PA) que os condiciona a manterem a APP preservada, portanto, apesar das limitações em visitas, são notadas poucas alterações na faixa de proteção ambiental da APP nesta zona, as quais não atingem de forma significativamente negativa o Igarapé Santos.

Na Zona Urbana, por sua vez, a APP passa a sofrer mudanças físicas que indicam alterações químicas da água e presença de eutrofização, ambas ocasionadas pelo lançamento de resíduos sólidos e efluentes nas margens e no leito do Igarapé Santos que são oriundos de imóveis próximos ou nos limites da APP. Essas edificações não possuem a infraestrutura adequada de saneamento básico para a dispersão de resíduos domiciliares e de comércio. Sendo assim, identifica-se a degradação ambiental da APP e não o cumprimento das leis vigentes que regem os parâmetros adequados para uma área de preservação permanente.

Durante este estudo, o objetivo de sugerir propostas mitigadoras aos problemas ambientais encontrados neste trabalho não foi alcançado, tendo em vista a constatação de que uma pesquisa em laboratório sobre a qualidade da água e do solo poderá melhorar a avaliação ambiental da

APP. Também se observou na análise da APP, na Zona Urbana, que o traçado do igarapé entre os bairros Loteamento Carajás e Terra Prometida, gerado pelo QGIS, apresenta incompatibilidade com o percurso natural do Igarapé Santos. Sugere-se, assim, que o traçado realizado pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade (SEMAS-PA) deve ser atualizado, com o intuito de minimizar as divergências na geração da faixa de preservação permanente do Igarapé Santos.

Convém ressaltar, ainda, que o Plano Diretor de Tucuruí encontra-se desatualizado, fazendo com que o poder público não assistisse às mudanças populacionais e de infraestrutura da cidade ao longo dos anos. O descaso piora o estado do Igarapé Santos, principalmente em áreas que apresentam maior concentração de edificações e que apontam um potencial risco às famílias que moram nos limites da APP. Recomenda-se, por fim, um estudo de realocação das famílias que vivem nessas áreas, além da aplicação de um questionário socioeconômico que poderá ajudar na avaliação do perfil dessas famílias com a finalidade de proporcionar o bem-estar social da população local e manter a preservação da APP do Igarapé Santos.

Agradecimentos

Agradecemos à Professora Grazielle Tigre pelas orientações para este artigo e pelo incentivo na busca de novos conhecimentos. Agradecemos à Universidade Federal do Pará e a todos os envolvidos neste trabalho.

Referências bibliográficas

- ANA, Agência Nacional De Águas (2020) *Tocantins*. Acesso em 29 de outubro de 2020, disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/sala-de-situacao/tocantins/saiba-mais-tocantins/rio-doce-saiba-mais>
- Brasil (2012) *Lei nº 12.608, de 10 de abril de 2012. Definição, diretriz, objetivo, competência, política nacional, proteção, defesa civil. [...] Alteração, normas, transferência, recursos financeiros, recuperação, área, vítima, desastre, calamidade pública, estado de emergência*. Brasília: Executivo [2012]. Acesso em 22 de maio de 2020, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12608.htm
- Brasil (2012) *Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Código, proteção, vegetação, floresta, ecologia, área de proteção ambiental, meio ambiente, reserva ecológica, zona costeira, zona rural, zona urbana, correlação, atividade agropecuária. Critérios, obrigatoriedade, recuperação, faixa, terras, proximidade, curso d'água*. Brasília: Congresso Nacional [2012]. Acesso em 06 de março de 2020, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm
- Brasil (1979) *Lei nº 6.766, de dezembro de 1979. Regulamentação, normas, parcelamento, solo urbano. Definição, parcelamento, loteamento, desmembramento, solo urbano. Enumeração, hipótese, proibição, parcelamento, solo urbano. [...] Enumeração, órgãos, competência, autorização, alteração, utilização, solo, zona rural, objetivo, transformação, solo urbano*. Brasília: Executivo [1979]. Acesso em 22 de maio de 2020, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6766.htm

- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (1986) *Resolução nº 01, 23 de janeiro de 1986*, Ministério do Meio Ambiente, 1986, 636-639. Acesso em 22 de setembro de 2020, disponível em: <http://www.ima.al.gov.br/wizard/docs/RESOLU%C3%87%C3%83O%20CONAMA%20N%C2%BA001.1986.pdf>
- Cui, N., Feng, C. C., Han, R., Guo, L. (2019) Impact of Urbanization on Ecosystem Health: A Case Study in Zhuhai, China, *International journal of environmental research and public health*, **16**(23), 4717. Acesso em 19 de maio de 2020, disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6926934/?tool=pmcentrez&report=abstract>
- Lampartová, I., Blažková, K., & Somerlíková, K. (2016) Public Awareness of the Relation between Nature-friendly Watercourse Modifications and Recreation in Cities, *Acta Univ. Agric. Silvic. Mendel. Brun.*, **64**(4), 1337-1344. Acesso em 25 de maio de 2020, disponível em: <https://acta.mendelu.cz/pdfs/acu/2016/04/27.pdf>
- Melo, P.A., Rocha, G.M., Almeida, G.F.P. (2003) Informação geográfica e o uso dos recursos hídricos em áreas de grandes projetos hidroelétricos: o caso de Tucuruí (PA). *X Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada*, Rio de Janeiro, Brasil, 2003.
- Morandi, D.T., Menezes, E.S., França, L.C.J., Mucida, D.P., Silveira, L.P., Silva, M.D. (2018) Diagnóstico da Antropização em Área De Preservação Permanente em Segmento do Rio Jequitinhonha (MG), *Biofix Scientific Journal*, **3**(2), 252-259. Acesso em 21 de maio de 2021, disponível em: <https://revistas.ufpr.br/biofix/article/view/60177/35712>
- Moreira, D.D.C. (2014) *O sistema de abastecimento de água de Tucuruí: caracterização e perspectiva histórica da gestão pública local*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Gestão de Recursos Naturais e Desenvolvimento Local na Amazônia, Núcleo de Meio Ambiente, Universidade Federal do Pará, Belém, Brasil, 98 pp.
- Oliveira, B.B.A.L., Silva, J.A.F., Oliveira, V.P.S. (2019) Área de Preservação Permanente (APP) de Corpos Hídricos em Perímetro Urbano: Conflito no Uso e Ocupação das Terras no Município de Rio das Ostras/RJ. *Boletim Do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, **13**(1), 24-42Acesso em 21 de maio de 2021, disponível em: <https://essentiaeditora.iff.edu.br/index.php/boletim/article/view/13104/11429>
- SEMAS, Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade (2015) *Manual de Licenciamento Ambiental*. CDD 22. ed. 341.347, 2021, SEMAS, Belém, Brasil, 75 pp. Acesso em 17 de janeiro de 2022, disponível em: https://www.semas.pa.gov.br/legislacao/files/Manual_de_Licenciamento_Ambiental.pdf
- Pedron, F.D.A., Dalmolin, R.S.D., Azevedo, A.C.D., Kaminski, J. (2004) Solos urbanos. *Ciência Rural*, **34**(5), 1647-1653. Acesso em 21 de maio de 2021, disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/LV4s9XfSnSL7wB5XVFJs4HF/?format=pdf&lang=pt>
- Santos, L.R. (2014) *A dinâmica socioespacial de Tucuruí a partir da construção da usina hidrelétrica*, Monografia (Bacharelado em Geografia), Instituto de Ciências Humanas, Departamento de Geografia, Universidade de Brasília, Belém, Brasil, 54 pp.
- Senô, M.A.A.F. (2010) *A utilização de medidas compensatórias para a reparação de danos ambientais ocorridos em áreas de preservação permanente urbanas: limites e alternativas*, Dissertação (Mestrado em Direito), Direito, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, Brasil, 110 pp.
- Tenório, C.R., Lima, A.M.M. (2013) Indicadores de eficiência do Plano Diretor Municipal de Tucuruí-PA: *Revista de Geografia*, **30**(3), 146-162. Acesso em 25 de maio de 2021, disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/view/229085>
- Tucuruí (2006) *Lei Municipal nº 7145, de 29 de dezembro de 2006, da política municipal de desenvolvimento sustentável*. Gabinete do Prefeito Municipal de Tucuruí, Tucuruí, Brasil. Acesso em 12 de maio de 2020, disponível em: <https://portaldecontas.com.br/lei/anexos/pmtucurui/lei/planodiretor.pdf>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

APROVEITAMENTO DOS RESÍDUOS AGROINDUSTRIALIS DA CASTANHA-DO-BRASIL ATRAVÉS DO TRATAMENTO PIROLÍTICO EM REATOR DE LEITO FIXO

Antonelli Santos Silva ¹

Marcelo Mendes Pedroza ²

Maristela Silva Martinez ³

* Luciana Rezende Alves de Oliveira ⁴

USE OF BRAZIL NUT AGRICULTURAL WASTE THROUGH PYROLYtic TREATMENT IN A FIXED BED REACTOR

Recibido el 4 de marzo de 2022. Aceptado el 26 de septiembre de 2022

Abstract

The Brazil nut (*Bertholletia excelsa*) is one of the main products of the Amazon region due to trade and use in food, in its processing, the shell is removed, generating a residue. The study aimed to produce and characterize the residue (biomass) and activated carbon produced from pyrolysis from a Brazil nut processing plant in Acre (Brazilian state). The thermal conversion was carried out in a stainless steel fixed bed reactor. In order to obtain the solid fractions, a multivariable design was carried out in the pyrolysis system with two factors: temperature and heating rate. The analyzes carried out showed a biomass with an average moisture of 14.73% and the dehydrated crushed biomass of 5.06%. The biomass presented 69.21% of volatile material, ash (1.5%) and fixed carbon (24.21%). The results of the elemental analysis of the biomass showed 48.68% of carbon, 5.42% of hydrogen and 0.71% of nitrogen, and in the activated carbon, 80.87% of carbon, 2.8% of hydrogen and 1.07% nitrogen. The lowest temperature tested (409°C) in the pyrolysis obtained more charcoal (47%), it was found that of the variables evaluated, only the temperature influenced the yield. The biomass studied revealed a great potential for use, by taking advantage of residues and obtaining a charcoal with high efficiency in the removal of the methylene blue dye, demonstrating that it can be an opportunity to add value to the brazil nut production chain and have a return environmental and social.

Keywords: activated carbon, biomass, brazil nuts, pyrolysis.

¹ Departamento de Segurança do Trabalho, Laboratório de Segurança do Trabalho, Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Acre, Brasil.

² Departamento de Meio Ambiente, Laboratório de Inovação em Aproveitamento de Resíduos e Sustentabilidade Energética, Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Tocantins, Brasil.

³ Instituto Federal de São Paulo, Campus Barretos, Brasil.

⁴ Departamento de Química, Laboratório de Resíduos Químicos, Universidade de Ribeirão Preto, Brasil.

* Autor correspondiente: Colocar la dirección completa, así como teléfono (con clave lada internacional) y correo electrónico, de la siguiente forma: Departamento de Química, Universidade de Ribeirão Preto Avenida Cantábilé Romano, 2201, Bairro Ribeirânia, Ribeirão Preto – Estado de São Paulo, Código Postal 14096-900. Brasil. Email: lderezende@yahoo.com.br

Resumo

A castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa*) é um dos principais produtos da região amazônica devido ao comércio e utilização na alimentação, no seu processamento ocorre retirada da casca gerando um resíduo. O estudo teve como objetivo produzir e caracterizar o resíduo (biomassa) e o carvão ativado produzido a partir da pirólise provenientes de uma usina de beneficiamento de castanha-do-brasil no Acre (estado brasileiro). A conversão térmica foi efetuada em um reator de leito fixo de aço inox. Visando a obtenção da fração sólida, foi realizado um planejamento multivariável no sistema de pirólise com dois fatores: temperatura e taxa de aquecimento. A umidade média da biomassa foi de 14.73 % e da biomassa desidratada triturada foi de 5.06 %. A biomassa apresentou 69.21% de material volátil, 1.50 % de cinzas e 24.21 % de carbono fixo. A análise elementar da biomassa mostrou um teor de 48.68 % de carbono, 5.42 % de hidrogênio e 0.71 % de nitrogênio e no carvão ativado um teor de 80.87 % de carbono, 2,80 % de hidrogênio e 1.07 % de nitrogênio. A menor temperatura testada (409 °C) na pirólise produziu maior teor de carvão (47 %). Dentre as duas variáveis avaliadas, apenas a temperatura influenciou no rendimento. A biomassa estudada revelou um grande potencial de utilização, ao aproveitar resíduos e obter um carvão com menor gasto energético, demonstrando que pode ser uma oportunidade de agregar valor a cadeia produtiva da castanha-do-brasil e ter um retorno ambiental e social.

Palavras-chave: carvão ativado, biomassa, castanha do brasil, pirólise.

Introdução

A castanheira-do-brasil (*Bertholletia excelsa* Bonpl., família Lecythidaceae) pode ser encontrada em praticamente toda a floresta amazônica. Cresce em áreas altas de terra firme e se desenvolve melhor em clareiras. No Brasil, os maiores castanhais estão nos estados do Acre, Amazonas, Pará, Rondônia e Mato Grosso. A espécie também é encontrada na Bolívia, Peru, Venezuela, Colômbia, Guiana, Guiana Francesa, Suriname e Venezuela (APIZ, 2008; Brasil, 2017).

As suas amêndoas são muito utilizadas pela população amazônica e comercializadas para outras regiões do Brasil e para exportação, principalmente para os Estados Unidos e Inglaterra. São conhecidas por diversas denominações como castanha-do-brasil, castanha-do-pará, castanha-do-acre, castanha-da-amazônia e castanha-da-terra, já no exterior é conhecida como “Brazil nut” (Cymerys *et al.*, 2005).

O levantamento da produção de castanha-do-brasil é realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), que em 2019, apresentou uma produção de 32.905 toneladas (IBGE, 2020).

A indústria alimentícia constitui uma expressiva parcela na atividade econômica do setor primário. Devido ao tamanho do setor são geradas grandes quantidades de resíduos, principalmente orgânicos (Nascimento *et al.*, 2017).

De acordo com Maia *et al.*, (2021), atualmente a biomassa gerada na produção de alguns frutos é considerada uma alternativa sustentável para a produção de energia e destinação ambientalmente segura para resíduos agroindustriais. Segundo os autores, o Brasil possui uma grande diversidade de biomassas, permitindo a substituição as fontes não renováveis.

Os avanços tecnológicos resultaram em uma grande necessidade do consumo energético em todo mundo e a expectativa é que a demanda continue aumentando, ocasionando um cenário de incertezas e consequentemente torna-se necessária a busca por fontes energéticas alternativas e de menor impacto socioambiental (Lopes *et al.*, 2019).

A pirólise é um processo endotérmico realizado na ausência de oxigênio e resulta principalmente em três produtos que são a fração líquida ou bio-óleo (alto poder calorífico e ausência de compostos sulfurados), fração gasosa (alto poder calorífico e é composta por hidrocarbonetos, hidrogênio, CO e CO₂) e a fração sólida ou carvão (pode ser empregado na remoção de metais pesados e substâncias orgânicas de efluentes industriais) (Pedroza *et al.*, 2017).

O carvão ativado é uma forma microcristalina, não grafítica de carbono. Encontrado na forma de pó ou granulado, que foi processado para desenvolver porosidade interna, aumentando a área superficial e o volume de poros (Gonçalves *et al.*, 2006).

Na produção da castanha-do-brasil aproximadamente 1/3 do peso é casca, resíduo que costuma ser pouco aproveitado. A conversão do resíduo em produtos como bio-óleo para a produção energética e carvão ativado que possuem maior valor agregado é uma alternativa. Além disso, o carvão ativado pode ser utilizado em estações de tratamento de água, equipamentos de proteção respiratória, filtros de água e ar entre outras possibilidades de remoção de contaminantes.

O Brasil como uma das potências agroindustriais, produz diversos produtos, mas que geram resíduos que poderiam ser aproveitadas. Para solucionar a questão do descarte do referido resíduo e diminuir os impactos negativos, agregar valor à cadeia produtiva da castanha-do-brasil, contribuindo com o desenvolvimento econômico da região, bem como de pesquisas relacionada a questões ambientais e de saúde, esse estudo buscou avaliar as condições experimentais satisfatórias para obtenção de carvão ativado da casca da castanha-do-brasil.

Metodología

Coleta da biomassa e preparação para a pirólise

A biomassa estudada foi obtida em uma indústria de beneficiamento de castanha-do-brasil do município de Rio Branco – Acre. As coletas das amostras de casca de castanha-do-brasil foram realizadas em outubro de 2019 em uma indústria local (Figura 1).



Figura 1. Resíduos do beneficiamento da castanha-do-brasil em uma indústria no estado do Acre.

Foram coletados aproximadamente 5 kg do resíduo utilizando uma embalagem temporária para levá-las para o laboratório. Foram retiradas amostras para a realização da avaliação da umidade e posteriormente a biomassa (Figura 2) foi desidratada e depois triturada em moinho de facas Lucadema. Após atritulação, as amostras foram classificadas utilizando peneira de mesh 28, com abertura de 0.6 mm, depois dessa etapa foram acondicionadas em embalagens à vácuo em pacotes com aproximadamente 2 kg com intuito de preservar as características da biomassa.



Figura 2. Cascas de castanha-do-brasil no laboratório do Instituto Federal do Acre.

Para a realização da pirólise, foi necessária a elaboração de briquetes após a classificação granulométrica, a amostra foi pesada em um bêquer graduado com volume de 600 mL. Foi adicionado um volume de água destilada para hidratação e união entre as partículas a fim de facilitar a prensagem dos briquetes. A prensagem foi realizada em um tubo de PVC de diâmetro igual a 32 mm e comprimento de 25 cm. Os briquetes depois de produzidos foram levados a estufa em uma temperatura de 40 °C por 48 h para garantir a secagem e retirada da umidade.

Planejamento experimental da pirólise

Foi realizado um planejamento experimental dos efeitos de duas variáveis (temperatura e taxa de aquecimento) para a produção de carvão da pirólise de biomassa. O planejamento experimental é importante para mensurar se variáveis estudadas influenciam na pirólise e deste modo, resultar em uma redução de tempo, custos e otimização de processos e produtos. Os níveis dos fatores empregados no planejamento experimental durante a pirólise de biomassa estão na Tabela 1.

Foi aplicado um planejamento experimental fracionário do tipo Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), sem repetições, com 11 combinações entre os dois fatores. Os experimentos foram realizados de forma aleatória, seguindo o planejamento da Tabela 2.

Tabela 1. Níveis dos Fatores empregados no Planejamento Experimental durante a Pirólise de biomassa

Fatores	Níveis				
	(-1.4)	(-1)	(0)	(+1)	(+1.4)
Temperatura final do processo (°C)	409	450	550	650	691
Taxa de aquecimento (°C/min)	13	15	20	25	27

Tabela 2. Ordem dos experimentos empregados no planejamento fatorial DCCR 2².

Ordem dos Experimentos	Fatores	
	Temperatura (°C)	Taxa de aquecimento (°C/ min)
1	-	-
2	+	-
3	-	+
4	+	+
5	0	0
6	0	0
7	0	0
8	-1.4	0
9	0	1.4
10	1.4	0
11	0	-1.4

A partir dos resultados do planejamento experimental, foi determinado o modelo estatístico para aferir a produção do carvão, usando o software estatístico protimiza para avaliar os efeitos dos fatores. A conversão térmica foi desenvolvida em um reator de leito fixo de aço inox, aquecido por forno bipartido reclinável. A pirólise foi realizada em um sistema que possui duas partes principais, o reator e o sistema de condensação. A biomassa na forma de briquetes foi posta no reator em regime de batelada. O reator é formado por uma câmara de aquecimento que possui um tubo de quartzo com duas flanges nas extremidades, com o intuito de vedar o interior do tubo. A importância do tubo é ser uma atmosfera inerte para a realização da pirólise. Os flanges possuem saídas que permitem a passagem do fluido de arraste, na pirólise realizada foi utilizado vapor d'água. No processo de pirólise do briquete de castanha-do-brasil, após a reação e o resfriamento da unidade de pirólise, o carvão foi coletado e pesado, sendo recuperado diretamente do reator de leito fixo. O rendimento da parte sólida da pirólise foi obtido através da razão entre a massa do carvão e a massa da biomassa posta no reator.

Análise Imediata e Elementar

A análise imediata do carvão ativado foi realizada através de análises físico-químicas em triplicada do carvão ativado obtido pela pirólise no reator de leito fixo. Foram realizadas a determinação de umidade, cinzas, material volátil e carbono fixo.

No estudo, todas as análises referentes ao carvão foram realizadas com o carvão obtido da pirólise com o valor central, ou seja, o carvão da pirolise realizada com 550 °C e taxa de aquecimento de 20 °C/min.

O teor de umidade é determinado através da norma ASTM D 3173-85. A análise de cinzas foi determinada de acordo com a norma ASTM2415-66. O material volátil através da metodologia de Sanchez *et al.*, (2008). Para determinação do teor de carbono fixo (CF) foi utilizada a metodologia de Pedroza (2011). A análise elementar foi realizada em um analisador elementar CHN Analyser Series II da Perkin Elmer que determinou os teores de carbono, hidrogênio e nitrogênio das amostras de biomassa e carvão. A densidade aparente foi realizada através da utilização de uma proveta de 100 mL posta em uma balança analítica. Após zerar a balança, foi colocada a proveta e adicionada a biomassa e realizada sucessivas medições da massa aumentando o volume de 10 em 10 mL.

Resultados e Discussão

Rendimento da Pirólise

Os resultados do planejamento factorial DCCR obtidos para as frações sólidas da pirólise da casca de castanha-do-brasil são demonstrados na Tabela 3. No estudo foram utilizados dois fatores: Temperatura (°C) e taxa de aquecimento (°C/min). Os dados apresentados na tabela demonstram

que foram realizados 11 experimentos com temperaturas de 409, 450, 550, 650 e 691 °C e as taxas de aquecimento de 13, 15, 20, 25 e 27 °C. O ensaio que apresentou o maior rendimento foi o 5, que utilizou a menor temperatura testada (409 °C) e taxa de aquecimento de 20 °C/min e produziu 47 % de carvão. O menor rendimento de carvão (28.1 %) foi obtido no ensaio com a temperatura de 691 °C e taxa de aquecimento de 20 °C/min, ou seja, o ensaio com a maior temperatura.

A diminuição do rendimento relacionado com a temperatura testada deve estar relacionada a degradação térmica dos três principais componentes (lignina, celulose e hemicelulose), quanto maior a temperatura testada, maior a degradação e consequentemente será menor rendimento, pois há uma diminuição dos componentes. De acordo Yang *et al.*, (2007) o conhecimento das características da pirólise dos três principais componentes da biomassa é importante para uma melhor compreensão de conversão termoquímica. Nos estudos realizados pelos autores, a pirólise dos componentes está em consonância com os resultados obtidos na pesquisa, pois na pirólise da hemicelulose e celulose ocorreu rapidamente, com a perda de massa da hemicelulose ocorrendo principalmente entre 220-315 °C e a da celulose no intervalo de 315-400 °C. A lignina foi mais difícil de se decompor, pois sua perda de peso ocorreu em uma ampla faixa de temperatura (de 160 a 900 °C). Dessa forma, é possível relacionar que na pirólise realizada ocorreu a decomposição da hemicelulose que ocorre em temperaturas menores que as testadas, possivelmente uma parte e totalmente a celulose de acordo com o incremento da temperatura testada e um aumento da decomposição da lignina em experimentos com temperaturas mais elevadas.

Tabela 3. Resultados do Planejamento fatorial DCCR obtidos para as frações sólidas da pirólise da casca de castanha-do-brasil.

Ordem do Experimento	Temperatura (°C)	Fatores	Produção de carvão (%)
		Taxa de aquecimento (°C/min)	
1	450 (-1)	15 (-1)	42
2	650 (1)	15 (-1)	31.4
3	450 (-1)	25 (1)	41.8
4	650 (1)	25 (1)	31
5	409 (-1.41)	20 (0)	47
6	691 (1.41)	20 (0)	28.1
7	550 (0)	13 (-1.41)	32.9
8	550 (0)	27 (1.41)	33.4
9	550 (0)	20 (0)	33.9
10	550 (0)	20 (0)	34
11	550 (0)	20 (0)	34.5

O planejamento experimental da pirólise avaliou variáveis que podem influenciar na produção das frações sólidas, líquidas e gasosas. Os testes realizados podem indicar possibilidades de produção em maior ou menor escala de determinada fração, no caso do estudo, a produção da fração sólida. Ainda pode subsidiar a escolha de determinados aspectos de maior interesse do produto.

Ao comparar a produção de carvão com outros estudos foi possível constatar valores de produção relativamente próximos. Linhares *et al.*, (2016) em estudos com a acácia negra, obtiveram produções que variaram entre 37.2 e 41.7 %. Oliveira *et al.*, (2021) na produção de carvão ativado proveniente do coco verde obteve rendimentos de 43.22 %, 41.54 % e 33.32 % para os carvões de 350 °C, 400 °C e 550 °C respectivamente, com o maior rendimento da fração sólidas nas temperaturas menores, mesma situação constatada na pesquisa.

Pedroza *et al.*, (2017) em estudo com lodo de esgoto, realizou a pirólise com temperaturas de 450, 500, 550 e 600 °C. Segundo os autores, o aumento da temperatura favoreceu a produção da fração gasosa, enquanto a diminuição da temperatura favoreceu o aumento das frações líquidas e sólidas. O maior rendimento da fração sólida com 62.3 % foi obtido na temperatura de 450 °C. Na pesquisa realizada por Paz *et al.*, (2021) em pirólise de fibras de coco, com pirólises realizadas com temperaturas de 500, 525 e 550 °C obteve rendimentos de 27.06 a 35.57 % de carvão, além da temperatura, avaliou a influência da taxa de aquecimento, tempo e fluido de arraste, que segundo os autores, nenhum dos quatro parâmetros influenciou significativamente na pirólise. O diagrama de Pareto reforça que a variável temperatura (X_1) foi a única variável que influenciou na produção do carvão. A variável taxa de aquecimento (X_2) não influenciou significativamente na pirólise como é possível verificar na Figura 3.

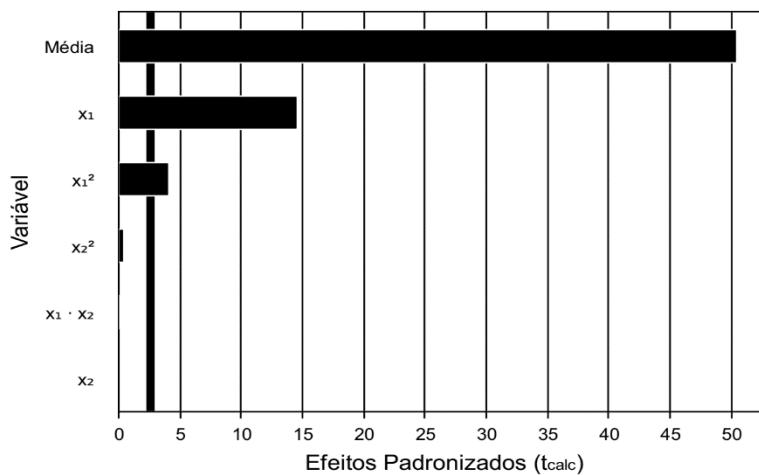


Figura 3. Diagrama de Pareto dos efeitos das variáveis utilizadas na pirólise de casca da castanha-do-brasil.

Na Figura 4 é possível verificar a superfície de resposta para a obtenção de carvão a partir da pirólise da casca de castanha-do-brasil através dos fatores temperatura e taxa de aquecimento. As maiores produções são indicadas na cor verde e de acordo com a diminuição de produção são apresentadas em vermelho. Quanto maior o valor em Y, corresponde a maior produção de carvão. É observado que os valores no eixo X_1 (temperatura) mais elevados estão indicados com vermelho e os valores menores são indicados por verde (maior produção de carvão). Demonstrando que o gráfico condiz com o que foi apresentado nos resultados, com as maiores produções em menores temperaturas. É possível verificar também que o eixo X_2 (taxa de aquecimento) praticamente não teve influência no resultado, demonstrando a pouca influência no gráfico.

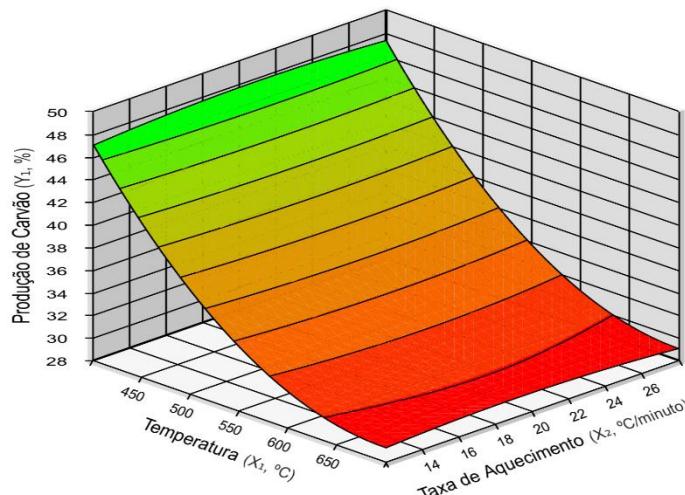


Figura 4. Superfície de Resposta para a obtenção de carvão a partir da pirólise da casca de castanha do brasil através dos fatores Temperatura x taxa de aquecimento.

Os valores experimentais previstos com os valores preditos em relação a produção de carvão, é possível verificar que os valores estão próximos ao da reta, demonstrando que há uma elevada correlação entre os dados que foram obtidos com aqueles que eram esperados.

O coeficiente R^2 obtido na regressão confirma o demonstrado no gráfico com um resultado de 97.88, ou seja, valores próximos ao esperado. A Equação 1 representa um modelo ajustado da matriz codificada com os coeficientes de regressão para o rendimento de carvão ativado da casca da castanha através da pirólise.

$$\text{Rendimento de carvão (\%)} = 34.13 - 6.02 X_1 + 2.01 X_1^2 + 0.01 X_2 - 0.19 X_2^2 - 0.05 X_1 X_2 \quad \text{Equação (1)}$$

Onde: X_1 e X_2 : Códigos do planejamento experimental

Os dados obtidos são um modelo estatístico que infere situações dentro da margem dos dados utilizados, que podem ter um aspecto indicativo para utilização em escalas maiores. Os resultados da pirólise apresentados demonstram que ao aumentar a temperatura há a diminuição da produção de carvão e a taxa de aquecimento não influenciou estatisticamente no resultado da produção de carvão. Os dois aspectos são extremamente relevantes economicamente em uma escala industrial, pois com o menor gasto energético do processo para atingir a temperatura para produção do carvão, resulta em uma maior quantidade do produto, logo, haverá uma economia substancial de energia para uma maior produção do carvão ativado, resultando em uma relação ideal de maior produção x menor custo. A importância do resultado obtido da taxa de aquecimento não influenciar significativamente na quantidade de produção também é relevante, pois em termos de projeto pode resultar em uma diminuição de custos por exemplo na compra de equipamentos devido a menor necessidade de um controle, pois o processo ao atingir a temperatura vai resultar na mesma produção independente da taxa de aquecimento. Outras possibilidades relevantes que podem ser consideradas são que dependendo do interesse de aumentar a produção, pode diminuir o tempo de produção ao aumentar a taxa de aquecimento e consequentemente diminuir o tempo para atingir a temperatura e aumentar a produção de carvão.

Análises Físico-Químicas

As análises da biomassa apresentaram uma umidade média de 14.73 %, enquanto a umidade da biomassa triturada desidratada resultou em uma média de 5.06 %. O valor da umidade da biomassa está dentro dos valores ideais para a pirólise, pois segundo Dias *et al.*, (2012), a biomassa é considerada apta à combustão e a pirólise se o teor de umidade está na faixa de valores caracterizados como ideal, que são entre 5 e 10 %. Na Tabela 4 são apresentados os valores de material volátil, cinzas e carbono fixo e comparados com os valores dos resíduos da soja na pesquisa realizada por Silva *et al.*, (2020) e da palma por Ramírez *et al.*, (2017), é possível verificar que a biomassa estudada apresentou carbono fixo acima dos outros estudos, com resultados próximos aos da palma e muito acima dos resultados da soja. Os valores de material volátil foram menores do que os resíduos da soja e da palma. Em relação ao teor de cinzas obtido por esta pesquisa, o valor em questão (1.5 %) foi menor que os valores obtidos nos resíduos da soja e da palma.

Tabela 4. Resultados da análise imediata.

Variável	Biomassa	Fibra de Palma	Casca de Palma	Farelo da Soja	Casca da soja
Carbono Fixo (%)	24.21	18.70	20.98	0.1	0.2
Cinzas (%)	1.5	3.98	7.30	5.8	6.25
Material Volátil (%)	69.21	77.39	72.87	84.21	90.02

Os resultados da análise elementar da biomassa apresentados na Tabela 5 foram comparados com os resultados obtidos por Brum *et al.*, (2008) com o pergaminho de café e de Borges *et al.*, (2016) com a madeira de Candeia. O teor de carbono da biomassa apresentou um valor menor do que a Candeia e maior do que o pergaminho de Café. O teor de nitrogênio da biomassa ficou próximo ao valor do pergaminho de café e abaixo da madeira, enquanto o teor de hidrogênio foi similar ao pergaminho de café e menor do que os obtidos com a candeia. O carvão da casca da castanha apresentou um teor mais elevado de carbono do que os carvões do pergaminho e da candeia e o hidrogênio e nitrogênio resultou em valor intermediário. A relação de C/H da biomassa de 8.98 aumentou para a relação de 28.88 do carvão.

De acordo com Soares *et al.*, (2014), a relação de C/H é uma informação importante para estudos sobre a pirólise da biomassa, após a pirólise, há uma tendência de aumento da relação de C/H, segundo os autores, parte do carbono encontrado na biomassa é atribuído aos materiais voláteis que também possuem carbono, mas quando há o incremento do teor de carbono fixo com o aumento do carbono elementar, demonstra que possivelmente a biomassa é composta principalmente por estruturas carbônicas dificilmente pirolisadas como as cadeias aromáticas. Como compostos com estruturas carbônicas dificilmente pirolisadas possuem uma maior proporção de carbono, consequentemente, ao realizar a pirólise da biomassa ocorre uma elevação da concentração de compostos com maior teor de carbono, consequentemente, o carvão apresenta um aumento da relação C/H em relação a biomassa utilizada.

Tabela 5. Análise elementar das amostras da biomassa e do Carvão ativado.

Elementos Químicos	Biomassa	Carvão Ativado	Pergaminho do Café	C.A. do Pergaminho do Café	Madeira de Candeia	C.A. de Candeia
% C	48.68	80.87	44.00	62.30	50.43	78.60
% H	5.42	2.8	5.41	3.36	5.83	2.74
% N	0.71	1.07	0.67	0.67	1.92	2.10

A densidade média aparente da biomassa foi de 0.600 g/mL, com desvio padrão de 0.038. Os valores de densidade aparente do carvão resultaram em uma média igual à 0.463 g/mL com desvio padrão de 0.006. A densidade aparente apresentada foi superior aos apresentados por Boschetti *et al.*, (2017) para produção de carvão vegetal do gênero *Eucalyptus* e inferior a pesquisa realizada por Pinto *et al.*, (2012) com o caroço de buriti.

Conclusões

As análises físico-químicas demonstraram que a biomassa e o carvão apresentaram algumas características com potencial como a elevada relação C/H, baixa umidade e valores compatíveis da composição como o material volátil e carbono fixo com outras biomassas de outros estudos.

A pirólise realizada demonstrou que a menor a temperatura testada obteve maior rendimento da fração sólida, outro aspecto relevante foi que a taxa de aquecimento não influenciou significativamente na quantidade de carvão produzida. Os resultados demonstram que a produção do carvão possui algumas vantagens como um possível baixo custo de produção, pois a pirólise em temperaturas menores obteve a maior produtividade de carvão, consequentemente com um menor consumo energético, aumenta a produção da fração sólida (carvão).

Apesar dos resultados obtidos pelo planejamento estatístico da pirólise poderem ser considerados apenas dentro dos intervalos das variáveis testadas, trouxeram perspectivas para o potencial do produto desenvolvido, desde vantagens operacionais na produção do carvão, quanto na utilização de um resíduo.

A pesquisa apresentou resultados relevantes que podem impactar a sociedade, tanto na aplicação do produto desenvolvido, bem como na melhor utilização dos resíduos sólidos. A utilização da biomassa estudada pode resultar em vários benefícios como na diminuição dos resíduos sólidos produzidos pela indústria de castanha-do-brasil, um carvão ativado com potencial capacidade de remoção de contaminantes, diversas possibilidades de aplicações e agregar valor à cadeia produtiva da castanha-do-brasil incrementando o desenvolvimento regional.

Agradecimentos

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

Referências bibliográficas

- APIZ, Associação do Povo Indígena Zoró. (2008) *Boas Práticas de coleta, armazenamento e comercialização da castanha-do-brasil: capacitação e intercâmbio de experiências entre os povos da Amazônia mato-grossense com manejo de produtos florestais não madeireiros*. Acesso em 20 de agosto de 2020, disponível em: http://www.observatoriodoagronegocio.com.br/page41/files/cartilha_castanha.pdf
- Borges, A. C. P., Silva, M. S., Alves, C. T., Torres, E. A. (2016) Energias renováveis: uma contextualização da biomassa como fonte de energia, *EDE – Revista Eletrônica do PRODEMA*, **10**(2), 23-36, Acesso em 15 de fevereiro de 2022, disponível em: <http://www.revistarede.ufc.br/rede/article/view/239.10.22411/rede2016.1002.02>

- Boschetti, W.T. N., Pereira, M.P. de C. F., Soratto, D. N., Boa, A. C., Carneiro, A. de C. O., Vidaurre, G. B., Carvalho, A. M. M. L. (2017) Propriedades do carvão vegetal produzido com madeira de reação proveniente de árvores inclinadas por ventos, *Revista Árvore*, **41**(6), 1-7. <https://doi.org/10.1590/1806-90882017000600001>
- Brasil (2017) *Castanha-do-brasil: boas práticas para o extrativismo sustentável orgânico*. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Extrativismo e Desenvolvimento Rural Sustentável. Departamento de Extrativismo. Acesso em 11 de agosto de 2020, disponível em: https://www.mma.gov.br/publicacoes/desenvolvimento%20rural/category/200departamento%20deextrativismomma.html?download=1516:6_ct1_castanha_web.
- Brum, S. S., Bianchi, M. L., Silva, V. L., Gonçalves, M., Guerreiro, M. C., Oliveira. L.C.A. (2008) Preparação e caracterização de carvão ativado produzido a partir de resíduos do beneficiamento do café, *Química Nova*, **31**(5) 1048-1052. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000500019>
- Cymerys, M., Wadt, L.H.O., Kainer, K., Argolo, V. Castanheira. In: Shanley, P., Medina, G. (Eds.) (2005) Frutíferas e plantas úteis na vida Amazônica. Belém: CIFOR & Imazon, 61-73.
- Gonçalves, G. da C., Mendes, E. S., Pereira, N. C., Sousa, J. C. de. (2006). Produção de carvão ativado a partir de bagaço e melaço de cana-de-açúcar, *Acta Sci. Technol.* **28**(1), 21-27. Acesso em 15 de fevereiro de 2022, disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/3032/303226515008.pdf>
- IBGE (2020) *Produção da extração vegetal e da silvicultura*. Acesso em: 23 out. 2020, disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9105-producao-da-extracao-vegetal-e-da-silvicultura.html?=&t=resultados>
- Linhares, F. de A., Marcílio, N. R., Melo, P. J. (2016) Estudo da produção de carvão ativado a partir do resíduo de casca da acácia negra com e sem ativação química, *Revista Scientia Cum Industria.*, **4**(2) 74-79. <https://doi.org/10.18226/23185279.v4iss2p74>
- Lopes, K. Martins, E. M., Miranda, R. L. de. (2019) A Potencialidade Energética da Biomassa no Brasil, *Revista Desenvolvimento Socioeconômico em debate*, **5**(1), 94-106, <https://doi.org/10.18616/rdsd.v5i1.4829>
- Maia, D. S., Zukowski Junior, J. C., Pedroza, M. M., Souza, D. R. (2021) Utilização da casca de castanha de caju por processo de pirólise como alternativa sustentável para geração de novos produtos, *Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica.* **14** (1), 365-376. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.70979>
- Nascimento, L. C., Silva, L. A. de O. da., Cesario, F. N. (2017) Caracterização do resíduo de castanha como substrato na produção de protease por fungo filamentoso da Amazônia, *Revista The Journal of Engineering and Exact Sciences – JCEC*, **3**(4), 603-607. <https://doi.org/10.18540/jcecv3iss4pp0603-0607>
- Oliveira, B. C. de, Silva, G. G. da, Araújo, R. G. (2021) Obtenção de carvão ativado proveniente do coco verde aplicado no tratamento de efluentes têxteis – engenharia química – UNISOCIESC/ campus Joinville. *Repositório Universitário da Ânima*. Acesso em: 18 jan. 2021, disponível em: <https://repositorio.animaeducacao.com.br/handle/ANIMA/14674>
- Paz, E. C. S., Paschoalato, C. F., Arruda., M. G., Silva, G. G., Santos, M. L. G., Pedroza, M. M., Oliveira, L. R. A. (2021) Production and characterization of the solid product of coconut pyrolysis. *Biomass Conversion and Biorefinery*. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01561-3>
- Pedroza, M. M. (2011) *Bio-óleo e Biogás da degradação termoquímica de lodo de esgoto doméstico em cilindro rotativo*. Tese de Doutorado, Universidade do Rio Grande do Norte, 210pp.
- Pedroza, M. M., Gomes, M. C. F. de A., Paz, E. C. da S., Pedrosa, A. L., Vieira, G. E. G., Soares, J. E. Marques. (2017) Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos em processo de pirólise, *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, Curitiba, **6**(2), 184-207, Acesso em 15 de fevereiro de 2022, disponível em: <https://revistas.ufpr.br/rber/article/view/49041/pdf>
- Pedroza, M. M., Pedrosa, A. L., Paz, E. C. da S., Vieira, G. E. G., Souza, J. F. de (2017) Pirólise de lodo de esgoto em cilindro rotativo para a produção de biocombustíveis, *Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica.* **10** (2), 151–163. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2017.10.2.56600>

- Pinto, M. V. de S., Silva, D. L. da, Saraiva, A. C. F. (2012) Obtenção e caracterização de carvão ativado de caroço de buriti (*Mauritia flexuosa* L. f.) para a avaliação do processo de adsorção de cobre (II). *Revista Acta amazônica*. Manaus, **42**(4), 541 – 548. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000100009>
- Ramírez, A. P., Giraldo, S., Flórez, E., Acelas, N. (2017) Preparación de carbón activado a partir de residuos de palma de aceite y su aplicación para la remoción de colorantes. *Revista Colombiana de Química*. **46** (1), 33-41. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.quim.v46n1.6285>
- Sanchez, M. E., Menédez, J. A., Domínguez, A., Pis, J. J., Martínez, O., Calvo, L. F., Bernad, P. L. (2009) Effect of pyrolysis temperature on the composition of the oils obtained from sewage sludge. *Biomass and Bioenergy*, **33** (6-7), 933-940. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.02.002>
- Silva, F. M., Oliveira, L. R. A. de., Pedroza, M. M., Colen, A.G. N., Amaral, P. H. B. do, Marques, M. S. (2020) Produção de materiais renováveis utilizando biomassa agroindustrial (soja)por meio de reator termoquímico, *Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. **13** (3), 682-697. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.3.65102>
- Soares, C. et al. Correlações entre as propriedades da madeira e do carvão vegetal de híbridos de eucalipto (2014) *Revista Árvore*, **38** (3), 543-549. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000300017>
- Yang, H., Yan, Rong., Chen, Hanping., Lee, Dong Ho., Zheng, Chuguang (2007) Characteristics of hemicelluloses, cellulose and lignina pyrolysis. *Fuel*, London, **86** (12/13), 1781-1788, <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2006.12.013>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

DESEMPENHO DE FILTROS LENTOS COM MEIO FILTRANTE DE MISTURAS DE AREIA E MATERIAIS SUSTENTÁVEIS

PERFORMANCE OF SLOW FILTERS WITH FILTER MEDIA MADE OF MIXTURES OF SAND AND SUSTAINABLE MATERIALS

Recibido el 14 de marzo de 2022. Aceptado el 7 de junio de 2022

Abstract

Slow filters are easy to build, operate and maintain, making them suitable for water treatment also in small communities. Although the filter media commonly used is sand, studies suggest its full or partial replacement by unconventional materials, as long as it maintains efficiency in water treatment. Thus, the objective of this work was to verify the efficiency of slow filters using sustainable materials coconut fibers and ceramic residue mixed with sand as a filter medium. For this, three slow filters with different filter media were set up on a laboratory scale, they are: sand mixed with ceramic residue (Filter 1), sand mixed with coconut fibers (Filter 2), and conventional sand filter (Filter 3). The filters operated with a downward flow at a filtration rate of $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ($\pm 10\%$) continuously, fed with groundwater with the addition of WTP sludge. Raw water and water treated by filters were analyzed according to the quality standards of current legislation. The filters were also compared with each other in terms of efficiency, to verify which one presented the best performance in the treatment. Although the three models of filters analyzed had similar performances and brought benefits to the treatment of water contaminated with total and thermotolerant coliforms, Filter 1 showed greater efficiency in removing the physical-chemical parameters turbidity and apparent color, Filter 2 showed greater efficiency only in removing of thermotolerant coliforms and Filter 3 in the removal of total dissolved solids. Therefore, in cases where ceramic residue or coconut fiber is available, it is suggested that these materials are mixed with sand for better performance of the filter media.

Keywords: slow filtration, unconventional materials, coconut fibers, ceramic residue.

¹ Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe, Brasil.

*Autor correspondente: Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe, Departamento de Engenharia Civil. Cidade Universitária Prof. José Aloísio de Campos, Av. Marechal Rondon, s/n, Bairro Jardim Rosa Elze São Cristóvão, Sergipe, Brasil CEP 49100-000. Email: denise_gois@yahoo.com.br

Resumo

Os filtros lentos são de fácil construção, operação e manutenção, tornando-se adequados para o tratamento de água também em pequenas comunidades. Apesar do meio filtrante comumente empregado ser de areia, estudos sugerem a substituição integral ou parcial da mesma por materiais não convencionais, desde que mantenha a eficiência no tratamento de água. Assim, o objetivo desse trabalho foi verificar a eficiência de filtros lentos utilizando os materiais sustentáveis fibras de coco e resíduo cerâmico misturados à areia como meio filtrante. Para isso, montou-se em escala laboratorial, três filtros lentos com diferentes meios filtrantes, são eles: areia misturada com resíduo cerâmico (Filtro 1), areia misturada com fibras de coco (Filtro 2) e filtro convencional de areia (Filtro 3). Os filtros operaram com fluxo descendente à taxa de filtração de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$ ($\pm 10\%$) de forma contínua, alimentados com água subterrânea com adição de lodo de ETA. A água bruta e a água tratada pelos filtros foram analisadas quanto aos padrões de qualidade da legislação vigente. Os filtros também foram comparados entre si em termos de eficiência, para verificar qual deles apresentou melhor desempenho no tratamento. Embora os três modelos de filtros analisados tiveram desempenhos semelhantes e trouxeram benefícios ao tratamento água contaminada com coliformes totais e termotolerantes, o Filtro 1 apresentou maior eficiência na remoção dos parâmetros físico-químicos turbidez e cor aparente, o Filtro 2 apresentou maior eficiência apenas na remoção de coliformes termotolerantes e o Filtro 3 na remoção de sólidos dissolvidos totais. Portanto, nos casos em que houver disponibilidade de resíduo cerâmico ou fibra de coco, é indicado que estes materiais sejam misturados à areia para melhor desempenho dos meios filtrantes.

Palavras-chave: filtração lenta, materiais não convencionais, fibras de coco, resíduo cerâmico.

Introdução

A água é um elemento essencial para a vida na Terra, fazendo-se presente nas atividades humanas desde as atividades industriais até a agricultura. O excesso de impurezas químicas ou biológicas na água pode causar sérios danos à saúde humana e às atividades econômicas (Heller e Pádua, 2010). Logo, a água destinada à população deve ser potável, ou seja, pode ser ingerida sem provocar danos à saúde. No Brasil, para que seja considerada potável, a água precisa se enquadrar aos padrões de qualidade definidos pela Portaria de Potabilidade vigente (Brasil, 2021). Na maioria das vezes, para atender aos padrões de qualidade é necessário que a água passe por tratamento.

Há diversas maneiras de se tratar a água para chegar na qualidade desejada para consumo humano. Inicialmente, para definir qual o tratamento a ser utilizado, é necessário conhecer a qualidade da água bruta, proveniente de mananciais superficiais ou subterrâneos e que não passou por tratamento. Assim é possível empregar a solução mais adequada, dentre elas, pode-se citar simples fervura, filtros domésticos, filtros de areia, desinfecção solar, cloração, ou até mesmo um tratamento mais completo envolvendo coagulação química ou natural (Pádua, 2010).

A exemplo de tratamento de água, tem-se a filtração lenta, também chamada de filtro de areia. Na filtração lenta a remoção das impurezas ocorre por meio de mecanismos físico-químicos, quando ocorre a passagem da água bruta pelo meio filtrante, deixando as partículas/impurezas retidas nos poros desse filtrante, e também por atividades biológicas, após o desenvolvimento da camada biológica no meio filtrante (Heller *et al.*, 2004; Souza, 2017). A filtração lenta é de simples construção, operação, manutenção e, consequentemente, geralmente apresenta custos mais acessíveis. À vista disso, esse tipo de tratamento é adotado principalmente em pequenas comunidades, cujas águas dos mananciais apresentam baixos teores de turbidez e cor (Brasil, 2019).

Os filtros lentos ditos convencionais possuem meios filtrantes de areia. No entanto, a partir de uma revisão sistemática, Santos *et al.* (2021) observaram que uma variedade de materiais vem sendo empregados nos meios filtrantes de filtros lentos ao longo dos anos, com a substituição integral ou parcial da areia comumente utilizada, mas mantendo sua eficiência. Jayalath *et al.* (2016), por exemplo, operaram dois filtros com substituição parcial da areia, sendo um com meio filtrante de areia misturada com pedrisco e outro de areia misturada com tijolo queimado e, ao comparar a água tratada nos filtros com a água bruta, obtiveram eficiências na remoção da turbidez de 79% e 90%, respectivamente. Anjali *et al.* (2019) substituíram integralmente a areia por escória e obtiveram média de cor e turbidez praticamente nulas. Letshwenyo e Lebogang (2019) utilizaram escória entre a camada filtrante de areia e a camada suporte de cascalho e obtiveram eficiências de remoção para os coliformes totais e termotolerantes de até 100%.

Quanto a seleção dos materiais não convencionais a serem empregados como meio filtrante, busca-se avaliar aspectos econômicos, técnicos e principalmente ambientais quanto ao seu uso. Segundo Lima (2020), costuma-se explorar aqueles materiais que se caracterizam como resíduos de atividades econômicas de destaque no país ou localmente, ou seja, resíduos gerados de forma abundante e que a princípio seriam descartados, pois sua coleta, reciclagem, reutilização, reaproveitamento ou destinação ainda não estão amplamente difundidas e aplicadas.

Em meio aos possíveis materiais não convencionais que podem ser utilizados como meio filtrante, tem-se os resíduos cerâmicos e as fibras de coco. Os altos índices de produção de cerâmica e coco no Brasil tem como consequência a geração de volume considerável de resíduos que em muitos casos são depositados diretamente em aterros. No processo cerâmico, aproximadamente 30% dos materiais se tornam resíduos (Wesler *et al.*, 2021). Já na produção de coco, estima-se que apenas 15% do volume total produzido é efetivamente consumido, o resto vira resíduos (Machado *et al.*, 2009).

Segundo Lima (2020), há relatos do emprego de resíduos cerâmicos e fibras de coco no tratamento de água/efluentes baseados na capacidade de remover contaminantes a partir da alta porosidade e capacidade de adsorção desses materiais. Como nos trabalhos de Dominguini *et al.* (2014) e Muter *et al.* (2017), que comprovaram o potencial adsorvente dos resíduos cerâmicos na adsorção do corante azul de metileno e na remoção de contaminantes farmacêuticos, respectivamente. Já para as fibras de coco, o seu potencial adsorvente foi demonstrado quimicamente por Silva *et al.* (2013), onde as análises realizadas mostraram que esse material apresenta as características apropriadas para o processo de biossorção de metais pesados em efluentes a base de água. Ainda, Lo Monaco *et al.* (2009) avaliaram o desempenho de um filtro orgânico utilizando a fibra de coco como material filtrante no tratamento primário de águas residuárias e obtiveram eficiência na remoção de sólidos suspensos (75%) e sólidos totais (40%).

Como constatado por Santos *et al.* (2021), o uso de materiais não convencionais costuma apresentar resultados positivos quando comparados ao filtro convencional de areia. Diante disso, o presente trabalho teve como objetivo verificar a eficiência de filtros lentos utilizando os materiais não convencionais fibras de coco e resíduo cerâmico misturados à areia como meio filtrante, na expectativa de que esses materiais alternativos contribuam, de alguma forma, para aumentar a qualidade do tratamento de água. Assim como, comparar o desempenho do filtro lento de areia com os filtros utilizando os materiais não convencionais.

Metodología

Foram instalados e operados três filtros lentos (sistemas piloto) em escala laboratorial, sendo: filtro de areia misturada com resíduo cerâmico (Filtro 1), filtro de areia misturada com fibras de coco (Filtro 2) e filtro convencional de areia (Filtro 3). Cada filtro possui seção transversal quadrada de 11 x 11 cm, estrutura com paredes de vidro com espessura de 4 mm e foram apoiados em estrutura de madeira. Além disso, toda a superfície de vidro foi forrada com papel laminado, buscando evitar a interferência da luz nos filtros, uma vez que a mesma pode propiciar o crescimento de algas (Di Bernardo, 2003). O esquema da camada suporte e dos meios filtrantes em cada filtro pode ser visualizado na Figura 1.

A água bruta proveniente de poço tubular de 20 m de profundidade, armazenada em reservatório semienterrado, foi bombeada para um reservatório elevado, de modo a permitir alimentação dos filtros por gravidade. De acordo com Lima (2020), a água subterrânea deste poço não apresenta concentração de coliformes significativa em períodos sem precipitação, uma vez que para o mês de julho (período chuvoso) foi observada concentração de coliformes totais acima de 1.6×10^6 NMP/100mL e 4.7×10^4 NMP/100mL para coliformes termotolerantes e para o mês de janeiro não fora observado a presença desses microrganismos patogênicos. Assim, para que fosse possível verificar a eficiência dos filtros para o tratamento de água quanto a concentração de coliformes,

optou-se por adicionar lodo de Estação de Tratamento de Água (ETA) à água subterrânea bruta, por ser um lodo enriquecido de coliformes proveniente de manancial. Testou-se a adição de 1 mL de lodo a cada 500 mL de água bruta e, ao realizar as análises para as concentrações de coliformes totais e termotolerantes, obteve-se valores na ordem de 8.3×10^3 e 8.5×10^3 NMP/100 mL, respectivamente. Tais concentrações adequaram a água bruta às pretensões desse estudo.

Cada filtro teve funcionamento independente e a vazão de entrada e de saída foi controlada a partir do grau de abertura das torneiras de alimentação dos filtros, possibilitando realizar o controle de água caso houvesse necessidade de fazer manutenção. Ademais, buscou-se fixar a vazão de entrada nos filtros com taxas de filtração de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ($\pm 10\%$). O sentido de escoamento do fluxo em todos os filtros foi descendente, sendo a água filtrada coletada no fundo falso.

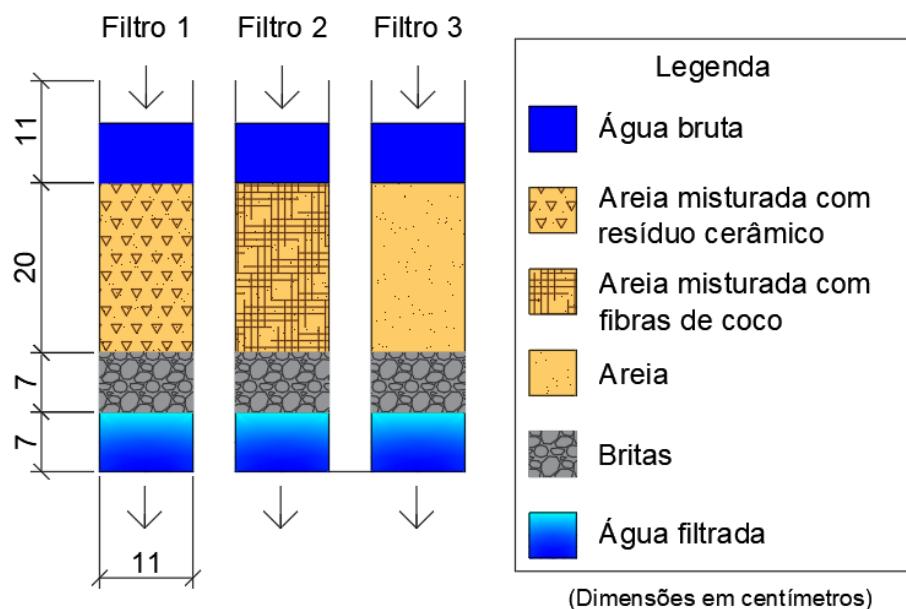


Figura 1. Esquema das camadas dos filtros. *Fonte: Autores (2022).*

Quanto aos materiais utilizados para compor o meio filtrante, a areia utilizada possuía grãos com tamanho efetivo médio de 0.17 mm e coeficiente de uniformidade médio de 2.85. A areia passou por lavagem prévia para eliminar possíveis resíduos antes de ser empregada de forma isolada para compor o meio filtrante do Filtro 3 e misturada com os materiais não convencionais nos Filtros 1 e 2.

Os resíduos cerâmicos foram obtidos a partir de blocos cerâmicos descartados por apresentarem qualidade insuficiente para seu emprego na construção civil, que geralmente são blocos com problemas na queima, dimensões ou resistência. A absorção de água e a porosidade aparente para os resíduos cerâmicos utilizados foram de $10.94 \pm 1.07\%$ e $21.53 \pm 2.02\%$, respectivamente. Após redução nas suas dimensões, através de triturador mecânico, para um intervalo de 9 a 14 mm, os resíduos cerâmicos foram lavados e misturados com a areia para compor o meio filtrante do Filtro 1 com traço de 1:1 (areia: resíduo cerâmico), medido em unidade de massa.

Sabendo-se que as fibras de coco são biodegradáveis, Azevêdo et al. (2022) estudaram o uso da fibra de coco no tratamento de água para consumo humano. Para tal, monitoraram as fibras em água saturada por 193 dias, das quais não apresentaram aspecto visual de decomposição durante o monitoramento. Diante do tempo de monitoramento, observa-se viabilidade no uso das fibras de coco. Assim, para o presente estudo, caracterizou-se as fibras de coco quanto a absorção de água e a porosidade aparente obtendo-se $103.9 \pm 14.34\%$ e $49.85 \pm 3.88\%$, na devida ordem. As fibras de coco também passaram por lavagem prévia, com o intuito da retirada das impurezas existentes. Tal lavagem ocorreu até que não fosse possível visualizar impurezas na água. Após serem lavadas, as fibras foram cortadas manualmente (com tesoura) no comprimento de aproximadamente 1 cm e misturadas com a areia para compor o meio filtrante do Filtro 2 com traço, em massa, de 1:100 (areia: fibra de coco).

A camada suporte utilizada em todos os filtros era de mesmo material e granulometria, composta por britas com diâmetros máximo e mínimo de 56.97 e 9.26 mm, respectivamente. Assim como os materiais utilizados no meio filtrante, as britas passaram por lavagem, de modo a retirar possíveis impurezas agregadas aos grãos. Ainda, a camada de britas foi confinada entre duas mantas não tecida, de modo a não ter meio filtrante preenchendo os seus vazios.

Os filtros operaram continuamente durante 123 dias, no período de 25/03/2021 a 26/07/2021. O monitoramento foi realizado por meio da análise de parâmetros físico-químicos (cor aparente, turbidez, pH, temperatura, sólidos dissolvidos totais) mensurados duas vezes por semana, o que correspondeu a 27 dados por parâmetro e biológicos (coliformes totais e coliformes termotolerantes), totalizando 4 dados para cada coliforme analisado mensalmente. A partir dos resultados obtidos nas análises dos parâmetros, foi feita a comparação dos valores de água tratada nos filtros com os padrões de qualidade indicados pela legislação vigente (Brasil, 2021). Observou-se também o desempenho dos filtros entre si e comparou-se os filtros com material não convencional (Filtros 1 e 2) com o considerado convencional (Filtro 3).

Os dados dos parâmetros foram avaliados quanto a sua aderência à distribuição de probabilidade normal (teste de normalidade) e, caso se ajustassem à distribuição normal, foram aplicados testes estatísticos paramétricos sobre a média e/ou mediana, caso contrário foram aplicados testes não paramétricos. Todos os testes estatísticos foram feitos com nível de significância de 5%.

Resultados e discussão

Parâmetros físico-químicos

Os resultados alcançados por meio do monitoramento dos parâmetros físico-químicos para a água bruta e para a água tratada em cada um dos filtros estão apresentados na Figura 2.

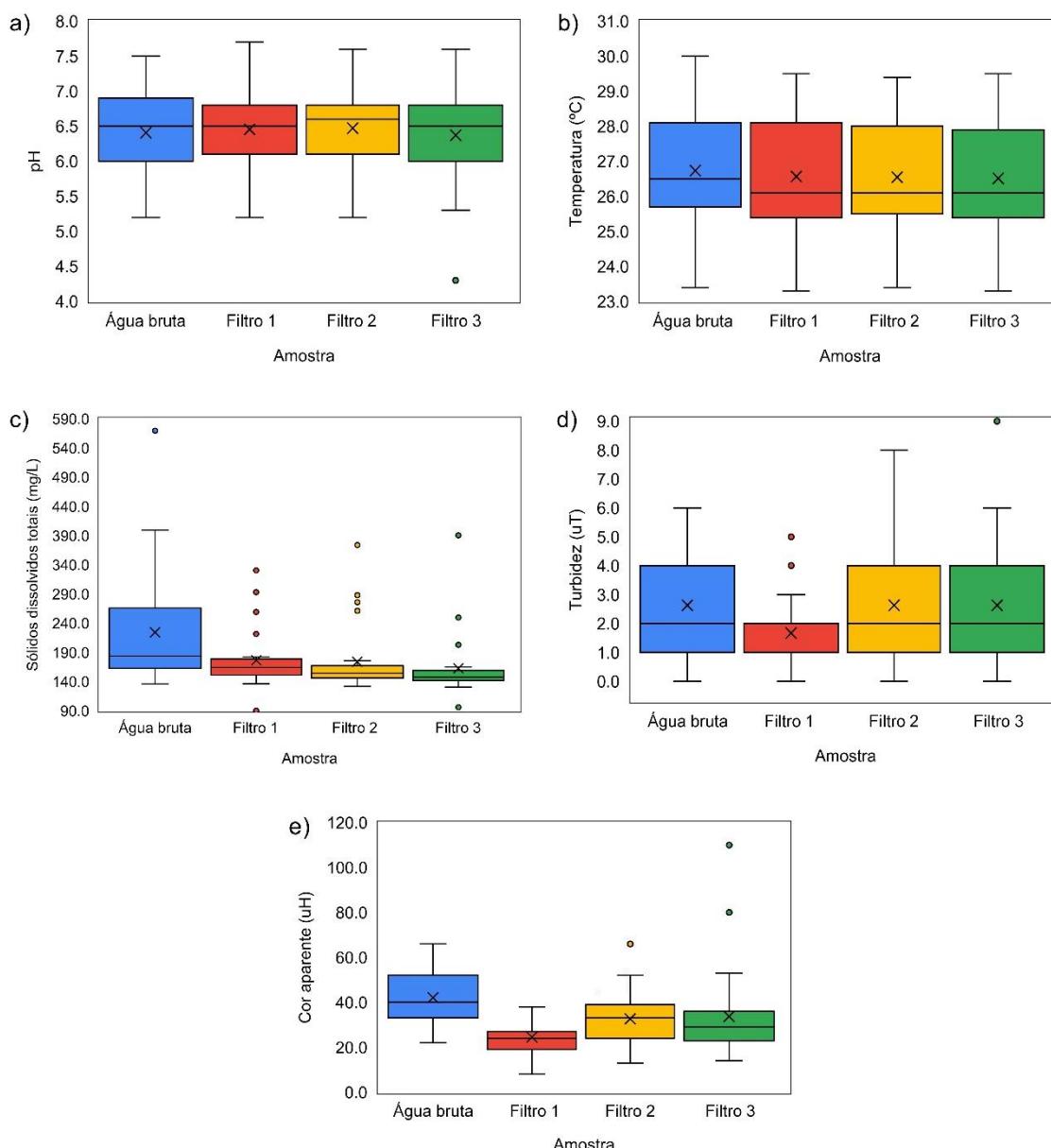


Figura 2. Variação dos parâmetros físico-químicos: a) pH; b) Temperatura; c) Sólidos dissolvidos totais; d) Turbidez; e) Cor aparente. *Fonte: Autores (2022).*

A variação dos valores de pH para a água bruta foi de 5.2 e 7.5, sendo que a maioria das amostras apresentaram valores entre 6.8 e 7.2. Para a água tratada dos filtros, a maior parte dos valores pertenciam ao intervalo de 6.1 a 7.2, considerando todos os filtros. Quando comparados à faixa de pH exigida pela legislação vigente, que é de 6.0 a 9.5, 82.72% das amostras dos filtros apresentaram pH adequado para consumo humano (Brasil, 2021). De forma semelhante, Nascimento et al. (2012) verificaram valores de pH na faixa de 6.7 a 7.4 para água bruta e filtrada em seus estudos sobre filtração lenta para tratamento de água em pequenas comunidades rurais.

Para verificar se havia ou não diferenças significativas nos valores de pH entre as amostras de água bruta e água tratada de cada filtro, assim como entre as amostras de cada unidade, comparou-se estatisticamente as médias das amostras, como exposto na Tabela 1. Foi possível verificar que não houve diferenças significativas entre os valores das amostras de água bruta e água tratada. O mesmo foi observado por Śmiech et al. (2018) e Bradley et al. (2011) que utilizaram filtros com misturas de areia e ferro. Além disso, na comparação entre filtros apenas foram observadas diferenças significativas entre os Filtros 1 e 3, indicando que o Filtro 2 apresentou comportamento semelhante ao convencional.

Tabela 1. Comparação estatística entre as médias do pH das amostras.

p-valor	Água bruta x	Água bruta x	Água bruta x	Filtro 1 x	Filtro 1 x	Filtro 2 x
	Filtro 1	Filtro 2	Filtro 3	Filtro 2	Filtro 3	Filtro 3
	0.481 ^a	0.411 ^a	0.714 ^b	0.796 ^a	0.035 ^b	0.174 ^b

Nota: ^a Teste paramétrico "T" pareado (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, p -valor > 0.05). ^bTeste não paramétrico de Wilcoxon (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, p -valor > 0.05). Fonte: Autores (2022).

A temperatura da água bruta variou de 23.4 a 30.0 °C, sendo que 40.75% das amostras apresentaram temperatura entre 25.6 e 26.7 °C. Já as amostras de água tratada apresentaram valores entre 23.3 e 29.5 °C. A maioria das observações para a água tratada estavam no intervalo de 24.4 a 26.6 °C, apresentando pequena redução de temperatura quando comparada a água bruta. De acordo com Lima (2020), essa redução decorre das leis da termodinâmica, pois a água bruta armazenada no reservatório tende a manter sua temperatura por mais tempo de modo a apresentar maior resistência ao equilíbrio entre a temperatura da água e a temperatura ambiente no laboratório. Em seu estudo com filtros de areia para tratar água em áreas rurais, Mtavangu et al. (2017) apontam que a diferença de temperatura entre o ambiente de operação dos filtros e de realização das análises também pode contribuir com a alteração da temperatura. Essa diferença foi comprovada a partir do teste de Wilcoxon (Tabela 2). Contudo, ainda que as variações de temperatura influenciem no

desenvolvimento da camada biológica, as diferenças de temperatura encontradas nas amostras não causam influencia no tratamento. Isso ocorre, pois, os microrganismos possuem a capacidade de se adaptarem às mudanças de temperatura desde que não haja mudanças extremas de temperatura (Arnold *et al.* 2016).

Tabela 2. Teste de Wilcoxon para temperatura.

p-valor	Água bruta x		
	Filtro 1	Filtro 2	Filtro 3
	0.007	0.002	0.001

Fonte: Autores (2022).

Os valores de sólidos dissolvidos totais para a água bruta ficaram na faixa de 135.7 a 569.6 mg/L, com a maioria dos valores entre o intervalo de 135.7 a 208.0 mg/L. Já para a água tratada nos filtros os valores variaram de 90.2 a 390.4 mg/L, indicando redução do parâmetro após a passagem pelos filtros. O Filtro 3 apresentou a menor média entre os filtros (162.5 mg/L), semelhante ao trabalho de Delgado-Gardea *et al.* (2019), que obteve melhor desempenho na remoção de sólidos dissolvidos totais no filtro controle (convencional), em comparação ao filtro com adição de latão. O valor máximo permitido para sólidos dissolvidos totais pela legislação vigente é de 500 mg/L. Desse modo, o percentual de atendimento ao o valor de referência foi de 100% para todos os filtros.

Ainda, foram constatadas diferenças significativas entre os valores de sólidos dissolvidos totais da água bruta e tratada para todos os filtros (Tabela 3), comprovando que os filtros atuaram no tratamento deste parâmetro. Contudo, não foram observadas diferenças significativas entre as amostras dos filtros, indicando que os mesmos funcionaram de forma semelhante.

Tabela 3. Comparação estatística entre as médias de sólidos dissolvidos totais das amostras.

p-valor	Água bruta x		Água bruta x		Água bruta x	
	Filtro 1	Filtro 2	Filtro 3	Filtro 2	Filtro 3	Filtro 3
	0.040	0.032	0.010	0.831	0.320	0.172

Nota: Teste não paramétrico de Wilcoxon (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, $p\text{-valor} > 0.05$). Fonte: Autores (2022).

A variação temporal dos valores de turbidez para a água bruta foi de 0.0 a 6.0 uT, sendo que a maioria das amostras apresentaram turbidez de 1.0 a 2.0 uT. Após a passagem nos filtros, os valores de turbidez da água variaram de 0.0 a 9.0 uT. A Portaria de Potabilidade vigente determina

turbidez menor ou igual a 1 uT na saída de filtros lentos (Brasil, 2021). Desta forma, nenhum dos filtros apresentou o desempenho recomendado, sendo o Filtro 1 o que apresentou melhor comportamento entre os filtros, com 48.15% das amostras atendendo ao padrão de potabilidade. O desempenho negativo apresentado pelos filtros lentos em remover turbidez pode ser atribuído ao fato de a lavagem operacional dos materiais não ter sido suficiente para conferir a funcionalidade desejada durante o período de análise. Uma vez que, ao utilizar filtros com características próximas das aplicadas neste trabalho, mas com meio filtrante separado entre camadas de areia, Lima (2020) obteve média de turbidez de 0.67 uT para o filtro convencional e de 0.79 uT para o filtro com resíduo cerâmico.

As eficiências de remoção de turbidez variaram de 0 a 100% em todos os filtros. No entanto, o Filtro 1 apresentou a melhor média de remoção (50%), seguido dos Filtros 3 (48.60%) e 2 (31.25%). De forma semelhante, Baig *et al.* (2011) e Mutemi *et al.* (2020) obtiveram melhor eficiência na remoção de turbidez no filtro convencional de areia do que nos filtros modificados com biomassa de cascas de pinus conífera e mistura de areia com ferro, respectivamente. Já Abdolahnejad *et al.* (2014) obtiveram eficiências médias de remoção de turbidez em torno de 99% nos três filtros utilizados em seu trabalho, sendo um filtro convencional de areia e dois filtros modificados com materiais não convencionais escória e zeólita.

O melhor desempenho apresentado pelo Filtro 1 foi atestado ao comparar os valores de turbidez entre as amostras de água bruta e água tratada em cada filtro, onde apenas a comparação com o Filtro 1 apresentou diferenças significativas (Tabela 4). Quanto a comparação entre os filtros, apenas foram constatadas diferenças significativas entre os Filtros 1 e 3, sugerindo que o filtro utilizando resíduo cerâmico apresentou melhores resultados do que o convencional, enquanto que o filtro com fibras de coco apresentou resultados semelhantes.

Tabela 4. Comparação estatística entre as médias de turbidez das amostras.

	Água bruta x Filtro 1	Água bruta x Filtro 2	Água bruta x Filtro 3	Filtro 1 x Filtro 2	Filtro 1 x Filtro 3	Filtro 2 x Filtro 3
p-valor	0.021 ^a	0.707 ^b	1.000 ^a	0.052 ^b	0.019 ^a	0.819 ^b

Nota: ^a Teste paramétrico "T" pareado (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, $p\text{-valor} > 0.05$). ^bTeste não paramétrico de Wilcoxon (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, $p\text{-valor} > 0.05$). Fonte: Autores (2022).

Os valores de cor aparente para a água bruta variaram de 22 a 66 uH, sendo que a maioria das amostras apresentaram valores entre 22 a 29.4 uH. Os valores para a água tratada nos filtros variaram de 8 a 110 uH. Todos os filtros apresentaram redução da média de cor aparente, mostrando a capacidade dos filtros na melhoria desse parâmetro. Contudo, os filtros não

apresentaram médias abaixo do valor máximo permitido pela legislação vigente, que é de 15 uH (Brasil, 2021). Richter (2009) relata em seu trabalho que mesmo que os filtros lentos fossem constituídos e operados em condições ideais, nesses filtros a remoção de cor é muito baixa e requer uma água bruta com valor inferior a 20 uH.

O Filtro 1 apresentou menor média de cor aparente, seguido pelos Filtros 2 e 3, na devida ordem. Ainda, as eficiências de remoção variaram de 0 a 80.30% em todos os filtros, com as melhores médias de remoção apresentadas no Filtro 1 (44.24%), seguido dos Filtros 3 (38.61%) e 2 (35.12%). Diferente do que foi observado por Paterniani *et al.* (2011), onde o filtro convencional de areia apresentou melhor média de remoção do que o filtro não convencional. Já no trabalho de Lima (2020), o mesmo obteve resultados semelhantes de cor aparente para o filtro convencional e o filtro com resíduo cerâmico.

Ao comparar estatisticamente as médias de cor aparente, encontrou-se diferenças significativas entre a água bruta e os Filtros 1 e 2 (Tabela 5), comprovando a capacidade dos filtros na melhoria desse parâmetro e que os filtros com materiais não convencionais apresentaram melhores resultados para esse parâmetro do que o filtro convencional. Quanto a comparação entre os filtros, foram observadas diferenças significativas entre Filtro 1 e Filtro 2 e entre Filtro 1 e Filtro 3, indicando diferenças no comportamento dos filtros. Diferentemente do que aconteceu no trabalho de Santos Júnior *et al.* (2020), onde o filtro com meio filtrante de maravalha de eucalipto entre duas camadas de areia apresentou desempenho estatisticamente igual ao filtro convencional de areia para esse parâmetro.

Tabela 5. Comparação estatística entre as médias de cor aparente das amostras.

p-valor	Água bruta x Filtro 1	Água bruta x Filtro 2	Água bruta x Filtro 3	Filtro 1 x Filtro 2	Filtro 1 x Filtro 3	Filtro 2 x Filtro 3
	0.001	0.005	0.133	0.002	0.012	0.788

Nota: Teste paramétrico "T" pareado (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, $p\text{-valor} > 0.05$). Fonte: Autores (2022).

Parâmetros microbiológicos

Os resultados das análises de coliformes totais e coliformes termotolerantes para a água bruta e para a água tratada em cada um dos filtros estão apresentados na Figura 3. Os valores das análises mensais de coliformes totais variaram de 1.6×10^2 a 8.1×10^3 NMP/100 mL para a água bruta e de 0 a 2.4×10^3 NMP/100 mL para a água tratada nos filtros. Quanto aos coliformes termotolerantes, os valores variaram de 1.6×10^2 a 7.9×10^3 NMP/100 mL na água bruta, enquanto que para os filtros a variação foi de 0 a 2.4×10^3 NMP/100 mL. É possível notar que

todos os filtros apresentaram remoção dos parâmetros, indicando a presença de atividade biológica nos filtros. As eficiências de remoção variaram de 49.38 a 100% para os coliformes totais e de 52.94 a 100% para os coliformes termotolerantes. De forma parecida, Letshwenyo e Lebogang (2019) observaram remoção de coliformes totais e de coliformes termotolerantes de até 100% no seu trabalho com filtro lento com meio filtrante utilizando escória. Assim como no trabalho de Lima (2020), quando se trata dos coliformes totais, o filtro com resíduo cerâmico apresentou a melhor média de remoção (88.35%), seguido pelo Filtro 3 (convencional de areia) (84.75%) e 2 (79.02%). Zhao *et al.* (2019) sugere que a melhor eficiência apresentada pelo Filtro 1 decorre do fato dos tijolos triturados possuírem estrutura porosa favorável à manutenção de comunidades biológicas. Já para os coliformes termotolerantes, a melhor média de remoção foi observada no Filtro 2 (99.53%), seguido pelo Filtro 3 (92.35%) e 1 (86.0%). Verificou-se ainda que o filtro com fibras de coco foi mais estável na remoção de coliformes termotolerantes e, segundo Kumar *et al.* (2019), isso ocorre, pois, a aplicação de resíduos orgânicos como camada filtrante potencializa a remoção de patógenos, devido à elevada área superficial que esses materiais possuem. Desta forma, observa-se que, em média, os filtros com meios filtrantes com materiais não convencionais apresentaram resultados semelhantes aos alcançados pelo filtro convencional.

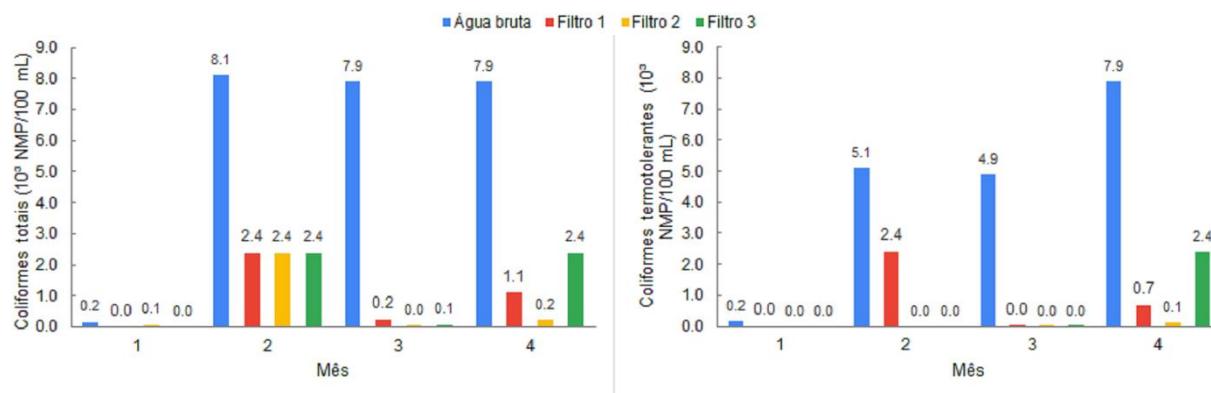


Figura 3. Comportamento temporal dos parâmetros microbiológicos: a) Coliformes totais; b) Coliformes termotolerantes. Nota: NMP/100 mL = Número Mais Provável por 100 mL. Fonte: Autores (2022).

Conclusões

Ao comparar o filtro convencional de areia com os filtros com materiais não convencionais, observou-se que diversos fatores interferem na eficiência de filtros lentos, como as características dos materiais utilizados.

A análise da água bruta propiciou a avaliação dos parâmetros monitorados quanto ao atendimento dos padrões de qualidade da água, tornando possível verificar a eficiência de tratamento alcançada pelos filtros. Já a comparação entre os filtros possibilitou analisar se a alteração de material no meio filtrante ocasiona ou não aumento na eficiência do tratamento. Dessa forma, para o desempenho dos filtros, verificou-se a existência de diferenças significativas entre a água bruta e a tratada para temperatura, sólidos dissolvidos totais, turbidez e cor aparente, indicando que os filtros causaram influencia na água bruta. Já as comparações entre os filtros apresentaram diferenças significativas apenas entre os Filtros 1 e 3 para turbidez e entre o Filtro 1 e os Filtros 2 e 3 para cor aparente. Dessa forma, demonstrando que a substituição da areia pelos materiais não convencionais não provocou perdas de eficiência e assim confirmando seu emprego.

No geral, o filtro de areia misturada com resíduos cerâmicos foi mais eficiente que o filtro convencional e que o filtro de areia misturada com fibras de coco na remoção dos parâmetros físico-químicos turbidez e cor aparente. O filtro de areia misturada com fibras de coco apresentou maior eficiência e estabilidade apenas na remoção de coliformes termotolerantes, já o filtro convencional apontou melhor eficiência na remoção de sólidos dissolvidos totais. O filtro com resíduos cerâmicos exibiu maior atendimento ao padrão de potabilidade para turbidez, enquanto que o filtro com fibras de coco obteve maior atendimento para cor aparente. No caso dos sólidos dissolvidos totais, todos os filtros apresentaram atendimento ao padrão de qualidade.

Diante das análises experimentais realizadas, observa-se que a utilização de materiais não convencionais na filtração lenta pode trazer benefícios ao tratamento, garantindo o aproveitamento de materiais que inicialmente seriam descartados. Assim, mais estudos são bem-vindos para avaliar o emprego destes materiais, sejam pautados na alteração dos meios filtrantes, no traço das misturas, ou mesmo nas suas características de funcionamento.

Referencias bibliográficas

- Abdolahnejad, A., Ebrahimi, A., Jafari, N. (2014) Application of Iranian natural zeolite and blast furnace slag as slow sand filters media for water softening. *International Journal of Environmental Health Engineering*, **3**, 58-63. <https://doi.org/10.4103/2277-9183.139742>
- Anjali, M. S., Shrihari, S., Sunil, B. M. (2019) Experimental studies of slag filter for drinking water treatment. *Environmental Technology & Innovation*, **15**, 100418. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100418>
- Arnold, N., Archer, A., Barkdoll, B. (2016) Bacterial adaptation and performance of household biosand water filters in differing temperatures. *Water Science and Technology: Water Supply*, **16**(3), 794–801. <https://doi.org/10.2166/ws.2015.192>
- Azevêdo, L. C., Lima, A. J., Santos, D. G., Mendonça, L. C., Santos, T. R., Michelan, D. C. G. S. (2022) Uso da fibra de coco no tratamento de água para consumo humano, *Encontro de Recursos Hídricos em Sergipe*, São Cristóvão, Brasil.

- Baig, S. A., Mahmood, Q., Nawab, B., Shafqat, M. N., Pervez, A. (2011) Improvement of drinking water quality by using plant biomass through household biosand filter – A decentralized approach. *Ecological Engineering*, **37**, 1842-1848. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.011>
- Bradley, I., Straub, A., Maraccini, P., Markazi, S., Nguyen, T. H. (2011) Iron oxide amended biosand filters for virus removal. *Water Research*, **45**(15), 4501-4510. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.045>
- Brasil (2019) Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Manual de saneamento. – 5.ed. Brasília.
- Brasil (2021) Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Brasília.
- Delgado-Gardea, M. C., Tamez-Guerra, P., Gomez-Flores, R., Garfio-Aguirre, M., Rocha-Gutiérrez, B. A., Romo-sáenz, C. I., Zavala-Díaz de la serna, F. J., Eroza-de la Vega, G., Sánchez-Ramírez, B., González-Horta, M. C., Infante-Ramírez, M. R. (2019) Streptophyta and Acetic Acid Bacteria Succession Promoted by Brass in Slow Sand Filter System Schmutzdeckes. *Scientific Reports*, **9**(7021). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43489-9>
- Di Bernardo, L. (2003) *Tratamento de água para abastecimento por filtração direta*, Rio de Janeiro: ABES, 498 pp.
- Dominguini, L., Menegaro, D. A., Miguel, T. F., Dal Bó, M. (2014) Utilização de resíduos de materiais cerâmicos na adsorção de corante azul de metileno. *Cerâmica*, **60**(354), 218–222. <https://doi.org/10.1590/S0366-69132014000200009>
- Heller, L. Pádua, V. L. (2010) *Abastecimento de água para consumo humano*. Belo Horizonte: Editora UFMG, 459 pp.
- Heller, L., Bastos, R. K. X., Vieira, M. B. C. M., Bevilacqua, P. D., Brito, L. L. A. de, Mota, S. M. M., Oliveira, A. A., Machado, P. M., Salvador, Da. P., Cardoso, A. B. (2004) Oocistos de Cryptosporidium e cistos de Giardia: circulação no ambiente e riscos à saúde humana. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, **13**(2), 79-92.
- Jayalath, C. P. G., Miguntanna, N. S., Perera, H. A. K. C. (2016) Burnt Clay Bricks as an Alternative Filter Media for Pebble Matrix Filters (PMF) Engineer: *Journal of the Institution of Engineers*, Sri Lanka, **49**(3), 1-9. <http://doi.org/10.4038/engineer.v49i3.7071>
- Kumar, P., Rubio, H. D. P., Hegde, K., Brar, S. K., Cledon, M., Kermanshahi-Pour, A., Sauvé, S., Roy-Lachapelle, A., Galvez-Cloutier, R. (2019) Agro-industrial residues as a unique support in a sand filter to enhance the bioactivity to remove microcystin-Leucine aRginine and organics. *Science of The Total Environment*, **670**, 971-981. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.260>
- Letshwenyo, M. W., Lebogang, L. (2019) Assessment of roughing and slow sand filter modified with slag and clinker ash for removal of microorganisms from secondary effluent. *Environmental Technology*, 1–12.
- Lima, A. J. (2020) *Análise comparativa da eficiência de filtros lentos com meios filtrantes convencional e não convencionais*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, Sergipe, Brasil, 134 pp.
- Lo Monaco, P. A. V., Matos, A. T. de, Sarmento, A. P., Lopes Júnior, A. V., Lima, J. T. (2009) Desempenho de Filtros Constituídos por Fibras de Coco no Tratamento de Águas Residuárias de Suinocultura. *Revista Engenharia Na Agricultura - REVENG*, **17**(6), 473–480. <https://doi.org/10.13083/reveng.v17i6.113>
- Machado, K. C., Damm, D. D., Fornari Junior, C. C. M. (2009) Reaproveitamento tecnológico de resíduo orgânico: casca de coco verde na produção de gabinetes ecológicos de computadores, *Fórum Internacional de Resíduos Sólidos*, Porto Alegre, Brasil.
- Mtavangu, S., Rugaika, A. M., Hilonga, A., Njau, K. N. (2017) Performance of constructed wetland integrated with sand filters for treating high turbid water for drinking. *Water Practice and Technology*, **12**(1), 25–42. <https://doi.org/10.2166/wpt.2017.007>
- Mutemi, S., Hoko, Z., Makurira, H. (2020) Investigating feasibility of use of bio-sand filters for household water treatment in Epworth, Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth*, **117**, 102864. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2020.102864>
- Muter, O., Perkons, I., Svinka, V., Svinka, R. e Bartkevics, V. (2017) Distinguishing the roles of carrier and biofilm in filtering media for the removal of pharmaceutical compounds from wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*, **111**, 462–474. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.08.010>

- Nascimento, A. P., Pelegrini, R. T., Brito, N. N. (2012) Filtração lenta para o tratamento de águas para pequenas comunidades rurais. REEC - Revista Eletrônica de Engenharia Civil, 4(2), 54-58. <https://doi.org/10.5216/reec.v4i2.19705>
- Pádua, V. L. (2010) Soluções alternativas desprovidas de rede. In: Heller, L.; Pádua, V. L. *Abastecimento de água para consumo humano*. Belo Horizonte: Editora UFMG, 428 pp.
- Paterniani, J. E. S., Silva, M. J. M., Ribeiro, T. A. P., Barbosa, M. (2011) Pré-filtração em pedregulho e filtração lenta com areia, manta não tecida e carvão ativado para polimento de efluentes domésticos tratados em leitos cultivados. *Engenharia Agrícola*, 31(4), 803-812.
- Richter, C. A. (2009) *Água: métodos e tecnologia de tratamento*. São Paulo, SP: Blucher, 352 pp.
- Santos Júnior, J. L., Santos, L. A. R., Lima, A. J., Michelan, D. C. G. S. (2020) Tratamento de água por filtração lenta com meio filtrante composto de areia e resíduo sustentável de maravilha, *Encontro de Recursos Hídricos em Sergipe*, São Cristóvão, Brasil.
- Santos, S. T., Lima, A. J., Michelan, D. C. G. S. (2021) Perspectivas sobre o uso de materiais alternativos no tratamento de água: revisão sistemática desenvolvida em filtros lentos. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, 9, 121-139. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5550931>
- Silva, K. M. S., Rezende, L. C. S. H., Silva, C. A., Bergamasco, R., Gonçalves, D. S. (2013) Caracterização físico-química da fibra de coco verde para a adsorção de metais pesados em efluente de indústria de tintas. *ENGEVISTA*, 15(1) 43-50.
- Śmiech, K. M., Tolksma, A., Kovács, T., Dalbosco, V., Yasadi, K., Groendijk, L., Agostinho, L. L. F. (2018) Comparing mixed-media and conventional slow-sand filters for arsenic removal from groundwater. *Water (Switzerland)*, 10(119), 1-14. <https://doi.org/10.3390/w10020119>
- Souza, F. H., Toscano, B., Carneiro, C. G., Sens, M. L. (2017) Diagnóstico e discussão sobre uso da Filtração Lenta para abastecimento público em Santa Catarina, Brasil. *Revista DAE*, 209(66), 37-50. <https://doi.org/10.4322/dae.2017.013>
- Wesler, S., Brida, I. C., Geremias, R., Menezes, C. T. B., Pineda-Vasquez, T. (2021) Estudo do potencial de adsorção de íons de ferro de água contaminada com drenagem ácida de mina utilizando geopolímero à base de cinza da asca de arroz e resíduo cerâmico. *Eng Sanit Ambient*. 26(6), 1123-1133. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200123>
- Zhao, Y., Wang, X., Liu, C., Wang, S., Wang, X., Hou, H., Wang, J., Li, H. (2019) Purification of harvested rainwater using slow sand filters with low-cost materials: Bacterial community structure and purifying effect. *Science of the Total Environment*, 674, 344-354. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.474>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ANÁLISE DA TENDÊNCIA DE SÉRIES HISTÓRICAS DE VAZÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO AMAZONAS

TREND ANALYSIS OF HISTORIC DISCHARGE SERIES IN THE AMAZON RIVER HYDROGRAPHIC BASIN

Recibido el 16 de marzo de 2022. Aceptado el 20 de febrero de 2023

Abstract

Studying flow trends is important to understand hydrological variability and to determine what has influenced their increases or decays. The present work analyzes the spatio-temporal trends of the annual series of average flow in the Amazon River Basin (Brazilian portion) of 92 fluvimetric stations through non-parametric Mann-Kendall and Sen's Slope tests for five distinct periods (1975-2014, 1980-2014, 1985-2014, 1995-2014 and 2000-2014). The results indicate that the series of average flows are increasing in the Amazon Basin for all analyzed periods. In the sub-basins of the right bank of the Amazon River, Tapajós and Madeira, the most recent period (2000-2014) records the greatest trends of significant increase in the average annual flow from 1998 onwards, reaching the highest values ever observed. Mean flow decay trends were found at six stations in the Tapajós and Madeira sub-basins. The magnitude of trends by Sen's Slope test, of significant or non-significant data, shows that there is behavior of increase in flow rates throughout the Amazon basin, which can be influenced by atmospheric systems operating in the Amazon (such as the Intertropical Convergence Zone, ENOS, General and Upper Circulation in Bolivia) or changes in land use and occupation, such as deforestation of the right bank of the Amazon River.

Keywords: Amazon, trends, discharge.

¹ Universidade Federal do Pará, Brasil.

² Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.

* Autor correspondente: Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pará. Rua Augusto Corrêa, nº 01, Guamá, Belém, Pará, 66075-110. Brasil. Email: iuanna.dias@itec.ufpa.br

Resumo

Estudar as tendências de vazão é importante para compreender a variabilidade hidrológica e para determinar o que têm influenciado nos seus aumentos ou decaimentos. O presente trabalho analisa as tendências espaço-temporais das séries anuais de vazão média na Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas (porção brasileira) de 92 estações fluviométricas através de testes não paramétricos de Mann-Kendall e Sen's Slope para cinco períodos distintos (1975-2014, 1980-2014, 1985-2014, 1995-2014 e 2000-2014). Os resultados apontam que as séries de vazões médias estão aumentando na Bacia Amazônica para todos os períodos analisados. Nas sub-bacias da margem direita do rio Amazonas, Tapajós e Madeira, o período mais recente (2000-2014) registra as maiores tendências de aumento significativo da vazão média anual a partir de 1998 e que atingem os maiores valores já observados. Tendências de decaimento da vazão média foram encontradas em seis estações das sub-bacias do Tapajós e Madeira. A magnitude das tendências pelo teste de Sen's Slope, de dados significativos ou não significativos, mostra que há comportamento de aumento das taxas de vazão em toda bacia amazônica, que pode ser influenciado por sistemas atmosféricos atuantes na região (como Zona de Convergência Intertropical, ENOS, Circulação Geral e Alta da Bolívia) ou mudanças de uso e ocupação do solo, como o desmatamento da margem direita do Rio Amazonas.

Palavras-chave: Amazônia, tendências, vazão.

Introdução

Os estudos de tendências das componentes hidrológicas, como vazão e precipitação, têm aumentado para identificar uma possível mudança climática (Molnár e Ramírez, 2000), como encontrado por Zhao *et al.* (2014), utilizando o teste de Mann Kendall na Bacia do Rio Yellow (China) para identificar impactos no clima. Calcular as tendências contribui para a compreensão da variabilidade climática global e é essencial para o desenvolvimento de modelos hidrológicos e gestão de recursos hídricos (Macêdo, 2013).

É importante ressaltar que a vazão não é um componente climático, mas é variável que influencia indiretamente nas características climatológicas (Limberger e Silva, 2012), que através da contribuição para o escoamento superficial pela evaporação, retorna a atmosfera onde há atuação climática. Sendo assim, a vazão é o parâmetro que mensura o volume de água em determinado intervalo de tempo de uma bacia hidrográfica, importante para estudos de disponibilidade hídrica, controle de cheias e de projetos de engenharia como as barragens.

As transformações climáticas e mudanças no uso e ocupação do solo tendem a afetar a demanda de água do planeta e o padrão dos parâmetros hidrológicos (Gomes Júnior e Ely, 2021; Santos *et al.*, 2020). Isto reflete em alterações no ciclo hidrológico e na dinâmica socioambiental. As comunidades ribeirinhas na Amazônia sentem essas mudanças na disponibilidade hídrica da região, com a intensificação das cheias e dos períodos de estiagem. Diversos modelos matemáticos e estatísticos permitem o entendimento de tendências climáticas globais a partir de dados hidrológicos e meteorológicos.

Na Amazônia não foram observadas tendências sistemáticas em longo prazo às condições mais secas ou chuvosas, também não foram observadas tendências importantes das vazões dos rios da Amazônia (Marengo, 2008).

Do *et al.*, (2017) aplicaram a análise de tendência através do teste de Mann Kendall com significância de 90% em 9213 estações fluviométricas ao redor do mundo e identificaram tendência crescente em algumas partes da América do Sul. Neste estudo, curiosamente, nem a presença de barragens e mudanças na cobertura florestal tiveram grandes efeitos nos resultados da tendência, mas o tamanho da bacia influenciou, já que as bacias com tendência crescente tendiam a ser menores.

O trabalho de Limberger e Silva (2012), identificou que na Amazônia para bacias menores há média e forte correlação entre chuva e vazão. George (2007) na bacia do Winnipeg (Canada) constatou o aumento da vazão na década de 1960 a 1970 que coincidiu com as precipitações acima da média.

Já o estudo de Higashino e Stefan (2019) no Rio Banjo (Japão) identificou que a descarga não é afetada apenas pelas mudanças climáticas, mas pelas mudanças de uso e ocupação do solo, que identificou tendência de aumento na vazão e baixa correlação com a precipitação.

Novotny e Stefan (2007) utilizaram vazões médias e a Q₇₋₁₀ no verão e inverno nos Estados Unidos com estações de 100, 70 e 50 anos de dados e também a precipitação, identificaram que há tendências mais fortes a partir de 1990, relacionado com o aquecimento da temperatura da superfície terrestre no final do século XIX até os anos 2000. O aumento de temperatura deixa o Ciclo Hidrológico mais ativo e aumenta a capacidade de retenção de água em toda a atmosfera, o estudo identificou aumento da precipitação e dos picos de inundação nos EUA.

A Organização Mundial de Meteorologia (OMM) em seu Guia de Práticas Hidrológicas, OMM (1994), recomenda que para cálculos dos padrões e normais climatológicos é necessário o período mínimo de 30 anos de observações sequenciais. Entretanto, diversos trabalhos que analisam tendências utilizaram períodos de até 10 anos de dados (Lima Júnior e Zanella, 2017; Novotny e Stefan, 2007; Crowley *et al.*, 2008; Marengo e Tomasella, 1998; Moura, 2015). Além disso, quando o período é maior ou igual a 10 anos a variável S do teste de Mann-Kendall pode ser comparada como uma distribuição normal (Salviano *et al.*, 2016).

Para Limberger (2016) e Marengo (2008) as vazões da Amazônia possuem altas correlações com as anomalias de TSM (Temperatura da Superfície do Mar), o que sugere associação com o ENOS (El Niño Oscilação Sul). Projeções de Marengo (2008) indicam que para a América latina o aumento da temperatura e a diminuição de água no solo devem transformar parte da Amazônia

em savanas. No Sul da Espanha, a aplicação do teste de tendência de Mann-Kendall verificou redução de 60% do fluxo, um cenário de déficit (Yeste *et al.*, 2018).

Os estudos supracitados aplicaram testes de tendência não paramétricos e mostram a importância de utilizar a variável vazão. A análise de tendência é base para identificação de alterações no ciclo hidrológico e também para aplicação de modelos globais para previsão dos extremos. Identificar estas mudanças e prevê-las é essencial para a gestão de recursos hídricos e para aqueles que dependem da água.

Por isso, este trabalho é realizado em toda a Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas na porção brasileira, que possui um dos maiores reservatórios de água doce do planeta. Este estudo utiliza estações de vazão, com pelo menos 15 anos de dados disponíveis, para a análise de tendência e a variabilidade espaço temporal através do teste de Mann-Kendall e Sen's Slope. Este é um importante trabalho para a compreensão da variabilidade hidrológica e de disponibilidade hídrica na Amazônia.

Área de Estudo

A Bacia do Rio Amazonas, mais importante dos rios do planeta, cobre aproximadamente 6.3 milhões de km² (aproximadamente 5% das terras emergidas) e descarrega no Atlântico um volume de água que representa 17% da descarga total de água doce do mundo e abrange a maior parte da floresta amazônica. Cerca de metade da floresta tropical remanescente do mundo encontra-se na Bacia Amazônica (Heerspink *et al.*, 2020).

Se estende por 7 países: Brasil (63%), o Peru (16%), a Bolívia (12%), a Colômbia (5.6%), o Equador (2.3%), a Venezuela (0.8%) e a Guiana (0.3%) e abrange uma população total de 54 milhões de pessoas. No Brasil, aproximadamente 2/3 da Bacia do Rio Amazonas inclui os estados do Acre, Amazonas, Rondônia e Roraima e parte dos estados do Amapá, Mato Grosso e Pará (Molinier, *et al.*, 1995; Trejo, *et al.*, 2021).

O Amazonas apresenta grande regularidade no regime hidrológico anual, quando as sub-bacias estão na estiagem são compensadas pelas sub-bacias na época de cheia. Sendo assim, o regime hidrológico varia pouco a cada ano. Quanto à sazonalidade essa normalidade muda, pois a estação chuvosa (novembro a abril) possui 70% da precipitação total anual e a menos chuvosa (maio a outubro) somente 30% (Coutinho *et al.*, 2018).

Quanto à hidrografia, a bacia amazônica, está dividida em três grandes unidades morfoestruturais: os escudos (44% da superfície total), a cordilheira dos Andes (11%) e a planície amazônica (45%) em que os principais rios formadores do Amazonas apresentam características hidrográficas ligadas a estas três unidades. Os dois rios de origem andina são o Solimões e o

Madeira. Na região de Manaus, a convergência das contribuições dos rios Solimões, Negro e Madeira conduzem a um importante aumento das superfícies drenadas e das vazões. Esta concentração de descarga tem um declive hidráulico fraco, que gera perturbações no escoamento destes rios e reflete na não-univocidade das curvas-chave (Molinier *et al.*, 1995).

No período de 1973-1990, de acordo com Moliniear et al. (1995), a vazão média anual na foz do Amazonas foi de 209000 m³/s, e no ponto de maior contribuição, que é a estação de Óbidos, a descarga chega a 168700 m³/s com uma área de drenagem de 4680000 km², sendo um dos maiores pontos de medição de descarga líquida do mundo. As principais sub-bacias da bacia amazônica na porção brasileira são as do Rio Negro, Solimões, Purus, Madeira, Tapajós e Xingu.

A Figura 1 apresenta a área de estudo, que corresponde aos limites da Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas na porção brasileira, divisão instituída pelo antigo DNAEE (Departamento Nacional de Água e Energia Elétrica) e a divisão em dez (10) sub-bacias hidrográficas.

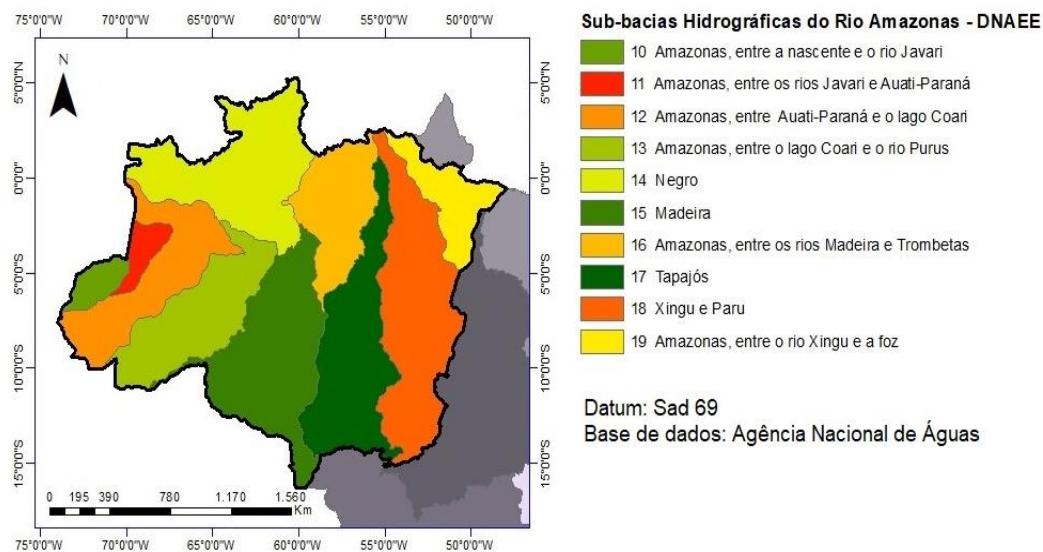


Figura 1. Limites da Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas e suas sub-bacias (porção brasileira).

Metodología

É utilizado os dados de vazão disponíveis no Hidroweb <<https://snirh.gov.br/hidroweb/>> da Agência Nacional de Águas (ANA), através da consulta de todas as estações disponíveis e que tenham um período mínimo de 15 anos até o ano de 2014, que é o ano limite em que a série fluviométrica está consistida e sem falhas.

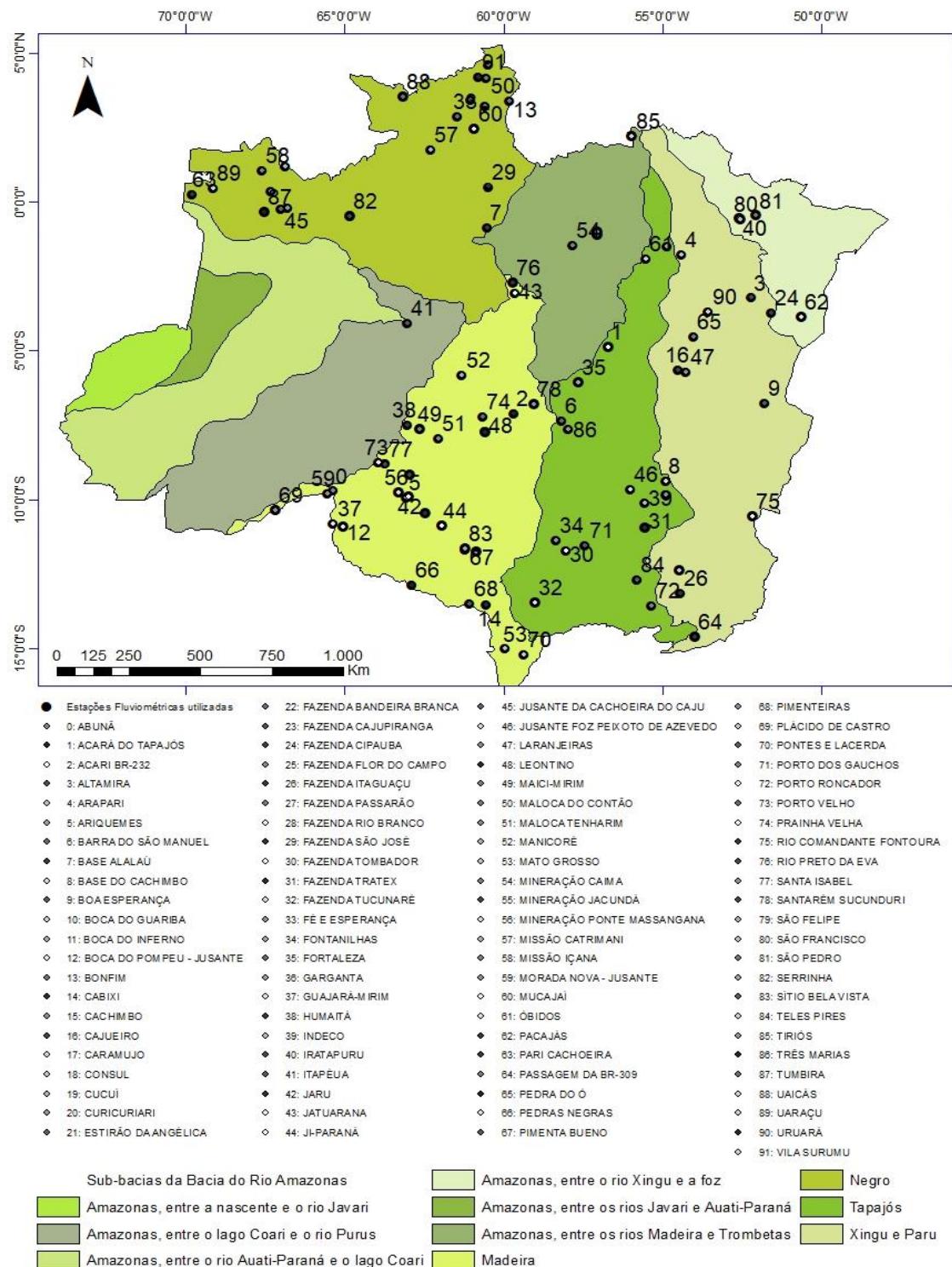


Figura 2. Estações Fluviométricas utilizadas inseridas nas sub-bacias hidrográficas do Rio Amazonas.

Na escolha das estações fluviométricas foi considerada as estações que possuíssem dados de vazão (aqueelas com medição de descarga líquida e curva-chave), período sem falhas (em função das poucas metodologias consolidadas na literatura sobre o preenchimento de dados de vazão), com período mínimo de 15 anos e ano limite de 2014. O ano limite de 2014 foi escolhido, pois só há dados consistidos de vazão até 2014 no banco de dados da ANA, ou seja, os dados utilizados são consolidados pela ANA através de métodos estatísticos como regressão linear e de preenchimento com base nas áreas de drenagem de estações de apoio. Como os dados já estão consistentes e validados, os autores não aplicaram nenhum método de preenchimento. Após a análise do banco de dados e consulta aos dados disponíveis, 92 estações fluviométricas são utilizadas como mostra a Figura 2.

Análise de Tendência: Mann-Kendall e Sen's Slope

O teste de Mann-Kendall e de Sen's Slope foi aplicado nas séries anuais de vazão média, com o uso do software livre “R”. Os testes foram aplicados em cinco períodos distintos, para melhor compreender a variabilidade temporal. Sendo assim, os dados das séries históricas foram divididos e o teste aplicado para cada período, ressaltando que nem todas as estações se enquadram em todos os períodos, algumas têm apenas 15 anos, outras apenas 30 anos. Os períodos de aplicação dos testes foram: 1975 a 2014 (40 anos), 1980 a 2014 (35 anos), 1985 a 2014 (30 anos), 1995 a 2014 (20 anos) e 2000 a 2014 (15 anos), como indicado por Novotny e Stefan (2007).

De acordo com Mann (1945) e Kendall (1975) a estatística do teste é definida pela Equação 01:

$$S = \sum_{i=2}^n \sum_{j=1}^{i-1} \text{sign}(x_i - x_j) \quad \text{Equação (1)}$$

x_i : Dados observados

x_j : Dados estimados da sequência de valores

n: Comprimento da série temporal

E o sinal $(x_i - x_j)$ é igual a -1 para $(x_i - x_j) < 0$, 0 para $(x_i - x_j) = 0$ e 1 para $(x_i - x_j) > 0$.

O valor de S é normalmente distribuído com média E(S) e variância Var(S), para uma situação na qual pode haver valores iguais de x, que são calculados pelas Equações 02 e 03:

$$E(S)=0 \quad \text{Equação (2)}$$

$$\text{Var}(S) = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{p=1}^q t_p(t_p-1)(2t_p+5)}{18} \quad \text{Equação (3)}$$

Onde

t_p : é o número de dados com valores iguais num certo grupo

q: é o número de grupos contendo valores iguais na série de dados num certo grupo

O teste estatístico parametrizado de Mann-Kendall (Z_{MK}) é dado pela equação 04:

$$Z_{MK} = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{\text{Var}(S)}} & \text{se } S>0 \\ 0 & \text{se } S=0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{\text{Var}(S)}} & \text{se } S<0 \end{cases} \quad \text{Equação (4)}$$

A presença de uma tendência estatisticamente significativa é avaliada usando o valor de Z_{MK} . Após o teste de hipótese, um valor positivo ou negativo de Z_{MK} pode indicar um aumento ou diminuição na tendência, dentro de um nível de confiança de 95% do valor de Z_{MK} entre -1.96 a +1.96 (Lopes e Silva, 2013).

O teste Sen's Slope é utilizado para calcular a magnitude da tendência e dá uma dimensão numérica do quanto realmente aquela série aumentou ou diminuiu a cada ano, e mensura o resultado do teste de Mann-Kendall.

Segundo Alcântara et al. (2019) o método é insensível a outliers e dados ausentes, e mais rigoroso que a curvatura da regressão linear provendo medidas mais reais. É obtido através do cálculo dos pares de valores da série conforme a Equação 05:

$$\beta = \text{Mediana} \frac{(x_i - x_j)}{(j-i)} \quad \text{Equação (5)}$$

Onde

x: vazão correspondente ao ano j e i, sendo j sempre menor que i.

Resultados

Ao todo foram realizados 272 testes de Mann-Kendall e Sen's Slope na série de vazão média de 92 estações e aplicadas nos cinco períodos analisados (1970-2014, 1980-2014, 1985-2014, 1995-2014 e 2000-2014). A Tabela 1 apresenta a porcentagem de estações com tendência positiva ou negativa significativa com p value =0.05, ou seja, com 95% de chances dessa tendência ser verdadeira. O período que apresentou maiores resultados significativos foi o de 35 anos (1980-2014), para o período de 30 e 20 anos a tendência positiva diminui e aumenta para os últimos 15 anos.

A vazão média teve maior porcentagem para tendência de aumento em comparação com a de decaimento, como mostra a Tabela 1. A Figura 3, apresenta a distribuição espacial das tendências pelo teste de Mann-Kendall da série de vazão média para cada período analisado. Ao analisar a Figura 3 (b), no período de 1980-2014, as tendências positivas estão bem distribuídas nas

estações localizadas na margem esquerda do Rio Amazonas (porção norte), e apenas três estações da margem direita (porção sul) possuem tendência negativa. No entanto, deve-se levar em conta que há poucas estações estudadas nos afluentes da margem direita para o período de 1980-2014. No entanto, o estudo de Heerspink *et al.* (2020) com a utilização de mais estações para o período de 1980-2014 na área da bacia amazônica e do Tocantins, mostrou descargas crescentes na porção norte e oeste e descarga decrescente na porção sul e leste da bacia amazônica.

Tabela 1. Porcentagem das estações com série de vazão média com tendência positiva (S+) ou negativa (S-) significativas e tendência não significativa (NS) na Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas.

Período	1975-2014 (40 anos)	1980-2014 (35 anos)	1985-2014 (30 anos)	1995-2014 (20 anos)	2000-2014 (15 anos)
nº estações	10	19	66	85	92
% S+	40%(+)	68.4%(+)	15.2%(+)	16.5%(+)	22.8%(+)
% S-	10%(-)	21.1%(-)	1.5%(-)	1.2%(-)	1.1%(-)
% NS	50%	10.5%	83.3%	82.3%	76.1%

Das 66 estações estudadas no período de 1985-2014, Figura 3 (c), apenas 9 estações tiveram tendência positiva e uma tendência negativa. Quando se diminui o período, para os últimos 20 anos (1995-2014) e 15 anos (2000-2014), há um aumento no número de estações com tendência positiva, e é nítido na Figura 3 que esse aumento ocorre nas estações localizadas a margem direita do Rio Amazonas, sendo evidente no período de 2000-2014. Nestes dois períodos há apenas uma estação (Fazenda Tucunaré) com tendência negativa, as demais são positivas.

Em síntese para os períodos de 1975-2014 e 1980-2014 as tendências positivas estão nas estações dos afluentes da margem esquerda, no entanto, não há estações analisadas na margem direita por falta de dados. Os demais períodos, a partir de 1985, apresentam estações distribuídas em toda a área da bacia (com exceção das sub-bacias 10 – Amazonas, entre a nascente e o Javari; 11 – Amazonas, entre os rios Javari e Auati-Paraná e 12- Amazonas entre Auati -Paraná e o lago Coari) e a distribuição das tendências positivas significativas se concentram na margem direita do Amazonas, principalmente nos últimos 15 anos.

Ao analisar os resultados das vazões médias por sub-bacia, a sub-bacia 13 – Entre o lago Coari e o rio Purus, só teve uma estação com tendência positiva significativa que é Itapéua, no período de 1975-2014, com $Z_{MK}=2.02$. Na sub-bacia 19 – Amazonas entre o Rio Xingu e a foz, das 4 estações analisadas, apenas a estação de São Francisco apresentou tendência significativa de aumento para o período de 1980-2014.

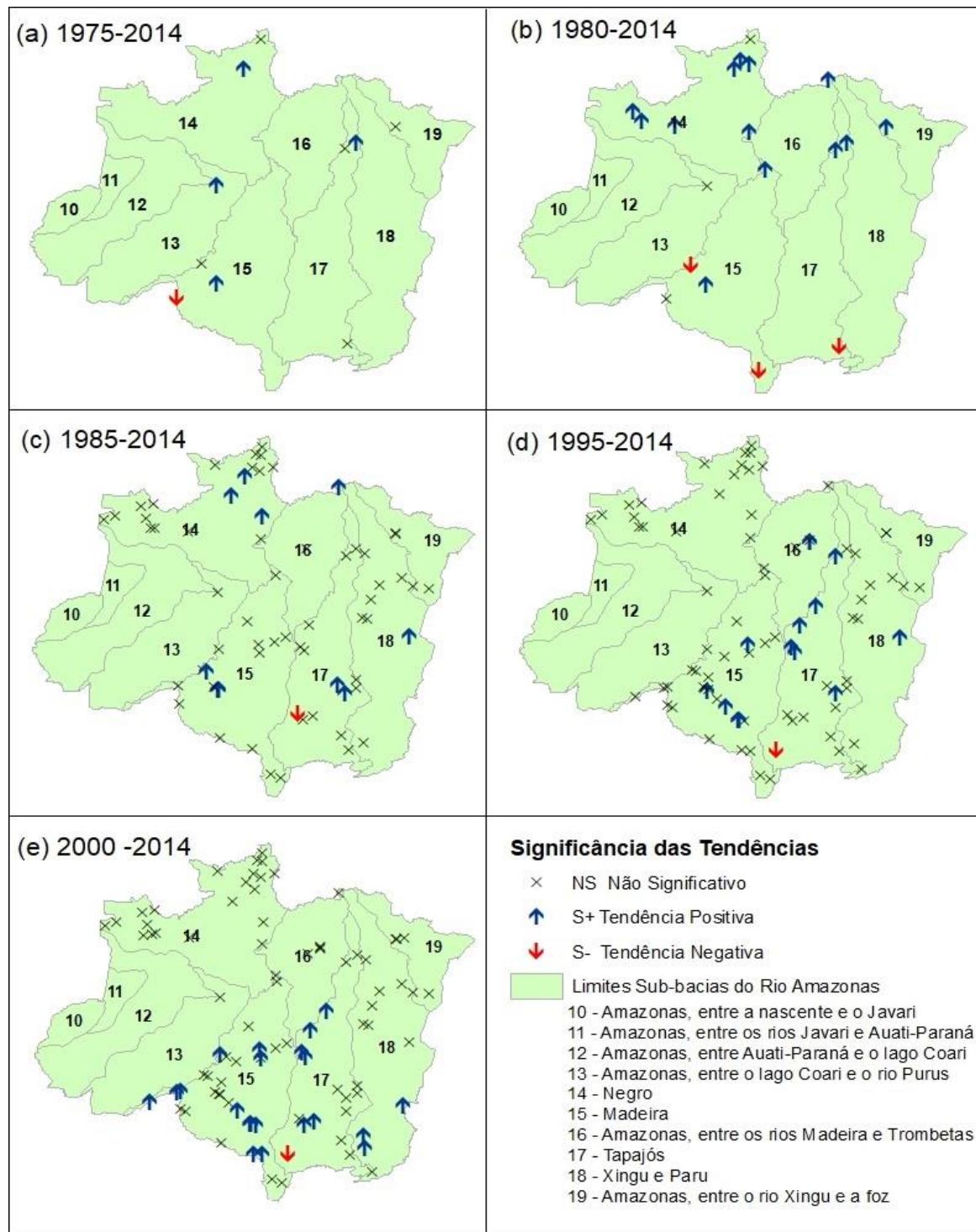


Figura 3. Distribuição espacial das tendencias pelo teste de Mann-Kendall nas séries de vazões médias.

Na sub-bacia 16 – Amazonas, entre os rios Madeira e Trombetas, foi realizado a aplicação do teste em apenas 5 estações. Destas, houve tendência positiva significativa em 3 estações: Caramujo (1995-2014), Estirão da Angélica (1995-2014) e Tiriós (1980-2014 e 1985-2014). O trabalho de Hachem (2016) analisou sete estações, nesta mesma região da sub-bacia 16 mas levando em conta a divisão do Estado do Pará em mesorregiões, e aplicou o teste de Mann Kendall para o período de 1995-2013, neste estudo as estações de Caramujo e Tiriós não apresentaram tendência positiva e as demais valores positivos de Z_{MK} só que menor que 1.96.

Apesar de não haver significância, os resultados das cinco estações deste trabalho e das sete estações do estudo de Hachem (2016) apresentaram valores de Z_{MK} positivos. O estudo de variabilidade hidrológica realizado por Coutinho *et al.* (2019) também identificou tendência de crescimento da vazão na sub-bacia do Rio Trombetas.

Na sub-bacia 18 – Rio Xingu e Paru, o teste de Mann-Kendall foi aplicado em 12 estações fluviométricas. Mas apenas as estações Fazenda Itaguaçu (2000-2014), Consul (2000-2014), Rio Comandante Fontoura (2000-2014) e Boa Esperança (1985-2014 e 1995-2014) tiveram tendência positiva. O estudo de Moura (2015), na sub-bacia do Xingu, mostrou tendência significativa positiva de aumento na estação de Boa Esperança. Coutinho *et al.* (2019) identificou através de análise dos hidrogramas que a estação de Arapari teve tendência positiva e a de Altamira teve tendência negativa para o período de 1982-2012, no entanto, ao aplicar o teste de Mann Kendall não houve tendência.

A sub-bacia 14 – Rio Negro, para as vazões médias, apresentou apenas tendência positiva nos períodos de 1975-2014, 1980-2014 e 1985-2014, como encontrado por Coutinho *et al.* (2019). Marengo e Tomasella (1998) aplicou o teste de Mann Kendall para a descarga média durante os três meses de cheia em estações localizadas na sub-bacia do Rio Negro no período de 1903-1992, os resultados do Z_{MK} foram positivos, mas não significativos. O comportamento da sub-bacia 14 é semelhante ao encontrado por Marengo e Tomasella (1998) e a tendência positiva torna-se significativa. No entanto, para os períodos mais recentes estas estações não tiveram tendência significativa, ou seja, nos últimos 20 e 15 anos o aumento não foi significativo quando comparado aos períodos com mais de 30 anos.

A Figura 4, apresenta a distribuição da vazão média padronizada das estações que tiveram tendência positiva na sub-bacia 14 do Rio Negro. Para melhor visualizar os dados, foi calculada a vazão padronizada (valor adimensional) que é a diferença entre a vazão média anual e a vazão média da série histórica, dividido pelo desvio padrão da série histórica realizado para cada estação com tendência significativa positiva da sub-bacia-14 Rio Negro. Desta forma os valores ficam na mesma escala, já que cada estação possui uma magnitude diferente de vazão. A vazão média padronizada foi aplicada no trabalho de Coutinho *et al.* (2019).

Sub-bacia 14 - Rio Negro

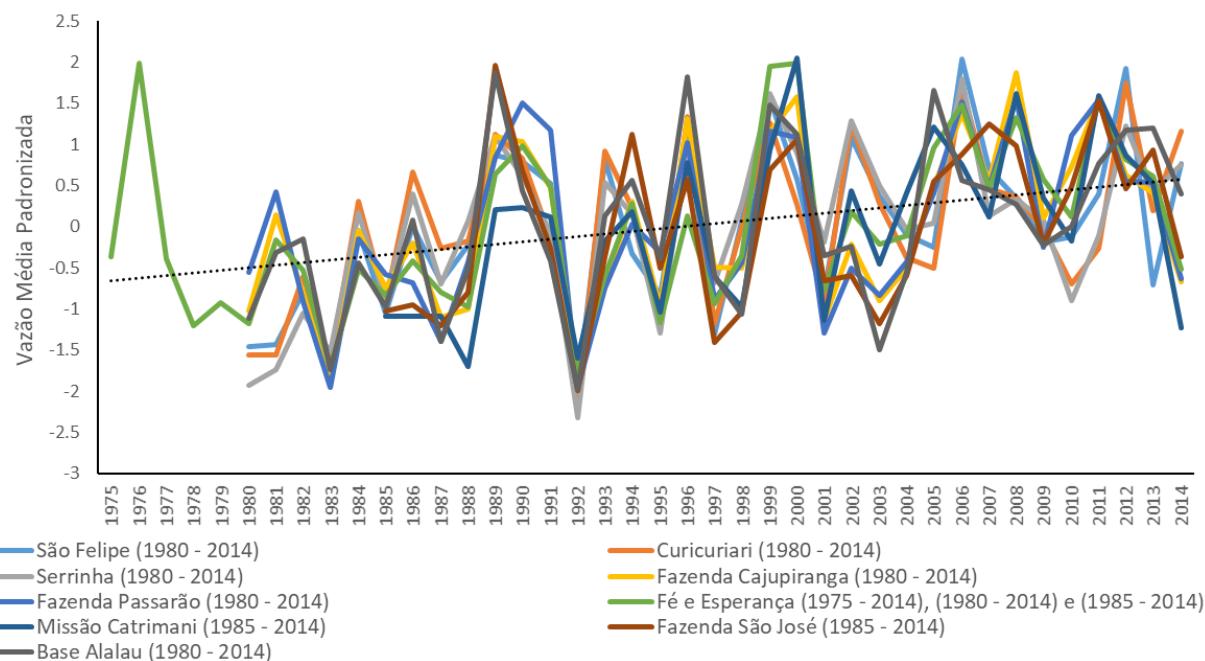


Figura 4. Vazão média padronizada das estações do Rio Negro (sub-bacia 14) com tendência significativa positiva.

No Rio Negro, a Figura 4 aponta tendência de aumento gradativa, ou seja, não há mudança abrupta na série em algum período específico, por isso que os períodos curtos (de 20 e 15 anos) não apresentam tendência significativa, pois não há grande variação em comparação aos mais antigos. Este resultado é melhor observado na Figura 5, que é a Curva de Duração Decadal da vazão pela sua frequência de excedência (%) de seis estações do Rio Negro, esta curva também foi aplicada no estudo de Guzha *et al.* (2013). Na Figura 5, é possível observar um sutil “salto” da vazão média a partir de 1990 (que é um aumento de cerca de 1000m³/s na estação São Felipe), e após este período as curvas de 1990-1999 e 2000-2009 são bem próximas, que justifica ainda mais a não ocorrência de tendência significativa analisando apenas este período.

Na sub-bacia 15 – Rio Madeira, que contribuí com o Amazonas na margem direita, as tendências positivas ocorrem na maioria das estações nos últimos 20 e 15 anos. A Figura 6 apresenta, a vazão média padronizada das estações com tendência positiva. Em 1998 há um pico de diminuição significativa da vazão em todas as estações da Figura 6, neste período (1997-1998) teve a ocorrência do fenômeno ENOS fase positiva forte de acordo com os dados do CPTEC (2021). Sendo que em 2005 houve período de seca na Amazônia, o que acarretou em diminuição mas que não é tão significativa em comparação ao ano de 1998, que mostra a influência do fenômeno ENOS, resultados também encontrados nos estudos de Coutinho *et al* (2019) e Lima e Dias (2015).

A partir de 1999 há aumento significativo dos picos de cheia no hidrograma em comparação ao período de 1975-1998, em que os dados eram mais uniformes.

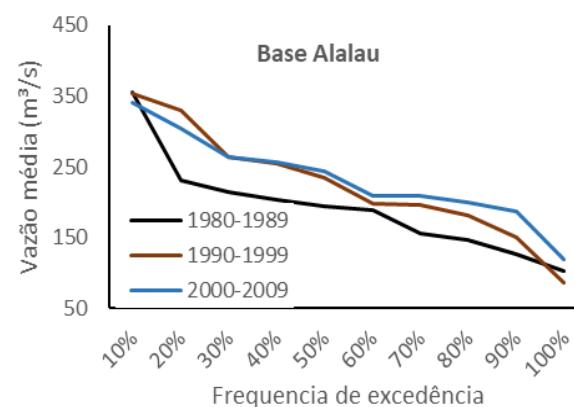
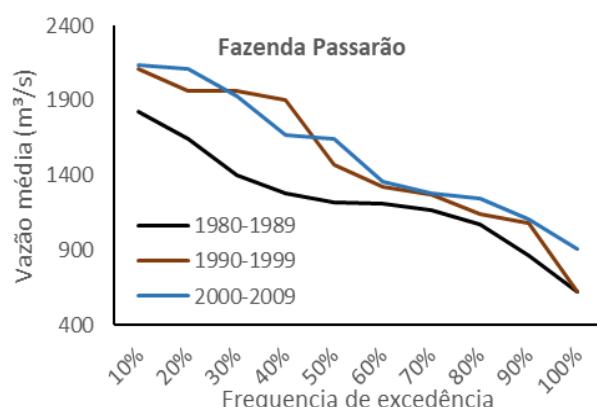
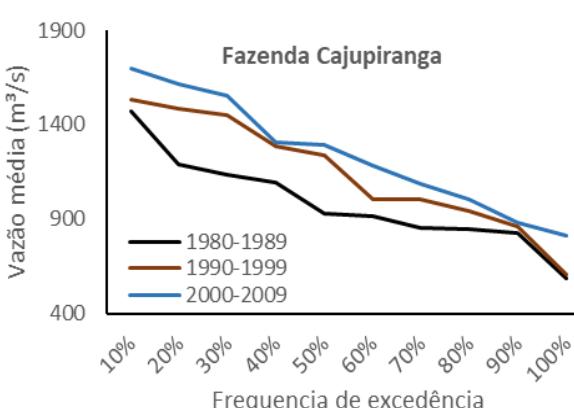
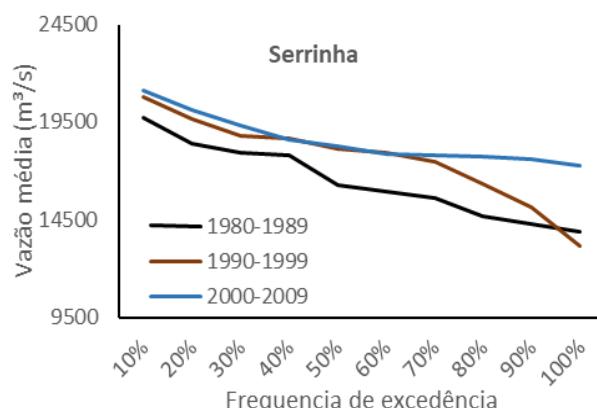
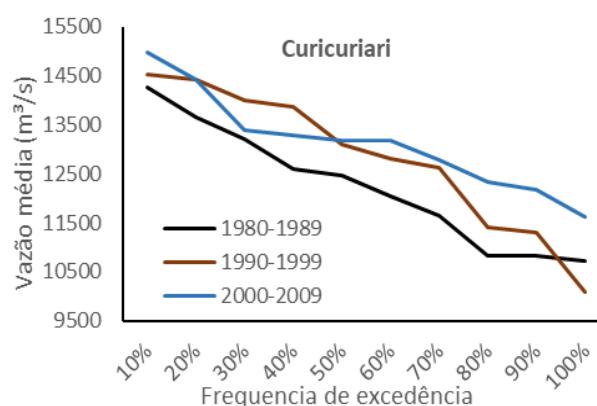
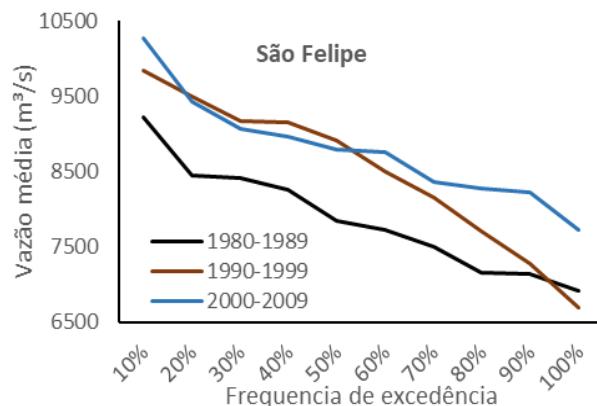


Figura 5. Curva de Duração Decadal de 6 estações com tendência positiva da Sub-bacia 14 - Rio Negro.

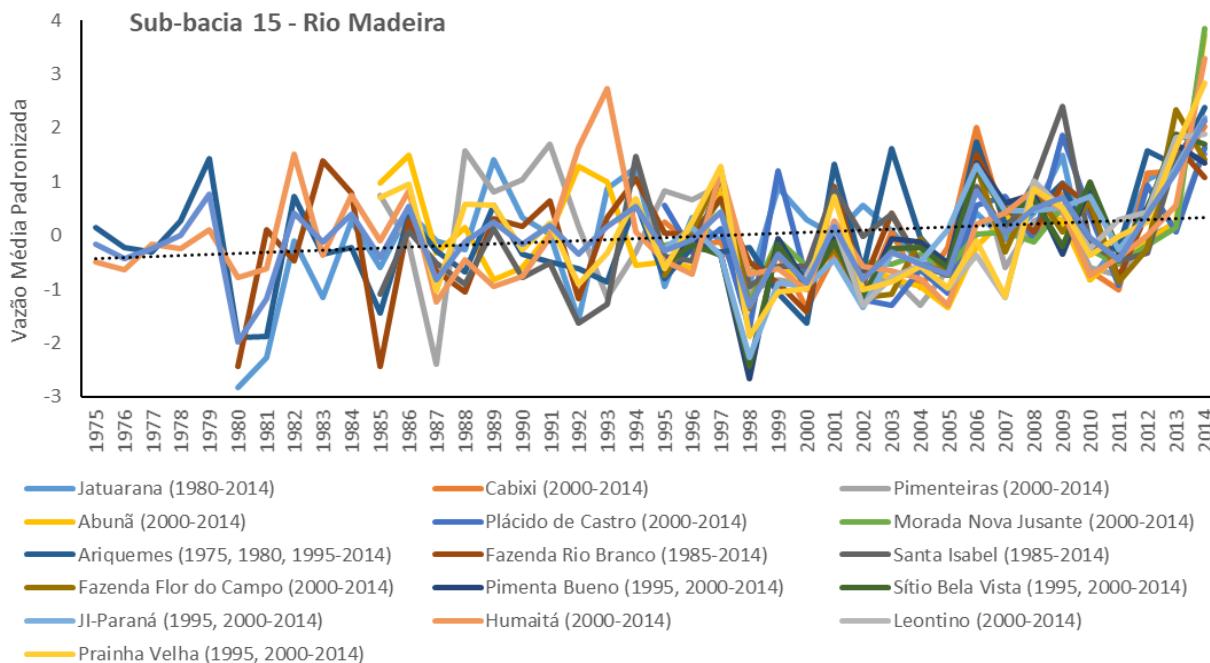


Figura 6. Vazão média padronizada das estações do Rio Madeira (sub-bacia 15) com tendência significativa positiva.

Deve-se ressaltar que em 2010 também houve seca na Amazônia, que de acordo com o INPE (2011) foi a maior seca já registrada em mais de 100 anos de monitoramento na estação de Manaus, superando a seca de 2005. A seca de 2010, segundo o INPE, teve início durante o verão com a ocorrência de El Niño moderado mas que foi intensificado pelo aquecimento das águas tropicais do Atlântico Norte.

A partir de 2010, a maioria das estações com tendência significativa positiva aumentam a vazão média anual, atingindo os maiores valores observados desde 1975 no ano de 2014. A evolução de aumento da vazão após 2010 é muito mais intensa na sub-bacia 15 do Rio Madeira do que na sub-bacia 14 do Rio Negro. A Figura 7 apresenta as curvas de duração decadal da vazão média de 2 estações na sub-bacia 15 do Rio Madeira, em que o período de 2005-2014 mostra o aumento da vazão, com comportamento diferente do observado na sub-bacia 14 do Rio Negro em que as estações aumentam a vazão sutilmente a partir de 1990 e se mantêm.

Comportamento semelhante ao da sub-bacia 15 – Rio Madeira é encontrado na sub-bacia 17 – Rio Tapajós, em que a partir de 1999 as estações localizadas a margem direita do Amazonas apresentam aumento na vazão média, mostrado no hidrograma da Figura 8. O ano de 1998 é o que apresenta a menor média anual de vazão de todas as estações com tendência significativa

positiva, também influenciado pelo El Niño forte de 1998, como na sub-bacia do Madeira. Tanto a sub-bacia do Madeira como do Tapajós tem maior área delimitada a margem direita do Rio Amazonas.

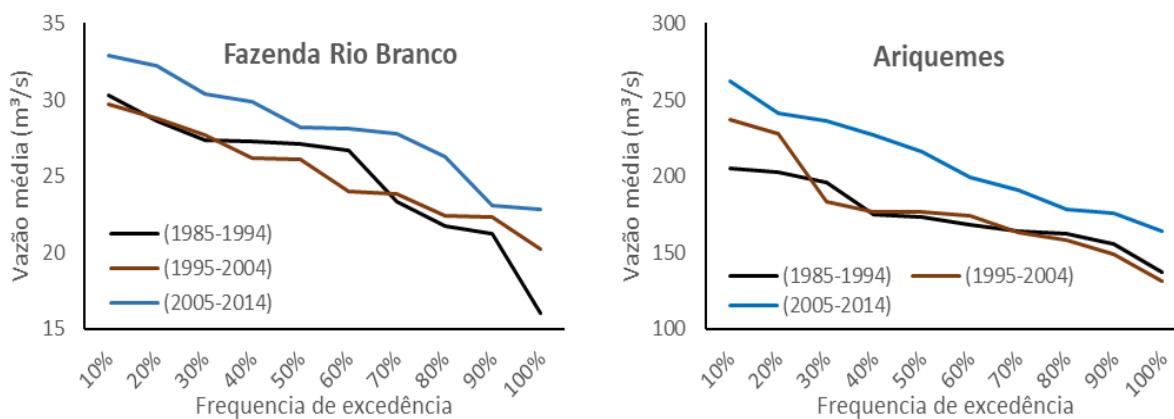


Figura 7. Curva de Duração Decadal de 2 estações com tendência positiva da Sub-bacia do Rio Madeira.

Sub-bacia 17 - Rio Tapajós

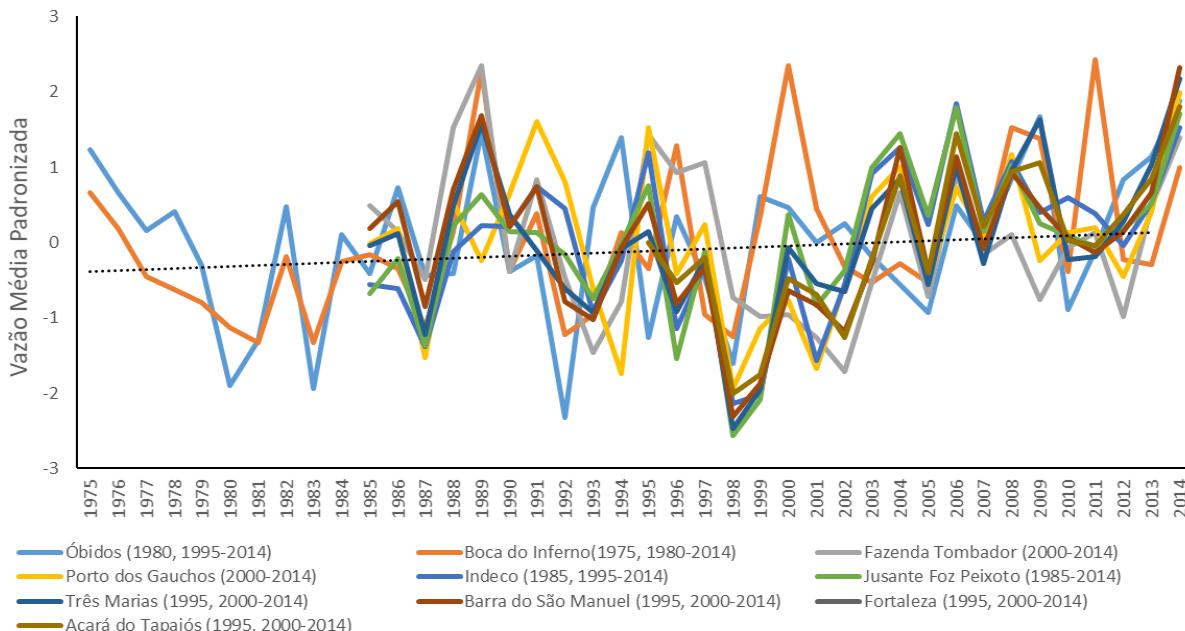


Figura 8. Vazão média padronizada das estações do Rio Tapajós (sub-bacia 17) com tendência significativa positiva.

Os resultados obtidos por Nóbrega *et al.* (2018) mostraram um aumento de 2% na vazão do Rio Tapajós na micro-bacia do Jamanxin com uso de dados físicos do HYBAM (Serviço de Observação da Bacia Amazônica) de 1996-2015 e do modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool), sendo que na área de pastagem o coeficiente de escoamento foi de 0.67 e de floresta é de 0.28. Nas demais áreas da bacia não foi encontrada tendência significativa nos últimos 20 anos na vazão.

O estudo de Moura (2015) mostrou que na bacia do Tapajós, utilizando estações com diferentes períodos com mais de 30 anos até 2013, a parte sudeste da bacia tem tendências crescentes e na parte sudoeste diminui as tendências. Isto coincide com a distribuição espacial das estações, que na parte sudoeste da sub-bacia 17 encontra-se duas estações com tendência significativa negativa.

Apenas três estações da sub-bacia 15 – Rio Madeira que são Mato Grosso (1980-2014), Guajará-Mirim (1975-2014) e Porto Velho (1980-2014) e três estações da sub-bacia 17 – Rio Tapajós que são Fazenda Tucunaré (1995-2014 e 2000-2014), Fontanilhas (1985-2014) e Porto Roncador (1980-2014) tiveram tendência negativa significativa das 92 estudadas, como mostra a Figura 9.

Todas as seis estações com tendência negativa significativa estão localizadas a margem direita do Amazonas. A estação Fazenda Tucunaré da sub-bacia 17 foi a única com tendência significativa negativa para o período mais recente de 2000-2014, e a que apresentou menores picos de cheia após 1995 em comparação as outras estações da Figura 9 para a sub-bacia 17. Moura (2015) aplicou o teste de Mann Kendall para diversas estações da sub-bacia do Rio Tapajós, e a tendência da estação de Fontanilhas também foi negativa.

O teste de Sen's Slope determina a taxa de aumento ou decaimento de uma variável, neste estudo é uma taxa anual. Dessa forma é possível identificar o comportamento das tendências de cada estação e espacializa-las para verificar a distribuição. Com o uso do método de interpolação IDW (Ponderação do Inverso da Distância) com uso do software Arcgis 10.8. No estudo de Magalhães *et al.* (2013), o método IDW foi o método mais eficiente para espacialização da precipitação.

Através do método foi possível interpolar os resultados do teste de Sen's Slope para a vazão média do período de 2000-2014. Ressaltando que os resultados do teste de Sen's Slope são na unidade de m³/s/ano para a vazão, e incluí todos os resultados independentemente de serem significativos ou não significativos pelo teste de Mann-Kendall. A interpolação foi realizada apenas neste período (2000-2014) pois é o que apresenta o maior número de estações. Na Figura 10 é apresentada a magnitude interpolada dos testes de Sen's Slope para os dados de vazão média de todas as 92 estações para o período de 2000-2014.

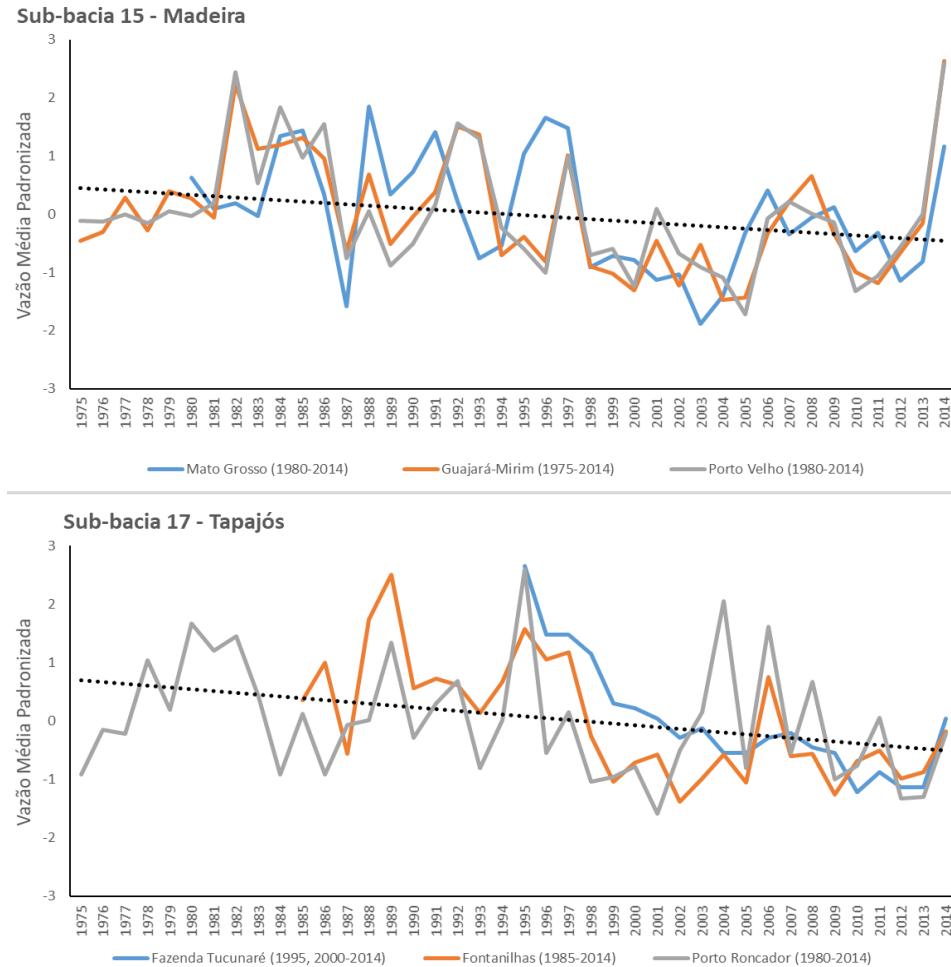


Figura 9. Vazão média padronizada das estações do Rio Madeira (sub-bacia 15) e Tapajós (sub-bacia 17) com tendência significativa negativa.

Na Figura 10 as vazões aumentam em toda a área de estudo para o período de 2000-2014 e com áreas de decaimento apenas no extremo Noroeste da bacia. Deve-se ressaltar que a interpolação leva em conta apenas a magnitude do teste de Sen's Slope e não a significância dos valores pelo teste de Mann-Kendall.

A região central da bacia é a que possui maiores taxas de aumento na vazão, justificado pelos altos valores de vazão, pois recebe contribuição de diversos afluentes. Nos extremos norte e sul da bacia as taxas de aumento ficam na faixa de 0 a 20 m³/s por ano. Já no extremo oeste não há estações, o que compromete a qualidade da análise da interpolação nesta área.

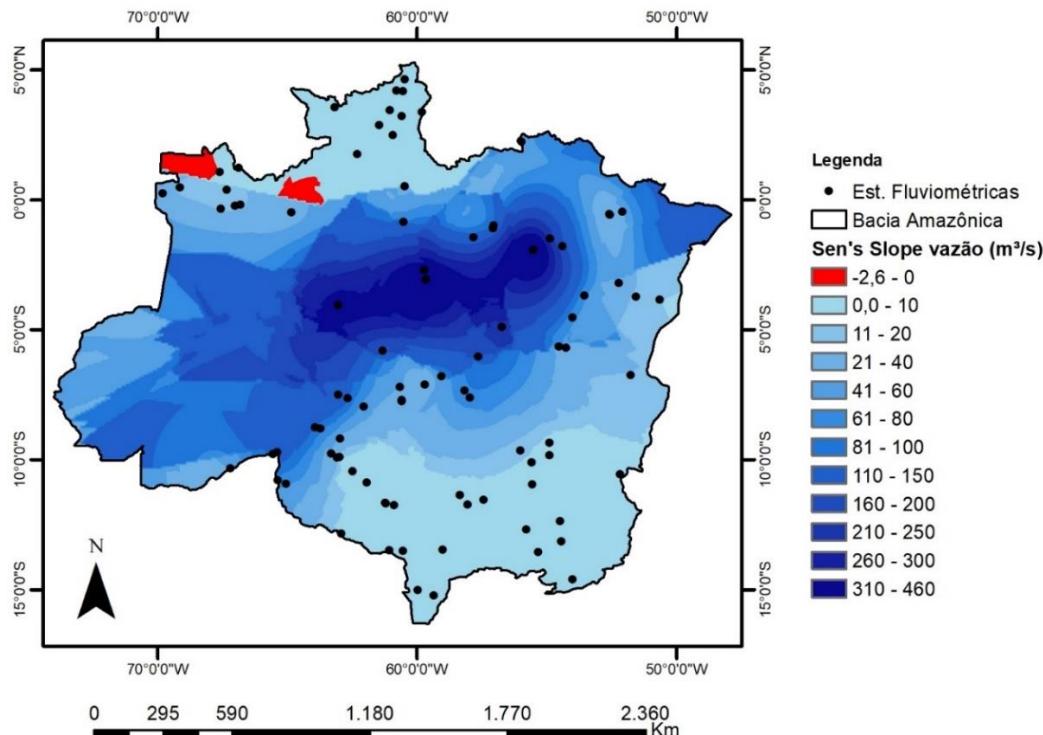


Figura 10. Magnitude anual da vazão média pelo teste de Sen's Slope no período de 2000-2014.

Importante ressaltar que nos últimos 15 anos as vazões estão aumentando. Os aumentos de eventos de cheias interferem diretamente nas comunidades locais e em diversos municípios às margens do rio Amazonas. Coutinho *et al.* (2019) afirma que o risco socioeconômico ambiental é mais perigoso durante eventos de cheia, principalmente nos Estados com menor escala espacial como Rondônia e Roraima, e as cheias acarretam maior vulnerabilidade em estados com maior escala espacial como o Pará e Amazonas.

Concomitantemente, para o período de 2000-2014 as séries de vazões média mostraram tendência significativa de aumento nas estações dos afluentes da margem direita do Rio Amazonas (região sul da bacia Amazônica) que é uma área próxima ao chamado “arco do desmatamento” que segundo Cohen *et al.* (2007) há as maiores taxas de desmatamento na Região Amazônica devido ao processo acelerado de uso e ocupação do solo.

Como afirma Marengo e Tomasella (1998), há aumento do escoamento após o desmatamento. Salati *et al.* (2006) descreve que o desmatamento aumenta, numa primeira fase, a vazão dos rios pelo incremento do escoamento superficial e diminuição da infiltração nas áreas compactadas

pela ausência de vegetação. Essa diminuição impacta no sistema solo-planta da região Amazônica, diminui a evapotranspiração e interfere nos componentes do balanço hídrico.

Modelos numéricos acoplado a circulação geral atmosférica e a modelo de superfície terrestre, ilustram influência do desmatamento na evapotranspiração e descarga no Rio Amazonas e dados reais mostram que nos rios Tocantins e Araguaia há aumento de 25% da vazão com pouca mudança na precipitação (Coe *et al.*, 2009). Simulações de Guimberteau *et al.* (2013) indicam que as sub-bacias da região sul da Amazônia terão alto coeficiente de escoamento para meados do século XXI, cuja hidrologia é fortemente afetada por eventos extremos nos últimos 20 anos.

Aplicar os testes de Mann-Kendall e Sen's Slope para períodos distintos é importante para compreender que a cada período as tendências tem comportamento diferente. No entanto, a limitação de estações com séries longas e numa região extensa como a bacia amazônica compromete a análise pontual da tendência em regiões com escassez de dados. Mesmo com essa limitação, os resultados apontaram que há estações em que as variações de aumento ou decaimento da vazão são expressivos.

Conclusão

A aplicação dos testes de Mann-Kendall e Sen's Slope detectou que as vazões médias anuais estão aumentando na Bacia Amazônica nos períodos analisados. No período de 15 anos (2000-2014) as vazões médias apresentaram tendência positiva significativa de aumento nas estações localizadas a margem direita do Rio Amazonas (região Sul da Amazônia), área em que as mudanças de uso e ocupação do solo é mais acentuado do que nas estações dos afluentes da margem esquerda.

Na sub-bacia do Rio Negro as tendências positivas de vazão média ocorrem nos períodos com mais de 30 anos, e os períodos mais recentes não apresentaram tendência e não há aumento brusco da vazão nos últimos 15 anos. Já nas sub-bacias do Tapajós e Madeira, a vazão tem comportamento semelhante ao da sub-bacia do Rio Negro até o ano de 1998 quando houve evento de El Niño classificado como forte. Após este evento a vazão média aumentou e os picos de cheia também. Após 2010, as vazões atingiram os maiores valores observados desde a década de 1970.

As sub-bacias do Tapajós e Madeira são as únicas que apresentaram estações com tendência de decaimento da vazão e que são localizadas na margem direita do Rio Amazonas, como as estações de Porto Velho e Mato Grosso.

Ao analisar a distribuição e interpolação dos testes de Sen's slope para a vazão média, observa-se que a vazão tem taxas de aumento em toda a bacia.

A limitação do presente estudo se deu pela baixa disponibilidade de dados de séries mais antigas. Como não foram preenchidas as séries de vazões, é interessante em trabalhos futuros preencher os dados após 2014 para entender o comportamento dos anos mais recentes. Também é importante a aplicação dos testes não paramétricos para as séries sazonais e aplicar nos extremos máximos e mínimos. É importante, aplicar o teste na variável comparação para analisar se o comportamento de aumento é encontrado.

Os resultados inferem que há mudança de tendência na vazão média e metodologias mais robustas devem ser empregadas para avaliar se as mudanças climáticas e a intensificação das mudanças de uso e ocupação têm influenciado no ciclo hidrológico e nas tendências encontradas neste estudo.

Referências bibliográficas

- Alcântara, L. R. P., Costa, I. R. A., Barros, V. H. O., Santos Neto, S. M., Coutinho, A. P. Antonino, A. C. D. (2019) Análise de Tendência para dados pluviométricos no município de Toritama-PE. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, **4**(2), 130-139.
- Coe, M. T., Costa, M. H., Soares-Filho, B. S. (2009) The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River. *Land surface processes and atmospheric feedbacks*, **369**(1,2), 165-174.
- Cohen, J. C. P., Beltrão, J. C., Gandu, A. W., Silva, R. R. (2007) Influência do desmatamento sobre o ciclo hidrológico na Amazônia. *Ciência e Cultura*, **59**(3).
- Coutinho, E. C., Rocha, E. J. P., Lima, A. M. M., Ribeiro, H. M. C., Gutierrez, L. A. C. L., Barbosa, A. J. S., Paes, G. K. A. A., Bispo, C. J. C., Tavares, P. A. (2018) Variabilidade climática da precipitação na Bacia Amazônica brasileira entre 1982 e 2012. *Revista Brasileira de Climatologia*, **22**, 475-500.
- Coutinho, E. C., Rocha, E. J. P., Lima, A. M. M., Ribeiro, H. M. C. (2019) Variabilidade do Regime Hidrológico da Bacia Amazônica. *Boletim de Geografia*, **37**(2), 129-147.
- Crowley, J. W., Mitrovica, J. X., Bailey, R.C., Tamisiea, M.E., Davis, L. J. (2008) Annual variations in water storage and precipitation in the Amazon Basin. *J Geod.*, **82**, 9-13.
- Do, H. X., Westra, S., Leonard, M. (2007) A global-scale of trends in annual maximum streamflow. *Journal of Hydrology*, **352**.
- George, S. S. (2007) Streamflow in the Winnipeg River basin, Canada: Trends, extremes and climate linkages. *Journal of Hydrology*, **332**, 396-411.
- Gomes Junior, E. C., Ely, D. F. (2021) Métodos estatísticos não-paramétricos como ferramenta no monitoramento pluviométrico. *Revista Casa da Geografia de Sobral (RCGS)*, **23**, 38-53.
- Guimberteau, M., Ronchail, J., Espinoza, J. C., Lengaigne, M., Sultan, B., Polcher, J., Drapeau, G., Guyot, J. L., Ducharne, A., Ciais, P. (2013) Future changes in precipitation and impacts on extreme streamflow over Amazonian sub-basin. *Environmental Research*, **8**.
- Guzha, A. C., Nobrega, R., Santos, C. A. G., Gerold, G. (2013). Investigating discharge and rainfall variability in an Amazonian watershed: do any trends exist?. *Climate and surface changes in hydrology*.

- Hachem, B. P. (2016) *Análise do comportamento da precipitação e da vazão em bacias hidrográficas Amazônicas*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos), Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, 100 pp.
- Heerspink, B. P., Kendall, A. D., Coe, M. T., Hyndman, D. W. (2020) Trends in streamflow, evapotranspiration, and groundwater storage across the Amazon Basin linked to changing precipitation and land cover. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, **32**.
- Higashino, M., Stefan, H. G. (2019) Variability and change of precipitation and flood discharge in a Japanese river basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, **21**, 68-79.
- INPE, Instituto de Pesquisas Espaciais (2011). Seca de 2010 na Amazônia foi a mais drástica já registrada. Acesso em 10 de janeiro de 2022, disponível em: http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=2639.
- Kendall, M. G. (1975) *Rank correlation methods*. London. Charles Griffin. 272pp.
- Lima Júnior, A. F., Zanella, M. E. (2017) Aplicação do Teste de Mann-Kendall para Análise e tendência climática para o Município de Fortaleza-CE. *Revista Encontros Universitários da UFC*, **2**(1).
- Limberger, L., Silva, M. E. S. (2012) Precipitação e Vazão Mensal na Amazônia. *Revista Geonorte, Edição Especial 2*, **1**(5), 719-728.
- Limberger, L. (2016) Estudos de teleconexões atmosféricas e possibilidades de avanços na climatologia geográfica: Conceitos, fontes de dados e técnicas. *Revista Brasileira de Climatologia*, **19**, 10-17.
- Lopes, J. R. F., Silva, D.F. (2013) Aplicação do teste de Mann-Kendall para análise de tendência pluviométrica no estado do Ceará. *Revista de Geografia*, **30**(3), 192-208.
- Macêdo, M. N. C., Dias, H. C. T., Coelho, F. M. G., Araújo, E. A., Souza, M. L. H., Silva, E. (2013) Precipitação pluviométrica e vazão da bacia hidrográfica do Riozinho do Rôla, Amazônia Ocidental. *Ambi-Água*, **8**(1), 206-221.
- Magalhães, I. A. L., Almeida K. L., Thiago, C. R. L., Gardiman Junior, B. S.; Zanetti, S. S., Cecílio, R. A. (2013) Análise de métodos de interpolação para espacialização da precipitação pluvial na região Norte do estado do Espírito Santo - Brasil, *XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Foz do Iguaçu, Brasil.
- Mann, H. B. (1945) *Nonparametric tests against trend*. Econometrica, 245-259.
- Marengo, J. A., (2008) Água e mudanças climáticas. *Dossiê Água. Estudos Avançados*, **22**.
- Marengo, J. A., Tomasella, J. (1998) Trends in streamflow and rainfall in tropical South America: Amazonia, eastern Brazil, and northwestern Peru. *Journal of Geophysical Research*, **103**(D2), 1775-1783.
- Molinier, M., Guyot, J. L., Oliveira, E., Guimarães, V., Chaves, A. (1995) Hidrologia da Bacia do Rio Amazonas. *Ciência e Tecnologia*, 32-36.
- Molnár, P., Ramírez, J. A. (2000) Recent Trends in Precipitation and Streamflow in the Rio Puerco Basin. *American Meteorological Society, Journal of Climate*, **14**.
- Moura, L. Z. (2015) Evaluation of monotonic trends for streamflow in austral Amazon, Brazil: a case study for the Xingu and Tapajós rivers. *International Association of Hydrological Sciences*, **371**, 125-130.
- Nóbrega, R. L. B., Lamparter, G., Hughes, H., Guzha, A. C., Amorim, R. S. S., Gerold, G. (2018) A multi-approach and multi-scale study on water quantity and quality changes in the Tapajós River basin, Amazon. *International Association of Hydrological Sciences*, **277**, 3-7.
- Novotny, E. V., Stefan, H. G. (2007) Stream flow in Minnesota: Indicator of Climate change. *Journal of Hydrology*, **334**, 319-333.
- OMM, Organização Mundial de Meteorologia (1994). *Guide to hydrological Practices, Data Acquisition and Processing, Analysis, forecasting and other Applications*. Suíça.
- Salati, E., Dos Santos, A. A., Klabin, I. (2006) Temas ambientais relevantes. *Estudos Avançados*, **20** (56).
- Salviano, M. F., Groppo, J. D., Pellegrino, F. Q. (2016) Análise de Tendências em dados de precipitação e temperatura no Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **31**(1), 64-73.
- Santos, T. V. dos; Freitas, L. dos A. de; Gonçalves, R. D., Chang, H. K. (2020) Teste de Mann-Kendall aplicado à dados hidrológicos – Desempenho dos filtros TFPW e CV2 na análise de tendências. *Revista Ciência & Natura*, **42**, e87.

- Trejo, F. P., Barbosa, H. A., Giovannettone, J., Kumar, T. V. L., Thakur, M. K., Buriti, C. O. (2021) Long-Term Spatiotemporal Variation of Droughts in the Amazon River Basin. *Water*. **13** (351), 5-26.
- Yeste, P., Dorador, J., Martin-Rosales, W., Esteban-Parra, M. J., Rueda, F. J. (2018) Climate-driven trends in the streamflow records of a reference hydrologic network in Southern Spain. *Journal of Hydrology*, **566**, 55-72.
- Zhao, G., Tian, P., Um, X., Jiao, J., Wang, F., Gao, P. (2014) Quantifying the impact of climate variability and human activities on streamflow in the middle reaches of the Yellow River basin, China. *Journal of Hydrology*, **519**, 387-398.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

A IMPLANTAÇÃO DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA NO BRASIL: CONTRIBUIÇÕES E DESAFIOS

THE IMPLEMENTATION OF WATER CHARGES IN BRAZIL: CONTRIBUTIONS AND CHALLENGES

Recibido el 17 de marzo de 2022. Aceptado el 20 de septiembre de 2022

Abstract

The first charges for water use in Brazil occurred in 1996, in the state of Ceará, with other river basins adopting the strategy over time. Despite the 1997 Water Law, charging in federal hydrographic basins only began in 2003, as is the case in the Paraíba do Sul river basin. In this context, the article aims to evaluate the implementation of charging models in Brazilian hydrographic basins, in addition to highlighting the main contributions of the resources derived from such charges and understanding the most urgent challenges. The methodology consisted of a literary search and an analysis of charging methods adopted in Brazil. The organizational model established by the Water Law is an adequate platform for the implementation of different charging models, constituting a significant institutional advance, as it allows democratic discussion between users, public authorities and organized civil society. However, from this investigation, it was found that charging models are adopted in few Brazilian basins, most of which do not even have a water resource plan. In cases where there is a charge for the use of water, this practice proved to be insufficient to change the behavior of the user to rationalize this natural resource.

Keywords: economic instruments, rational use of water, water management.

¹ Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brasil.

² Unidade Acadêmica de Ciências e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Pombal, Brasil.

³ Universidade Estadual da Paraíba, Araruna, Brasil.

⁴ Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Brasil.

*Autor correspondente: Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campus Universitário, s/n, Bodocongó, Campina Grande/PB, CEP: 58109-790, Brasil. Email: miqueias2103@hotmail.com

Resumo

As primeiras cobranças pelo uso das águas no Brasil ocorreram em 1996, no estado do Ceará, com outras bacias hidrográficas adotando a estratégia ao longo do tempo. Apesar da Lei de Águas de 1997, a cobrança nas bacias hidrográficas federais só teve início em 2003, como é o caso da bacia do rio Paraíba do Sul. Neste contexto, o artigo tem como objetivo avaliar a implantação de modelos de cobrança nas bacias hidrográficas brasileiras, além de destacar as principais contribuições dos recursos derivados de tais cobranças e entender os desafios mais urgentes. A metodologia consistiu na busca literária e na análise de métodos de cobrança adotados no Brasil. O modelo organizacional instituído pela Lei das Águas é uma plataforma adequada para a implementação de diferentes modelos de cobrança, constituindo-se em um significativo avanço institucional, já que permite a discussão democrática entre usuários, poder público e sociedade civil organizada. Contudo, a partir desta investigação, verificou-se que os modelos de cobrança são adotados em poucas bacias brasileiras, sendo que a maioria sequer possui plano de recursos hídricos. Nos casos em que há cobrança pelo uso da água, tal prática se mostrou insuficiente para mudar o comportamento do usuário para racionalizar esse recurso natural.

Palavras-chave: instrumentos econômicos, uso racional da água, gestão da água.

Introdução

As mudanças climáticas, associadas ao mal gerenciamento dos recursos hídricos e ao crescente aumento das demandas, têm tornado a água disponível insuficiente para atender aos usos múltiplos e gerado efeitos diretos no dia a dia da população e na economia de muitos países (ANA, 2015; Pagnoccheschi, 2016; Melo & Johnsson, 2017).

As condições hídricas adversas têm mobilizado a busca por soluções estruturantes e não estruturantes, que potencializem uma melhor convivência com os recursos escassos. As medidas estruturantes compreendem as obras de engenharia, que podem ser caracterizadas como medidas intensivas (e.g., canalizações, reservatórios e restauração de calhas naturais) e extensivas (e.g., pequenos armazenamentos disseminados na bacia, recomposição de cobertura vegetal e controle de erosão do solo). As ações não estruturantes procuram disciplinar a ocupação territorial, o comportamento de consumo das pessoas e as atividades econômicas (e.g., ações de regulamentação do uso e ocupação do solo, e educação ambiental voltada ao controle da poluição difusa e da erosão) (Kejser, 2016; Zetland, 2021). Neste contexto, a escassez de água e as crises decorrentes estão entre as maiores ameaças do século XXI (Gloria *et al.*, 2017; Matsushita; Granado, 2017; WEF, 2019).

Nos últimos anos, a comunidade internacional tem expressado preocupações acerca da valoração da água e proposto diretrizes para a precificação adequada das águas. Essas questões foram divulgadas por meio de uma série de documentos, entre os quais destaca-se as publicações “Fazendo valer cada gota: uma agenda para a ação hídrica” (ONU; Grupo Banco Mundial 2018) e “Encargos de água no Brasil: os caminhos a seguir” (OCDE 2017).

Em comparação aos demais países do mundo, o Brasil detém grande oferta hídrica. Contudo, a distribuição deste recurso é desigual no território nacional, com 68% localizados na região Norte, onde há baixa concentração populacional, enquanto apenas 3% estão disponíveis na região Nordeste, que sofre com secas recorrentes (Sousa Júnior *et al.*, 2016; Rodrigues e Leal, 2019).

A cobrança pelo uso de recursos hídricos é um instrumento econômico que tem como principais objetivos: “*reconhecer a água como um bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu valor real; incentivar a racionalização do uso da água; obter recursos financeiros para financiar programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos*” (Brasil, 1997).

É evidente a necessidade de uma alocação eficiente e sustentável da água e tal fato se confirma pelo aumento da competição intersetorial pelos escassos recursos hídricos. As políticas de tarifação da água são consideradas instrumentos econômicos adequados para buscar uma gestão mais eficiente dos recursos e para lidar com a crescente pressão socioeconômica (Castro, 2016; Hall *et al.*, 2017; Borrego *et al.*, 2020). A ausência de políticas cria uma crise de infraestrutura e dificulta o acesso à água em qualidade e quantidade adequadas para suprir as necessidades dos setores mais carentes da sociedade (Finkler *et al.*, 2015; Garrone *et al.*, 2019).

A cobrança pelo uso da água foi introduzida no Brasil pela Lei Federal nº 9.433 Lei das Águas (Brasil, 1997), com o objetivo de atribuir um valor econômico à água, tendo como unidade territorial de planejamento as Bacias Hidrográficas (BCH). Assim, a cobrança busca promover o uso racional da água na bacia hidrográfica e a obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e das intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos. (Santos *et al.*, 2017; Pitterini, 2018; GVces & ANA, 2018; Capodeferro *et al.*, 2019). É notório que a cobrança pelo uso da água é um instrumento para alcançar importantes objetivos que auxiliam na resolução de problemas relacionados à contínua degradação da qualidade e da quantidade das águas (Rodrigues & Leal, 2019).

Mediante o exposto, este artigo tem como objetivo fornecer uma revisão atualizada do estado da arte sobre as contribuições e desafios para a implantação da cobrança pelo uso da água como instrumento de gestão dos recursos hídricos no Brasil.

Cobrança pelo uso da água

O desenvolvimento econômico, associado ao processo de urbanização do país, está diretamente ligado ao histórico da evolução dos usos da água. Em 2017 um total de 3 milhões de brasileiros foram afetados por cheias e inundações, enquanto quase 38 milhões foram atingidos por secas (ANA, 2018b). A Figura 1 ilustra as retiradas de água no Brasil por setor usuário.

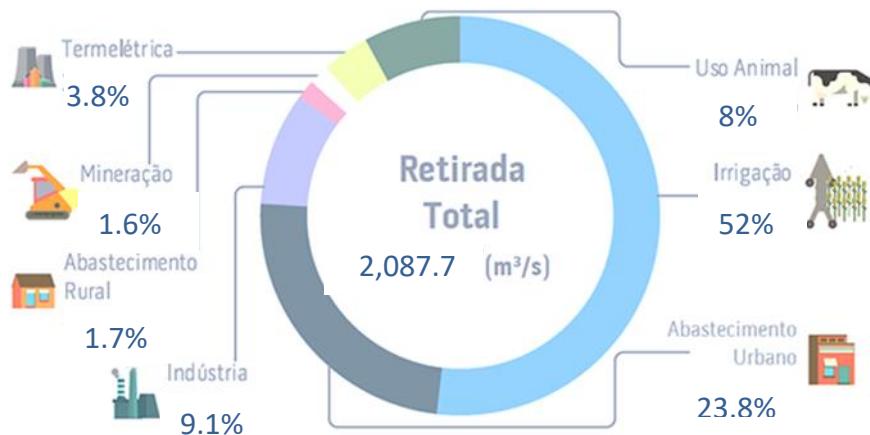


Figura 1. Demanda de água no Brasil. *Fonte:* ANA (2019b).

Uma série de evidências demonstram que as crises relacionadas aos recursos hídricos têm ligação direta com a sua gestão e governança. Bilhões de pessoas em países menos desenvolvidos não têm acesso a serviços adequados de abastecimento de água e de saneamento (Gloria *et al.*, 2017; Matsushit e Granado, 2017; UNICEF & WHO, 2019). Neste sentido, a cobrança se refere ao uso da água bruta e não deve ser comparado com os valores pagos pelo tratamento da água às concessionárias de serviços de saneamento (Hall *et al.*, 2017; Grafton *et al.*, 2020; Vilarinho *et al.*, 2021).

Os serviços de tratamento de água e esgoto são essenciais para conservar e promover a qualidade de vida da sociedade. Os ativos físicos municipais, compostos em sua maior parte por infraestruturas ligadas à prestação de serviços de saneamento, devem ser administrados com foco nas gerações atuais e futuras (Pagnoccheschi, 2016; Melo & Johnsson, 2017; Amaral *et al.*, 2017).

A cobrança pelo uso da água foi introduzida como instrumento de gestão pela primeira vez na França e teve como objetivo impulsionar o uso racional da água e dotá-la de valor econômico, além de alocar recursos financeiros na bacia hidrográfica de forma participativa (Demajorovic *et al.*, 2015). A estrutura de gestão das águas francesa serviu como modelo para outros países, como é o caso do Brasil. Diversos países fazem uso dos instrumentos de cobrança pelo uso da água, que geram receitas e podem ser aplicadas no financiamento de projetos e programas nas bacias hidrográficas, a exemplo dos investimentos em obras de saneamento na África do Sul, Alemanha, França e Holanda, e do custeio de agências de gerenciamento de água na Colômbia, Estados Unidos e México (Chu e Grafton, 2018; Vilarinho *et al.*, 2021).

Segundo a Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 2017), os coeficientes de cobrança pelo uso da água e suas metodologias buscam minimizar os custos e externalidades advindos do uso irracional doméstico e industrial da água pela captação e poluição.

Segundo Miranda *et al.*, (2021), fica evidente na Lei das Águas brasileira que a cobrança deve estar ligada diretamente à outorga de direito de uso da água. Desse modo, seu cálculo é estabelecido em função da vazão autorizada para uso, ou seja, das vazões de captação, lançamento e/ou consumo. A captação corresponde a quantidade de água retirada para determinado uso; o lançamento ou diluição é equivalente à água necessária para稀uir efluentes; e o consumo corresponde à água que não retorna diretamente ao corpo hídrico, ou seja, a diferença entre a vazão de água outorgada para a captação e a vazão do efluente lançada no corpo hídrico (Finkler *et al.*, 2015).

Evolução Histórica da Cobrança pelo Uso da Água no Brasil

A principal referência para implantação da cobrança pelo uso da água no Brasil vem de experiências francesas, em virtude do seu modelo estrutural ter como foco os Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) e entidades delegatárias, que atuam como agências de água. Embora os modelos francês e brasileiro sejam descentralizados, o primeiro é classificado como privado. No Brasil, prevalece o uso da estrutura pública, as agências têm por objetivo a gestão dos recursos hídricos na localidade, e os CBH têm como função deliberar sobre soluções para as bacias hidrográficas (ANA, 2019b; Fonseca *et al.*, 2020; Miranda *et al.*, 2021).

O Brasil e o mundo têm vivenciado um quadro de escassez de água alarmante. Antes enxergada como recurso infinito, há décadas a água já é reconhecida como bem limitado. É fato notório, inclusive, veiculado na imprensa nacional, que os volumes de água em reservatórios de bacias hidrográficas encontram-se frequentemente abaixo dos níveis considerados adequados (Gloria *et al.*, 2017; Matsushita e Granado, 2017; ANA, 2018a; WEF, 2019).

A nação brasileira é uma federação composta por 26 estados e um distrito federal. Em 2019 existiam 222 comitês de bacias hidrográficas implementados no país, sendo 79 localizados na região Sudeste, 51 na região Nordeste, 53 na região Sul, 26 na região Centro-Oeste e 13 na região Norte. O estado com maior número de comitês implementados é o estado de Minas Gerais, com 35 comitês, em termos absolutos. Já os estados do Acre, Amapá e Pará ainda não possuem qualquer comitê de bacia hidrográfica implementado (ANA, 2019a).

A Figura 2 apresenta a distribuição dos comitês de bacias hidrográficas no Brasil.

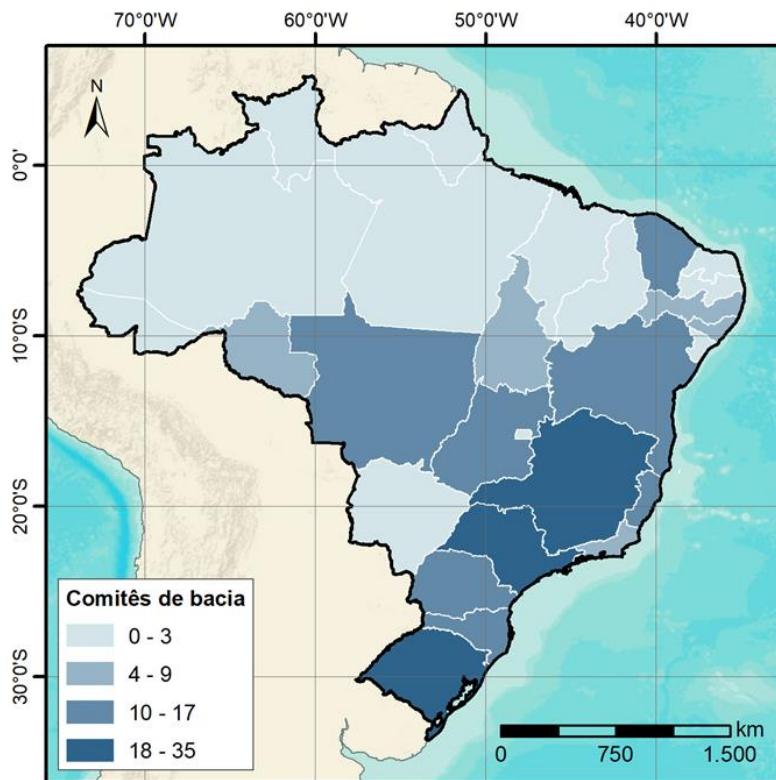


Figura 2. Distribuição dos Comitês de Bacias Hidrográficas no Brasil. *Fonte: Elaborada pelos autores a partir de IBGE (2020); ANA (2019a).*

Os Planos de Recursos Hídricos são instrumentos de gestão que visam orientar a implementação da política de recursos hídricos. O plano nacional e os planos estaduais de recursos hídricos, por exemplo, devem ser elaborados com base nos planos das bacias hidrográficas, nas normas relativas à proteção do meio ambiente e nas diretrizes do planejamento e gerenciamento ambientais.

Neste contexto, os Planos Estaduais de Recursos Hídricos (PERH) estabelecem diretrizes e critérios de gerenciamento em escala estadual, refletindo as necessidades regionais expressas nos planos de bacia (ANA,2019a). Dentre as 27 unidades da federação brasileira, 18 possuem PERH elaborados, seis estão em fase de contratação, dois estão em elaboração e um (Amapá) não possui.

A Figura 3 ilustra a situação dos planos de recursos hídricos em todas as unidades do Brasil.

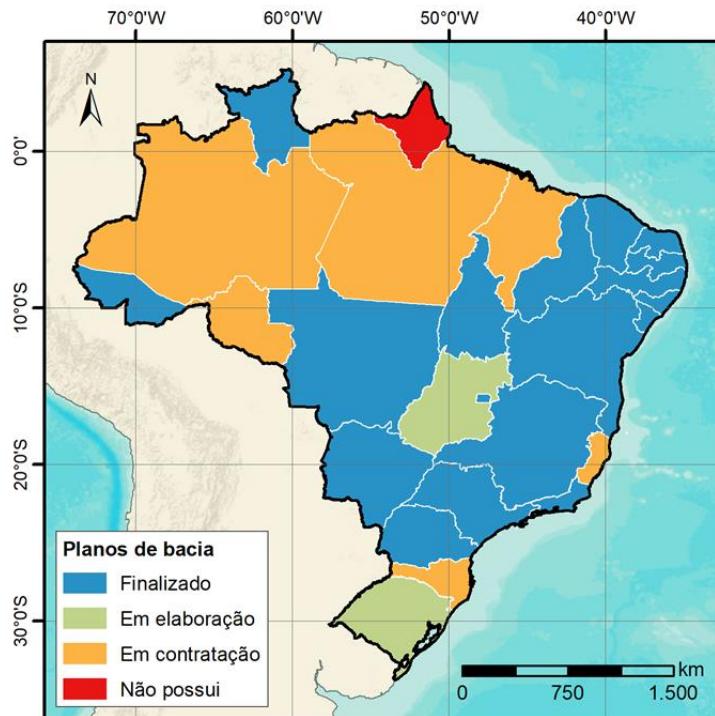


Figura 3. Situação dos planos de recursos hídricos no Brasil. *Fonte: Elaborada pelos autores a partir de IBGE (2020); ANA (2019a).*

Ao tratar de bacias hidrográficas de domínio estatal, os estados do Ceará, Rio de Janeiro, São Paulo, Minas Gerais e Paraíba são os únicos que já implementaram, total ou parcialmente, a cobrança pelo uso da água. O Ceará foi o responsável pela primeira experiência brasileira de cobrança, que teve início em 1996, antes mesmo da Política Nacional de Recursos Hídricos. Rio de Janeiro e São Paulo implantaram a cobrança pelo uso da água na sequência, em 2004 e 2007, respectivamente. Depois disso, Minas Gerais adotou um modelo de cobrança em 2010, o Paraná em 2013 e a Paraíba em 2015.

A Figura 4 apresenta a evolução da cobrança pelo uso da água no Brasil. De acordo com Silva *et al.* (2015), a cobrança pelo uso da água no Estado do Ceará, nesta época, tinha por finalidade propiciar subsídios para manter a sustentabilidade do sistema de gerenciamento dos recursos hídricos, por meio do pagamento da operação e manutenção da infraestrutura hídrica, bem como apoiar a organização de usuários e o funcionamento dos Comitês de Bacias Hidrográficas do Estado do Ceará. Até 2018, mais de R\$ 2.2 bilhões foram arrecadados com a cobrança de água nas bacias estaduais brasileiras

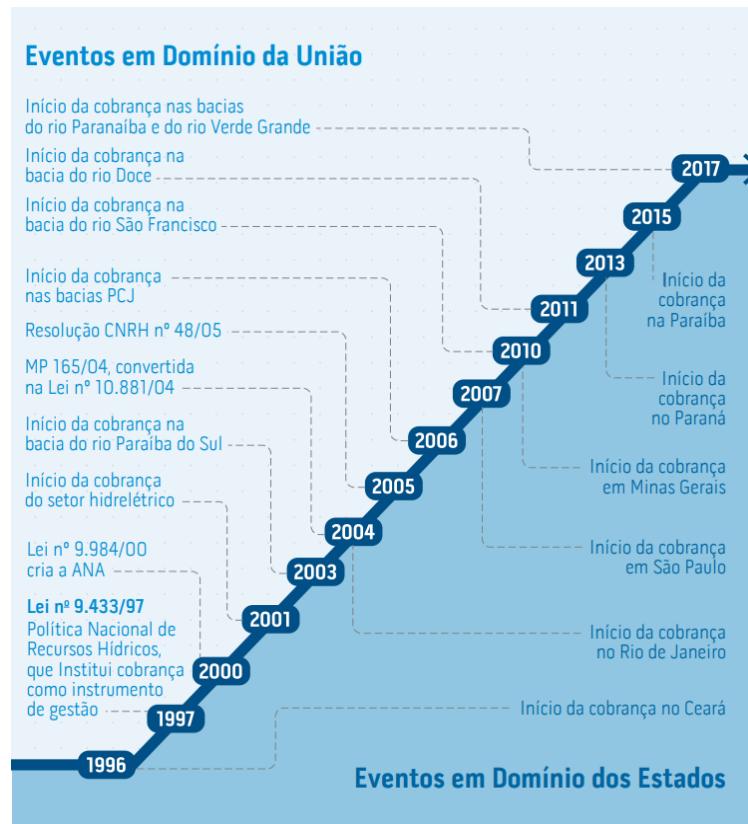


Figura 4. Evolução da cobrança pelo uso da água no Brasil. Fonte: ANA (2019b).

A Lei das Águas do Brasil (9.433/1997) preconiza que os valores arrecadados com a cobrança pelo uso dos recursos hídricos serão aplicados prioritariamente em benefício da bacia hidrográfica em que foram gerados. No âmbito federal, os recursos são, portanto, arrecadados pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico e integralmente repassados ao Comitê da Bacia Hidrográfica, devendo ser aplicados em planos, projetos e obras que tenham por objetivo gerenciar, controlar, fiscalizar e recuperar os recursos hídricos. Vale ressaltar que apenas 7.5% dos recursos podem ser utilizados para o "pagamento de despesas de implantação e custeio administrativo dos órgãos e entidades integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos" (§1º do Art. 22 da Lei 9.433/1997) (BRASIL, 1997; ANA, 2018a; Queiroz *et al.*, 2020; Meena *et al.*, 2020).

Embora a cobrança pelo uso da água seja um instrumento econômico, para sua efetiva implementação é necessário que exista um instrumento de comando e controle: a outorga de direito de uso da água (BRASIL, 1997; MMA, 2006; Castro, 2016; Hall *et al.*, 2017; Borrego *et al.*, 2020; Brito & Azavedo, 2020). De acordo com a legislação, a cobrança deve ser aplicada aos

seguintes usos de recursos hídricos sujeitos à concessão: derivação ou captura de uma porção da água em um corpo d'água para consumo final, incluindo abastecimento público ou insumos do processo de produção; extração de água do aquífero subterrâneo para consumo final ou processo de produção; descarte de esgoto ou outro resíduo líquido ou gasoso, tratado ou não, com a finalidade de sua diluição, transporte ou disposição final, em corpo d'água; aproveitamento do potencial hidrelétrico; outros usos que alteram o regime, a quantidade ou a qualidade da água em um corpo d'água (BRASIL, 1997; MMA, 2006; Brito & Azevedo, 2020).

Atualmente, a cobrança pelo uso da água é praticada por bacias hidrográficas de domínio dos estados e de domínio da União. Neste último caso, são quatro bacias hidrográficas, a saber: rio Paraíba do Sul (desde março de 2003), rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (desde janeiro de 2006), rio São Francisco (desde julho de 2010) e rio Doce (desde novembro de 2011) (ANA, 2018b; Finklen *et al.*, 2015; Fadel *et al.*, 2019).

No Quadro 1 verifica-se três exemplos dos arranjos institucionais que compõem o sistema regulatório dos recursos hídricos brasileiro. Nota-se que os arranjos institucionais são formados pelos CBH e pelas agências de águas.

Quadro 1. Arranjos institucionais que compõem os sistemas regulatórios em bacias hidrográficas federais.

Bacias Interestaduais (União)	Entidades Delegatárias	Gestão Compartilhada
Bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul	Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP) e Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE).	A gestão é compartilhada entre a União e os Estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. A AGEVAP é a entidade delegatária para todas as partes e atende todos os comitês, exceto para o Estado de São Paulo, que é atendido pelo DAEE.
Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ)	Agência das Bacias PCJ	A gestão é compartilhada entre a União e os Estados de São Paulo e Minas Gerais. A Agência das Bacias PCJ é uma fundação para o Estado de São Paulo e atua como entidade delegatária para a União. O Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) é a entidade delegatária para Minas Gerais.
Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco	Agência Peixe Vivo	A gestão é compartilhada entre a União, o Distrito Federal, Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe. A Agência Peixe Vivo atua como entidade delegatária para a União e Minas Gerais, que é o único Estado da bacia com implementação parcial até 2017.

Fonte: OCDE (2017).

De acordo com a Agência Nacional de Água (ANA, 2018a), os objetivos para a implantação da cobrança pelo uso da água no Brasil são função de condicionantes específicos, tais como situações emergenciais e a necessidade de aumentar a eficiência no uso da água.

Aplicações da Cobrança pelo Uso da Água no Brasil

As bacias de rios de domínios dos estados apresentam distintos estágios de implementação da cobrança pelo uso dos recursos hídricos. Há estados que já estabeleceram os mecanismos de cobrança e o instrumento encontra-se implementado, a exemplo do Ceará e do Rio de Janeiro; há estados que estão com o processo de implementação em andamento, como o estado da Paraíba, e existe estados em que a discussão para a adoção desse instrumento de gestão sequer iniciou (Silva *et al.*, 2015). A Figura 6 ilustra a situação da cobrança pelo uso da água em bacias hidrográficas estaduais.

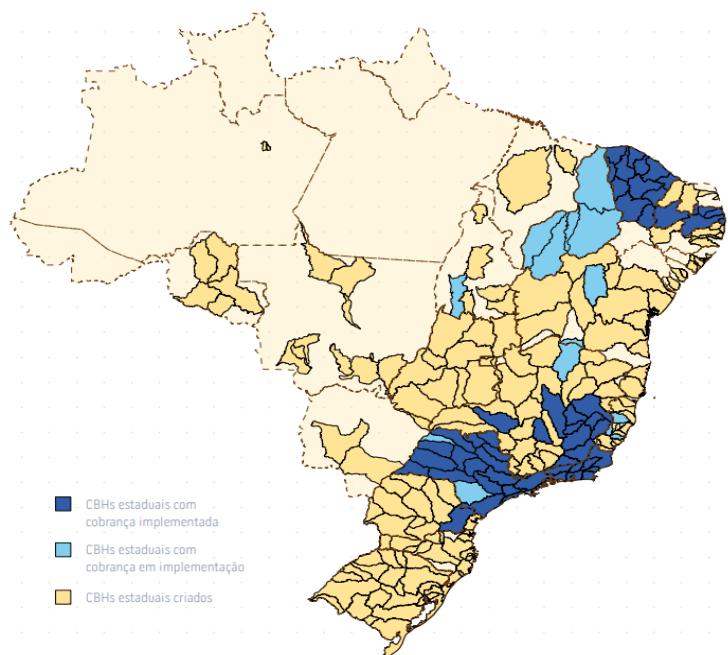


Figura 6. Situação da cobrança pelo uso da água em bacias estaduais. *Fonte:* ANA (2019).

A Bacia do Rio Paraíba do Sul foi pioneira na implantação da cobrança de uso da água em corpos hídricos de jurisdição federal no Brasil, com início em 2003. O Bacia do Rio Piracicaba-Capivari-Jundiaí (PCJ) foi a segunda a implementar cobrança em sua área de atuação, a partir de 2006. Posteriormente, a Bacia do Rio São Francisco e a Bacia do Rio Doce começaram a cobrar em 2008 e 2011, respectivamente. Mais recentemente, em 2017, a cobrança foi iniciada nas bacias do Rio

Verde Grande (uma sub-bacia do São Francisco) e do Rio Paranaíba. Até 2018, cobranças nas bacias hidrográficas federais haviam arrecadado um total de quase R\$ 630 milhões. A Figura 7 mostra a evolução da cobrança pelo uso da água em bacias hidrográficas federais (Acselrad *et al.*, 2015; CBH-PCJ, 2016; AGEVAP, 2017; Fonseca *et al.*, 2020).

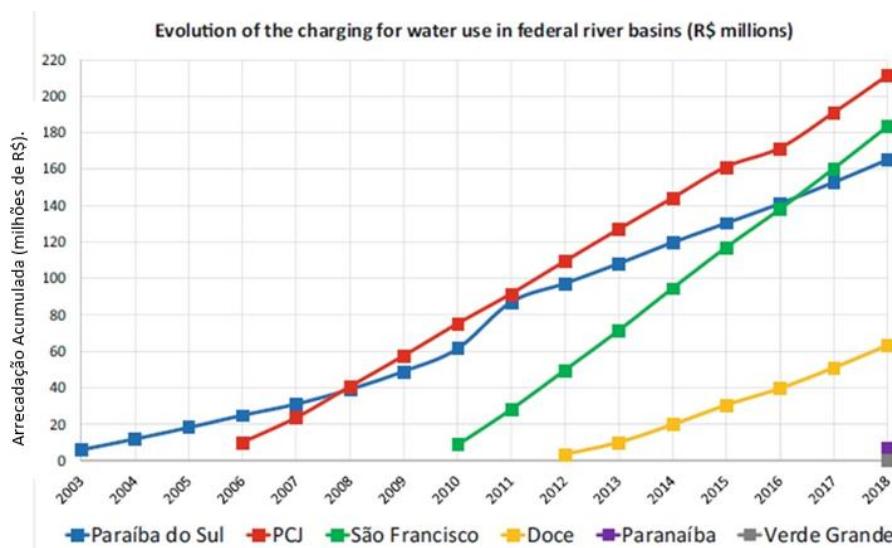


Figura 7. Encargos acumulados pagos pelos usuários de água em bacias hidrográficas federais. *Fonte: Brito e Azevedo, 2020.*

Cobrança nas Bacias Hidrográficas do Rio Paraíba do Sul e Piracicaba, Capivara e Jundiaí.

O sistema de cobrança da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (BHPS) foi o primeiro a ser implementado em bacias de domínio da União. Desde 2003, todos os usuários sujeitos à outorga e com captação de água superior a 1.0 l/s são cobrados, conforme estabelecidos nas Deliberações CEIVAP nº 08/2001 e nº 15/2002 e nas Resoluções CNRH nº 19/2002 e nº 27/2002.

A segunda implementação da cobrança pelo uso da água em rios de domínio da União ocorreu na Bacia Hidrográfica dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (BHPCJ). Os mecanismos e valores foram estabelecidos pela Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 025/2005, aprovada pela Resolução CNRH nº 52/2005. Ambas as bacias utilizam o mecanismo de cobrança estabelecido na Equação 1 (Acselrad *et al.*, 2015; CBH-PCJ, 2016; AGEVAP, 2017; Assis, 2018; Fonseca *et al.*, 2020).

$$Valor_{total} = (Valor_{Cap} + Valor_{Con} + Valor_{LandBO} + Valor_{PCH} + Valor_{agropec} + Valor_{tran}) \cdot K_{Gestão} \quad (\text{Eq.1})$$

em que:

$Valor_{Total}$ = pagamento anual da água referente a todos os usos;

$Valor_{Cap}$ = pagamento anual referente à captação de água bruta feita pelos usos;

$Valor_{Con}$ = pagamento anual referente ao consumo de água bruta dos usuários;

$Valor_{LanDBO}$ = pagamento anual referente ao lançamento de carga de DBO feita pelo usuário;

$Valor_{PCH}$ = pagamento anual referente à geração de energia elétrica;

$Valor_{Agropec}$ = pagamento anual referente à agropecuária;

$Valor_{Trans}$ = pagamento anual referente à transposição; e

$K_{Gestão}$ = referente ao retorno efetivo dos recursos arrecadados.

Cobrança na Bacia do Rio São Francisco e do Rio Doce

A cobrança pelo uso da água na Bacia do Rio São Francisco foi implementada, efetivamente, em julho de 2010, tornando-se o terceiro comitê de domínio da união a implementar esse instrumento. A maior parte da cobrança incide sobre os usos quantitativos (cerca de 98%), com os usos qualitativos representando apenas 2%. Com base nesses valores, a maior arrecadação é realizada nas transposições realizadas pelo Ministério da Integração Nacional e pela Companhia de Saneamento de Sergipe - DESO, que correspondem a 65% da cobrança nominal total da bacia (CBHSF, 2004, Assis, 2018, Fonseca *et al.*, 2020).

Um fato importante a se destacar neste modelo está no estabelecimento de Preços Públicos Unitários (PPU) crescentes já nos primeiros anos de implementação da cobrança (período de 2011-2015), o que não ocorreu nas demais bacias. Assim a arrecadação foi estimada levando em consideração a captação, o consumo e o lançamento de efluentes. O valor a ser pago de cada usuário é calculado pela Equação 2.

$$Valor_{Total} = (Valor_{Cap} + Valor_{Con} + Valor_{Lan} + Valor_{Trans} + Valor_{Ru} + Valor_{Ele}) \cdot K_{Gestão} \quad (\text{Eq.2})$$

em que:

$Valor_{Total}$ = pagamento anual da água referente a todos os usos;

$Valor_{Cap}$ = pagamento anual referente à captação de água bruta feita pelos usos;

$Valor_{Con}$ = pagamento anual referente ao consumo de água bruta dos usuários;

$Valor_{Lan}$ = pagamento anual referente ao lançamento de carga de DBO feita pelo usuário;

$Valor_{Trans}$ = pagamento anual referente à transposição do rio São Francisco;

$Valor_{Ru}$ = pagamento anual referente à captação e consumo no setor rural;

$Valor_{Ele}$ = pagamento anual referente à produção de energia elétrica em pequenas usinas; e

$K_{Gestão}$ = referente ao retorno efetivo dos recursos arrecadados (considerado igual a 1 e quando não houver retorno à bacia será igual a zero).

Através da Deliberação CBH-DOCE nº 26/2011, aprovada pela Resolução CNRH nº 123/2011, a Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BH-Doce) teve os seus mecanismos e valores da cobrança

estabelecidos. As equações que o compõem são bastante similares aos das BHPCJ, no que se refere ao tipo de uso para captação, transposição de água e total a ser pago (CBH-PCJ, 2016). A única diferença consiste na inexistência do tipo de uso para consumo de água. No entanto, o coeficiente K_t (utilizado na equação de consumo das BHPCJ) foi incorporado à equação de captação na BH-Doce com valor de 0.025 para os usuários agropecuários e 1. (um) para os demais usuários. Assim, o valor a ser pago de cada usuário é estabelecido pela Equação 3.

$$Valor_{Total} = (Valor_{Cap} + Valor_{LanDBO} + Valor_{Trans} + Valor_{PCH}) \cdot K_{Gestão} \quad (\text{Eq.3})$$

Onde:

$Valor_{Total}$ = pagamento anual da água referente a todos os usos;

$Valor_{Cap}$ = pagamento anual referente à captação de água bruta feita pelos usos;

$Valor_{LanDBO}$ = pagamento anual referente ao lançamento de carga de DBO feita pelo usuário;

$Valor_{Trans}$ = pagamento anual referente à transposição do rio São Francisco;

$Valor_{PCH}$ = pagamento anual referente à geração de energia elétrica; e

$K_{Gestão}$ = referente ao retorno efetivo dos recursos arrecadados.

Algumas limitações são encontradas nos sistemas de cobranças implantados nas bacias hidrográficas citadas nos tópicos anteriores, pois inicialmente a cobrança é estabelecida por meio dos volumes captados expostos pelos usuários. Porém, o método não é muito confiável, considerando-se a falta de fiscalização para constatar a quantidade de água captada, bem como a falta de um sistema para aplicação de multas e penalidades (Finkler *et al.*, 2015; Acserald *et al.*, 2015; Gama Engenharia, 2016; Vera *et al.*, 2017; OCDE, 2017).

Reflexos da Cobrança pelo Uso da Água

A cobrança pelo uso da água nas bacias hidrográficas brasileiras tem gerado diversos efeitos. Vera, Montenegro e Silva (2017), ao analisarem o desempenho da cobrança pelo uso da água de domínio da união como instrumento de gestão de recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio São Francisco, concluíram que a cobrança de uso cumpre o seu papel de garantir os recursos financeiros conforme as metas estabelecidas pelo plano de investimentos, mas não atende plenamente às reais demandas da bacia. Mesmo assim, a partir de 2012, houve uma melhora considerável nos desembolsos e investimentos para as ações de recuperação hidroambiental e elaboração de planos municipais de saneamento na bacia hidrográfica do Rio São Francisco. Estes autores também ressaltam que os recursos financeiros da taxa de utilização permitem o financiamento de estudos, projetos e obras de recuperação e conservação ambiental, demonstrando sua contribuição para o desenvolvimento social e econômico local, embora que, por si só, não seja capaz de solucionar os desafios da sustentabilidade.

No caso da BHPCJ, estudos apontam que apesar da arrecadação ser reconhecida por todos como essencial para a gestão dos recursos hídricos locais, a cobrança pelo uso da água não altera

diretamente o comportamento do usuário. Dentre diversos aspectos, o principal direcionamento é para o preço da cobrança pelo uso da água, considerado insignificante por muitos usuários, independentemente das condições da União ou dos estados (Demajorovic *et al.*, 2015). Os autores ainda destacam que valores inferiores a R\$ 1000.00 por mês para médias e grandes empresas são muito tímidos, dada a importância do setor industrial no uso dos recursos hídricos da BHPCJ. Para isso, eles citam como exemplo uma corporação que teve um faturamento anual superior a R\$ 60 milhões e pagou cerca de apenas 0.04% desse total para recarga de água no mesmo período. Em outras palavras, o baixo valor da cobrança resulta em volumes de arrecadação ainda acanhados diante das demandas da BHPCJ (Demajorovic *et al.*, 2015).

Por outro lado, na BHPS, entre 2014 e 2017, um investimento de aproximadamente R\$ 48 milhões foi feito pela entidade delegatária responsável, recursos arrecadados por meio da captação para uso de água de domínio da União, principalmente para saneamento, de acordo com as diretrizes do CEIVAP. Quanto aos recursos estaduais, o investimento foi da ordem de R\$ 12 milhões, inclusive no setor de saneamento. A falta de indicadores de resultados dos investimentos é o ponto negativo do sistema da BHPS. Enquanto isso, a aplicação de recursos na área de abrangência do rio Paraíba do Sul por um único órgão delegado torna a gestão dos recursos hídricos mais integrada e eficiente em relação aos esforços de recuperação da qualidade ambiental da BHPS, tornando-o um dos mais eficientes do país (Costa e Almeida, 2018).

Contribuições, avanços e desafios

O território brasileiro possui uma das maiores disponibilidades de água doce do planeta. Apesar disso, enfrenta também episódios de escassez de água, exigindo dos governos, dos usuários e da sociedade civil organizada, um melhor planejamento e gerenciamento do seu uso e a busca por soluções alternativas para os inúmeros conflitos possíveis (Fonseca *et al.*, 2020).

Contribuições e avanços

Assim como destacado por Moura (2016) é possível perceber que a trajetória da política ambiental brasileira teve início na década de 1930, quando começaram os estudos para a criação de normativas em relação à gestão dos recursos naturais, a exemplo do Código das Águas e do Código Florestal, instituídos em 1934.

Observou-se que no Brasil, o uso dos recursos hídricos passou a ser visto com um olhar mais atencioso há muito tempo, com o Código das Águas de 1934. e vindo bem antes da Política Nacional do Meio Ambiente, de 1981. O Código das Águas foi pioneiro no aproveitamento industrial das águas e, de modo particular, no aproveitamento e na exploração da energia hidráulica. Embora seja um texto legal muito antigo, continua vigente, mesmo que muito alterado e revogado por leis posteriores, como foi destacado por Barros *et al.* (2011).

O aperfeiçoamento da legislação pelo Estado brasileiro, mediante o desenvolvimento de uma série de mecanismos do já mencionado Código das Águas e a inclusão de novas normas, muito contribuiu para o avanço dos instrumentos das políticas públicas para os recursos hídricos. Destaca-se avanços observados no aprimoramento dos textos legais, com ênfase na unificação das instâncias de emissão de outorgas de direito de uso da água, o que permitiu a disciplina na repartição desse recurso natural e, por extensão, a prática da cobrança no Brasil.

Embora a cobrança pelo uso dos recursos hídricos já estivesse prevista no Código de 1934, só a partir das leis de organização administrativa, especialmente a Lei das Águas (Lei Federal no 9433 de 7 de janeiro de 1997) e a Lei de criação da Agência Nacional de Águas ANA (Lei Federal no 9984 de 17 de julho de 2000), que se estabeleceu uma nova ordem para o setor, criando o ambiente institucional para a implementação da cobrança. Antes disso, não havia definição de como os usuários-pagadores deveriam proceder.

Com a Lei nº 9.433/97, o SINGREH (Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos) surge como um importante sistema para a gestão de recursos hídricos, oferecendo um arcabouço institucional capaz de integrar um conjunto de práticas necessárias à manutenção da disponibilidade qualitativa e quantitativa da água.

Atualmente, o SINGREH é composto pelas seguintes entidades: o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), Agência Nacional de Águas (ANA), Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos (CERHs), Comitês de Bacia Hidrográficas, as Autoridades Estaduais de Gestão de Recursos Hídricos e as agências de água. Assim como observado por Brito e Azevedo (2020), cada componente do SINGREH desempenha um papel específico na cobrança pelo uso da água. O processo de implantação da cobrança nas bacias hidrográficas de domínio da União segue as seguintes etapas:

1. O comitê discute e decide sobre os mecanismos e valores de cobrança. Geralmente, essas discussões ocorrem em câmara técnica especializada e, eventualmente, são submetidas ao plenário da comissão;
2. A proposta é então enviada para a Agência Nacional de Águas, que emite uma nota técnica e analisa os mecanismos e valores propostos e recomenda ou não sua aprovação ao o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH);
3. A proposta é enviada ao CNRH, que aprova os mecanismos de cobrança e valores por meio de uma resolução;
4. A partir do endosso do CNRH, a ANA passa a cobrar;
5. Os recursos arrecadados pela ANA são repassados ao Comitê de Bacias Hidrográficas (ou delegado de tal função), que aplica os recursos.

Não há, portanto, dúvida quanto ao fato de que o SINGREH opera com base nos princípios seguintes: (i) unidade hidrográfica, segundo o qual a bacia hidrográfica constitui o espaço físico-

territorial de planejamento e gestão; (ii) reconhecimento dos usos múltiplos da água, que são os usos que competem por este recurso natural; (iii) reconhecimento do valor econômico da água em função de sua maior ou menor escassez; e (iv) necessidade da gestão descentralizada e participativa, segundo o qual a antecipação de medidas para evitar problemas e, mesmo, para solucionar de problemas já instalados, deve ocorrer no nível hierárquico mais baixo possível e com a participação dos segmentos interessados.

Conforme destacado pela ANA (2018a), também observamos que a PNRH ficou conhecida por seu caráter descentralizado e participativo, em virtude da ideia de instalar comitês de bacias hidrográficas que juntam poderes públicos, usuários e sociedade civil na gestão dos recursos hídricos. Desse modo, criou-se condições para identificar conflitos pelo uso das águas, por meio dos planos de recursos hídricos das bacias hidrográficas, e para arbitrar sobre eles no âmbito administrativo.

Movimentos pioneiros de estados como Ceará e Rio de Janeiro estimularam e deram base inicial para os modelos de cobrança existentes na atualidade. Posteriormente, os estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Minas Gerais, Paraná e Paraíba implantaram a cobrança pelo uso da água em 2004, 2007, 2010, 2013 e 2015, respectivamente. Apesar de ainda serem minoria dentre os estados brasileiros, é de suma importância que cada vez mais esse instrumento seja aplicado. Uma das principais contribuição e avanços para a implantação da cobrança pelo uso da água de maneira consciente, racional e sustentável foi o reconhecimento da mesma como recurso limitado e dotado de valor econômico, por meio da Lei federal nº 9.433/1997.

Assim como observado por Foleto (2018), podemos perceber que os Planos de Bacia Hidrográfica (BH) são reflexos do processo de planejamento dos recursos hídricos a nível local, onde a comunidade participa através das audiências públicas. Os membros dos comitês definem e aprovam diagnósticos e usos futuros das águas da BH, determinando Planos de Ações para o seu consumo adequado e preservação, e buscando atingir o que está previsto através do enquadramento em termos de qualidade e quantidade hídrica para a bacia. Os Planos e o Enquadramento se caracterizam pelo planejamento, já a outorga e a cobrança pelo controle dos usos, por isso, são necessário à implementação de todos os instrumentos para um efetivo gerenciamento. Planos bem estruturados e em perfeito funcionamento são essenciais para que a cobrança seja implementada e funcione de forma efetiva e satisfatória.

É importante observar que, embora a cobrança pelo uso da água seja um instrumento econômico, ela tem relação direta com a outorga de direito de uso da água, um instrumento de comando e de controle. A outorga trata-se de uma garantia do poder público de que o volume ou vazão outorgados estão reservados para uso do requerente e não serão alocados a terceiros, buscando assegurar o controle quali-quantitativo dos usos da água e garantir o direito de acesso. A sua

efetivação dá-se por meio de um processo administrativo, no qual o órgão outorgante concede o direito de uso da água mediante solicitação do usuário, sob condições especificadas no ato administrativo. Os usos da água sujeitos a cobrança são aqueles que devem ser outorgados. O usuário é cobrado pelo volume de água que está autorizado a utilizar para captação e/ou diluição.

A ANA (2014) observa que no Brasil a arrecadação dos valores da cobrança ocorre de acordo com o domínio dos recursos hídricos. Corpos d'água pertencentes à União têm seus recursos arrecadados e distribuídos pela Agência Nacional de Águas (ANA), enquanto aqueles relativos aos estados atendem às diretrizes das políticas estaduais de recursos hídricos. Do mesmo modo, a Agência esclarece que os recursos arrecadados devem ser aplicados prioritariamente na bacia hidrográfica em que foram gerados, mediante o princípio água-paga-água (em francês eau-paye-eau). Neste sentido, a fiscalização e controle dos recursos arrecadados são fundamentais para que o instrumento de cobrança funcione de maneira eficiente.

A adoção de níveis de preços pelo uso da água que sejam compatíveis com a capacidade de pagamento dos usuários pagadores é essencial para um bom funcionamento da cobrança, pois provoca o seu uso racional. Se por um lado não podem ser muito baixos, de outro, precisam ser viáveis para que os usuários-pagadores gerem bens e serviços. Desse modo, os modelos de cobranças existentes, a exemplo dos praticados em bacias federais (Paraíba do Sul, São Francisco, Rio Doce), incorporaram uma série de elementos técnicos que convergem para o interesse do uso racional da água. Associado a isso, esses modelos consideram não só a captação, mas também o consumo e a diluição de efluentes para diversos usos, fortalecendo ainda mais o desempenho da cobrança pelo uso da água.

Desafios

O modelo brasileiro de gestão das águas, expresso pela Lei nº 9.433/97, é inspirado no modelo francês. Como observado por Gutiérrez (2006), pode-se perceber que mesmo após vários anos da promulgação da Lei das Águas, ainda existe uma grande quantidade de comitês em fase inicial de implantação e sem a implementação de qualquer instrumento de gestão. Nestes casos, a institucionalização da cobrança pelo uso da água inexiste, dificultando iniciativas no sentido de assegurar a independência administrativa e financeira dos comitês.

Atualmente, até mesmo uma grande parte dos comitês em funcionamento não possuem estabilidade financeira, necessitando de apoio político e de preparo para que os seus membros possam dar cumprimento à sua missão institucional. Neste sentido, observa-se que uma das maiores dificuldades para a implantação do sistema de cobrança em bacias hidrográficas está na falta de apoio político-institucional. Outrossim, várias bacias com comitês implementados não possuem planos de recursos hídricos bem estruturados, dificultando ainda mais o processo.

Morais *et al.*, (2018) destaca que algumas assimetrias são geradas no sistema em virtude da complexidade que cerca a implementação desta política pública, em âmbito nacional. Ao passo que, por exemplo, o estado do Maranhão ainda não possui qualquer comitê instalado, o estado de São Paulo criou todos os comitês previstos para o seu território, inclusive com arrecadação por meio da cobrança pelo uso da água em alguns destes.

Em 2 de dezembro de 2021, o Governo Federal, por meio do Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR), apresentou a proposta de um novo Marco Hídrico para o Brasil, que também visa instituir a Política Nacional de Infraestrutura Hídrica. O documento traz alguns pontos considerados controversos, a exemplo da possibilidade de cessão do direito de uso de recursos hídricos, parcial ou total, de forma onerosa e temporária, entre usuários de recursos hídricos.

A elaboração do citado Projeto de Lei foi feita de forma velada, configurando um estilo de condução institucional hostil aos princípios basilares da política pública das águas brasileiras, dentre eles o princípio da gestão participativa, compartilhada e descentralizada dos recursos hídricos, conforme os ditames da Lei 9.433/97.

Assim como destacado pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, em nota pública (CBHSF, 2021), observa-se que a promoção de ações de forma unilateral, sem aderência aos planos diretores de recursos hídricos, sem ampla consulta às populações a serem afetadas, aos entes do SINGREH, aos comitês de bacias hidrográficas objeto das intervenções e aos estados, poderá reproduzir os mesmos erros, prejuízos absurdos e impasses que ainda hoje emperram o polêmico projeto de transposição das águas do rio São Francisco.

Outros grandes desafios da gestão dos recursos hídricos e implementação da cobrança é estabelecer um modelo de governança que conjecture garantir investimentos indispensáveis para a preservação e a globalização da água, envolver a sociedade no processo de gestão participativa, impossibilitar a apropriação por agentes econômicos nacionais e internacionais de forma particular, e assegurar os usos múltiplos da água. Além disso, a inexistência de soluções apropriadas para bacias hidrográficas com baixo potencial de arrecadação, como a Bacia Hidrográfica dos Rios Piancó-Piranhas-Açu, comprometem a evolução do instrumento de cobrança, conforme destacado por Amorim *et al.* (2017).

A deficiência de dados e a necessidade de conhecê-los por toda a extensão da área de estudo, muitas vezes, impedem a realização do planejamento compatível com as necessidades da área de interesse, aumentando a quantidade de conflitos existentes pelo uso da água e dificultando a implementação da cobrança.

Além dos desafios já apresentados, conforme constatado por Oliveira et al. (2017) e Silva (2020), verifica-se que falhas na fiscalização das outorgas de direito de uso podem prejudicar, e até mesmo inviabilizar, a efetiva implantação de modelos de cobrança.

Conclusões

- A falta de apoio político-institucional para instalação de comitês, a ausência de instrumentos de controle (outorga) e planejamento (planos) e a fragilidade nas fiscalizações são os principais responsáveis pela dificuldade na implementação da cobrança pelo uso da água em bacias hidrográficas do Brasil.
- No Brasil, uma parte considerável das bacias hidrográficas de domínio da união e dos estados ainda não possuem comitês de bacias estruturados.
- A existência de comitês articulados e participativos, com planos estratégicos aprovados e sistemas de outorgas eficientes, são essenciais para o sucesso na implantação da cobrança. O arcabouço legal e normativo que permite esta estrutura se constitui em um avanço.
- Apenas uma parte das bacias hidrográficas brasileiras possuem modelos de cobrança implementados, sendo que a maioria sequer possui plano de recursos hídricos.
- Algumas experiências demonstram que os instrumentos de cobrança cumprem o objetivo de arrecadar recursos. No entanto, são insuficientes para atender a algumas necessidades da bacia hidrográfica, como incentivar o racionamento da água.
- A estrutura organizacional promovida pela Lei das Águas mostrou-se uma plataforma adequada para a implementação de diferentes modelos de cobrança, constituindo-se em um significativo avanço institucional, já que permite a interlocução entre as várias instâncias e a discussão democrática entre usuários, poder público e sociedade civil organizada.

Referências bibliográficas

- Acselrad, M.V., Azevedo, J.P.S., Formiga-Johnsson, R.M. (2015) Cobrança Pelo Uso da Água no Estado do Rio de Janeiro, Brasil (2004-2013): Histórico e Desafios Atuais. *Engenharia Sanitária Ambiental*, **20**, 199-208.
- ANA, Agência Nacional Das Águas (2014) *Encarte Especial sobre a Crise Hídrica: Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil – Informe 2014*. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos – SPR, Brasília, 31 pp.
- ANA, Agência Nacional Das Águas (2018a) *Instrumentos Econômicos Aplicados à Gestão de Recursos Hídricos: Caminhos para sua adoção em situações de conflito pelo uso da água no Brasil*, GV CES, Brasília, 272 pp.
- ANA, Agência Nacional Das Águas (2018b) *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil*. informe anual, Brasília, 72 pp.
- ANA, Agência Nacional Das Águas. (2019a) Cobrança e histórico da cobrança, Brasília, 80 pp.
- ANA, Agência Nacional Das Águas (2019b) Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil, Brasília, 75 pp.
- AGEVAP, Associação Pró-Gestão Das Águas Da Bacia Hidrográfica Do Rio Paraíba Do Sul (2017) *Relatório de Situação 2017*. Rio de Janeiro, 62 pp.

- Amaral, R., Alegre, H., Matos, J. S. (2017) Highlights of key international water infrastructure asset management initiatives, and trends, challenges and developments in Portugal. *Water Policy*, **19**, 128–146.
- Amorim, A. L., Ribeiro, M. M. R., Braga, C. F. C. (2017) Conflitos em bacias hidrográficas compartilhadas: o caso da bacia do rio Piranhas-Açu/PB-RN. *RBRH*, **21**(1), 36 – 45.
- Assis, W. D.; Ribeiro, M. M. R; Moraes, M. M. G. A. (2018) Proposição de melhorias para o Sistema de Cobrança pelo Uso da Água Bruta da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. *Eng Sanit Ambient*, **23**(4), 779-790.
- Borrego, M. M. M., Expósito, A., Berbel, J. (2020) A Simplified Hydro-Economic Model of Guadalquivir River Basin for Analysis of Water-Pricing Scenarios. *Water*, **12**, 1879. <https://doi.org/10.3390/w12071879>
- Barros, J. G., Cravo, A. F. G. B., Barros, F. H. G (2011) Governança ambiental global: balanço da participação do Brasil nas negociações internacionais. In: Theodoro, S. H. (org.) *Os 30 anos da Política Nacional do Meio Ambiente: conquistas e perspectivas*. Rio de Janeiro: Garamond, 49-70.
- Brasil (1997) *Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997*. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos hídricos. Brasília.
- Brito, P. L. C. De., Azevedo, J. P. S. De. (2020) Charging for Water Use in Brazil: State of the Art and Challenges. *Water Resources Management*, **34**, 1213–1229 <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02501-y>
- MMA, Ministério do Meio Ambiente (2006) *Plano Nacional de Recursos Hídricos*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Capodeferro, M. W., Kelman, J., Azevedo, De J. P. S. (2019) A Introdução de Mercados de Água como Instrumento de Alocação de Recursos Hídricos: O Contexto Brasileiro. *XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Paraná, Brasil.
- Castro, J. E. (2016) *Água e democracia na América Latina*.: EDUEPB, Campina Grande, 427 pp. Costa, A., Almeida, L. P. (2018) Aplicação dos recursos da cobrança pela entidade delegatária: o caso da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, **15**, 1-12.
- Chu, L., Grafton, R. Q., (2018) Short-term Pain for Long-term Gain: Urban Water Pricing and the Risk-adjusted User Cost. *Water Economics and Policy*, **5**(2), 1871005.
- CBHSF, Comitê Da Bacia Hidrográfica Do Rio São Francisco. (2004) *Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco*. CB CBH-PCJ (Comitê das bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí) Relatório de situação dos recursos hídricos, 2016. HSF. Salvador, 319 pp.
- CBHSF, Comitê Da Bacia Hidrográfica Do Rio São Francisco (2020) *Em Defesa da Política Pública das Águas!*. Belo Horizonte. Acesso em 14 de dezembro de 2021. Disponível em : <https://cbhsaofrancisco.org.br/noticias/novidades/em-carta-aberta-cbhsf-se-manifesta-contrario-ao-que-define-um-novo-marco-hídrico/>.
- Demajorovic, J., Caruso, C., Jacobi, P. R. (2015) Cobrança do uso da água e comportamento dos usuários industriais na bacia hidrográfica do Piracicaba, Capivari e Jundiaí. *Revista de Administração Pública*, **49**(5), 1193-1214.
- Fadel, A. W., Marques, G. F. A. (2019) Cobrança pelo uso da água: excesso de precificação ou resarcimento pela gestão?. *XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Paraná, Brasil.
- Finkler, N. R., Mendes, L. A., Bortolin, T. A., Schneider, V. E. (2015) Cobrança pelo uso da água no Brasil: uma revisão metodológica. *Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente*, Curitiba, **33**, 33-49. <http://doi.org/10.5380/dma.v33i0.36413>.
- Foleto, E. M. (2018) O Contexto Dos Instrumentos De Gerenciamento Dos Recursos Hídricos No Brasil. *Geoambiente On-Line*, (30) 39-59. <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i30.52823>
- Fonseca, E. R., Modesto, F. A., Carneiro, G. C. A., Lima, N. F. S. & Monte-Mor, R. C. De A. (2020) Conflitos pelo uso da água na Bacia Hidrográfica do rio São Francisco – Estudos de caso no Estado da Bahia. *Research, Society and Development*, **9**(9), e823997929. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i9.7929>.
- GAMA ENGENHARIA. (2016) Gama Engenharia e Recursos Hídricos Ltda. *Atualização da metodologia de cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio São Francisco*. Produto 1: revisão sobre metodologias de cobrança. Maceió: CBHSF, 64 pp.

- Garrone, P., Grilli, L., Marzano, R. (2019) Price elasticity of water demand considering scarcity and attitudes. *Utilities Policy*, **59**, 100927.
- Gutiérrez, R. A. (2006) Comitê Gravataí: Gestão participativa da água no Rio Grande do sul. *Lua Nova*, (69), 79-121.
- Gloria, L. P., Horn, B. C., Hilgemann, M. (2017) Avaliação da Qualidade da Água de Bacias Hidrográficas Através da Ferramenta do Índice de Qualidade da Água - IQA. *Revista Caderno Pedagógico*, **14**(1), 103- 119. <https://doi.org/10.22410/issn.1983-0882.v14i1a2017.1421>
- Grafton, R. Q., Chu, L., Wyrwoll, P. (2020) The paradox of water pricing: dichotomies, dilemmas, and decisions. *Oxford Review of Economic Policy*, **36**(1), 86-107. <https://doi.org/10.1093/oxrep/grz030>
- GVces & ANA (2018) Instrumentos Econômicos aplicados à Gestão de Recursos Hídricos: caminhos para sua adoção em situações de conflito pelo uso da água no Brasil., São Paulo e Brasília: Centro de Estudos em Sustentabilidade da Escola de Administração de Empresas de São Paulo da Fundação Getulio Vargas e Agência Nacional de Águas.
- Hall, J. W., Dobson, A., Damania, R., Grafton, R. Q., Hope, R., Hepburn, C., Bark, R., Boltz, F., De Stefano, L., O'donnell, E., Matthews, N., Money, A. (2017) Valuing Water for Sustainable Development. *Science*, **358**(6366), 1003-1005. <https://doi.org/10.1126/science.aao4942>.
- Kejser, A. (2016) European attitudes to water pricing: Internalizing ambiental and resource costs. *J. Environ.Manag*, **183**, 453–459.
- Matsushita, T. L., Granado, D. W. (2017) A Crise Hídrica no Brasil e seus Impactos no Desenvolvimento Econômico e Ambiental. *Revista Thesis Juris*, **6**(1), 167- 185.
- Meena, A., Hanief, M., Dinakaran, J., Rao, K.S. (2020) Soil moisture controls the spatiotemporal pattern of soil respiration under different land use systems in a semi-arid ecosystem of Delhi, India. *Ecological Processes*, **9**(15), 1-13. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-0218-0>.
- Melo, M. C., Johnsson, R. M. F. O (2017) Conceito Emergente De Segurança Hídrica. *Sustentare*, **1**(1), 72-92.
- Miranda, C. C., Maia, J. L., Silva, J. P. O., Vieira, E. M. (2021) Análise da cobrança pelo uso de recursos hídricos em águas de domínio da União: Estudo de caso da bacia hidrográfica do rio Doce (MG) *Research, Society and Development*, **10**(4), e5610413785. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i4.13785>.
- Moura, A. M. M. (org.) (206) *Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas*. IPEA, Brasília, 352 pp.
- Morais, J. L. M., Fadul, E., Cerqueira, L. S. (2018) Limites e Desafios na Gestão de Recursos Hídricos por Comitês de Bacias Hidrográficas: Um Estudo nos Estados do Nordeste do Brasil. *REAd* , **24**(1), 238-264.
- OCDE, Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico. (2017) *Cobrança pelo uso de recursos hídricos no Brasil: caminhos a seguir*. Éditions OCDE, Paris, 217 pp.
- Oliveira, M. C. De., Pereira, P. M., Pereira, L. B. Os desafios da integração dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos no semiárido cearense. *XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Santa Catarina Brasil.
- ONU, Organização das Nações Unidas, Grupo Banco Mundial (2018) Fazendo valer cada gota - uma agenda para a ação pela água. Alto nível painel no documento de resultado da água.
- Pagnoccheschi, B. (2016) Governabilidade e Governança das Águas no Brasil. Em: Moura, A. M. M. (org) *Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas*, Ipea, Brasilia, 175–200.
- Petterini, F.C. (2018) Mercado de Água: Como Aconteceu nos EUA e Como Pode Acontecer no Brasil. *R. Inter. Interdisc.* **15**(1), 130-143.
- Queiroz, M.G., Silva, T.G.F., Zolnier, S., Jardim, A.M.R.F., Souza, C.A.A., Araújo Júnior, G.N., Morais, J.E.F., Souza, L.S.B. (2020) Spatial and temporal dynamics of soil moisture for surfaces with a change in land use in the semiarid region of Brazil. *Catena*, **188**, 104457.
- Rodrigues, A. L., Leal, L. V. M. (2019) Outorga e Cobrança pelo uso dos Recursos Hídricos como Instrumentos de Gestão da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba. *Revista de Direito*, **11**(1), 61-101.
- Santos, L. M. Dos, Porto, A. J. M.,Sampaio, R. S. Da R. (2017) Direitos de propriedade e instrumentos econômicos de regulação ambiental: uma análise das atribuições implícitas. *Revista Brasileira de Políticas Públicas*, **7**(2), 98-121.

- Silva, S. M. O. Da, Souza Filho, F. De A. De, Aquino, S. H. S. De. (2015) Alocação de custos e a cobrança pelo uso da água no estado do Ceará. *REGA*, **12**(2), 47-59.
- Silva, I. B. Da. (2020) *Estudo comparativo entre as legislações de recursos hídricos: âmbito estadual e nacional*. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia, Departamento De Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 57 pp.
- Sousa Júnior, W., Baldwin, C., Camkin, J., Fidelman, P., Silva, O., Neto, S., Smith, T. F. (2016) Water: Drought, Crisis and Governance in Australia and Brazil. *Water*, **8**, 492-493.
- UNICEF, WHO (2019) *Progress on household drink-ing water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities*. New York. 137 pp
- Valerinho, C. M. R., Muller, M. G., Cavalcante, A. S., Costa, M. M. L., Gonçalves, J. A. C. (2021) Eficácia da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos condicionada ao Índice de Qualidade da Água: Estudo de Caso, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **14**(1), 266-280.
- Vera, L. H. A., Montenegro, S. M. G. L., Silva, S. R. (2017) Performance of water usage charge in the Nation's domain as a water resource management tool in the São Francisco River basin. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **22**(7), 1-12.
- WEF (2019) Global Risks 2019 (Report No. In: Global Risks, fourteenth ed. World Economic Forum.
- Zetland, D. (2021) The role of prices in managing water scarcity. *Water Security*, **12**, 100081.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

IMPACTO DA RECIRCULAÇÃO DE LIXIVIADO NA PRODUÇÃO E QUALIDADE DO BIOGÁS GERADO EM ATERROS SANITÁRIOS: REVISÃO SISTEMÁTICA

IMPACT OF LEACHATE RECIRCULATION ON THE PRODUCTION AND QUALITY OF BIOGAS IN LANDFILLS: SYSTEMATIC REVIEW

* Fernanda Nascimento de Andrade ¹
Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk ¹

Recibido el 5 de abril de 2022. Aceptado el 28 de junio de 2022

Abstract

Biogas and leachate generated from the decomposition of municipal solid waste (MSW) in landfills, when not collected and treated, might cause environmental impacts. Leachate recirculation (LR) is a technique that has been used, among others factors, as a way of reducing the costs associated with the transport and treatment of leachate, as well as contributing to a faster stabilization of the organic fraction of MSW, which could impact an increase in biogas production in a shorter period of time. This work aimed to evaluate the influence of LR on the production and quality of biogas generated in landfills through a systematic review of research carried out in the last decade, thus to support an updated synthesis of the main results obtained in laboratory and large scale. The results found showed that the accumulation of toxic compounds is one of the main problems observed with the practice of LR. The use of additives, the control of the rate and frequency of recirculation and the supplementation of heat to the recirculated leachate were some of the techniques observed that have been investigated as a way of improving the influence of recirculation in the process of biodegradation of waste and increase the production of biogas. The results found showed that LR impacted in different ways the production and quality of the biogas generated through the decomposition of waste, proving to be effective in some studies to increase the production and quality of biogas, as well as ineffective in other studies.

Keywords: biogas, landfill, leachate recirculation, systematic review.

¹ Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rua São Francisco Xavier, 564, 5º andar – Maracanã, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 20550013. Brasil. Email: andrade.fernanda@posgraduacao.uerj.br

Resumo

O biogás e o lixiviado, gerados a partir da decomposição dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em aterros sanitários, podem causar grandes impactos ambientais quando não coletados e tratados adequadamente. A recirculação de lixiviado (RL) é uma técnica que vem dentre outros fatores, sendo usada como um meio de reduzir os custos atrelados ao transporte e tratamento do lixiviado, assim como, de contribuir para uma mais rápida estabilização da fração orgânica dos RSU. Fato que pode impactar num aumento da produção do biogás em um tempo menor. Desta forma, este trabalho teve como objetivo avaliar a influência da RL na produção e qualidade do biogás gerado em aterros sanitários por meio de uma revisão sistemática de pesquisas realizadas na última década, para assim, construir uma síntese atualizada dos principais resultados obtidos em laboratório e em larga escala. Os resultados encontrados mostraram que o acúmulo de compostos tóxicos é um dos principais problemas observados com a prática da RL. O uso de aditivos, do controle da taxa e frequência da recirculação e da suplementação de calor ao lixiviado recirculado, foram algumas das técnicas observadas que vem sendo investigadas como meio de aprimorar a influência da recirculação no processo de biodegradação dos resíduos e aumento da produção de biogás. Os resultados encontrados evidenciaram que a RL impactou de diferentes formas a produção e qualidade do biogás gerado através da decomposição dos resíduos, mostrando-se eficaz em algumas pesquisas para o aumento da produção e qualidade do biogás, assim como, ineficaz em outras pesquisas.

Palavras-chave: aterro, biogás, recirculação de lixiviado, revisão sistemática.

Introdução

Os aterros sanitários são elementos essenciais na gestão de resíduos sólidos (Scharff, 2014) e para torná-los seguros e sustentáveis é necessário que sua construção, operação e manutenção sejam bem planejadas e executadas (Cossu, 2019), minimizando os impactos negativos causados principalmente pelas emissões de lixiviado e biogás (Towsend *et al.*, 2015; van-Elk *et al.*, 2022).

Com relação às emissões de biogás, o setor de resíduos contribui com aproximadamente 5% das emissões globais de gases de efeito estufa e os ambientes de disposição de resíduos dentro deste setor são os que mais contribuem para as emissões desses gases, emitindo principalmente gás metano para a atmosfera (IPCC, 2007; The World Bank, 2018).

Devido aos efeitos negativos que a disposição de resíduos nesses ambientes tende a causar, medidas de mitigação vem sendo desenvolvidas e aprimoradas ao longo das últimas décadas a fim de reduzir ou mesmo evitar, as emissões gasosas fugitivas desses locais e/ou realizar a captação do gás para queima ou fins de aproveitamento energético (van-Elk, 2007; Speight, 2018).

Quando ao invés de queimado, o biogás, é aproveitado energeticamente, este pode ser utilizado para geração de energia elétrica, energia mecânica, energia térmica ou como biometano (European Comission, 2016). No entanto, para a recuperação energética desse gás, alguns tratamentos podem ser necessários a fim de se retirar excesso de umidade e determinadas

impurezas para o seu adequado uso. As características do biogás e o tipo de aproveitamento energético que se almeja, definirá o tipo de tratamento necessário para a purificação desse gás (EPA, 2016).

Uma técnica que vem sendo usada como meio de reduzir os custos relativos ao tratamento do lixiviado e o aumento da produção de biogás com vistas ao aproveitamento energético, é a recirculação de lixiviado (RL). Essa técnica, utilizada desde a década de 70, com diferentes objetivos, consiste na reintrodução do lixiviado coletado novamente no aterro (Beaven Richard e Knox, 2009; Cossu, 2019).

A RL promove um aumento do teor de umidade na massa de resíduos, favorecendo o transporte de microorganismos e nutrientes, contribuindo assim, para um processo mais rápido de biodegradação (Bilgili *et al.*, 2007; Sethi *et al.*, 2013; Di-Addario e Ruggeri, 2016).

A forma de execução da RL pode ser realizada através de diferentes técnicas que variam bastante entre si como, por exemplo: aplicação direta sobre os resíduos durante o descarte no aterro (preumificação dos resíduos), irrigação por pulverização da superfície do aterro, valas/lagoas de infiltração de superfície e aplicação subterrânea através de poços e sistema de drenagem (Reinhart, 1996; Pazoki e Ghasemzadeh, 2020).

A escolha por uma técnica específica vai depender de alguns fatores, tais como: objetivos dos operadores dos aterros sanitários, o tipo de aterro, escala e capacidade de recirculação do projeto, se a recirculação irá acontecer durante ou após a fase de operação do aterro, os equipamentos disponíveis, as regulamentações em vigor e os custos atrelados (Reinhart, 1996; Beaven R. e Knox, 2009; Di-Addario e Ruggeri, 2016).

Os desafios mais comumente relatados em projetos que almejam a execução da RL em aterros sanitários são principalmente a respeito da quantidade ideal de lixiviado a ser recirculada, problemas geotécnicos referentes à estabilidade, infiltrações indesejáveis, entupimento das instalações e distribuição não homogênea do lixiviado dentro da massa de resíduos (Beaven R. e Knox, 2009; Di-Addario e Ruggeri, 2016).

A eficiência da RL com relação ao aumento da produção e melhoria do biogás, vem sendo melhor investigada nas últimas décadas, sendo especialmente motivada pelo interesse no aproveitamento energético (Knox *et al.*, 2019). No Brasil, existem poucos estudos sobre o uso da RL e seus impactos na geração de biogás em aterros sanitários (Santos, 2017). As pesquisas que analisam a RL em aterros sanitários no Brasil se limitam muitas vezes às análises da qualidade e tratamento do lixiviado sem verificar a influência da técnica na produção e qualidade do biogás produzido (Martins *et al.*, 2010; Martildes *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2020).

A vista disso, esse trabalho teve por objetivo principal analisar as pesquisas desenvolvidas ao longo dos últimos anos com relação à RL e sua influência na produção e qualidade do biogás gerado em aterros sanitários em todo mundo. Verificando assim, os maiores desafios dessa técnica, suas principais implicações e se sua execução realmente tende a aumentar a produção e/ou qualidade do biogás gerado. Para isso, uma revisão sistemática foi conduzida utilizando as bases de dados da Scopus e da Web of Science. A revisão considerou as pesquisas desenvolvidas de 2010 a 2021 e sintetizou seus principais resultados.

Metodología

Pergunta de pesquisa

Nesse trabalho uma revisão sistemática foi realizada a fim de responder com base na avaliação e síntese de pesquisas desenvolvidas de 2010 a 2021 a seguinte questão: qual a influência da recirculação de lixiviado na qualidade e/ou produção do biogás gerado em aterros sanitários?

Método de busca

Para realização desta revisão foram utilizadas as bases de dados da Scopus e Web of Science (WOS). As palavras chaves utilizadas foram as diferentes combinações possíveis entre recirculação de lixiviado, biogás, aterro e resíduos sólidos urbanos. Foi utilizado termos sinônimos ou semelhantes, variação entre singular e plural, para assim, tentar encontrar o máximo de pesquisas dentro da temática de interesse conforme disposto abaixo:

- combinação 1: “leachate recirculation” OR “recycle leachate” OR “leachate recycling” AND;
- combinação 2: “methane” OR “landfill gas” OR “biogas” AND;
- combinação 3: “municipal solid waste” OR “municipal solid wastes” OR “MSW”.

Triagem e elegibilidade das pesquisas

Os resultados encontrados passaram por uma triagem prévia. Nessa etapa, foi realizada uma leitura do título e resumo desses trabalhos. Essa leitura permitiu verificar quais trabalhos poderiam ou não responder a pergunta de pesquisa e, assim, passar para a próxima fase de seleção. Na fase de elegibilidade, os trabalhos previamente selecionados foram lidos na íntegra e avaliados quanto à adequação à presente revisão sistemática para, assim, serem incluídos ou não no trabalho por meio dos critérios estabelecidos.

Critérios de exclusão e inclusão

Na Tabela 1 podem ser observados os critérios que foram estabelecidos nesta revisão sistemática para a inclusão ou exclusão das pesquisas encontradas e analisadas. Vale destacar que o fator de impacto das revistas/periódicos não foi um dos critérios estabelecidos para seleção dos trabalhos encontrados.

Tabela 1. Critérios de inclusão e exclusão.

Critérios de inclusão	<ul style="list-style-type: none"> • Pesquisas que utilizaram RSU nos seus experimentos; • Pesquisas que fizeram uso da RL; • Pesquisas que verificaram a produção ou a qualidade do biogás gerado; • Pesquisas desenvolvidas a partir de 2010; • Pesquisas desenvolvidas em aterros, células pilotos ou em biorreatores em escala de bancada.
Critérios de exclusão	<ul style="list-style-type: none"> • Trabalhos de pesquisa que tiveram leitura inacessível; • Trabalhos repetidos; • Trabalhos de pesquisa de validação de modelos; • Pesquisas que utilizaram resíduos diferentes de RSU; • Pesquisas desenvolvidas anteriormente a 2010; • Pesquisas realizadas em aterros controlados ou lixões.

Processo de construção da revisão sistemática

Além dos trabalhos que foram incluídos por meio das buscas nas já referidas bases de dados, foram incluídas também outras seis pesquisas encontradas ao longo da execução dessa revisão: uma pesquisa desenvolvida em escala laboratorial e as demais desenvolvidas em aterros do Brasil, China e Itália. Ambas pesquisas foram desenvolvidas dentro do mesmo recorte temporal estabelecido nas bases de dados utilizadas (2010 a 2021). Na Figura 1 verifica-se uma síntese de todo o processo de construção dessa pesquisa.

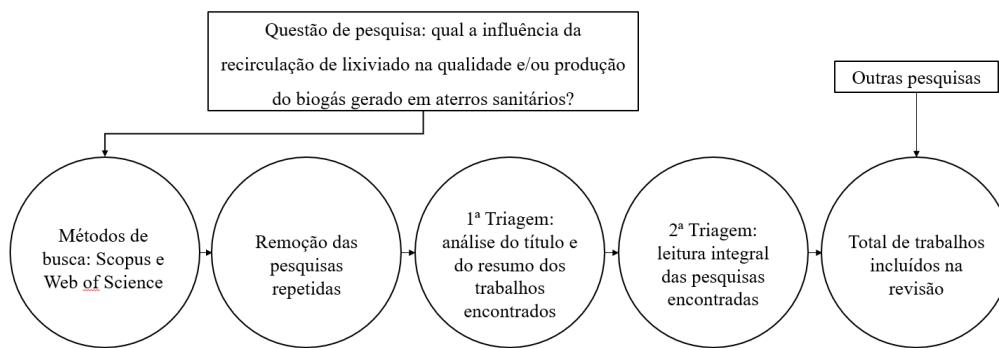


Figura 1. Processo de construção da revisão sistemática.

Compilação e análise dos resultados

Foi realizada uma análise bibliométrica dos resultados brutos das bases de dados através do software gratuito Bibliometrix-R. Posteriormente foi executada uma análise bibliométrica apenas dos artigos selecionados para esta revisão. As informações bibliométricas e a síntese dos dados mais importantes dos artigos, depois de organizadas em tabelas e gráficos passaram por um processo de análise crítica imparcial para, assim, construir essa revisão.

Resultados e discussões

Através da Figura 2 pode ser observado o fluxograma das principais etapas da revisão sistemática juntamente com os resultados encontrados. Através das palavras chaves utilizadas e do filtro temporal que considerou apenas os trabalhos que foram desenvolvidos a partir de 2010, foram encontrados 84 resultados na base de dados da Scopus e 112 na WOS, totalizando 196 trabalhos científicos.

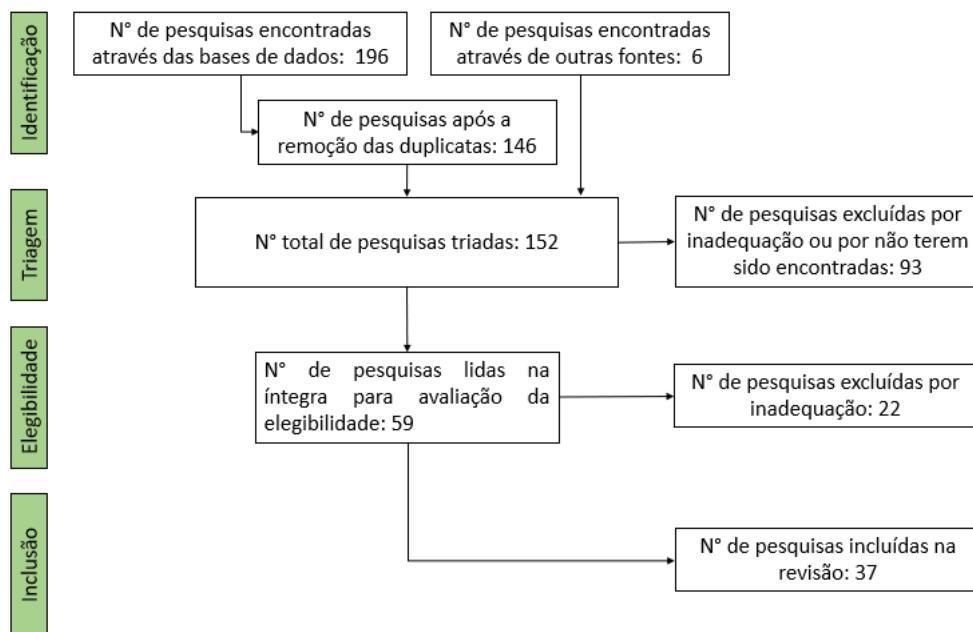


Figura 2. Fluxograma das diferentes fases da revisão sistemática com os seus resultados. *Nota: Adaptada de Moher et al., 2009.*

Vale destacar que ao término de todas as fases do processo de revisão, um total de 165 trabalhos foram descartados. Esse total correspondeu aos artigos repetidos, aos que não puderam ser encontrados e aos que foram excluídos na fase de triagem e elegibilidade. Já o total de trabalhos incluídos foi de 37, o qual, compreendeu as pesquisas que foram selecionadas através das bases de dados e outras seis que foram encontradas ao longo da execução dessa revisão. É importante salientar que algumas pesquisas não tiveram por objetivo principal verificar a influência da recirculação na produção de biogás, no entanto, os dados referentes a isso foram obtidos de forma indireta nos resultados alcançados.

As análises bibliométricas permitiram verificar que, com relação ao período de publicação das pesquisas incluídas na revisão, 2014 e 2017 foram os anos que tiveram o maior número de publicações. Foi verificado também que a respeito dos tipos de trabalhos científicos, as pesquisas

se dividiram em cinco categorias: tese, dissertação, artigo de revista/jornal, artigo de conferência/simpósio e capítulo de livro. Salienta-se que os artigos de revistas/jornais corresponderam a 78.38% do total dos trabalhos encontrados e que esses trabalhos foram oriundos de 19 fontes distintas, tendo o Jurnal Waste Management sido a fonte que apresentou o maior número de trabalhos.

Os trabalhos selecionados através dessa revisão foram divididos entre dois grupos principais: 1) as pesquisas realizadas em escala laboratorial e 2) as pesquisas desenvolvidas em grande escala. O primeiro grupo correspondeu a um total de 64.86% das pesquisas analisadas, já o segundo grupo teve um percentual de 35.14% (Tabelas 2 e 3).

Tabela 2. Síntese das pesquisas desenvolvidas em escala laboratorial.

Referência	Idade dos Resíduos (anos)	Tempo de operação do experimento (dias)	A RL aumentou a qualidade ou produção do biogás?
Kong (2010)	Mistura simulada de RSU	240	Sim
Jayasinghe <i>et al.</i> (2011)	30	40	Sim (com adição de enzimas)
Swati <i>et al.</i> (2011)	Resíduos frescos + resíduos com 10 anos	300	Sim
Sandip, Kanchan e Ashok (2012)	Mistura simulada de RSU	270	Sim
Abdallah <i>et al.</i> (2013)	Mistura simulada de RSU	270	Sim
Abdallah <i>et al.</i> (2013)	Mistura simulada de RSU	280	Sim
Fei, Zekkos e Raskin (2013)	0.25	250	-
Yang <i>et al.</i> (2013)	Resíduos frescos	210	Não
Hernández-Berriel <i>et al.</i> 2014	Resíduos frescos	201	Sim (com determinadas taxas de recirculação)
Liu <i>et al.</i> (2014)	Mistura simulada de RSU	210	Sim (com adição de cinzas volantes e escória)
Nair <i>et al.</i> (2014)	Mistura simulada da fração orgânica dos RSU	55	Sim
Xu <i>et al.</i> (2014)	Mistura simulada de RSU	300	Sim (combinada com aeração)
Reddy <i>et al.</i> (2015)	Resíduos frescos	-	Sim
Xu <i>et al.</i> (2015)	Mistura simulada de RSU	300	Sim (combinada com aeração)
Addario e Ruggeri (2016)	5	750	Sim
Frank <i>et al.</i> (2016)	5 a 20	130	Sim (com adição de enzimas)
Ko, Yang e Xu (2016)	Mistura simulada de RSU	158	Sim
Lakshmikanthan e Babu (2017)	Resíduos frescos	370	Sim
Ahmadifar, Sartaj e Abdallah (2016)	Mistura simulada de RSU	160	Sim
Munawar <i>et al.</i> (2019)	10	140	Não
Rasapoor <i>et al.</i> (2020)	15	-	Sim (com adição de enzimas)
Ali <i>et al.</i> (2020)	Resíduos frescos	120	Não
Shi <i>et al.</i> (2020)	Mistura simulada da fração orgânica de RSU	300	Sim
Karimi e Bareither (2021)	Resíduos frescos	220	Sim

Tabela 3. Síntese das pesquisas desenvolvidas em grande escala.

Referência	Localização	Idade da massa de resíduos/ células analisadas (anos)	Características do lixiviado recirculado	Duração da RL(meses)	Sistema de recirculação	A RL aumentou a qualidade ou a produção do biogás?
Calabró <i>et al.</i> (2010)	Toscana, Itália	13	Concentrado do tratamento de osmose reversa	30	-	Não
Manzur <i>et al.</i> (2012)	Denton, EUA	25	Sem tratamento especificado	7	Aplicação subterrânea	Sim
Andrade (2014)	Bahia, Brasil	4 a 15	Sem tratamento especificado	15	Aplicação subterrânea	Não
Chung <i>et al.</i> (2015)	Asan, Coreia	10	Tratado por oxidação biológica	-	Valas/lagoas de infiltração	Apenas inicialmente
Bialowiec <i>et al.</i> (2017)	Kosiny Bartosowe, Polônia	0.6	Proveniente de wetlands com aeração prévia	1.6 (intermitente)	Valas/lagoas de infiltração	Sim
Castro <i>et al.</i> (2017)	São Paulo, Brasil	3 a 9	Sem tratamento especificado	10	-	Sim
Santos (2017)	Bahia, Brasil	6 a 17	Sem tratamento especificado	7	Aplicação subterrânea	Não
Zhan <i>et al.</i> (2017)	Hangzhou, China	resíduos frescos	Sem tratamento especificado	-	Tubos horizontais	Sim
Liu <i>et al.</i> (2018)	Hubei, China	1.25 a 1.58	Sem tratamento especificado	12	Poços horizontais	Sim
Top <i>et al.</i> (2019)	Istambul, Turquia	-	Sem tratamento especificado	15	-	Sim
Chamem, Fellner e Zairi (2020)	Gabes, Tunísia	10	Concentrado bruto e por osmose reversa	60	Valas/lagoas de infiltração	Não
Mehrdad <i>et al.</i> (2021)	Tehran, Irã	-	Sem tratamento especificado	36	Valas/lagoas de infiltração	Sim
Rasapoor <i>et al.</i> (2021)	Waikato, Nova Zelândia	2	Proveniente de compostagem	-	Poços verticais de infiltração	Sim

Taxa e frequência da RL

Um dos objetivos ao se promover a RL é aumentar o teor de umidade dos resíduos, o qual, é considerado um dos principais parâmetros que atuam no processo de degradação em aterros e consequentemente na produção de biogás (Kumar *et al.*, 2011). Para obter uma melhor performance dos aterros que funcionam como biorreatores, busca-se manter um teor de umidade próximo a capacidade de campo (de 35 a 65%). Para isso, determinados líquidos são adicionados à massa de resíduos aterrada como, por exemplo, o próprio lixiviado gerado (EPA, 2021).

No entanto, analisar o teor de umidade em grande escala, não é tão trivial visto que devido à grande heterogeneidade dos resíduos, ocorre um fluxo de umidade preferencial dentro da massa aterrada e que resulta muitas vezes numa distribuição não homogênea dos líquidos presentes (Craig, 2000; Gawande *et al.*, 2003; Oonk *et al.*, 2013; Yochim *et al.*, 2013).

Essa falta de homogeneidade na distribuição do teor de umidade pode gerar alguns problemas, tais como insuficiente teor de umidade em algumas partes da massa de resíduos. Fato que pode resultar numa limitada taxa de biodegradação, assim como, pode provocar em outras partes, um excedente de líquidos que pode favorecer, por exemplo, infiltrações indesejáveis, problemas geotécnicos de estabilidade e baixa coleta de gás (Imhoff *et al.*, 2007).

Desta forma, o controle da taxa e frequência da recirculação de lixiviado mostra-se como peça-chave para se obter resultados mais vantajosos no processo de biodegradação e produção de biogás (Karimi e Bareither, 2021). O que pode evitar também, eventuais problemas que possam surgir durante a operação do aterro.

Hernández-Berriel *et al.* (2014) e Karimi e Bareither (2021), analisaram através de experimentos laboratoriais a influência de diferentes taxas de recirculação na degradação dos resíduos e geração de metano. Ao término das análises, Hernández-Berriel *et al.* (2014), concluíram que as taxas de 15 a 80%V estiveram correlacionadas de forma positiva tanto ao processo de biodegradação dos resíduos quanto a geração de metano. Já Karimi e Bareither (2021), observaram que as maiores taxas de recirculação conseguiram produzir metano mais rápido logo após o início da adição de umidade.

Uso de aditivos na RL

O uso de diferentes tipos de aditivos no lixiviado vem sendo investigado a fim de verificar se aliado ao aumento do teor de umidade, poderia resultar numa maior produção e qualidade do biogás gerado. O que poderia estabelecer condições mais favoráveis às atividades dos microorganismos no processo de degradação dos resíduos (Rasapoor *et al.*, 2020; Rasapoor *et al.*, 2021).

Através da Tabela 4 verificam-se alguns dos tipos de aditivos que vem sendo estudados com esta finalidade e os principais resultados alcançados.

Tabela 4. Aditivos utilizados no lixiviado recirculado.

Referência	Tipo de aditivo	Resultados relevantes
Jayasinghe <i>et al.</i> (2011)	peroxidase de lignina	Aumento da produção e da taxa de produção de metano
Jayasinghe <i>et al.</i> (2011)	peroxidase de manganês	Aumento da produção e da taxa de produção de metano
Jayasinghe <i>et al.</i> (2011)	peroxidase de soja	Aumento da produção e da taxa de produção de metano
Yang <i>et al.</i> (2013)	íons de prata	Não houve diferenças significativas na produção de metano
Yang <i>et al.</i> (2013)	nanopartículas de prata metálica	Redução da produção de metano e acúmulo de ácidos
Liu <i>et al.</i> (2014)	cinzas volantes	Aceleração da degradação e estabilização dos resíduos. Aumento da produção e conteúdo de metano
Liu <i>et al.</i> (2014)	escória	Aceleração da degradação e estabilização dos resíduos.
Frank <i>et al.</i> (2016)	enzimas celulolíticas	Aumento na produção de biogás
Rasapoor <i>et al.</i> (2020)	biochar	Potencial aumento da produção de metano
Rasapoor <i>et al.</i> (2020)	fenazina sintética	Potencial aumento da produção de metano

RL com lixiviado de diferentes idades

O lixiviado em termos de idade normalmente é classificado como novo ou velho, sendo este fator um dos mais importantes para caracterizar sua composição (Peng *et al.*, 2008; Ehrig e Stegmann, 2019). Comparativamente ao lixiviado mais maduro, o lixiviado novo possui alta concentração de demanda química e bioquímica de oxigênio e nitrogênio amoniacal, além de uma alta concentração de ácidos graxos voláteis que resultam, consequentemente, em um pH mais baixo. O lixiviado mais maduro, por sua vez, apresenta um pH mais alcalino e concentrações mais baixas de demanda química e bioquímica de oxigênio (Tchobanoglous; Kreith, 2002; Nair *et al.*, 2014).

Nair *et al.* (2014) e Shi *et al.* (2020), conduziram suas pesquisas a fim de avaliar o impacto da mistura de lixiviado de diferentes fases no processo de biodegradação dos resíduos e produção de biogás. Em Nair *et al.* (2014), os autores avaliaram a hipótese que essa mistura poderia aumentar tanto a biodegradação quanto a produção de biogás em aterros.

Segundo Nair *et al.* (2014), essa hipótese se sustenta no fato de que devido a pouca disponibilidade de substrato no lixiviado mais maduro, os microorganismos poderiam ser beneficiados com a chegada de uma maior disponibilidade de substrato trazida pelo lixiviado mais novo. Para os autores, a estratégia de misturar lixiviados de diferentes idades ou recircular apenas lixiviado antigo, poderia resultar numa redução do tempo necessário para alcançar a etapa de alta produção de metano e estabilização dos resíduos.

Os resultados encontrados por Nair *et al.* (2014) mostraram que a mistura de lixiviado jovem e maduro pôde aumentar a produção de biogás, assim como, acelerá-la. Ao fim do experimento conduzido pelos autores, foi verificada uma melhora na produção de biogás que variou de 19-41% dependendo da taxa de mistura que foi realizada. Os melhores resultados corresponderam à operação que utilizou 100% de lixiviado antigo.

Na pesquisa conduzida por Shi *et al.* (2020), entretanto, foram evidenciados resultados um pouco diferentes, já que a mistura de lixiviado em diferentes fases promoveu uma eficiente aceleração da produção de biogás, mas não um aumento da sua quantidade total.

Outras estratégias de aprimoramento da RL

Algumas pesquisas vêm analisando a combinação da RL com outras técnicas a fim de atingir uma melhor degradação dos resíduos aterrados. Como, por exemplo, o uso da aeração, do aquecimento do lixiviado e controle de pH.

Xu *et al.* (2014) verificaram o impacto da aeração e RL em biorreatores híbridos. O experimento foi conduzido comparando dois reatores: um operado com recirculação e aeração temporária e um outro operado apenas com recirculação simples. Os resultados evidenciaram que a aeração temporária pôde melhorar a qualidade do lixiviado, acelerar a fase metanogênica e favorecer a taxa de produção de metano.

Os autores atribuíram os resultados alcançados ao fato da aeração promovida nas camadas superiores terem contribuído para a redução da concentração de lixiviado ácido, o que permitiu que logo após o encerramento da aeração, fosse atingida de forma rápida condições favoráveis a metanogênese.

Xu *et al.* (2015) também analisaram a influência da RL atrelada a uma aeração temporária. Neste experimento os autores utilizaram três reatores: um operado apenas com recirculação e os outros dois operados com recirculação e diferentes taxas de aeração. Os resultados encontrados mostraram que o uso de biorreatores híbridos pode promover uma melhor taxa de degradação, assim como, acelerar a produção de metano. No entanto, os autores ressaltam que a produção de metano pode ser prejudicada caso a aeração seja conduzida em altas frequências, já que devido a decomposição aeróbia pode se ter uma perda orgânica muito grande, fato que não é positivo para os operadores de aterros que buscam o aproveitamento energético.

Outro parâmetro que é controlado nos experimentos que visam uma melhor biodegradação dos resíduos é o pH. Seu aumento ou diminuição pode comprometer a manutenção de determinados grupos de microorganismos, já que algumas espécies conseguem viver apenas dentro de uma variação específica de pH. Um baixo pH, por exemplo, pode resultar no acúmulo de ácidos graxos voláteis e influenciar negativamente a fase metanogênica. Um aumento desse parâmetro, por sua vez, pode resultar na formação de nitrogênio amoniacal (Boe, 2006; Panigrahi e Dubey, 2019).

Kong (2010) analisou os efeitos da recirculação do lixiviado e controle de pH sobre as atividades microbianas durante a degradação dos resíduos. Os resultados alcançados mostraram que em termos de concentração de metano e produção de biogás não foi observada nenhuma diferença significativa entre o reator operado com ajuste de pH e o operado sem ajuste desse parâmetro. Tal fato segundo os próprios autores pode ter sido decorrente do curto período de controle do experimento.

A temperatura é outro importante parâmetro atuante no processo de biodegradação dos resíduos pois afeta diretamente a performance metabólica dos microorganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia. As principais faixas de temperatura na digestão anaeróbia são a mesofílica e a termofílica. Essas faixas possuem como temperatura ótima 35°C e 55°C, respectivamente (Fernández-Rodríguez *et al.*, 2013).

Abdallah *et al.* (2013) analisaram através do uso de dois biorreatores a influência da suplementação de calor ao lixiviado recirculado. Os resultados obtidos pelos autores evidenciaram uma maior taxa de degradação e uma melhor atividade metanogênica, que levou a uma maior produção de metano no biorreator com lixiviado aquecido. O biorreator operado com suplementação de calor teve um aumento médio de 7°C no lixiviado recirculado, enquanto o outro foi operado em temperatura ambiente ($21 \pm 1^\circ\text{C}$).

Os desafios da RL na produção e qualidade do biogás

Apesar da maioria das pesquisas analisadas nesse trabalho ter identificado efeitos positivos quanto ao uso da RL na degradação dos resíduos e produção de biogás, alguns experimentos mostraram resultados não muito promissores, seja pela baixa produção de biogás ou pelo acúmulo de compostos tóxicos.

Na pesquisa desenvolvida por Ali *et al.* (2020), os autores verificaram que a prática da RL não gerou efeitos significativos na taxa de degradação dos resíduos e nem na produção de biogás. Com relação ao teor de metano, foi verificado também que não houve uma influência significativa da RL na qualidade do biogás gerado, tendo o biorreator operado sem recirculação atingido um pico de 58% e o biorreator operado com recirculação um pico de 59%. Os autores, sugeriram que o acúmulo de compostos tóxicos pode ter atuado inibindo o crescimento de microorganismos no reator que operava com recirculação.

No experimento conduzido por Munawar *et al.* (2019), os autores também observaram efeitos insatisfatórios na produção de biogás com a prática da recirculação. Ao operarem por 140 dias dois reatores, com e sem RL, observaram que a maior concentração de metano foi verificada no reator sem recirculação de lixiviado, apresentando um percentual 11.2% maior que o reator operado com recirculação. A tendência de crescimento da produção total de gás foi muito similar em ambos os reatores. Os resultados também mostraram uma maior concentração de metais pesados e nitrogênio amoniacal no reator operado com recirculação, fato que pode ter impactado negativamente a produção de metano nesse reator.

Tais problemas em experimentos de grande escala também foram observados, os resultados obtidos através da pesquisa desenvolvida por Chamem *et al.*, (2020) mostraram que a quantidade de gás que conseguiu ser extraída correspondeu apenas a 14% do que havia sido estimado pelo modelo utilizado. Além da baixa produção, foi verificada também uma baixa qualidade do biogás gerado (baixo teor de metano) em comparação com as partes do aterro que não fizeram uso da recirculação.

Para os autores, os baixos teores de metano observados, foram originados por um processo inibitório da metanogênese que ocorreu por uma elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Os autores verificaram também altas concentrações de cloreto no lixiviado. As altas concentrações desses dois poluentes foram atribuídas à uma baixa infiltração de água de chuva no local e à prática da RL em si, já que a combinação desses fatores poderia contribuir para uma diminuição da diluição dessas substâncias.

Em Chung *et al.* (2015), foi verificado que a produção de metano aumentou significativamente nas primeiras semanas após o início da recirculação, o que conforme os autores, poderia ser um

indicativo que a recirculação estimulou a decomposição anaeróbia dos resíduos. No entanto, foi verificado posteriormente, uma inibição da metanogênese que pode ter sido, segundo os autores, resultado do processo de nitrificação parcial do lixiviado que foi realizado a fim de reduzir o teor de nitrogênio amoniacal acumulado no aterro.

Conforme verificado nessas últimas pesquisas citadas e em outras como Ogata *et al.* (2016) e Berge *et al.* (2006), altas concentrações de nitrogênio amoniacal vêm sendo recorrentemente apontadas como uma das desvantagens da prática da recirculação tanto para a produção de biogás quanto para a qualidade do lixiviado.

Com relação aos problemas de acúmulo de compostos tóxicos em biorreatores operados com RL conforme relatado acima, Abdallah *et al.* (2013) verificaram em seu experimento em escala laboratorial, que é possível, através de um sistema de controle computacional, resolver determinados problemas referentes à toxicidade em um esquema de circuito fechado.

No caso do experimento conduzido por Abdallah *et al.* (2013), o desafio foi resolver os problemas de toxicidade relativos à elevadas concentrações de ácidos graxos voláteis e amônia.

O sistema desenvolvido pelos autores, trabalhou basicamente com os dados de monitoramento, acompanhando o progresso da estabilização do biorreator e manipulando, quando preciso, as características do lixiviado. Favorecendo assim, as condições necessárias para o bom desenvolvimento da atividade metanogênica do biorreator, assim como, sua estabilização.

Apesar dos resultados positivos dessa estratégia de controle, é importante destacar que em grande escala, essa manipulação tende a ser muito mais complexa e pode não atingir os resultados desejados devido às inúmeras interferências de fatores atuantes num sistema aberto.

Outra pesquisa que apresentou resultados pouco satisfatórios com o uso da recirculação na produção de biogás em grande escala foi Andrade (2014). A autora analisou uma macrocélula de um aterro brasileiro que recebeu aproximadamente 4.658.145,86 m³ de RSU de 1997 a 2010, os dados medidos em campo foram próximos aos estimados, no entanto, foi verificado que não houve um impacto significativo na produção de biogás depois do início da RL (em 2012), o que pode estar relacionado ao fato da prática de recirculação ter sido executada com resíduos já com avançada fase de decomposição (4 a 15 anos).

Apesar disso, a autora ressalta que mesmo não tendo havido um aumento da produção do biogás após a recirculação, o fato de ter se mantido uma estabilização das vazões de metano no final do período de monitoramento, pode sugerir que a recirculação tenha ajudado a prolongar a fase de produção de biogás.

O monitoramento realizado por Andrade (2014) foi finalizado em 2013, no entanto, a operação da recirculação de lixiviado foi retomada em 2014 e se estendeu até 2015, sendo acompanhada posteriormente por Santos (2017).

Todavia, os resultados alcançados por Santos (2017) por meio de um período maior de monitoramento também não evidenciaram efeitos significativos na produção de biogás. O autor também sugeriu que o estágio avançado de decomposição dos resíduos pode ter contribuído para a baixa produção de gás, além das emissões fugitivas e do processo de oxidação causado pela entrada de gás atmosférico por meio das trincas presentes na camada de cobertura.

No Brasil, poucos aterros utilizam a RL como meio de aproveitamento energético (SNIS, 2021). Normalmente a técnica é executada para reduzir os altos custos atrelados ao tratamento do lixiviado. De acordo com Ferreira *et al.* (2001), o uso da técnica no Brasil, devido às condições climatológicas presentes, favorece a redução dos grandes volumes de lixiviado gerado devido à evaporação. No entanto, vale salientar que devido à grande dimensão do país e suas características ambientais específicas, para algumas regiões que possuem um alto índice pluviométrico (Ex: Pará), o uso da RL pode não ser a técnica mais recomendada para gerenciar o lixiviado em aterros sanitários.

Conclusão

Por meio da pergunta de pesquisa “qual a influência da recirculação de lixiviado na qualidade e/ou produção do biogás gerado em aterros sanitários?” uma revisão sistemática foi conduzida.

Por meio das pesquisas analisadas foi verificado que várias estratégias vêm sendo utilizadas na prática da recirculação de lixiviado a fim de promover uma melhor e mais rápida biodegradação dos resíduos, assim como, uma maior produção e qualidade do biogás gerado, tais como: uso de aditivos, mistura de lixiviado de diferentes idades, lixiviado aquecido e operações híbridas.

Apesar da maioria das pesquisas analisadas terem identificado efeitos positivos quanto ao uso da recirculação de lixiviado na degradação dos resíduos e produção de biogás, alguns experimentos mostraram resultados não muito promissores, seja pela baixa produção de biogás ou pelo acúmulo de compostos tóxicos.

A partir dos resultados alcançados foi verificado que devido as diferentes formas que os experimentos laboratoriais foram conduzidos (tempo de monitoramento, idade dos resíduos, método de recirculação, tipo de lixiviado etc) e também as diferentes condições verificadas em grande escala com relação às características específicas das massas de resíduos analisadas e até mesmo das condições ambientais locais, é inviável estabelecer comparações e generalizar soluções.

Vale destacar também que os dados relativos à produção de biogás em grande escala podem ser influenciados não apenas pelos fatores relacionados aos processos de biodegradação, mas também por determinados aspectos operacionais e de projeto. Assim, a influência da recirculação de lixiviado na produção de biogás, pode ser interpretada de forma errada muitas vezes por uma má qualidade e ineficiência do sistema de captura de gás, por exemplo.

Por fim, é importante salientar que em muitos países devido à consolidação de práticas de tratamento e valorização dos resíduos orgânicos, a disposição desse tipo de resíduo em aterros é baixa ou nula. Desta forma, tomando como exemplo a Europa, que diminuiu consideravelmente a disposição de resíduos orgânicos em aterros nos últimos anos, possivelmente a prática de recirculação de lixiviado seja viável a longo prazo apenas em biodigestores ou em países em desenvolvimento que ainda possuam grandes taxas de resíduos orgânicos dispostos em aterros.

Referencias bibliográficas

- Abdallah, M., Kennedy, K., Narbaitz, R., Warith, M., Sartaj, M. (2013) Influence of supplemental heat addition on performance of pilot-scale bioreactor landfills. *Bioprocess and biosystems engineering*, **37**(2), 301–310.
- Abdallah, M., Kennedy, K., Narbaitz, R., Warith, M. (2013) A new computational control strategy for leachate management in bioreactor landfills. *Environmental Technology*, **35**(3), 300–312.
- Ahmadifar, M., Sartaj, M., Abdallah, M. (2015) Investigating the performance of aerobic, semi-aerobic, and anaerobic bioreactor landfills for msw management in developing countries, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, **18**(4), 703–714.
- Ali, Q.H., Sugihen, S.R., Munawar, E., Adisalamun. (2020) The effect of leachate recirculation on the greenhouse gases emission from municipal solid waste (MSW) landfill in tropical climate region, 26th Regional Symposium on Chemical Engineering, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Andrade, S.F. (2014) Aplicação da técnica de recirculação de chorume em aterros tropicais: estudo de caso do Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC), Tese (Mestrado em Engenharia Ambiental), Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia, Salvador, 173 pp.
- Beaven R., Knox, K., Powrie W. (2009) UK Environment Agency, *A technical assessment of leachate recirculation*. Report: SC030144/R6, 71 pp.
- Benabdallah-el-Hadj, T., Astals, S., Gali, A., Mace, S., Mata-Alvarez, J. (2009) Ammonia influence in anaerobic digestion of ofmsw. *Water Science and Technology*, **59**(6), 1153–1158.
- Berge, N.D., Reinhart, D.R., Dietz, J., Townsend, T. (2006) In situ ammonia removal in bioreactor landfill leachate, *Waste Management*, **26**(4), 334–343.
- Białowiec, A., Siudak, M., Jakubowski, B., Wisniewski, D. (2017) The influence of leachate recirculation on biogas production in a landfill bioreactor, *Environment Protection Engineering*, **43**(1).
- Bilgili, M.S., Demir, A., Özkan, B. (2007) Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes, *Journal of Hazardous Materials*, **143**(1-2), 177–183.
- Boe, K. (2006) Online monitoring and control of the biogas process, Tese (Doutorado), Institute of Environment Resources, Technical University of Denmark, Dinamarca, 47 pp.
- Calabro, P.S., Sbaaffoni, S., Orsi, S., Gentili, E., Meoni, C. (2010) The landfill reinjection of concentrated leachate: Findings from a monitoring study at an italian site, *Journal of Hazardous Materials*, **181**(1-3), 962–968.

- Castro, M.C.A.A., Moreira, C.A., Maintigner, S.I., Junior, R.P. (2017) Influencia da recirculação de lixiviado na vazão e na composição do biogás para resíduos com diferentes tempos de aterramento em aterro sanitário de médio, *Congresso ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - Fenasan*, São Paulo, Brasil.
- Chamem, O., Fellner, J., Zairi, M. (2020) Ammonia inhibition of waste degradation in landfills—a possible consequence of leachate recirculation in arid climates, *Waste Management & Research*, **38**(10), 1078–1086.
- Chung, J., Kim, S., Baek, S., Lee, N.H., Park, S., Lee, J., Lee, H., Bae, W. (2015) Acceleration of aged-landfill stabilization by combining partial nitrification and leachate recirculation: A field-scale study, *Journal of Hazardous Materials*, **285**, 436–444.
- Cossu, R. (2019) Multibarrier principles in landfilling. In: Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies*, Elsevier, 53–71.
- Craig, E.P. (2000) Effects of moisture content in solid waste landfills, Tese de mestrado (Master of Science in Engineering and Environmental Management), Faculty of the Graduate School of Engineering and Management of the Air Force Institute of Technology, United States, 103 pp.
- Di-Addario, M., Ruggeri, B. (2016) Landfill bioreactor technology for waste management. In: Karthikeyan, O.P., Heimann, K., Muthu, S.S. (Eds.), *Recycling of Solid Waste for Biofuels and Bio-chemicals*, Springer, Singapore, 211–235.
- EPA, Environmental Protection Agency (2016) LFG Energy Project Development Handbook, Chapter 1 - Landfill Gas Energy Basics. Acesso em 30 de novembro de 2021, disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-11/documents/pdh_full.pdf
- EPA, Environmental Protection Agency (2021) Bioreactor Landfills. Acesso em 22 de agosto de 2021, disponível em: <https://www.epa.gov/landfills/bioreactor-landfills#whatis>
- Ehrig, H.J., Stegmann, R. (2019) Leachate quality. In: Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies*, Elsevier, 511–539.
- European-Commission (2016) Optimal use of biogas from waste streams: An assessment of the potential of biogas from digestion in the EU beyond 2020. Acesso em 26 de Janeiro de 2022, disponível em: https://ec.europa.eu/energy/sites/ener/files/documents/ce_delft_3g84_biogas_beyond_2020_final_report.pdf
- Fei, X., Zekkos, D., Raskin, L. (2013) A laboratory landfill simulator for physical, geotechnical, chemical and microbial characterization of solid waste biodegradation processes, *Coupled Phenomena in Environmental Geotechnics Symposium*, Turin, Italy.
- Ferreira, J.A., Giordano, G., Ritter, Elisabeth., Rosso, T.C.A., Campos, J.C., Lima, P.Z.M. (2001) Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do rio de janeiro, *21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Brasil.
- Frank, R.R., Davies, S.T., Wagland, R., Villa, C., Trois, Coulon, F. (2016) Evaluating leachate recirculation with cellulase addition to enhance waste biostabilisation and landfill gas production, *Waste Management*, **55**, 61-70.
- Fernández-Rodríguez, J., Pérez, M., Romero, L.I. (2013) Comparison of mesophilic and thermophilic dry anaerobic digestion of ofmsw: Kinetic analysis, *Chemical Engineering Journal*, **232**, 59–64.
- Gawande, N.A., Reinhart, D.R., Thomas, P.A., McCreanor, P.T., Townsend, T. (2003) Municipal solid waste in situ moisture content measurement using an electrical resistance sensor, *Waste Management*, **23**(7), 667–674.
- Hernández-Berriel, M.C., Mañón-Salas, M.C., Buenrostro-Delgado, O., Sánchez-Yáñez, J.M., Márquez-Benavides, L. (2014) Landfill leachate recirculation. Part I: Solid waste degradation and biogas production. *Environmental Engineering & Management Journal*, **13**(10), 2687-2695.
- Imhoff, P.T., Reinhart, D.R., Englund, M., Guerin, R., Gawande, N., Han, B., Jonnalagadda, S., Townsend, T., Yazdani, R. (2007) Review of state of the art methods for measuring water in landfills, *Waste Management*, **27**(6), 729–745.
- IPCC, The Intergovernmental Panel on Climate Change (2007) Waste Management, In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York.

- Jayasinghe, P.A., Hettiaratchi, J.P.A., Mehrotra, A.K., Kumar, S. (2011) Effect of enzyme additions on methane production and lignin degradation of landfilled sample of municipal solid waste, *Bioresource Technology*, **102**(7), 4633–4637.
- Karimi, S., Bareither, C.A. (2021) The influence of moisture enhancement on solid waste biodegradation, *Waste Management*, **123**, 131–141.
- Kayhanian, M. (1999) Ammonia inhibition in high-solids biogasification: an overview and practical solutions, *Environmental Technology*, **20**(4), 355–365.
- Knox, K., Beave, R.P., Cossu, R. (2019) Leachate recirculation: History, objectives, and conceptual design. In: Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies*, Elsevier, 691–701.
- Ko, J.H., Yang, F., Xu, Q. (2016) The impact of compaction and leachate recirculation on waste degradation in simulated landfills, *Bioresource technology*, **211**, 72–79.
- Kong, I.C. (2010) Bioassessments of anaerobically decomposing organic refuse in laboratory lysimeters with and without leachate recycling and pH adjustment, *Waste Management & Research*, **28**(2), 141–148.
- Kumar, S., Chiemchaisri, C., Mudhoo, A. (2011) Bioreactor landfill technology in municipal solid waste treatment: An overview. *Critical Reviews in Biotechnology*, **31**(1), 77–97.
- Lakshmikanthan, P., Babu, G.L.S. (2017) Performance evaluation of the bioreactor landfill in treatment and stabilisation of mechanically biologically treated municipal solid waste, *Waste Management & Research*, **35**(3), 285–293.
- Liu, W., Liu, Y., Zhu, B., Li, X. (2014) Enhanced biogas production from a stimulated landfill bioreactor for the co-disposal of municipal solid waste and coal wastes. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, **36**(11), 1186–1194.
- Liu, L., Xiong, H., Ma, J., Ge, S., Yu, X., Zeng, G. (2018) Leachate recirculation for enhancing methane generation within field site in China, *Journal of Chemistry, Hindawi*. **2018**(9056561), 1-7. <https://doi.org/10.1155/2018/9056561>
- Manzur, S.R., Hossain, M.S., Kemler, V., Dugger, D. (2012) Performance of horizontal gas collection system in an elr landfill. GeoCongress 2012: State of the Art and Practice in Geotechnical Engineering, Oakland, California.
- Martildes, J.A.L., Florêncio, P.R.C., Silva, A.F., Paiva, W., Santos, L.L., Menezes, S.D.S., Barreto, C.A.A., Bezerra, D.E. (2020) Avaliação do método de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Campina Grande-PB, Brasil, *Brazilian Journal of Development*, **6**(4), 20365–20375.
- Martins, C.L., Júnior, A.B.C., Costa, R.H.R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **15**(4), 401-410.
- Mehrdad, S.M., Abbasi, M., Yeganeh, B., Kamalan, H. (2021) Prediction of methane emission from landfills using machine learning models, *Environmental Progress & Sustainable Energy*, Wiley Online Library. DOI: 10.1002/ep.13629.
- Munawar, E., Emalya, N., Hayati, A.P., Yunardi, Hakim, L. (2019) Analysis of the potential of landfill gas as an alternative for electrical energy source, *The 25th Regional Symposium on Chemical Engineering*, Makati, Philippines.
- Nair, A., Sartaj, M., Kennedy, K., Coelho, N.M.G. (2014) Enhancing biogas production from anaerobic biodegradation of the organic fraction of municipal solid waste through leachate blending and recirculation, *Waste management & research*, **32**(10), 939–946.
- Ogata, Y., Ishigaki, T., Nakagawa, M., Yamada, M. (2016) Effect of increasing salinity on biogas production in waste landfills with leachate recirculation: a lab-scale model study, *Biotechnology Reports*, **10**, 111–116.
- Oonk, H., Van-Zomeren,A., Rees-White, T.C., Beaven, R.P., Hoekstra, N., Luning, L., Hannen, M., Hermkes, H., Woelders, H. (2013) Enhanced biodegradation at the landgraaf bioreactor test-cell, *Waste Management*, **33**(10), 2048–2060.
- Panigrahi, S., dubey, B.K. (2019) A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste, *Renewable Energy*, **143**, 779–797.
- Pazoki, M., Ghasemzadeh, R. (2020) Municipal Landfill Leachate Management, 1a ed., Springer, Cham, Iran, 237 pp.

- Peng, Y., Zhang, S., Zeng, W., Zheng, S., Mino, T., Satoh, H. (2008) Organic removal by denitritation and methanogenesis and nitrogen removal by nitritation from landfill leachate, *Water Research*, **42**(4-5), 883–892.
- Rasapoor, M., Younga, B., Brarb, R., Sarmahc, A., Zhuangc, W.Q., Baroutiana, S. (2020) Recognizing the challenges of anaerobic digestion: Critical steps toward improving biogas generation, *Fuel*, **261**, 116497.
- Rasapoor, M., Younga, B., Brarb, R., Baroutiana, S. (2021) Enhancement of landfill gas generation from aged waste by a combination of moisture adjustment and application of biochar and neutral red additives: A field-scale study, *Fuel*, **283**, 118932, 2021.
- Reddy, K.R., Hettiarachchi, H., Giri, R.K., Gangathulasi, J. (2015) Effects of degradation on geotechnical properties of municipal solid waste from orchard hills landfill, usa. *International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering*, Springer, **1**(3), 1–14.
- Reinhart, D.R., Al-Yousfi, A.B. (1996). The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management & Research*, **14**(4), 337-346.
- Sandip, T.M., Kanchan, C.K., Ashok, H.B. (2012) Enhancement of methane production and bio-stabilisation of municipal solid waste in anaerobic bioreactor landfill, *Bioresource Technology*, **110**, 10–17.
- Santos, Á.C. (2017) Produção de Metano em Aterro Sanitário: Influência das Técnicas Operacionais no Aterro Metropolitano em Salvador–Ba, Tese (Doutorado em Ciências, Energia e Ambiente), Programa de Pós-Graduação em Ciências, Energia e Ambiente, Centro Interdisciplinar de Energia da Universidade Federal da Bahia, Salvador, 263 pp.
- Scharff, H. (2014) Landfill reduction experience in the Netherlands, *Waste Management*, **34**(11), 2218–2224.
- Sethi, S., Kothiyal, N.C., Nema, A.K. (2013) Stabilisation of municipal solid waste in bioreactor landfills—an overview. *International Journal of Environment and Pollution*, **51**(1-2), 57–78.
- Silva, A.F., Martildes, J.A.L., Cezário, J.A., Silva, T.J.R.D., Nascimento, M.B., Medeiros, J.L.S., Paiva, W. (2020) Técnicas utilizadas para o tratamento do lixiviado gerado por aterros sanitários, *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, **7**(17), 1231-1239.
- Shi, R., Han, Z., Li, H., Wang, S., Guo, N., Zhang, Y. (2020) Carbon emission and energy potential of a novel spatiotemporally anaerobic/semi-aerobic bioreactor for domestic waste treatment. *Waste Management*, **114**, 115–123.
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2021) *Diagnóstico Temático Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Visão Geral ano de referência 2020*, Brasília, 58pp.
- Speight, J.G. (2018) Natural gas: a basic handbook, 2a ed., Gulf Professional Publishing, USA,462pp.
- Sprott, G.D., Patel, G.B. (1986) Ammonia toxicity in pure cultures of methanogenic bacteria, *Systematic and Applied Microbiology*, **7**(2-3), 358–363.
- Swati, M., Karthikeyan, O.P., Joseph, K., Visvanathan, C., Nagendran, R. (2011) Pilot-scale simulation of landfill bioreactor and controlled dumping of fresh and partially stabilized municipal solid waste in a tropical developing country. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, **15**(4), 321–330.
- Tchobanoglous, G., Kreith, F. (2002) *Handbook of Solid Waste Management*, Second Ed.: Landfilling. formation, composition and management of leachate, The McGraw-Hill Companies, 834 pp.
- The World Bank (2018) What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050. Acesso em 03 de setembro de 2021, disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>
- Top, S., Akkaya, G.K., Demir, A., Yildiz, S., Balahorli, V., Bilgili, M.S. (2019) Investigation of solid waste characteristics in field-scale landfill test cells, *International Journal of Environmental Research*, **13**, 829–842.
- Townsend, T.G., Powell, J., Jain, P., Xu, Q., Tolaymat, T., Reinhart, D. (2015) The landfill's role in sustainable waste management. In: Townsend, T.G. (Ed.) *Sustainable practices for landfill design and operation*, Springer, New York, 1–12.
- Townsend, T.G., Powell, J., Jain, P., Xu, Q., Tolaymat, T., Reinhart, D. (2015). Waste and landfill fundamentals. In: Townsend, T.G. (Ed.) *Sustainable practices for landfill design and operation*, Springer, New York, 13–34.

van-Elk, A.G.H.P., (2007) Mecanismo de Desenvolvimento Limpo Aplicados à Resíduos Sólidos: Redução de Emissões na Disposição Final. Acesso em 03 de março de 2021, disponível em: https://www.ibam.org.br/media/arquivos/estudos/03-aterro_mdl_1.pdf

van-Elk, A.G.H.P., D'Oliveira, P. M.S., Giordano, G., Andrade, R.C. (2022) Potencial poluidor da disposição final de resíduos sólidos nas águas da bacia hidrográfica da Baía de Guanabara – RJ, *Engenharia Sanitária Ambiental*, **27**(1), 195–203.

Xu, Q., Jin, X., Ma, Z., Tao, H., Ko, J.H. (2014) Methane production in simulated hybrid bioreactor landfill, *Bioresource Technology*, **168**, 92–96.

Xu, Q., Tian, Y., Wang, S., Ko, J.H. (2015) A comparative study of leachate quality and biogas generation in simulated anaerobic and hybrid bioreactors. *Waste Management*, **41**, 94–100.

Yang, Y., Gajjaraj, S., Wall, J., Hu, Z. (2013) A comparison of nanosilver and silver ion effects on bioreactor landfill operations and methanogenic population dynamics, *Water Research*, **47**(10), 3422–3430.

Yochim, A., Richard, G.Z., Mcbean, E.A., Endres, A.L. (2013) Estimating water content in an active landfill with the aid of gpr, *Waste Management*, **33**(10), 2015–2028.

Zhan, L.T., Xu, H., Chen, Y.M., Lu, F., Lan, J.W., Shao, L.M., Lin, W.A., He, P.J. (2017) Biochemical, hydrological and mechanical behaviors of high food waste content msw landfill: preliminary findings from a large-scale experiment, *Waste Management*, **63**, 27–40.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

INFLUÊNCIA DA ADIÇÃO DE FIBRAS CURTAS DE COCO DISTRIBUÍDAS ALEATORIAMENTE NA CURVA CARACTERÍSTICA DE RETENÇÃO DE ÁGUA DE UM SOLO ARGILOSO COMPACTADO

INFLUENCE OF RANDOMLY DISTRIBUTED SHORT COCONUT FIBERS ADDITION ON THE WATER RETENTION CHARACTERISTIC CURVE OF A COMPACTED CLAY SOIL

Recibido el 8 de abril de 2022. Aceptado el 8 de junio de 2022

Abstract

The disposal and treatment of coconut fruit, called coconut, in landfills of solid urban waste is a recurring problem in places where its consumption is quite high. The biological properties of this material, added to its large volume, contribute to reduce the useful life of landfills. As a way to search for alternatives for the use of this type of waste in the unsaturated geotechnical context, this work proposes the insertion of coconut fibers to improve the geotechnical behavior of compacted clay soils. For that, soil mixtures with fiber content in the proportions of 0, 0.5, 1 and 2% in dry weight of the soil were analyzed for a matrix of compacted clay soil. The water retention curve obtained experimentally and numerically was evaluated. The results showed that mixtures with 0.5 and 1% of coconut fibers showed an increase in saturation and residual volumetric humidity in relation to the natural soil, reflecting a higher level of suction for air intake. In order to find geotechnical applications of these mixtures, there was an improvement in significant characteristics in applications where the soil is subject to variations in the wetting and drying cycles, such as in the landfill cover layers and contaminant barriers. The insertion of these fibers tends to reduce the production of leachate and the emission of gases through layers of landfill cover or contaminant barriers.

Keywords: soil improvement, geotechnical behavior, unsaturated soils.

¹ Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, Brasil.

*Autor correspondente: Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Avenida da Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, Recife-PE, CEP: 50.740-550.

Email: antonioitalcy@hotmail.com

Resumo

O descarte e tratamento dos resíduos do coco em aterros de resíduos sólidos urbanos é um problema recorrente em locais onde seu consumo é bastante elevado. As propriedades de biodegradação deste material, somadas ao seu grande volume, contribuem para a redução da vida útil dos aterros sanitários. Como forma de buscar alternativas para o aproveitamento desse tipo de resíduo no contexto geotécnico não saturado, este trabalho propõe a inserção de fibras de coco para melhorar o comportamento geotécnico de solos argilosos compactados. Para tanto, foram analisadas misturas de solo com teor de fibras nas proporções de 0, 0,5, 1 e 2% em peso seco do solo em uma matriz argilosa compactada. A curva de retenção de água obtida experimentalmente e numericamente foram avaliadas. Os resultados mostraram que as misturas com 0,5 e 1% de fibras de coco apresentaram aumento na saturação e umidade volumétrica residual em relação ao solo natural, refletindo em maior nível de sucção para entrada de ar. Visando aplicações geotécnicas dessas misturas, houve uma melhora significativa nas características em aplicações onde o solo está sujeito a variações de ciclos de umedecimento e secagem, como nas camadas de cobertura de aterros e barreiras de contaminantes. A inserção dessas fibras tende a reduzir a produção de chorume e a emissão de gases através de camadas de cobertura de aterros ou barreiras de contaminantes por reter mais água do que o solo natural.

Palavras-chave: melhoramento de solo, comportamento geotécnico, solos não saturados.

Introdução

Os solos compactados são considerados solos não saturados, tendo em vista que em sua composição encontram-se uma fase sólida relacionada as partículas do solo, uma líquida relacionada ao conteúdo de água de compactação e outra gasosa referente ao ar remanescente que não foi expulso durante o processo de compactação.

A presença da fase gasosa nos vazios do solo proporciona o surgimento de uma tensão denominada de sucção que dentre diversos aspectos está relacionada fortemente com a estrutura do solo (Prakash *et al.*, 2019). Embora muito recente, sobretudo no Brasil, o entendimento dos solos em condições não saturadas é de extrema importância para a mecânica dos solos contemporânea, tendo em vista que o nível de sucção modifica o comportamento mecânico e hidráulico dos solos em relação a condição saturada.

A curva de retenção de água ou curva característica sucção-umidade tem sido utilizada como uma ferramenta eficiente para avaliação de solos não saturados por diversos pesquisadores e na prática da engenharia geotécnica (van Genuchten, 1980; Fredlund e Xing, 1994; Prakash *et al.*, 2019; Zhai *et al.*, 2019). A mesma corresponde a relação entre a sucção do solo e a quantidade de água retida pelo material poroso, podendo este conteúdo de água retida ser expresso em termos de umidade gravimétrica, umidade volumétrica ou grau de saturação.

Os solos argilosos compactados são comumente utilizados na geotecnia ambiental como materiais de construção para camadas de base e cobertura de aterros sanitários e na composição de barreiras para contenção de contaminantes. Nos últimos anos, um tema que tem apresentado crescimento em pesquisas é a valorização de resíduos fibrosos como reforço de solos argilosos compactados para a obtenção de novos materiais geotécnicos (Prabakar e Sridhar, 2002; Donato *et al.*, 2004; Mohamed, 2013; Oliveira Júnior *et al.*, 2019). As propriedades mecânicas têm ganhado mais atenção em pesquisas com misturas solo-fibra, no entanto pouca atenção tem sido dada a questão não saturada destas misturas.

A adição de fibras ao solo altera a fase sólida do material poroso, em linhas gerais as fibras aumentam a densidade e a porosidade, além de gerar alterações na estrutura (Tang, Shi e Zhao, 2010). Cabe ressaltar que a interação entre os componentes da fase sólida é de extrema importância para o comportamento de misturas solo-fibras. Anagnostopoulos, Tzetzis e Berketis (2014) relatam que é importante que haja adesão das partículas argilosas do solo a superfície das fibras em escala microscópica para que obtenha uma estrutura que proporcione melhores propriedades geotécnicas. Portanto, a estrutura matricial formada pelo conjunto de elementos sólidos solo-fibras pode provocar alterações significativas no comportamento de retenção de água.

As fibras de coco são materiais difícil degradação, propriedades mecânicas adequadas, baixo de custo de obtenção e abundantes no Brasil, principalmente na região Nordeste (Ferreira Neto *et al.*, 2002), sendo que frequentemente estes materiais são enviados para aterros sanitários e lixões (Silveira e Aragão, 2016). Portanto, as fibras de coco apresentam potencial para aplicação em reforço de solos.

Diante deste contexto, este trabalho tem por objetivo compreender os efeitos da adição de diferentes conteúdos de fibras em uma matriz de solo argiloso compactado na curva de retenção de água obtidas a nível experimental e numericamente. Convém ressaltar que o presente artigo é oriundo da dissertação de mestrado do primeiro autor (Oliveira Júnior, 2018).

Materiais e métodos

Materiais utilizados

O solo foi obtido em uma jazida proveniente da Região Metropolitana do Recife – RMR, em Pernambuco, Brasil situado na formação Barreiras na coordenada geográfica 8°10'0.68"S e 34°59'23.12"O (Figura 1). As propriedades físicas do solo são listadas na Tabela 1. Já na Tabela 2 é apresentado a composição química do solo. Todos os dados foram obtidos experimentalmente em laboratório.

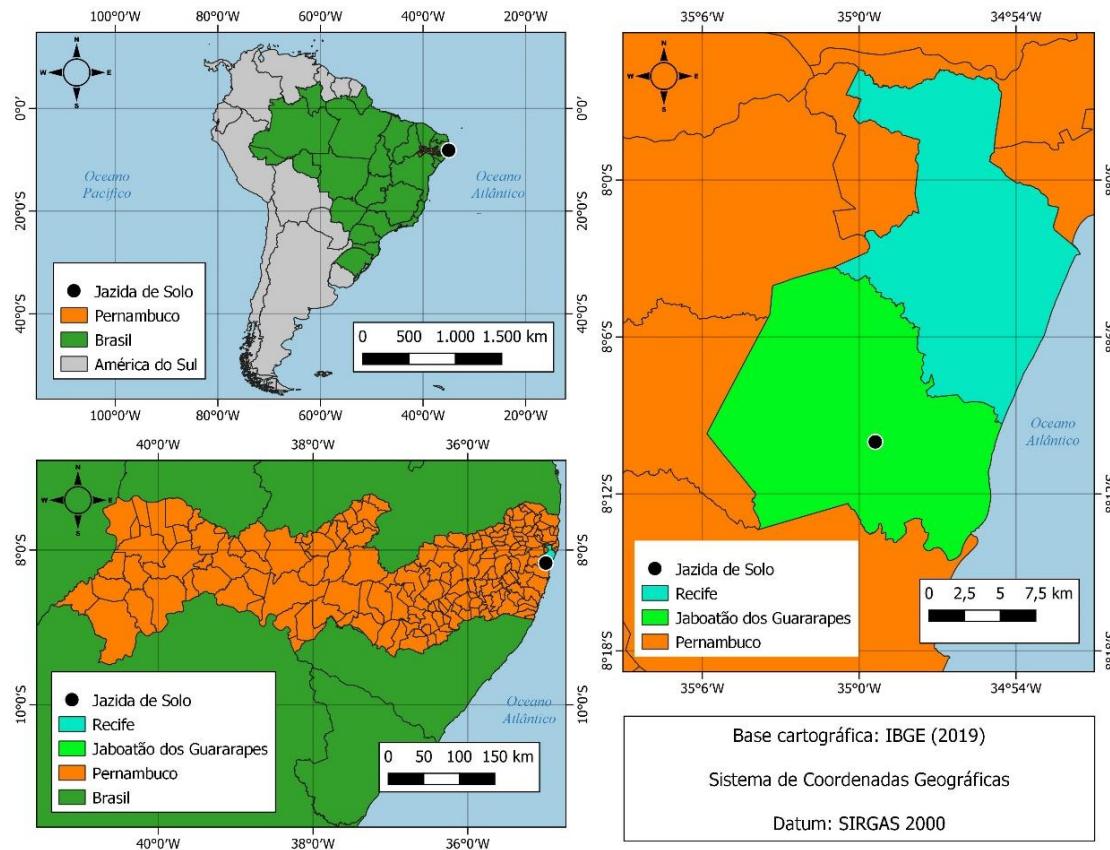


Figura 1. Mapa de localização da Jazida de Solo.

Tabela 1. Índices físicos do solo argiloso natural.

Propriedades do Solo	Valor
Massa Específica dos Grãos (g/cm^3)	2.618
Limite de Liquidez (%)	49
Limite de Plasticidade (%)	31
Índice de Plasticidade (%)	18
Classificação SUCS	CL
Pedregulho (%)	1
Areia (%)	37
Silte (%)	22
Argila (%)	40
Índice de atividade	0.45

Fonte: Os autores, (2022).

Tabela 2. Composição Química do solo argiloso natural.

Componente	Valor
pH	5.7
Ca (cmol _c /dm ³)	0.7
Mg (cmol _c /dm ³)	0.4
Al (cmol _c /dm ³)	0.9
K (cmol _c /dm ³)	0.2
Na (cmol _c /dm ³)	0.5
P (cmol _c /dm ³)	0.01
C.O. (g/kg)	2.62
M.O. (g/kg)	4.09
N (g/kg)	0.2
Relação C/N	13.1
Fe (mg/kg)	41.98

Fonte: Os autores, (2022)

As fibras de coco foram adquiridas já beneficiadas por uma comunidade situada no Brasil. As propriedades físicas e mecânicas e os componentes químicos das fibras de cocos são apresentadas na Tabela 3. Todos os dados foram obtidos experimentalmente em laboratório usando os métodos descritos por Satyanarayana *et al.* (2007).

Tabela 3. Propriedades físicas e mecânicas e componentes químicos das fibras de coco.

Propriedade/Componente	Valor
Físicas e Mecânicas	
Densidade (g/cm ³)	1.27
Diâmetro médio (μm)	250
Comprimento médio (mm)	22
Resistência à Tração (MPa)	110
Módulo de Elasticidade (MPa)	2550
Químicos	
α - Celulose (%)	42.51
Hemi Celulose (%)	15.36
Lignina (%)	41.02
Cinzas (%)	2.65
Extrativos (%)	3.32

Fonte: Os autores, (2022)

Preparação das amostras

As misturas foram estudadas com teores de 0%, 0.5%, 1% e 2% de fibra de coco em relação a massa seca de solo. Estes conteúdos foram adotados com o intuito de avaliar a influência de percentuais dobrados de massa de fibra nas misturas. Alguns autores definem estas faixas de teores como possíveis proporções ótimas para o reforço de solos com fibras (Prabakar e Sridhar, 2002; Mohamed, 2013).

As misturas foram executadas em um recipiente metálica, sendo as fibras adicionadas aleatoriamente ao solo em pequenas parcelas. Logo após, as misturas foram revolvidas com auxílio de uma espátula visando obter a maior homogeneidade do material possível. Estes procedimentos foram repetidos até que todo o conteúdo de fibra estivesse visualmente incorporado à matriz.

Em seguida, corpos de prova cilíndricos com diâmetro de 10 cm e altura de 12.7 cm foram moldados. As compactações de todos os corpos de prova foram realizadas em suas respectivas densidades secas máximas e teores de umidade ótima, equivalente aos valores obtidos no ensaio Proctor normal de cada mistura, conforme Tabela 4 (Oliveira Júnior *et al.*, 2019). A partir dos corpos de prova compactados foi realizada a moldagem das amostras com anéis de metal de 40 cm² de tamanho e 2 cm de altura. Na Figura 2 é apresentado a sequência de preparação das amostras.

Tabela 4. Parâmetros de compactação do Solo Natural e das misturas Solo-Fibra de Coco.

Teor de Fibra (%)	Teor de Umidade Ótima (%)	Peso específico seco máximo (kN/m ³)
0	19.2	16.80
0.5	19.4	16.60
1	19.6	16.43
2	20.5	15.84

Fonte: Oliveira Júnior *et al.*, (2019)



Figura 2. Preparação das amostras.

Obtenção das curvas de retenção de água

As misturas com os diferentes teores de fibras foram submetidas ao ensaio de papel filtro para construção de suas respectivas curvas de retenção de água, conforme os critérios descritos na norma ASTM D5298 (Astm, 2010). A finalidade do ensaio foi analisar os efeitos da adição de diferentes percentuais de fibras de coco no comportamento da curva característica de retenção de água. Além de auxiliar na obtenção de parâmetros como o ponto/sucção de entrada de ar, capacidade de sucção ou capacidade diferencial de umidade, teor de umidade residual e capacidade de campo das misturas.

Inicialmente, as amostras foram saturadas com o auxílio de um recipiente com água, cujas amostras foram colocadas sobre uma pedra porosa e um papel de filtro para evitar perda de massa. A água foi introduzida nas amostras de forma ascendente, por ação capilar, a fim de retirar todo o conteúdo do ar. A verificação da saturação das amostras foi realizada calculando-se o grau de saturação obtido com base no peso das amostras após a absorção de água por capilaridade (Oliveira Júnior, 2018).

Após a constatação da saturação das amostras foi iniciado o ensaio de papel filtro. As curvas de retenção de água foram construídas através da secagem das amostras partindo da condição saturada em estágios correspondente a cada perda de 2% de umidade gravimétrica. O papel filtro utilizado foi o modelo Whatman nº 42 e a cada estágio de secagem os mesmos foram colocados em contato direto com amostras para determinação da sucção matricial correspondente ao conteúdo de água retido nas amostras (Oliveira Júnior, 2018).

Logo após, as amostras com os papéis filtros foram embrulhados em camadas de papel filme plástico (PVC), depois em camadas de papel alumínio e por fim colocadas em uma caixa de isopor vedada. O período de equalização da umidade do conjunto amostra-papel filtro adotado foi de 7 dias. Passado o tempo de equalização, os papéis filtros foram removidos das amostras com auxílio de uma pinça metálica, e foram imediatamente pesados em balança de precisão de 0,0001g para obtenção do peso úmido do papel. Em seguida, os papéis filtros foram secados em estufa à 100°C por 24 horas. Em seguida, o conjunto amostra e anel foram pesados para determinação do teor de umidade das misturas após equalização. Posterior a secagem, os papéis filtros secos foram postos em um dessecador com sílica e após foi realizado a pesagem novamente em balança de precisão, para aferição do peso seco do papel filtro.

Estes processos foram realizados sucessivamente até as amostras atingirem o teor de umidade de secagem constante, isto é, quando não era mais verificado perda de umidade na amostra. A sucção matricial equivalente aos diversos teores de umidade das amostras foi calculada utilizando o teor de umidade gravimétrica dos papéis filtros utilizando as equações 1 e 2, conforme

estabelecido por Chandler *et al.* (1992). As curvas de retenção de água de todas as misturas foram construídas através da relação entre a sucção matricial *versus* umidade volumétrica das amostras.

$$\psi = 10^{6.05 - 2.48 \log(wp)}, \text{ wp} > 47\% \quad \text{Equação (1)}$$

$$\psi = 10^{4.84 - 0.0622 wp}, \text{ wp} \leq 47\% \quad \text{Equação (2)}$$

Onde:

wp: é a umidade do papel filtro em percentagem;

ψ : é a sucção em kPa.

Ajuste numérico das curvas de retenção de água

A partir dos dados experimentais foram realizados ajustes numéricos utilizando a equação 3, proposta por van Genuchten (1980), através do qual foram estimados os teores de umidade volumétrica em função da sucção.

$$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (a * \psi^n)^m]} \quad \text{Equação (3)}$$

Onde:

θ : é a quantidade de água expressa em umidade volumétrica em %;

θ_r : é teor de umidade volumétrica residual em % obtido experimentalmente;

θ_s : é o teor de umidade volumétrica de saturação em % obtido experimentalmente;

ψ : Sucção em kPa;

a e n: são parâmetros de ajuste da curva.

m: 1- 1/n

A restrição para m = 1-1/n foi adotada com base nas sugestões de van Genuchten e Nielson (1985).

O software Excel foi utilizado nos ajustes das curvas de retenção de água, através de estimativas iniciais dos parâmetros a e n do modelo. Foram calculados os quadrados dos desvios entre os valores de umidade volumétrica medidos em laboratório e os valores de umidade volumétrica obtidos pelo modelo de van Genuchten (1980) para as estimativas iniciais dos parâmetros a e n. Logo após os valores foram somados, obtendo-se o somatório dos quadrados dos desvios. A partir da equação 4 foram obtidos os coeficientes de determinação (R^2) dos ajustes para os valores das estimativas iniciais dos parâmetros a e n.

$$R^2 = \frac{(1-SQD)}{(n-s^2)} \quad \text{Equação (4)}$$

Onde:

R^2 : é o coeficiente de determinação;

SQD: Soma dos quadrados dos desvios;

n: número de medições de θ ;

s^2 : variância das medições θ obtidos experimentalmente;

Em seguida, os valores estimados de a e n dos parâmetros do modelo foram otimizados utilizando métodos iterativos com auxílio da ferramenta SOLVER do *software* Excel de forma a obter o conjunto dos valores de a e n equivalente a menor soma dos desvios quadrados e o maior coeficiente de determinação (R^2), conforme Oliveira Júnior, (2018).

Obtenção dos parâmetros de retenção de água

Através das curvas de retenção foram extraídos os valores referentes teor de umidade residual e ao ponto de entrada de ar de todas as misturas de forma gráfica. Em seguida, foi definido o teor de umidade respectivo a capacidade de campo, que consiste na umidade equivalente a sucção de 33 kPa. Por este método, foi estimado os valores da umidade volumétrica da capacidade campo (θ_{cc}). O parâmetro de capacidade de sucção ou capacidade diferencial de umidade (C) das misturas foi definido a partir do cálculo da inclinação da reta de secagem, do trecho de tendência linear das curvas de retenção de água, sendo o cálculo efetuado conforme a equação 5.

$$C = \frac{\Delta\theta}{\Delta\log(\psi)} \quad \text{Equação (5)}$$

Onde:

C: é a capacidade de sucção;

$\Delta\theta$: é variação de umidade;

$\Delta\log(\psi)$: variação do logaritmo da sucção.

Resultados e discussões

Na Figura 3 são expressos os dados experimentais e o ajuste do modelo matemático de van Genuchten (1980) das curvas de retenção de água relacionando a sucção matricial e umidade volumétrica do solo natural e das misturas solo-fibra. Ao avaliar as curvas nota-se que tanto o solo natural quanto as misturas solo-fibra apresentam formato de curva unimodal.

Apesar da inclusão de fibras a matriz do solo argiloso elevar a porosidade das misturas, a compactação proporciona homogeneização dos poros e diminuição dos macroporos, sendo a retenção de água controlada pelos microporos (Farias *et al.*, 2011). Isto explicaria, o motivo pelo qual o solo e as misturas expressaram este comportamento. Além disto, a fibra de coco por ser um material flexível, bem como as forças de adesão solo-fibra, pode ter colaborado neste comportamento.

Os valores dos parâmetros de ajuste das curvas seguindo o modelo de van Genuchten (1980) que expressaram maior coeficientes de determinação (R^2) são apontados na Tabela 5.

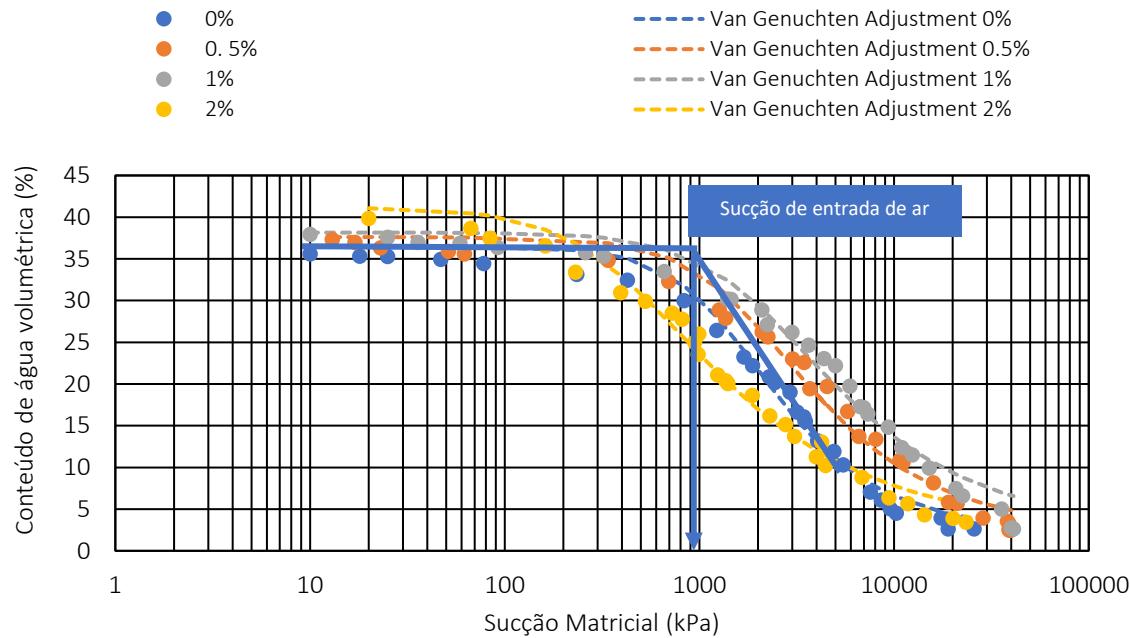


Figura 3. Curvas de retenção de água do solo natural e das misturas solo-fibra.

Tabela 5. Parâmetros da equação de van Genuchten (1980) e coeficientes de determinação (R^2) obtidos nos ajustes das curvas de retenção de água do solo natural e das misturas.

Teor de Fibra (%)	a	n	m	R^2
0	7.00×10^{-4}	2.050	0.512	0.9847
0.5	5.55×10^{-4}	1.839	0.456	0.9833
1	4.88×10^{-4}	1.708	0.414	0.9866
2	2.30×10^{-3}	1.610	0.379	0.9844

Fonte: Os autores, (2022).

Ao comparar a curva do solo natural com as diferentes misturas solo-fibra na Figura 3 verifica-se que as curvas das misturas com 0.5 e 1% de fibras estão localizadas do lado direito do gráfico tomando como referência a curva do solo natural. Isto sugere que a adição destes conteúdos de fibras de coco na matriz de solo argiloso eleva a retenção de água para os mesmos níveis de sucção em relação ao solo natural. Já a mistura com 2% expressou um trecho da curva, entre 200 e 5000 kPa de sucção, do lado esquerdo do gráfico em relação a curva do solo natural, sugerindo que neste trecho a retenção de água da mistura é menor do que o solo natural. Prakash *et al.*, (2019)

observaram maiores capacidades de retenção de água em solos reforçados com fibras vegetais em comparação ao solo compactado sem reforço, sendo relatado pelos autores um maior efeito deste aumento de retenção para os solos reforçados com fibras de coco.

As curvas das misturas com 0.5 e 1% de fibras de coco demonstraram comportamento muito similar entre si e com relação ao solo natural, mas é possível notar em ambas as misturas elevações nas umidades volumétricas de saturação e residual em comparação ao solo. As duas misturas expressam também pequenas elevações no trecho de saturação das curvas, isto é, no trecho anterior ao ponto de entrada de ar quando comparada ao solo natural, sugerindo com isto que a inclusão de 0.5 e 1% de fibras de coco ao solo argiloso elevou a sucção de entrada de ar.

Já a mistura com 2% de fibra de coco demonstrou comportamento divergente das demais curvas das misturas e do solo natural. Nota-se que para este conteúdo de fibras também há elevação nas umidades volumétricas de saturação e residual, mas o trecho anterior ao ponto de entrada de ar é menor do que o trecho das demais misturas e do solo natural, indicando que ocorreu diminuição do nível de sucção de entrada de ar desta mistura em relação as demais misturas e o solo natural.

A adição das fibras de coco eleva os vazios das misturas o que proporciona uma maior capacidade de armazenamento de água em relação ao solo natural, isto pode explicitar a razão pelo qual a umidade volumétrica de saturação demonstrou relação diretamente proporcional ao teor de fibra. Para Vanapalli, Fredlund e Pufahl (1999) a estrutura dos solos compactados é um dos fatores principais que influenciam na curva de retenção de água. Neste sentido, a elevação de vazios e a ausência de adesão solo-fibra possivelmente foram os fatores mais relevantes que ocasionaram a diminuição do ponto de entrada de ar obtido na mistura de 2% em relação as demais misturas e o solo natural. Apesar das misturas com 0.5 e 1% de fibras de coco possuírem maiores índices de vazios do que o solo natural, o que poderia explicar a elevação do ponto de entrada de ar nestas misturas são as forças de adesão solo-fibra serem maiores. Possivelmente a microestrutura destas misturas formaram uma organização estrutural mais consolidada que prejudicou a entrada de ar.

Os parâmetros extraídos a partir das curvas de retenção de água do solo natural e das misturas são expressos na Tabela 6. Nota-se que o ponto de entrada do solo natural foi cerca de 900 kPa e das misturas com 0.5, 1 e 2% foram de 1000, 1125 e 400 kPa, respectivamente. Em termos percentuais, estes valores correspondem a elevações da ordem de 11% para a mistura com 0.5% de fibras, 25% para a mistura com 1% de fibras e uma diminuição de 56% para a mistura com 2% de fibras, todos em relação ao solo natural. Estes resultados sugerem que as misturas com 0.5 e 1% de fibras por possuírem maior adesão solo-fibra proporcionou um nível maior de sucção para entrada de ar, e divergentemente da mistura com 2% que demonstrou maior porosidade e menor adesão solo-fibra proporcionou um nível menor de sucção para entrada de ar.

Tabela 6. Parâmetros obtidos através das curvas de retenção do solo natural e das misturas solo-fibra.

Teor de Fibra (%)	ψ entrada de ar (kPa)	Δ de ψ entrada de ar (%)	θ residual (%)	Δ de θ residual I (%)	C (%)	Δ de C (%)	θ_{cc} (%)	Δ de θ_{cc} (%)	WS_{max} (cm)	Δ de WS_{max} (%)
0	900	-	2.21	-	2.7	-	36.46	-	1458	-
0.5	1000	11%	2.28	3%	3.62	34%	37.59	3%	1504	3%
1	1125	25%	2.31	5%	3.79	40%	38.14	5%	1526	5%
2	400	-56%	2.23	1%	3.24	20%	40.95	12%	1638	12%

Fonte: Os autores, (2022).

Com relação ao teor de umidade volumétrica residual, para o solo natural este parâmetro foi obtido um valor de 2.21%, para a mistura com 0.5% de fibras foi de 2.28% proporcionando uma elevação de 3 % em relação ao solo natural, na mistura com 1% de fibras foi de 2.31% correspondendo a 5% de elevação em relação ao solo natural e na mistura com 2% de fibras foi de 2.23% equivalendo a 1% de elevação em relação ao solo natural. O teor de umidade volumétrica residual demonstrou relação diretamente proporcional até 1% de fibras das misturas. Este desempenho pode estar ligado com a energia superficial preponderantemente polar das fibras vegetais conforme relatado por Rosário *et al.* (2011). Já o menor teor de umidade volumétrica residual verificado na mistura com 2% de fibra é possível que esteja ligado a maior porosidade que facilita a eliminação de água dos vazios.

A capacidade sucção ou capacidade diferencial de umidade foi obtida para o trecho inicial da curva umidade volumétrica *versus* sucção matricial que possui tendência linear (sucção até 100 kPa). O solo natural expressou valor de C cerca de 2.70%, na mistura com 0.5% de fibras este valor foi de 3.62%, na mistura com 1% foi de 3.79% e na mistura com 2% foi de 3.24%. Segundo Jucá (1990), a capacidade de sucção ou capacidade diferencial de umidade demonstra a relação entre o conteúdo de água que o material ganha ou perde com relação à alteração da sucção. Ou seja, a mistura com 0.5 e 1% de fibras apresentam capacidade maior de perder ou ganhar umidade para a mesma faixa de variação de sucção do que o solo natural e a mistura com 2% de fibras. Há relatos de elevações na capacidade de sucção nestes trechos com relação a inclusão de materiais de origem orgânica a matrizes de solos finos (Lopes, 2011).

No que se refere à capacidade de campo (θ_{cc}) foram verificados valores da ordem de 36.46, 37.59, 38.14 e 40.95%, respectivamente, para o solo natural e as misturas com 0.5, 1 e 2%. Já quanto à capacidade de armazenamento de água máxima (WS_{max}) foram verificados valores da ordem de 1458, 1504, 1526 e 1638cm, respectivamente, para o solo natural e as misturas com 0.5, 1 e 2%.

Os resultados obtidos de capacidade de campo do solo natural e das diferentes misturas indicam que a inclusão de fibras de coco ao solo argiloso elevou o conteúdo de água, depois que o material

saturado drena e atingi o equilíbrio por ação da gravidade, tendo em vista que o conteúdo de fibras de coco demonstrou relação diretamente proporcional com a capacidade de campo. Isto evidencia que a inclusão da fibra de coco ao solo argiloso proporcionou maior retenção de água. Já os resultados verificados de capacidade de armazenamento de água máxima ressaltam a elevação dos vazios em razão da inclusão de fibras de coco ao solo argiloso, conferindo por consequência em um volume maior de armazenamento de água. Em razão da capacidade de armazenamento de água máxima ter elevado na proporção em que o conteúdo de fibra foi elevado.

Visando aplicações geotécnicas estes resultados indicam melhoramento de características importantes para locais e aplicações onde os solos são sujeitos a ciclos de umedecimento e secagem alternadamente tais como, camadas de coberturas de aterros sanitários e barreiras de contaminantes. Estas características apresentadas principalmente pelas misturas com 0,5 e 1% de fibras de coco podem contribuir, por exemplo, para a redução da produção de percolados e emissão de gases através da camada de cobertura dos aterros sanitários ou barreiras de contaminantes. No entanto, vale ressaltar que é fundamental compreender o comportamento da retenção de água mediante a degradação da fibra de coco ao longo do tempo para analisar a adequação deste material em aplicações deste tipo.

Conclusões

As curvas características sucção-umidade indicam que a inclusão de fibras de coco ao solo argiloso elevou a capacidade de retenção de água do compósito, para as misturas com teores de fibras de 0,5 e 1% em razão do menor volume de vazios e interação solo-fibra maior destas misturas. As principais implicações verificadas com relação a inclusão de fibras de coco ao solo argiloso foi a elevação da capacidade de campo, capacidade de armazenamento máxima, do ponto de entrada de ar e do teor de umidade residual. Já a capacidade de sucção ou diferencial de umidade notou-se elevações em todas as misturas, mas a mistura com 1% de fibras foi a que obteve o maior valor.

Referencias bibliográficas

- Anagnostopoulos, C. A., Tzetzis, D., Berketis, K. (2014) Shear strength behaviour of polypropylene fibre reinforced cohesive soils. *Geomechanics and Geoengineering*, **9**(3), 241-251.
- ASTM D5298-10 (2010) *Standard test method for measurement of soil potential (suction) using filter paper*. West Conshohocken, USA: American Society of Testing and Materials (ASTM) International.
- Chandler, R. J., Crilly, M. S., Montgomery-Smith, G. (1992) A low-cost method of assessing clay desiccation for low-rise buildings. *Proceedings of the Institute of Civil Engineering*, **92**(2), 82-89.
- Donato, M., Foppa, D., Ceratti, J. A. P., Consoli, N. C. (2006) Fibras de polipropileno como reforço para materiais geotécnicos. *Solos e Rochas*, **27**(2), 161-176.

- Farias, W.M., Carvalho, J. C. de, Silva, G.F., Campos, I.C.O., Santos Neto, P.M. (2011) Influência da Compactação nos Micro e Mesoporos Nanoestrurados e na Área Superficial Específica de um solo Laterítico. VII Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados, v. 1, Pirenópolis –Go, Kelps, p. 169-175.
- Ferreira Neto, M., Gheyi, H. R., Holanda, J. S. de, Medeiros, J. F. de, Fernandes, P. D. (2002) Qualidade do fruto verde de coqueiro em função da irrigação com água salina. *Rev. bras. eng. agrícola e ambiental*, **6**(1), 69-75.
- Fredlund, D.G, Xing, A. (1994) Equations for the soil water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, **31**, 521-532.
- Jucá, J.F.T. (1990) *Comportamiento de los suelos parcialmente saturados bajo succión controlada*. Tese (Doutoramento em Engenharia Civil) Universidad Politécnica de Madrid.
- Lopes, R.L. (2011) *Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Pernambuco.
- Mohamed, A. E. M. K. (2013) Improvement of swelling clay properties using hay fibers. *Construction and Building Materials*, **38**, 242-247.
- Oliveira Júnior, A. I., Jucá, J. F.T., Ferreira, J. A., Guilherme, L. C. (2019) Geotechnical behavior and soil-fiber interaction of clayey soil mixed with randomly dispersed coconut fibers. *Soils and Rocks*, **42** (2), 127-138.
- Oliveira Júnior, A. I. (2018) *Comportamento Geotécnico de misturas compactadas de solo argiloso com fibras curtas de coco*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Pernambuco.
- Prabakar, J., Sridhar, R. S. (2002) Effect of random inclusion of sisal fibre on strength behaviour of soil. *Construction and Building Materials*, **16**(2), 123-131.
- Prakash, A., Bordoloi, S., Hazra, B., Garg, A., Sreedep, S., Wang, Q. (2019) Probabilistic analysis of soil suction and cracking in fibre – reinforced soil under drying – wetting cycles in India. *Environmental Geotechnics*, **6**(4), 188-20.
- Rosário, F., Pachekoski, W. M., Silveira, A. P. J., Santos, S. F. dos, Savastano Júnior, H., Casarin, S. A. (2011) Resíduos de sisal como reforço em compósitos de polipropileno virgem e reciclado. *Polímeros*, **21**, 90-97.
- Satyanarayana, K. G., Guimarães, J. L., Wypych, F. (2007) Studies on lignocellulosic fibers of Brazil. Part I: Source, production, morphology, properties and applications. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, **38**(7), 1694-1709.
- Silveira, V., Aragão, T. R. de P. (2016) Viabilidade financeira de instalação de uma unidade de beneficiamento de cascas de coco verde. *Revista iPecege*, **2**(3), 72-85.
- Vanapalli, S.K., Fredlund, D.G., Pufhal, D.E. (1999) The Influence of Soil Structure and Stress History on the Soil-Water Characteristics of a Compacted Till. *Géotechnique*, **49**(2), 143-159.
- van Genuchten, M.Th.; Nielsen, D.R. (1985) On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils. *Ann. Geoph.*, **3**, 615-628.
- van Genuchten, M. Th. (1980) A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Proc. Soil. Soc. Am.*, **44**(5), 892-898.
- Tang, C.S., Shi., B., Zhao, L.Z. (2010) Interfacial shear strength of fiber reinforced soil. *Geotextiles and Geomembranes*, **28**(1), 54–62.
- Zhai, Q., Rahardjo, H., Satyanaga, A. (2019) Uncertainty in the estimation of hysteresis of soil-water characteristic curve. *Environmental Geotechnics*, **6**(4), 204 – 213.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ANÁLISE DOS IMPACTOS DA PENETRAÇÃO DA GERAÇÃO DISTRIBUÍDA NA REDE DE DISTRIBUIÇÃO RELACIONADOS AO SISTEMA DE COMPENSAÇÃO BRASILEIRO

* Tiago Argollo Silva¹
Daduí Cordeiro Guerrieri¹

PENETRATION IMPACT ANALYSIS OF THE DISTRIBUTED GENERATION IN THE DISTRIBUTION NETWORK RELATED TO THE BRAZILIAN COMPENSATION SYSTEM

Recibido el 14 de abril de 2022. Aceptado el 20 de junio de 2022

Abstract

The growing world demand for electrical energy associated with the increasing greenhouse gas emissions is resulting in a growing need to use clean energy. Solar energy is one of the clean energy solutions that has been growing and consolidating around the world. In Brazil, to incentivize the use of solar energy, the government enabled and stimulated the Distributed Generation sector through the Normative Resolution 482/2012. Although, the Distributed Generation growth is impacting the distribution network. Due to it, the bodies responsible for energy planning in Brazil are proposing changes to the current resolution. In this context, this work aims to discuss the revenue reduction impacts caused by the penetration of Distributed Generation in the distribution network, where ten main Brazilian energy distributors are analyzed. To this end, documentary research is carried out through databases, laws, and regulations. In addition, a method is proposed to quantify the Distributed Generation penetration rate and its impact on the distribution networks. The results present the Distributed Generation penetration rates in distribution networks and the Distributed Generation quantified impact, in kWh, in the distributor. It also presents indicators that might help energy sector managers to formulate and/or create strategies to solve the negative impacts of the Distributed Generation penetration in the distribution network.

Keywords: distributed generation, solar energy incentive, GD penetration.

¹Centro Federal de Educação Tecnológica Celso Suckow da Fonseca, CEFET-RJ, Brasil.

*Autor correspondente: Centro Federal de Educação Tecnológica Celso Suckow da Fonseca, CEFET-RJ. Rua General Canabarro, 485 - Maracanã, Rio de Janeiro - RJ, 20271-204. Brasil. Email: tiago_argollo@hotmail.com

Resumo

A crescente demanda mundial por energia elétrica associada ao aumento das emissões de gases de efeito estufa está resultando em uma necessidade crescente de uso de energia limpa. A energia solar é uma das soluções de energia limpa que vem crescendo e se consolidando ao redor do mundo. No Brasil, para incentivar o uso da energia solar, o governo habilitou e estimulou o setor de Geração Distribuída por meio da Resolução Normativa 482/2012. Porém, o crescimento da Geração Distribuída está impactando à rede de distribuição. Por conta disso, os órgãos responsáveis pelo planejamento energético no Brasil estão propondo alterações a atual resolução. Nesse contexto, este trabalho tem como objetivo discutir os impactos na redução de receita causados pela penetração da Geração Distribuída na rede de distribuição, onde são analisadas as dez principais distribuidoras brasileiras de energia. Para tanto, é realizada pesquisa documental por meio de bancos de dados, leis e regulamentos. Além disso, é proposto um método para quantificar a taxa de penetração da Geração Distribuída e seu impacto nas redes de distribuição. Os resultados apresentam as taxas de penetração da Geração Distribuída nas redes de distribuição e o impacto quantificado da Geração Distribuída, em kWh, na distribuidora. Apresenta também indicadores que podem auxiliar os gestores do setor de energia a formular e/ou criar estratégias para solucionar os impactos negativos da penetração da Geração Distribuída na rede de distribuição.

Palavras-chave: geração distribuída, incentivo energia solar, penetração GD.

Introdução

O consumo mundial de energia elétrica se manteve em crescimento nos últimos anos, de 1990 a 2019 o aumento acumulado foi de 129%. Porém, as emissões dos gases do efeito estufa também foram crescentes no mesmo período. Segundo dados da *International Energy Agency* (IEA), a emissão de CO₂ está em crescimento desde a década de 50. Dados da IEA (2021a), mostram que a taxa de crescimento das emissões desses gases a uma taxa de 8% de 1990 a 2019. Em 2020, as emissões tiveram queda de aproximadamente 5%, devido à crise econômica causada pela Covid-19. Entretanto, em 2021, as emissões voltaram a crescer com a retomada da economia. A crise da Covid-19, além dos muitos impactos causados a população mundial, também afetou o crescimento por demanda de energia. Países da União Europeia e Estados Unidos tiveram uma redução de aproximadamente 10% do consumo de energia. E a redução dos gases do efeito estufa ocorreu devido à grande parte da geração de energia elétrica ser proveniente de combustíveis fósseis IEA (2021b).

O emprego de fontes renováveis para geração de energia elétrica cresceu nos últimos anos. Em 2020, a potência global de energia renovável atingiu a marca de 799 GW. As hidrelétricas lideraram com 43% da capacidade total de energia renovável e a energia solar teve 26% de representatividade, esta última no mesmo patamar da energia eólica *International Renewable Energy Agency* (IRENA, 2021). Um modelo de geração de energia elétrica que está ganhando destaque na utilização de fontes limpas de energia é a Geração Distribuída (GD), a fonte que mais se destaca é a fotovoltaica. De 2007 a 2012, a capacidade instalada de GD fotovoltaica foi de 63

GW e a previsão para o período de 2019 a 2023 é de 399 GW. Cerca de 49% da capacidade instalada de energia renovável no mundo é da fonte fotovoltaica IEA (2019).

No Brasil, a GD começou a crescer em 2012, ano que a Resolução Normativa 482/2012 da ANEEL (REN482/2012) entrou em vigor ANEEL (2012b). A resolução pôs em prática um pacote de regras que viabilizou a instalação de sistemas GD no País. O crescimento da GD no período de 2012 a 2020 obteve uma taxa anual média de aproximadamente 300%, atingindo a marca de 4,848 MW de potência instalada. A fonte de energia GD que mais se destacou foi a fotovoltaica, a fonte atingiu a marca de 4,691 MW, cerca de 97% da capacidade instalada no País Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2021a, 2012b). Dados do Plano Nacional de Energia (PNE) apresentado pela EPE estimam que a GD terá capacidade de gerar energia suficiente para suprir a demanda de 5.6% da energia consumida no Brasil até 2050 Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2020c).

A matriz energética brasileira é basicamente composta por fontes renováveis de energia. Cerca de 74.6% da capacidade de energia instalada no Brasil é composta por fontes hidráulicas, eólicas e fotovoltaicas. Porém, a predominância da fonte hidráulica na matriz energética brasileira torna o setor elétrico dependente de fatores climáticos, como os níveis de chuvas. Desde meados de 2021, o País está passando por um momento de crise hídrica e por consequência, está sofrendo com os aumentos das tarifas de energia devido a utilização das termoelétricas EPE (2020a); G1 (2021).

O Grupo de Estudos do Setor Elétrico (GESEL) discutiu a importância de diversificar a matriz energética. Concluiu que para aumentar a segurança energética do sistema é necessário diversificar a matriz de energia. Logo, utilizar de fontes alternativas de energia contribui com as soluções dos problemas de emissão de gases do efeito estufa, além de tornar o fornecimento de energia brasileiro mais diversificado (Paiva *et al.* 2017). A GD possui como características a utilização de fontes alternativas de energia, logo incentivá-las, contribui com o objetivo de diversificação da matriz.

O setor GD no Brasil pode ser dividido em dois períodos, os períodos antes e depois da primeira alteração da (REN482/2012). A primeira resolução ficou em vigor de 2012 a 2015 e a segunda, a (REN687/2015) está em prática até hoje. As alterações ocorridas em 2015, trouxeram diversos benefícios para os investidores em GD, isto é, as mudanças postas em prática tiveram características atrativas para que unidades consumidoras investissem em sistemas de geração GD. Essas mudanças resultaram num crescimento intenso, a potência instalada de GD no País era de 88 MW no fim do primeiro período, no final de 2020 a potência instalada somava 4,760 MW. Além das mudanças serem favoráveis à atração de novos participantes de GD, os projetos

baixaram de preço, novas linhas de financiamento com juros reduzidos foram iniciadas e a tecnologia foi ganhando confiança, o que explica tal crescimento ANEEL (2021a, 2012b, 2015).

Em 2018, iniciaram as discussões para a segunda alteração da Resolução Normativa em vigor, só que dessa vez, as alterações não agradaram à alguns personagens do setor. As propostas apresentadas alteram principalmente as regras de compensação de energia praticadas até o momento. Inicialmente, foram apresentadas pela ANEEL 6 alternativas para o sistema de compensação de GD. Cinco das seis alternativas preveem redução da quantidade de energia compensável. Os órgãos responsáveis pelo planejamento e gestão do setor energético no País já vinham apontando que medidas se faziam necessárias no sistema de compensação desde 2017. Pois da forma como o sistema de compensação se encontra, somado ao ritmo acelerado de penetração da tecnologia, poderia ocorrer um desequilíbrio nas tarifas de energia. Esse desequilíbrio pode acarretar em transferência de custos de energia dos que utilizam à GD para os que não utilizam. Devido a esses problemas, foram propostas alternativas tais alternativas de mudança. As propostas foram postas em audiência pública, porém não se chegou a um consenso sobre quais alterações realmente se faziam necessárias. E a nova resolução de GD não foi posta em prática. A decisão está sob responsabilidade do poder legislativo, na qual um projeto de lei, a PL 5829/2019, está em tramitação na tentativa de ser aprovada. O órgão regulador do setor energético brasileiro decidiu aguardar a decisão da PL 5829/2019 para dar andamento no processo de alteração da resolução normativa 482/2019 EPE (2019, 2020b); ANEEL (2018); EPE (2021b); Câmara (2019).

As mudanças propostas pela ANEEL vão de encontro às situações postas como barreiras na literatura. Situações de insegurança regulatória, redução de incentivos e redução de valor de tarifa injetada na rede são apontados como características negativas à GD (Yaqoot *et al.* 2016); (Ramos *et al.* 2020); (Dantasa *et al.* 2018); (Dranka e Ferreira 2020); (Castaneda *et al.* 2019); (Simone e Salles 2017); (Baker e Phillips 2019).

Alguns estudos, apresentam impactos relacionados à penetração da GD na rede de distribuição, como: estudos de análises financeiras dos impactos para UCs devido as mudanças no sistema de compensação GD no Brasil; estudos de análise dos impactos técnicos da penetração na rede como sobretensões e subtensões, perdas excessivas de linha e sobrecarga de transformadores; estudo de utilização de redes inteligentes para mitigar os impactos da penetração da GD na rede de distribuição; estudo de utilização de sistemas híbridos com baterias para mitigar os impactos das mudanças regulatórias no Brasil (Siqueira *et al.*; Sales e Barbosa 2020); (Maestri e Andrade; Ismael *et al.* 2019); (Drumond Jr *et al.* 2021); (Deotti *et al.* 2020); (de Castro V. S. J. e Carpio 2020); (Oliveira *et al.* 2019).

Desta forma, uma análise da penetração da GD na rede de distribuição por distribuidora, evidenciará o impacto de negativo à rede de forma precisa. Tal resultado, junto às experiências internacionais de mudança regulatórias desse tipo, podem auxiliar no desenvolvimento de políticas de mudança com menor impacto negativo possível à difusão da GD no País.

Este artigo quantifica e discute a penetração da GD em 10 distribuidoras de energia brasileiras, considerando o sistema de compensação de energia vigente e suas propostas de mudança pela ANEEL. São realizadas discussões na perspectiva da necessidade de aplicação em todo território brasileiro de forma simultânea. Visto que, a penetração e os impactos se dão de maneira distinta de acordo com o local analisado, UCs participantes e distribuidoras envolvidas.

Revisão bibliográfica

O Ministério de Minas e Energia (MME) é o órgão brasileiro responsável por "formular e assegurar a execução de Políticas Públicas para a gestão sustentável dos recursos energéticos e minerais, contribuindo para o desenvolvimento socioeconômico do País" MME (2021). Cabe ao MME garantir a expansão sustentável do sistema elétrico brasileiro e demais desenvolvimentos energéticos. Para auxiliar ao Ministério a atingir seus objetivos, foram criadas 5 principais organizações, são elas: ANEEL, Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), Câmara de Comercialização de Energia Elétrica (CCEE), a EPE, e os agentes setoriais. A Figura 1 apresenta um organograma desses principais órgãos.

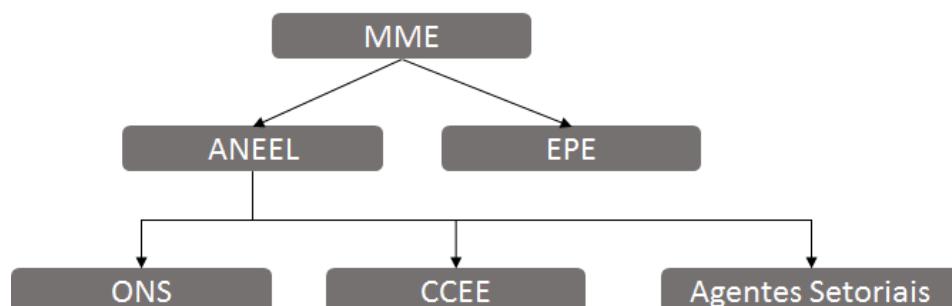


Figura 1. Principais órgãos do setor elétrico brasileiro. Fonte: ANEEL (2003).

As distribuidoras de energia que atuam no Brasil, que fazem parte do grupo dos agentes setoriais mostrado na Figura 1, são obrigadas a fornecer uma rede elétrica com determinadas características de tensão e potência. A ANEEL define e fiscaliza o tendimento dessas características.

As características elétricas da rede são definidas a partir de grupos das Unidades consumidoras (UCs). As UCs brasileiras são separadas em classes de consumo, grupos e subgrupos. Na Figura 2 podem ser observadas as classificações dos consumidores brasileiros.

GRUPO	SUBGRUPO	CLASSE
Grupo A	A1 - > 230kV A2 - 88kV < X < 138kV A3 - 69kV A3a - 30kV < X < 44kV A4 - 2,3kV < X < 25kV As - Subterrâneo < 2,3	Residencial Rural Comercial Industrial Poder público
Grupo B	B1 - 127V ou 220V B2 - 127V ou 220V B3 - 127V ou 220V B4 - 127V ou 220V (Mono, Bi, Trifásico)	Residencial Industrial Comercial Rural Poder público

Figura 2. Classificação das UCs brasileiras. Fonte: ANEEL (2016; 2021; 2021).

As classificações das UCs brasileiras, além de definirem as características elétricas de atendimento, também são utilizadas como base para calcular o valor da energia das unidades ANEEL (2016b, 2021b,c).

O grupo A é caracterizado por unidades consumidoras que possuem tensão de fornecimento igual ou superior a 2,3 kV. As UCs desse grupo são obrigadas a contratar demanda a partir de 30 kW e o faturamento da sua energia é binomial, ou seja, pagam pela energia ativa e energia reativa. Vale destacar que consumidores desse grupo tem como tarifa mínima o valor de demanda contratada e a mesma varia de acordo com a potência contratada. O grupo A é dividido nos subgrupos ANEEL (2021b):

- subgrupo A1: Unidades consumidoras com tensão de fornecimento igual ou acima de 230 kV;
- subgrupo A2: Unidades consumidoras com tensão de fornecimento entre 88 kV e 138 kV;
- subgrupo A3: Unidades consumidoras com tensão de fornecimento de 69 kV;
- subgrupo A3a: Unidades consumidoras com tensão de fornecimento entre 30 kV a 44 kV;
- subgrupo A4: Unidades consumidoras com tensão de fornecimento entre 2,3 kV a 25 kV;
- subgrupo As: Unidade consumidoras que são atendidas pelo sistema subterrâneo de distribuição e com tensão de fornecimento abaixo de 2,3 kV.

O grupo B é caracterizado por unidades consumidoras de tensão de fornecimento, abaixo de 2.3 kV. Unidades consumidoras desse grupo não são obrigadas a contratar demanda, mas pagam custo de disponibilidade que consiste em uma tarifa mínima independente do consumo. O custo de disponibilidade varia de acordo com o tipo de ligação: monofásica, bifásica ou trifásica ANEEL (2016a). Suas tarifas são monômias, ou seja, pagam apenas o consumo ativo. As tensões de fornecimento geralmente são 127 V, 220 V ou 380 V. Segundo a Resolução Normativa ANEEL Nº 414/2010, o grupo B é dividido nos subgrupos ANEEL (2021c):

- subgrupo B1: Unidades consumidoras residenciais;
- subgrupo B2: Unidades consumidoras rurais;
- subgrupo B3: Unidades consumidoras das demais classes;
- subgrupo B4: Iluminação pública.

A tarifa de energia elétrica para consumidores do grupo B é composta por TUSD FIO A, TUSD FIO B, TUSD ENCARGOS, TUSD PERDAS, TE e TE ENCARGOS. Na Figura 3 são apresentadas as parcelas que compõem a tarifa de energia do grupo B. As parcelas TUSD são referentes aos custos de distribuição transmissão e as parcelas TE são referentes aos custos da energia. Os valores de cada componente são calculados para cada classe, grupo e subgrupo apresentado a seguir ANEEL (2012a).

A TUSD FIO A é a componente referente aos custos do sistema de distribuição ou de transmissão de terceiros, como o uso dos sistemas de transmissão de rede básica. A TUSD FIO B é referente aos custos de prestação de serviço da distribuidora de energia, como remuneração dos ativos. A TUSD ENCARGOS são os custos relacionados aos encargos do serviço de distribuição de energia elétrica, como a Reserva Global de Reversão. A TUSD PERDAS são os custos relacionados as perdas no serviço de distribuição de energia, como as Perdas técnicas do sistema da distribuidora. A TE são os custos relacionados a compra da energia por parte da distribuidora, como a geração de energia. A TE ENCARGOS são os custos relacionado aos da parcela TE como Encargos de Serviços de Sistema.



Figura 3. Composição da tarifa de energia para o Grupo B. Fonte: ANEEL (2012).

No Brasil, em 2012, foi publicada a REN482/2012 pela ANEEL. A resolução teve como um dos principais objetivos, regulamentar o acesso da GD às redes de distribuição de energia, buscando incentivar o crescimento da GD. A REN482/2012 estabelece as condições elétricas que uma UC de atender para conectar um sistema GD à rede de distribuição, as regras variam de acordo com o grupo de consumidor de potência do sistema.

O sucesso da regulamentação de GD tem relação direta com a obrigatoriedade por parte das distribuidoras de permitirem a conexão de quaisquer UCs à rede de distribuição e o sistema de compensação implantado, o sistema *net metering* ANEEL (2012b, 2021a). Em 2015, foi aprovada a primeira alteração da resolução de GD em vigor, e em 2016, passaram a valer as novas regras da REN687/2015, resolução que alterou a REN482/2012 ANEEL (2015). A nova resolução trouxe melhorias para o setor de GD, ela teve a preocupação de reduzir prazos de acesso, criar novas modalidades de acesso e de compensação, além de trazer mais segurança para os investidores do setor ANEEL (2015). Na Tabela 1 são apresentadas as principais características da resolução assim como as principais mudanças aprovadas em 2015.

Tabela 1. Evolução da GD devido as mudanças. Fonte: (ANEEL, 2012c, 2015)-

Principais pontos	REN482/2012	REN687/2015
Sistema de compensação	A resolução criou o sistema de compensação de energia baseado na <i>Net Metering</i> .	Manteve o sistema, porém com créditos de energia com prazo de 60 meses para uso.
Fontes de energia	Solar, eólica, hidráulica, biomassa ou cogeração.	Mesmas fontes.
Modalidades	Geração junto a carga e auto-consumo remoto	Inclusão da Geração compartilhada e Condomínio solar
Limites de potência	Microgeração menor ou igual a 100kW - Minigeração maior que 100kW a 1MW	Microgeração menor ou igual a 75kW - Minigeração maior que 75kW a 5MW.
Regras de conexão	Regulamentação para homologação	Redução do prazo de homologação, padronização de formulários e padronização de faturas

Os principais pontos da resolução que regem a GD no Brasil são referentes as regras de compensação, fontes de energia permitida, modalidades de compensação, limites de potência e regras de conexão com a rede. Esses pontos, deram aos consumidores confiança para a utilização da nova tecnologia de geração. As alterações de melhoria desses pontos da resolução postas em

prática em 2016, somados a redução de custo relacionados a implementação de projetos fotovoltaicos gerou um cenário favorável ao setor. O cenário favorável propiciou o crescimento acelerado da GD, mais acelerado que o período anterior, a potência instalada de GD saltou de 88 MW para 4,760 MW, após as mudanças EPE (2018).

Incentivos governamentais são fundamentais para a disseminação da utilização de fontes renováveis para geração de energia elétrica, principalmente quando se trata de GD fotovoltaica. Com as experiências obtidas das aplicações de práticas de incentivos para a difusão dessas fontes, diversos estudos puderam ser realizados e muitos pontos foram levantados como fundamentais para o sucesso de determinada estratégia. O artigo (Rigo *et al.* 2019), agrupou de forma clara, os principais pontos chaves de sucesso para o crescimento da utilização desse tipo de energia. Foi realizado um estudo, onde foram discutidos os principais fatores que impactam no crescimento da GD fotovoltaica no Brasil. Os fatores críticos listados foram: fatores econômicos; fatores ambientais; fatores de Marketing; fatores políticos; fatores sociais; e fatores tecnológicos.

A resolução que regulamenta a GD no Brasil, trata de todos os pontos apresentados como fatores críticos por (Rigo *et al.* 2019). Como exemplo, pode-se destacar o fator econômico que é tratado no sistema de compensação atual, onde a energia injetada na rede é compensada 1 para 1 da energia consumida. Os fatores econômicos estão diretamente ligados a incentivar a intenção de compra por parte dos consumidores finais. Os consumidores finais tem como principal fator de decisão para utilização da GD, o retorno do investimento Greener (2019). O sistema de compensação em vigor viabiliza esse retorno financeiro, atendendo de forma positiva esse fator crítico.

Do ponto de vista ambiental pode-se citar a redução de emissão dos gases do efeito estufa para geração de energia. É uma estratégia mundial a substituição das fontes energéticas para fontes menos poluentes, e não é diferente no Brasil. Incentivar a GD fotovoltaica, auxilia o País a atingir o objetivo de transformação de sua matriz energética para fontes (Rigo *et al.* 2019). Muitos consumidores se importam com o meio ambiente e procuram utilizar fontes limpas de energia, porém, esse não é o principal fator decisório para o investimento na nova tecnologia Greener (2019).

Do ponto de vista político pode-se destacar as políticas públicas de incentivo à GD, o suporte de governança, incentivos fiscais, financiamentos subsidiados e boa infraestrutura de rede elétrica (Rigo *et al.* 2019). As políticas públicas de incentivo à GD são as ferramentas do governo para alcançar os objetivos de expansão energética quando se fala de fontes limpas, pois esses incentivos impactam diretamente nos fatores econômicos para o investidor, além de dar segurança e credibilidade ao usuário.

No fim de 2018, tiveram início as discussões para a segunda alteração da resolução que regulamenta a GD. Porém dessa vez, as alterações preveem redução dos incentivos ao sistema de compensação. Desde 2017, o PDE 2027 já apresentava projeções de crescimento da GD considerando tarifa binômia, ou seja, já mostravam alterações considerando mudanças que impactariam o sistema de compensação atual EPE (2018).

A principal motivação para as alterações das normas de compensação no Brasil é a transferência de custos de infraestrutura de rede dos consumidores participantes de GD para os demais consumidores não participantes e para as distribuidoras de energia. Essa transferência de custos pode acarretar um desequilíbrio tarifário, afirma o relatório. Os PDEs seguintes, reafirmaram essa necessidade e apresentaram soluções para a questão EPE (2019, 2020b).

Diversos lugares no mundo passaram ou estão passando por mudanças regulatórias com o objetivo de reduzirem o impacto da transferência de custo mencionada, e também mitigar impactos técnicos na rede. O livro de (Castro e Dantas 2018) faz uma análise de 12 estudos de caso com o objetivo de analisar os impactos causados pela penetração da GD fotovoltaica na rede elétrica desses locais. Quase todos os locais analisados no estudo de caso tiveram que revisar a regras de compensação devido aos impactos negativos à rede.

O sistema elétrico brasileiro está passando por um momento de alteração regulatória no segmento de GD, nesse contexto de custos de infraestrutura de rede elétrica. A ANEEL, em 2018 divulgou as propostas de alteração da REN482/2012, com relação ao sistema de compensação de energia, com objetivo de colocar uma delas em prática em 2020. A Agência apresentou 5 alternativas para o sistema de compensação GD, a proposta foi posta para ser discutida em Audiência Pública (nº 1/2019) e receber contribuições das partes envolvidas. Tiveram contribuições de diversos representantes das partes interessadas do setor energético, como o grupo de pesquisa da Universidade de São Paulo - USP, como a ABSOLAR e concessionárias, que realizaram estudos para contribuir com uma análise da proposta de revisão da resolução por parte da ANEEL IEEUSP (2019); Associação Brasileira de Energia Solar Fotovoltaica (ABSOLAR, 2019).

Devido as discussões não chegarem a um consenso, a agenda de mudança da resolução foi interrompida e nenhuma das propostas de mudança foram postas em prática, além disso, o assunto passou a ser discutido também no poder legislativo EPE (2020b). O MME publicou em julho de 2021 os cadernos Micro e Minigeração Distribuída e Baterias do PDE 2031, onde foram apresentados 5 cenários considerando 5 novas alternativas de mudança do sistema de compensação. Na Figura 4 são apresentados os cenários propostos pela ANEEL.

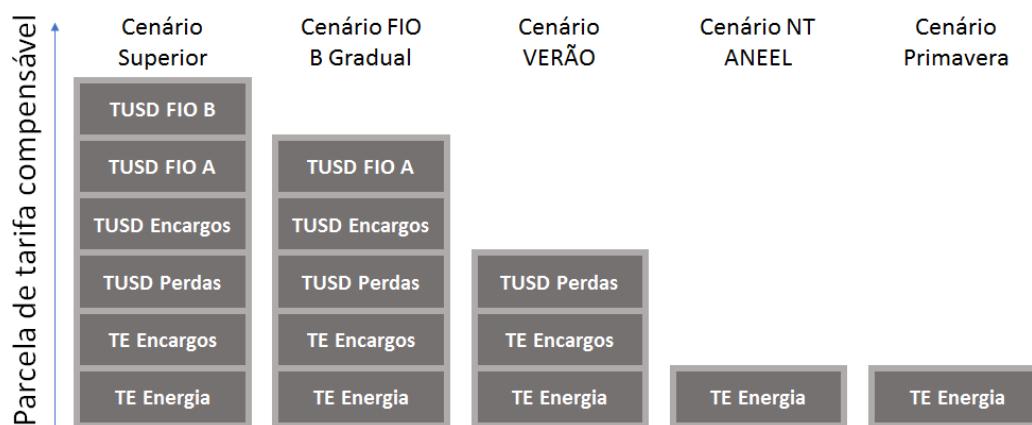


Figura 4. Alternativas de mudança para o sistema compensação apresentadas em 2021. Fonte: (EPE, 2021b).

No cenário Superior é considerado que as regras de compensação em vigor serão mantidas. O Cenário FIO B Gradual considera a proposta no Projeto de Lei 5829/2019. A mudança no sistema de compensação seria com relação a não compensação da componente FIO B da TUSD, da seguinte forma: Quando a participação da GD por distribuidora for abaixo de 5%, todas as componentes deverão ser compensadas, quando a participação estiver entre 5% e 10%, 50% da componente FIO B da TUSD não será compensada, e quando a participação da GD atingir 10% da carga da distribuidora o órgão regulador deverá fazer uma avaliação do sistema de compensação.

As novas regras passam a valer somente para os participantes que homologarem seus sistemas GD após sua entrada em vigor. O Cenário Verão retira da compensação as parcelas TUSD distribuição a partir de 2023, a parcela TUSD transmissão a partir de 2024, a parcela TUSD encargos a partir de 2026. A partir de 2026, o cenário também considera que entrará em vigor a tarifa binômia. As regras valerão para todos os participantes de GD, antigos e novos. O Cenário NT ANEEL foi desenvolvido baseado na nota técnica nº 30/2021 publicada pela equipe técnica da ANEEL. Ele considera a retirada do sistema de compensação as parcelas TUSD distribuição a partir de 2022, a parcela TUSD transmissão a partir de 2022, a parcela TUSD encargos a partir de 2025, a parcela TUSD perdas a partir de 2025, e a parcela TE encargos a partir de 2025. As regras valerão somente para os novos acessantes de GD. O Cenário Primavera é similar ao senário anterior, a diferença está nas datas de início das regras e a inclusão de tarifa binômia. Ele considera a retirada do sistema de compensação as parcelas TUSD distribuição a partir de 2023, a parcela TUSD transmissão a partir de 2023, a parcela TUSD encargos a partir de 2024, a parcela TUSD perdas a partir de 2025, e a parcela TE encargos a partir de 2026. A tarifa binômia valeria a partir de 2023 e as regras desse cenário valeria para todos os participantes da GD, antigos e novos EPE (2021b).

Em todos os cenários expostos, o PDE 2031 apresenta projeções de crescimento para a GD. Mesmo no cenário Primavera, que em termos de compensação da energia injetada é o menos atrativo para o investidor em GD, o relatório apresenta uma projeção de 22.8 GW de potência instalada acumulada em 2031 EPE (2021b). Nos cenários menos impactantes à forma de compensação atual, os cenários Superior e Fio B Gradual, as projeções são de 41.6 GW e 36.5 GW, respectivamente. O relatório apresenta também as projeções de GD para alguns grupos de consumidores considerando o cenário Verão, o grupo que apresenta maior crescimento é o residencial, seguido por comercial baixa tensão e comercial alta tensão.

Metodología:

Foram selecionadas para este estudo as 10 distribuidoras de energia que mais comercializaram energia no ano de 2020. Os dados foram retirados do Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2020. O mesmo relatório forneceu as quantidades de energia comercializada EPE (2021a). Na mapa do Brasil na Figura 5 são apresentadas as distribuidoras de energia analisadas neste artigo e suas respectivas localizações.

As informações dos sistemas de GD conectados à rede no Brasil foram obtidos no Banco de Dados de Unidades Consumidoras de Microgeração e Minigeração Distribuída conforme REN482/2012 ANEEL (2021a). O banco de dados forneceu as seguintes características dos sistemas de GD conectados à rede: distribuidoras de energia, classe de consumo, subgrupo, modalidade de geração, unidades consumidoras participantes, municípios, regiões, data, fonte geradora e potência do sistema instalado. O banco de dados é constantemente atualizado com cadastros de novas usinas, para realização das análises deste trabalho, foi feito o download dos dados no dia 30/06/2021.

Após obtenção das informações, foram organizadas em uma planilha eletrônica, foi feito um recorte temporal para análise dos dados, onde foram analisados os dados obtidos até dezembro de 2020. Assim, foram selecionados os dados de capacidade instalada do grupo A e do grupo B, ambos em kW, das 10 distribuidoras analisadas. Da mesma forma, foram calculadas as potências médias dos sistemas GD fotovoltaicos de cada subgrupo do grupo B, utilizados para realizar as simulações de impactos.

A geração de energia elétrica fornecida pelos sistemas GD em 2020 foi calculada utilizando o simulador do Instituto para o Desenvolvimento de Energias Alternativas na América latina (IDEAL, 2021). No simulador é possível calcular a estimativa geração de energia produzida de um sistema solar fotovoltaico a partir de sua localização e potência. Para se calcular a geração de energia equivalente a soma das potências dos sistemas GD conectados a rede das 10 distribuidoras foram

inseridas duas informações no simulador: a primeira informação foi a potência instalada acumulada até o final de 2020 de cada distribuidora; a outra informação, foi a localização da distribuidora. A localização define a quantidade de radiação média que incide no local, e no Brasil, essa radiação média sofre grande variação, como pode ser observado na Figura 5. É importante destacar que para uma análise de geração mais precisa é necessário utilizar um *software* que leve em consideração outros parâmetros como localização de satélite, inclinação dos módulos fotovoltaicos e desvio azimutal.



Figura 5. Mapa de radiação solar com localização das 10 principais distribuidoras brasileiras. Fonte: (EPE, 2021a; INPE, 2006).

Para quantificar o índice de penetração, o Ppe , de GD por distribuidora foi utilizada a equação:

$$Ppe = GE_{GD} \div CE_{UC}$$

Equação(1)

onde, GE_{GD} é a energia elétrica gerada pela capacidade instalada de GD até 2020, em 1 ano, por distribuidora em GWh e CE_{UC} é a energia elétrica fornecida por distribuidora em GWh no ano de 2020.

Para quantificar os impactos sofridos pelas distribuidoras neste trabalho, foi considerado como impacto negativo, a redução de receita em kWh/mês que deixam de faturar devido à economia de energia proporcionada por sistemas GD em funcionamento. Foram realizadas simulações de impacto em kWh/mês para sistemas GD fotovoltaicos com potência média, em kW, de cada subgrupo do grupo B.

Foi considerado nas simulações que os sistemas GD fotovoltaicos pertencem à distribuidora de energia Light. A ANEEL fornece as informações de formação de tarifa devido as parcelas de custos, que serviram de base para calcular os impactos ANEEL (2021e).

Para calcular a potência média das UCs dos subgrupos do grupo B utilizou-se como base de dados o banco de dados da ANEEL (2021a). A potência média foi obtida através da média aritmética das potências dos sistemas GD fotovoltaicos de cada subgrupo. Para calcular a geração de energia elétrica dos sistemas fotovoltaicos analisados, foi utilizado o simulador IDEAL (2021).

Para calcular os impactos considerando as regras de compensação atual IP_{at} , a seguinte equação foi utilizada:

$$IP_{at} = G_{média} - CD_t$$

Equação(2)

onde, $G_{média}$ é a geração de energia elétrica em kWh/mês dos sistemas GD fotovoltaicos e CD_t é o custo de disponibilidade para UCs com ligação trifásica.

Para calcular os impactos considerando as regras de compensação do cenário FIO B IP_{FIOB} , a seguinte equação foi utilizada:

$$IP_{FIOB} = G_{média} - TUSD_{FIOB}$$

Equação(3)

onde, $G_{média}$ é a geração de energia elétrica em kWh/mês dos sistemas GD fotovoltaicos e $TUSD_{FIOB}$ é a parcela TUSD FIO B de energia referente aos custos de distribuição.

Para calcular os impactos considerando as regras de compensação do cenário verão $IP_{VERÃO}$, a seguinte equação foi utilizada:

$$IP_{VERÃO} = G_{média} - TUSD_{FIOB} - TUSD_{FIOA} \quad \text{Equação(4)}$$

onde, $G_{média}$ é a geração de energia elétrica em kWh/mês dos sistemas GD fotovoltaicos, $TUSD_{FIOB}$ é a parcela TUSD FIO B de energia referente aos custos de distribuição e $TUSD_{FIOA}$ é a parcela TUSD FIO A de energia referente aos custos de transmissão.

Para calcular os impactos considerando as regras de compensação do cenário NT ANEEL $IP_{NTANEEL}$, a seguinte equação foi utilizada:

$$IP_{NTANEEL} = G_{média} - TUSD_{FIOB} - TUSD_{FIOA} - PERDAS - ENCARGOS \quad \text{Equação(5)}$$

onde, $G_{média}$ é a geração de energia elétrica em kWh/mês dos sistemas GD fotovoltaicos, $TUSD_{FIOB}$ é a parcela TUSD FIO B de energia referente aos custos de distribuição e $TUSD_{FIOA}$ é a parcela TUSD FIO A de energia referente aos custos de transmissão, $PERDAS$ é a parcela referente as perdas técnicas e não técnicas e $ENCARGOS$ é a parcela referente aos encargos.

Resultados:

Nesta seção de resultados, são apresentados os percentuais de penetração da GD fotovoltaica das 10 distribuidoras de energia que mais comercializaram energia no Brasil em 2020 e 4 simulações de sistemas GD fotovoltaicos médios considerando as propostas de mudanças no sistema de compensação.

No Brasil, existem 107 distribuidoras de energia em operação. Porém, essa pequena amostra de 10 distribuidoras de energia, representam 51% da capacidade de GD fotovoltaica instalada no País. Na Tabela 2, pode-se observar uma grande variação dos índices de penetração da GD nas distribuidoras de energia analisadas.

Analizando os dados apresentados na Tabela 2, a distribuidora CEMIG Distribuição S.A (CEMIG) é a distribuidora que possui maior volume de fornecimento de energia, e também é a que possui maior capacidade instalada de GD fotovoltaica do País, cerca de 18% da capacidade instalada nacional. A CEMIG é uma das distribuidoras de energia que atua no estado de Minas Gerais, estado que possui maior desenvolvimento de GD do Brasil ANEEL (2021a). Apesar da CEMIG ser a distribuidora com maior destaque em GD no Brasil, a distribuidora que possui maior penetração de energia GD é a distribuidora RGE Sul Distribuidora de Energia S.A. (RGE). A RGE atua no estado

do Rio Grande do Sul, é a distribuidora com a segunda maior capacidade de GD instalada, possui 9% da potência instalada no Brasil.

Comparando os dados apresentados das distribuidoras RGE e ENEL-SP, ou seja, a que possui maior índice de penetração e a que possui menor índice, nota-se uma diferença grande de penetração da GD fotovoltaica. A penetração da GD na distribuidora ENEL-SP é muito menor que na distribuidora RGE. Essa diferença se dá, devido a ENEL-SP possuir um volume de energia de mais do que o dobro da quantidade de energia fornecida pela RGE, em contrapartida, a distribuidora do Rio Grande do Sul tem maior número de sistemas GD em sua rede.

Analizando os dados das distribuidoras por grupos de tensão, o grupo B apresenta maior capacidade de GD instalada em todas as 10 distribuidora estudadas. Na distribuidora RGE, que possui maior índice de penetração, o grupo B representa 84% da capacidade instalada de GD.

Analizar a penetração de geração da GD por distribuidora pode trazer um olhar mais próximo do real impacto da penetração da GD na rede. Pois, como visto anteriormente, a penetração da GD não se dá de forma homogênea no território brasileiro e por consequência seus impactos também podem ocorrer de forma diferente em cada distribuidora. Avaliar a penetração da GD dessa maneira pode auxiliar a tomadores de decisão do setor energético a em desenvolver políticas mais precisas.

Tabela 2. Penetração da GD em kWh por distribuidora. Fonte: (ANEEL, 2021a).

Distribuidora	CE_{UC} [GWh]	Grupo A [kW]	Grupo B [kW]	GE_{GD} [GWh]	Ppe
CEMIG	51,781.0	226,596.4	620,386.2	1,245.9	2.4%
RGE	18.913.0	71.397.4	370.935.3	558.7	3.0%
COPELDISTRIB	29,454.0	28,446.8	276,563.7	424.3	1.4%
CPFL PAULISTA	30,247.0	56,921.7	193,474.9	362.3	1.2%
CELESC	25,593.0	36,425.2	163,439.9	236.4	0.9%
COELBA	19,975.0	21,439.0	140,466.5	217.4	1.1%
ELEKTRO	17,702.0	8,303.6	125,386.5	162.0	0.9%
LIGHT	23,905.0	37,832.2	55,061.3	126.5	0.5%
BANDEIRANTE	14,617.0	20,246.5	24,506.8	58.9	0.4%
ENEL-SP	40,309.0	7,469.6	20,111.6	36.4	0.1%

Para discutir os possíveis impactos ao crescimento da GD devido as propostas de mudanças no sistema de compensação, será tomado como base os estudos de caso apresentado na Tabela 3.

Foram calculados os dados para os sistemas médios dos subgrupos B1, B2, B3 e B4. As simulações foram feitas considerando que os sistemas estão instalados no município do Rio de Janeiro na distribuidora Light. Foi simulado também, os dados de impacto considerando a aplicação dos cenários de mudanças propostos pela ANEEL. Os dados das simulações são apresentados na Tabela 3.

A simulação apresentada, mostra o impacto de redução de receita em kWh/mês que as distribuidoras sofrem com sistemas de GD médio de cada subgrupo.

Como apresentado na revisão bibliográfica, foi proposto pela ANEEL 5 alternativas de mudanças para o sistema de compensação GD do Brasil. Na Tabela 3 é apresentados o impacto de perda de receita considerando cada uma das alternativas, ou seja, a quantidade de energia compensada em cada cenário.

O cenário superior, o cenário que mantém as regras de compensação atuais, é apresentado na coluna IP_{at} da Tabela 3. Os Cenários NT ANEEL e Primavera, são apresentados na coluna $IP_{NTANEEL}$. Esses dois cenários preveem a compensação de somente a parcela TE das tarifas, por esse motivo são apresentados em uma única coluna. Os outros 2 cenários, o FIO B e Verão, são apresentados nas colunas IP_{FIOB} e $IP_{VERÃO}$, respectivamente.

As potências dos sistemas fotovoltaicos utilizados na simulação foram calculadas baseadas nos sistemas homologados de cada de cada subgrupo do grupo B. O subgrupo que possui a maior média de maior potência é o B3, subgrupo representado principalmente por UCs comerciais e industriais. Porém, a variação de potência média é pequena, se comparado as médias de potência dos outros subgrupos. A maior diferença está entre o subgrupo B1 e B3, que possui uma diferença de 20% de potência.

Os resultados das simulações dos impactos na receita das distribuidoras apresentados, mostram variações de impactos de acordo com o cenário analisado. O sistema de compensação atual é o que apresenta maior impacto às distribuidoras, pois a retenção de receita é referente à apenas 100 kWh/mês, que é o custo de disponibilidade. Por outro lado, o cenário NT ANEEL é o que apresenta menor impacto às distribuidoras, pois nesse cenário apenas a parcela referente ao custo de energia TE é compensado. No cenário NT ANEEL, a redução de impacto para a distribuidora é de aproximadamente 60% se comparado ao impacto que o sistema de compensação atual proporciona. É importante destacar que o percentual de redução de impacto

com as mudanças podem variar de acordo com a distribuidora, pois os valores que compõem a tarifa de energia variam de distribuidora para distribuidora.

Os cenários que mostram maior redução de impactos na receita das distribuidoras são os que provocam maiores impactos na quantidade de energia compensadas para as UCs.

Tabela 3. Simulações de impacto da GD à rede distribuição em redução de consumo considerando o sistema de compensação atual e seus possíveis cenários. Fonte: (ANEEL, 2021a,d).

Sub grupo	Potência [kW]	$G_{média}$ [kWh/mês]	IP_{at} [kWh/mês]	IP_{FIOB} [kWh/mês]	$IP_{VERÃO}$ [kWh/mês]	$IP_{NTANEEL}$ [kWh/mês]
B1	19.4	26,422.8	26,322.8	20,774.0	18,924.4	10,204.9
B2	24.4	32,960.4	32,860.4	25,938.7	23,631.5	12,854.6
B3	28.8	39,225.6	39,125.6	30,888.2	28,142.4	15,298.0
B4	25.8	35,139.6	35,039.6	27,660.3	25,200.5	13,704.4

Discussões

As regras de compensação de GD no Brasil consideram que o valor da energia injetada é o mesmo valor que a energia consumida, com isso, um sistema GD que gera 100% da energia consumida passa a pagar o valor mínimo previsto pela ANEEL de acordo com seu enquadramento tarifário. Essa redução de receita causa impactos financeiros às distribuidoras e por consequência as UCs que não possuem GD, acabam arcando com os custos de infraestrutura da rede de distribuição.

Para casos em que a GD é utilizada por uma UC do grupo B, o valor mínimo pago à distribuidora é o valor do custo de disponibilidade, que pode ser de no máximo 100 kWh/mês e para os consumidores do grupo A o valor mínimo será proporcional a carga instalada. A REN 482/2012 permite que sistemas GD pode ter potência máxima de até 5 MW independentemente do tipo de consumidor, seja ele do grupo A ou do grupo B. Essa regra do sistema de compensação, faz com que UCs do grupo B com sistemas GD, causem maiores impactos de redução de receita às distribuidoras de energia. Os sistemas GD do grupo B em operação no Brasil, possuem grandes variações de potência, chegando a possuir sistemas de 420 kW de potência ANEEL (2021a). Isso ocorre também com as UCs do grupo A, porém os valores mínimos pagos às distribuidoras por essas unidades, são proporcionais às suas cargas, causando assim, menores impactos de redução de receita à rede. Nas simulações da Tabela 3, pode-se observar esse impacto do grupo B quando se compara a energia gerada ($G_{média}$) e a energia compensada no sistema de compensação atual (IP_{at}).

As mudanças no sistema de compensação proposta pela ANEEL são consequências dos impactos negativos relacionados a redução de receita às distribuidoras de energia devido a penetração da GD. Nos resultados, pode ser observado que quanto maior a potência do sistema GD maior o impacto de redução de receita.

Analizando os dados da Tabela 3, a potência média de um sistema do subgrupo B1, subgrupo correspondente às UCs da classe residencial, é capaz de gerar 26,422.8 kWh/mês. Um sistema desse, impacta em uma redução de receita de 26,322.8 kWh/mês para uma UC de ligação trifásica, ou seja, uma perda de 99% de receita para a distribuidora referente a um cliente com um sistema desse porte. O impacto é ainda maior quando são os sistemas do subgrupo B3, quase 100% de redução de receita. Em resumo, quanto maior a potência do sistema GD, maior será o impacto gerado à distribuidora.

As propostas de mudanças no sistema de compensação, reduzirão os impactos de redução de receita causados às distribuidoras. Com base nas simulações do subgrupo B1, da Tabela 3, pode-se observar essa redução. No sistema de compensação atual, o impacto à distribuidora para o caso simulado, é 99.6% de impacto na receita, no Cenário FIO B Gradual a redução seria de 78.6%, no Cenário Verão o impacto reduz para 71.6% e no Cenário NT ANEEL o impacto seria de 38.6%. Por outro lado, quanto menor o impacto à distribuidora menor é o valor compensado para a UC.

Segundo dados do relatório EPE (2021a), a média de consumo de energia elétrica na classe residencial é 173.7 kWh/mês na região sudeste considerando dados de 2020. Com esse dado, pode-se fazer duas análises:

A primeira análise é fazendo um paralelo com a média de potência dos sistemas GD fotovoltaicos do subgrupo B1. Um sistema GD médio desse subgrupo tem a capacidade de gerar energia para 152 UCs médias residenciais. Isso significa que, a potência de 19.4 kW de um sistema médio do subgrupo B1, instalado em uma única UC, causa impacto muito maior que a mesma potência distribuída em 152 UCs. Pois a distribuidora, no segundo caso, manteria receita referente aos 152 custos de disponibilidade pago por esses consumidores, que seria 15.200 kWh/mês caso fossem trifásicos.

A segunda análise é com relação ao custo de disponibilidade e as propostas de mudanças para esse consumidor. Conforme mencionado anteriormente neste trabalho, todos as UCs do grupo B tem como taxa mínima de energia o custo de disponibilidade. Considerando o consumo das UCs residenciais médias da região sudeste com ligação de rede trifásica, elas têm a possibilidade de reduzir apenas 73.7 kWh/mês do seu consumo de energia, com o sistema de compensação atual.

Esses consumidores tem menos benefícios econômicos, considerando o volume de redução de energia compensada, que as UCs de maior consumo. Isso ocorre devido ao sistema de compensação ser igual para todos os consumidores desse grupo. Se considerar uma das mudanças propostas pela ANEEL, como a NT ANEEL, a quantidade de energia compensada seria ainda menor, para o cenário NT ANEEL seria de 28.4 kWh/mês.

Avaliando o exposto acima, pulverizar sistemas GD de potências maiores em pequenos sistemas, pode reduzir o impacto financeiro na rede de distribuição, no que diz respeito à transferência de custos de infraestrutura devido ao valor faturado pelas distribuidoras. Por outro lado, sistemas GD de pequenas potências não são tão atraentes quanto os de maiores potências. Visto isso, desenvolver regras de compensação de energia levando em conta o consumo das UCs, de forma que fique mais atraente para os pequenos consumidores, pode auxiliar a tomadores de decisão, na solução dos impactos negativos da penetração da GD.

Na seção de resultados foram apresentados os índices de penetração de GD fotovoltaicas das 10 principais distribuidoras do Brasil em 2020. Com esses dados pode ser observado que a penetração da GD acontece de forma distinta em cada distribuidora. Esse índice pode auxiliar tomadores de decisão a desenvolverem propostas de mudanças para o sistema de compensação. As propostas de mudanças postas pela ANEEL para o sistema de compensação de GD brasileiro considera a aplicação das mesmas de forma simultânea em todo o País. Porém, como foi analisado, a penetração se dá forma diferente em cada distribuidora e por consequência os impactos negativos também. Aplicar regras que tornem a GD menos atrativas em todas as distribuidoras, ao mesmo tempo, pode frear o desenvolvimento da tecnologia de forma precoce em alguns lugares. O artigo (*Inderberg et al. 2018*), mostra que medidas de redução de compensação de energia desaceleraram o crescimento da GD.

Alguns estudos mostraram que medidas de mudanças como essas precisaram ser tomadas em diversos locais. Países como EUA, Austrália e Bélgica adotaram medidas de mudanças no sistema de compensação de forma local, de acordo com suas respectivas necessidades. Na Califórnia por exemplo, foi regulamentado que as regras deveriam valer em determinado período ou até atingir 5% de potência de demanda pico de cada distribuidora (*Castro e Dantas 2018*); (*Darghouth et al. 2011*); (*Ramírez et al. 2017*); (*Ratnam et al. 2015*).

Analizar a penetração da GD por distribuidora pode auxiliar aos tomadores de decisão do setor energético brasileiro a desenvolver regras de mudanças mais precisas no que diz respeito ao impacto negativo a GD e à rede de distribuição. A GD no Brasil é responsável por 2.7% da capacidade fotovoltaica do país, ou seja, ainda há muito espaço para crescimento ANEEL (2021a); EPE (2021a). Segundo relatório da IRENA, o setor de energias renováveis gerou 500 mil novos

postos de trabalho em 2020, sendo 33% desses postos ligados ao setor solar (IRENA e ILO 2021). Frear o crescimento da GD significa impactar negativamente na utilização de energia limpa e na criação de novos postos de trabalho, logo é de interesse de todos que as mudanças que afetem o crescimento da GD sejam postas em prática somente se houver necessidade.

Apesar das mudanças no sistema de compensação GD causarem impactos negativos ao seu crescimento, são de extrema necessidade que sejam aplicadas para um crescimento sustentável do setor. Estudos apresentam a utilização de tecnologias de armazenamento de energia como mitigadores dos impactos da redução do valor de energia compensada (Ratnam *et al.* 2015); (Von Appen e Braun 2019). Armazenar energia elétrica para consumo em momentos de não geração reduz o consumo de energia proveniente da rede, aumentando o autoconsumo da UC. Essa estratégia pode ser efetiva nos casos em que o valor de energia compensado é menor que o valor da energia gerada. Outra estratégia, é a utilização da energia armazenadas em horários de pico, pois nesse horário o valor da energia é maior, em locais onde a energia tem tarifação horária. No Brasil, essa estratégia de utilizar energia de outras fontes já é utilizada por UCs do grupo A. Algumas UCs desse grupo utilizam geradores a diesel nos horários de pico com o objetivo de reduzir o consumo da rede nesses horários EPE (2015).

É de suma importância que o crescimento da GD seja sustentável e não prejudique a nenhuma das partes interessadas do setor elétrico brasileiro. Porém, para que as mudanças tenham impactos mínimos ao setor, é necessário que sejam analisadas todas as oportunidades ligadas ao setor. Experiências internacionais pode ser um *benchmarking* para os tomadores de decisão brasileiros, visto que a GD no Brasil é um setor novo comparado a outros países.

Conclusões

Este artigo teve como escopo avaliar percentuais penetração da GD na rede de distribuição elétrica brasileira no que diz respeito a energia injetada e simular impactos de redução de receita para as distribuidoras de energia devido à compensação de energia, considerando regras de GD em vigor e suas propostas de mudanças. Com esses resultados foi possível analisar as propostas de mudanças para o sistema de compensação GD e seus possíveis impactos positivos e negativos, aos usuários de GD e às distribuidoras.

Foram apresentados os índices de penetração da GD nas redes das 10 maiores distribuidoras de 2020 no Brasil. A penetração da GD no Brasil não é uniforme, pelo contrário, observando os resultados pode-se observar que os impactos da penetração variam de 0.09% a 2.95%. Pode-se observar também, que as UCs dos subgrupos do grupo B são predominantes na GD no Brasil e

possuem grandes variações de potência dos sistemas fotovoltaicos instalados. Além de proporcionarem maiores impactos negativos às distribuidoras.

Além disso, os resultados apresentaram 4 simulações dos impactos de redução de receita para a distribuidora Light considerando os cenários de mudanças. As simulações mostraram a capacidade de geração de energia dos sistemas médios de cada subgrupo do grupo B e seus respectivos impactos à rede de distribuição. Foi simulado também os impactos de redução de receita desses sistemas GD considerando a aplicação das propostas de mudanças no sistema de compensação.

Foi observado nas discussões dos resultados que, devido aos sistemas de compensação e tarifação em vigor, sistemas de GD do grupo B tem maior impacto de redução de receita do que UCs do grupo A. Isso se deve ao fato de UCs do grupo B possuírem tarifas mínimas fixas e os consumidores do grupo A serem variáveis as taxas mínimas.

Quando se analisam as propostas de mudanças, a proposta que proporciona maior redução no impacto negativo às distribuidoras é a do Cenário NT ANEEL. Porém esse cenário é o que tem maior impacto no valor compensado de energia para a UC. Ainda com relação à aplicação do Cenário NT ANEEL, foi observado que para os consumidores médios brasileiros o sistema de compensação proposto, se tornará menos atraente à GD. Logo, soluções para mitigar os impactos da redução do valor compensado para a UC, são de interesse de todos. Pois, foi observado que sistemas de menor porte causam menos impactos de redução de receita a distribuidora que sistemas de maior porte.

Este trabalho, mostrou que ações de mudanças no sistema de compensação são necessárias para a sustentabilidade da rede de distribuição, pois a perda de receita por parte das distribuidoras é fortemente afetada à medida que a penetração da GD cresce. Em contrapartida, ações de mudanças tornam a GD menos atrativa para os consumidores finais. Visto isso, pode-se concluir que junto das ações de mudanças no sistema de compensação, se fazem necessárias ações que mitiguem os impactos à GD. Caso contrário, a utilização de GD pode sofrer reduções e consequentemente, impactará na participação de fontes de energia limpa na matriz energética brasileira.

Como proposta para trabalhos futuros, sugere-se fazer este estudo de penetração para todas as concessionárias do País e compará-los aos custos referentes à distribuição dessas distribuidoras. Com esses dados, espera-se contribuir com o desenvolvimento de soluções para difundirem a GD de forma sustentável.

Referências bibliográficas:

- ABSOLAR, Associação Brasileira de Energia Solar (2019) *Contribuições à consulta pública nº 025/2019. ATO REGULATÓRIO: Consulta Pública Nº 025/2019*, 144pp
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2012a.) *Módulo 7 - Cálculo de Perdas na Distribuição*. Anexo VII Da Resolução Normativa Aneel Nº 956, de 7 de Dezembro de 2021.
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2012b.) *Resolução normativa nº 482, de 17 de abril de 2012*. Resolução normativa nº 482, de 17 de abril de 2012.
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2015) Resolução normativa nº 687, de 24 de novembro de 2015. Resolução normativa nº 687, de 24 de novembro de 2015.
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2016a.) *Cadernos temáticos ANEEL - micro e minigeração distribuída - sistema de compensação de energia elétrica*. 28 p. : il. - (Cadernos temáticos ANEEL).
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2016b.) *Classes de consumo*. Consultado em 10 de dezembro de 2021, desde: https://www.aneel.gov.br/tarifas-consumidores/-/asset_publisher/zNaRBjCLDgbE/content/classe/654800?inheritRedirect=false
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2018) *Revisão das regras aplicáveis à micro e minigeração distribuída – resolução normativa nº 482/2012*. Relatório de Análise de Impacto Regulatório nº 0004/2018-SRD/SCG/SMA/ANEEL.
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2021a.) *Geração distribuída - planilha de dados: SISGD*. Consultado em 10 de dezembro de 2021, desde: <https://bit.ly/3bWwbvE>
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2021b.) *Grupo a*. Consultado em 10 de dezembro de 2021, desde: <https://bit.ly/3EJtI9O>
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica 2021c. *Grupo b*. Consultado em 10 de dezembro de 2021, desde: <https://bit.ly/3nSIRcb>
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2021d.) *Postos tarifários*. Consultado em 10 de dezembro de 2021, desde de: <https://www.aneel.gov.br/postos-tarifarios>
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2021e.) *Tarifa residencial - evolução tUSD/te*. Consultado em 10 de dezembro de 2021, desde: <https://bitlyli.com/8QiXTT>
- Baker, L., Phillips, J. (2019) Tensions in the transition: The politics of electricity distribution in south africa. *Environment e Planning C-Politics and Space*, **0**, 1–20.
- Castaneda, M., Zapata, S., Herrera, J.A., Aristizabal, A.J., Dyner, I. (2019) Solar power business in the uk: A bright or cloudy future ahead? *International Journal of Renewable Energy Research*, **9**, 1309–0127.
- Castro, N.C., Dantas, G. (2018), *Experiências internacionais em geração distribuída: motivações, impactos e ajustes*. Publit Soluções Editoriais, Rio de Janeiro.
- Câmara dos Deputados (2019) *Projeto de lei nº 5.829, de 2019*. Apresentação: 18/08/2021 00:01 - PLEN.
- Dantasa, G.A., de Castroa, N.J., Diasb, L., Antunesc, C.H., Vardieroa, P., Brandão, R., Rosentala, R., Zambonid, L. (2018) Public policies for smart grids in brazil. *Renewable e Sustainable Energy Reviews*, **92**, 501–512. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.077>
- Darghouth, N.R., Barbose, G., Wiser, R. (2011) The impact of rate design e net metering on the bill savings from distributed pv for residential customers in california. *Energy Policy*, **39**, 111–033. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.05.040>
- de Castro V. S. J., Carpio, L.G.T. (2020) O impacto econômico nas taxas residenciais associadas à expansão de geradores solares fotovoltaicos conectados à rede no brasil. *Energia renovável*, **159**, 1084–1098.
- Deotti, L., Guedes, W., Dias, B., Soares, T. (2020) Technical and economic analysis of battery storage for residential solar photovoltaic systems in the Brazilian regulatory context.. *Energies*, **13**, 6517. <https://doi.org/10.3390/en13246517>

- Dranka, G.G., Ferreira, P. (2020) Towards a smart grid power system in brazil: Challenges and opportunities. *Energy Policy*, 136, 5243–5253. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.111033>
- Drumond Jr, P., de Castro, R.D., Seabra, J.A.E. (2021) Impact of tax and tariff incentives on the economic viability of residential photovoltaic systems connected to energy distribution network in brazil. *Solar Energy*, 224, 462–471. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2021.06.034>
- EPE, Empresa de Pesquisa Energética (2015) *Estimativa da capacidade instalada de geração distribuída no sín: Aplicações no horário de ponta*. Nota Técnica DEA 01/15, Recursos Energéticos.
- EPE, Empresa de Pesquisa Energética (2018) *Plano decenal de expansão de energia 2027*. Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Energético, MME/EPE, Brasília.
- EPE, Empresa de Pesquisa Energética (2019) *Plano decenal de expansão de energia 2029*. Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Energético, MME/EPE, Brasília.
- EPE, Empresa de Pesquisa Energética (2020a.) *Anuário estatístico de energia elétrica 2020*. Ministério de Minas e Energia, Brasília.
- EPE, Empresa de Pesquisa Energética (2020b.) Plano decenal de expansão de energia 2030. Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Energético, MME/EPE, Brasília.
- EPE, Empresa de Pesquisa Energética (2020c.) Plano nacional de energia 2050. Ministério de Minas e Energia, Brasília.
- EPE, Empresa de Pesquisa Energética 82021a.) Anuário estatístico de energia elétrica 2021. Ministério de Minas e Energia, Brasília.
- EPE, Empresa de Pesquisa Energética (2021b.) Plano decenal de expansão de energia 2031. Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Energético, MME/EPE, Brasília.
- G1, (2021) *Nível de reservatórios de hidrelétricas é o mais baixo para esta época do ano desde 2000*. Consultado em 05 de dezembro de 2021, desde: <https://g1.globo.com/economia/noticia/2021/10/15/nivel-de-reservatorios-de-hidreletricas-e-o-mais-baixo>
- GESEL, Grupo de Estudos do Setor Elétrico (2017) *Aspectos teóricos e analíticos da segurança energética e os desafios do setor elétrico brasileiro*. Consultado em 05 de janeiro de 2022, desde: http://www.gesel.ie.ufrj.br/app/webroot/files/publications/26_tdse_71.pdf
- Greener (2019) Estudo estratégico mercado fotovoltaico de geração distribuída. Consultado em 08 de dezembro de 2021, desde: <https://greener.greener.com.br/estudo-gd-1sem2019>
- Instituto Ideal (2021) *Simulador solar*. Consultado em 15 de dezembro de 2021, desde: <https://www.americadosol.org/simulador>
- Instituto Ideal (2021) *Simulador solar*. Consultado em 15 de dezembro de 2021, desde: <https://www.americadosol.org/simulador>
- IEA, International Energy Agency (2021a.) Dados e estatísticas - emissões de co2 por fonte de energia. Consultado em 02 de dezembro de 2021, desde: <https://www.iea.org/data-and-statistics/data-browser?country=WORLD&fuel=Energy%20supply&indicator=TESbySource>
- IEA, International Energy Agency (2019) *Renewables 2019*. Consultado em 02 de dezembro de 2021, desde : www.iea.org/renewables2019
- IEA, International Energy Agency (2021b.) *World*. Consultado em 02 de dezembro de 2021, desde: <https://www.iea.org/world>
- IEEUSP, Instituto de Energia e Ambiente Universidade de São Paulo (2019) *Contribuição do grupo de pesquisa em governança energética do iee-usp à consulta pública sobre proposta de revisão da resolução normativa nº 482/2012 da aneel*. ATO REGULATÓRIO: Consulta Pública Nº 025/2019, 157 pp.
- Inderberg, T., Tews, K., Turner, B. (2018) Is there a prosumer pathway? exploring household solar Energy development in germany, norway, and the United Kingdom. *Energy Research Social Science*, 42, 258–269. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2018.04.006>
- IRENA and ILO (2021), *Renewable Energy and Jobs – Annual Review 2021*, International Renewable Energy Agency, International Labour Organization, Abu Dhabi, Geneva.

IRENA, International Renewable Energy Agency (2021) *Renewable capacity highlights*. International Renewable Energy Agency, International Labour Organization, Abu Dhabi, Geneva.

Ismael, S.M., Aleem, S.H.A., Abdelaziz, A.Y., Zobaa, A.F. (2019) State-of-the-art of hosting capacity in modern power systems with distributed generation. *Renewable energy*, **130**, 1002–1020. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.07.008>

INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2006) *Atlas brasileiro de energia solar*. São José dos Campos, Brasil.

Maestri, C.O.N.M., Andrade, M.E.M.C. (2019) Geração distribuída e sua compensação na tarifa de energia. *XIV Congresso ANPCONT, Foz do Iguaçu, Brasil*.

MME, Ministério de Minas e Energia (2003) *Modelo institucional do setor elétrico*. Consultado em 05 de janeiro de 2022, desde: <https://www.iea.org/world>.

<https://portal.tcu.gov.br/lumis/portal/file/fileDownload.jsp?fileId=8A8182A24F0A728E014F0AFEC6D67688>.

MME, Ministério de Minas e Energia (2021) *Ministério de Minas e Energia*. Consultado em 10 de outubro de 2021, desde: <https://dados.gov.br/organization/about/ministerio-de-minas-e-energia-mme>

Oliveira, A.C., Lourenço, L.F., Monaro, R.M., Salles, M.B., Cardoso, J.R. (2019). Avaliação probabilística de sobrecorrente de transformador em sistemas de distribuição com níveis crescentes de penetração de pv. *2019 Conferência Internacional sobre Energia Elétrica Limpa (ICCEP)*. <https://doi.org/10.1109/ICCEP.2019.8890067>

Ramos, D.S., Huayllas, T.E.D.C., Filho, M.M., Tolmasquim, M.T. (2020) New commercial arrangements and business models in electricity distribution systems: The case of brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **117**, 109–468. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109468>

Ramírez, F.J., Escribanob, A.H., Lázarob, E.G., Pham, D.T. (2017) Combining feed-in tariffs and net-metering schemes to balance development in adoption of photovoltaic energy: Comparative economic assessment and policy implications for european countries. *Energy Policy*, **102**, 440–452. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.12.040>

Ratnam, E.L., Weller, S.R., Kellett, C.M. (2015) Scheduling residential battery storage with solar pv: Assessing the benefits of net metering. *Applied Energy*, **155**, 881–891. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.06.061>

Rigo, P.D., Siluk, J.C.M., Lacerda, D., Rosa, C.B., Graciele Rediske, G. (2019) Is the success of small-scale photovoltaic solar energy generation achievable in brazil? *Journal of Cleaner Production*, **240**, 118–243. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118243>

Sales, A.M.F.D., Barbosa, A.T.R. (2020) Análise das ações e políticas públicas na geração distribuída no brasil. *Revista Gestão Sustentabilidade Ambiental*, **9**, 91 – 107.

Simone, L.F.C., Salles, M.B.C. (2017) The impact of distributed generation on the energy tariff and the utility revenue in brazil, In 2017 6th International Conference on Clean Electrical Power (ICCEP). <https://doi.org/10.1109/ICCEP.2017.8004842>

Siqueira, A.M.Q., Bermann, C., da Silva Misquita, Parente, V., Fonseca, W.W. Análise de impacto regulatório (air) sobre a revisão da resolução normativa 482/2012 e seus possíveis efeitos nos prosumidores., XII CBPE, Congresso Brasileiro de Planejamento Energético 2020. Brasil.

Von Appen, J., Braun, M. (2019) Sizing and improved grid integration of residential pv systems with heat pumps and battery storage systems. *Ieee Transactions on Energy Conversion*, **34**, 562–571.

Yaqoot, M., Diwan, P., Kandpal, T.C. (2016) Review of barriers to the dissemination of decentralized renewable energy systems. *Renewable Sustainable Energy Reviews*, **58**, 477–490. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.224>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

INDICADORES DE DESEMPENHO PARA AVALIAÇÃO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE UMA BACIA DE ESGOTAMENTO EM FORTALEZA, CEARÁ, BRASIL

* Stephanie de Oliveira Souza ¹
Ana Bárbara de Araújo Nunes ¹

PERFORMANCE INDICATORS FOR THE EVALUATION OF WASTEWATER TREATMENT PLANTS IN A SEWAGE BASIN IN FORTALEZA, CEARÁ, BRAZIL

Recibido el 22 de abril de 2022. Aceptado el 8 de agosto de 2022

Abstract

Wastewater treatment plants are considered punctual sources of pollution, which may compromise the receiving water bodies. The effective and efficient performance of WWTPs contributes to the sustainable management of water resources. In this study, the most relevant performance indicators (PIs) for evaluating the performance of WWTPs in a sewage basin in the city of Fortaleza, Ceará, Brazil, were selected and analyzed based on expert opinions. The answers obtained through the Delphi method were used to define the weights of the PIs, using the AHP method. Of the 18 selected PIs, the following stand out: "Removal of polluting load from affluent sewage at the treatment plant", "Conformity of analyzes of treated sewage for total suspended solids" and "Compliance of analyzes of treated sewage for BOD". Then, the global performances of 3 WWTPs in the study area were determined by the TOPSIS-Sort multicriteria method. The WWTPs Aldemir Martins and José Euclides obtained "Unsatisfactory" performance, while the WWTP Castelão obtained "Satisfactory". It's expected that the PIs structured in this study will be used by the actors involved in the decision-making process, as well as the methodology developed can be applied in other studies, considering their characteristics and local conditions.

Keywords: wastewater treatment plant, multi-criteria decision analysis, Analytic Hierarchy Process, Delphi method, TOPSIS-Sort.

¹ Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará. Bloco 713, Avenida Humberto Monte, S/N, Campus do Pici. Fortaleza, Ceará. CEP 60451-970, Brasil. Email: stephanieosouza26@gmail.com

Resumo

As estações de tratamento de esgotos são consideradas fontes pontuais de poluição, podendo ocasionar o comprometimento dos corpos hídricos receptores. O desempenho eficaz e eficiente das ETEs contribui para a gestão sustentável dos recursos hídricos. Neste estudo, indicadores de desempenho (IDs) mais relevantes para a avaliação do desempenho de ETEs de uma bacia de esgotamento no município de Fortaleza, Ceará, Brasil, foram selecionados e analisados com base nas opiniões de especialistas. As respostas obtidas por meio do método Delphi foram utilizadas para definir os pesos dos IDs, utilizando o método AHP. Dos 18 IDs selecionados, destacaram-se: "Remoção de carga poluente do esgoto afluente na estação de tratamento", "Conformidade das análises de esgoto tratado para sólidos suspensos totais" e "Conformidade das análises de esgoto tratado para DBO". Em seguida, os desempenhos globais de 3 ETEs da área de estudo foram determinados pelo método multicritério TOPSIS-Sort. As ETEs Aldemir Martins e José Euclides obtiveram desempenho "Insatisfatório", enquanto a ETE Castelão obteve "Satisfatório". Espera-se que os IDs estruturados neste estudo sejam utilizados pelos atores envolvidos no processo de tomada de decisão, bem como a metodologia desenvolvida possa ser aplicada em outros estudos, considerando suas características e condições locais.

Palavras-chave: estações de tratamento de esgotos, método multicritério de apoio à decisão, método AHP, método Delphi, TOPSIS-Sort.

Introdução

Nos últimos anos, as águas residuais se tornaram um fator importante para a qualidade das águas doces e a saúde humana. O gerenciamento dessas águas é um processo complexo, que abrange geração de efluentes, redes de esgoto, tratamento de efluentes e reintegração de subprodutos ao meio ambiente. O interesse pelo desenvolvimento e implementação de sistemas de tratamento de esgotos vem aumentando devido à adoção de regulamentações destinadas a minimizar o impacto das águas residuais sobre os corpos d'água receptores (Sala-Garrido *et al.*, 2011). De certo, o número de ETEs em todo o mundo aumentará e com isso crescerá a necessidade de avaliação da ecoeficiência desses sistemas, quanto à sustentabilidade (Dong *et al.*, 2017).

A avaliação da eficiência dessas unidades permite a comparação de desempenhos, fornece informações quantitativas em dado momento no tempo, possibilita a identificação das melhores práticas e favorece o reuso da água, contribuindo para uma gestão sustentável dos recursos hídricos e controle da qualidade da água devolvida ao meio ambiente (Castellet e Molinos-Senante, 2016).

Mahjouri *et al.* (2017) ressaltam que o uso de um sistema de controle efetivo da poluição da água e a proteção da sua qualidade são pontos considerados cruciais para países que sofrem alta pressão ambiental e escassez de recursos hídricos. No Brasil, destaca-se o Semiárido que sofre forte restrição em seu desenvolvimento socioeconômico devido às especificidades da região, como irregularidade das chuvas e os baixos índices pluviométricos (abaixo de 800 mm por ano). A sua principal limitação quanto aos recursos ambientais reside sobre a escassez

ídrica (Garcia *et al.*, 2015). A região semiárida ocupa cerca de 12% do território brasileiro (1.03 milhão de km²), abrange 1,262 municípios e aproximadamente 27 milhões de pessoas vivem nessa região (Vasconcelos, 2021).

Nesse sentido, novas abordagens para a gestão das ETEs são necessárias, visando à sustentabilidade e o fortalecimento da gestão das bacias hidrográficas. Sabe-se que a problemática em questão envolve múltiplos critérios, uma pluralidade de pontos de vista, diversos atores de decisão e alternativas. Nesse contexto, a utilização de metodologias multicritério de apoio à decisão é indicada para auxiliar os decisores, em situações nas quais há a necessidade de identificação de prioridades, principalmente, quando coexistem interesses em conflito.

Diante disso, este estudo teve como objetivo aplicar os métodos multicritério Delphi, *Analytic Hierarchy Process* (AHP) com *ratings* e *Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution* (TOPSIS) para identificar e classificar um conjunto de indicadores mais relevantes à avaliação do desempenho global de ETEs de uma bacia de esgotamento no município de Fortaleza, Ceará, Brasil, considerando aspectos ambientais e operacionais dessas unidades. Particularmente, esses métodos foram escolhidos em virtude de sua ampla aplicabilidade a diferentes problemas envolvendo recursos ambientais e sustentabilidade.

Metodología

Área de estudo

A área de estudo foi a Bacia de esgotamento sanitário do Rio Cocó, que contempla 65 bairros do município de Fortaleza, capital do estado do Ceará, Brasil. O processo de tratamento dos efluentes dessa bacia ocorre em estações de tratamento de esgotos. A Bacia do Rio Cocó contabiliza 55 ETEs de vários tipos, porte e condições de operação diferenciadas, como decantadores associados a filtros anaeróbios, lagoas de estabilização, lodos ativados e reatores anaeróbios. O serviço de esgotamento sanitário é prestado pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece).

A tecnologia de tratamento escolhida para aplicação dos métodos multicritério foi reatores anaeróbios. Os reatores anaeróbios, como tratamento ou pré-tratamento de outros processos, são os mais utilizados no Brasil com 1,373 unidades, de acordo com o último levantamento. A concepção mais comum, registrada com 212 unidades, foi reator anaeróbio seguido de filtro aeróbio e decantador secundário final (ANA, 2020). Mediante o exposto, a escolha da configuração de tratamento se justifica pela representação da concepção mais comum no País e por apresentar um quantitativo de ETEs na Bacia do Rio Cocó que viabilizou a exibição da metodologia e dos resultados obtidos no formato do presente periódico. Na Tabela 1 estão

listadas as ETEs Aldemir Martins (Figura 1), José Euclides (Figura 2) e Castelão (Figura 3) que utilizam reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) seguido de Filtro Aerado Submerso (FSA) e decantador lamelar.

Tabela 1. Características das ETEs do estudo de caso.

ETE	Descrição	Endereço	Destino final do efluente
Aldemir Martins	ETE de pequeno porte composta de tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e calha Parshall), duas bombas submersíveis, 02 reatores UASB em paralelo seguidos de 02 FSA e 02 decantadores lamelar, com desinfecção	Rua Chico da Silveira, S/N, Sítio Ancuri	Galeria de águas pluviais
José Euclides	ETE de pequeno porte composta de tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e calha Parshall), duas bombas submersíveis, 02 reatores UASB em paralelo seguidos de 02 FSA e 02 decantadores lamelar, com desinfecção	Rua B - Conjunto Residencial José Euclides, S/N, Jangurussu	Rio Cocó
Castelão	ETE de pequeno porte com grade, caixa de areia, calha parshall, poço de sucção, 02 bombas submersíveis, 02 reatores UASB em paralelo seguidos de 01 FSA, 01 decantador lamelar, 01 tanque de contato e 02 filtros de areia e desinfecção	Avenida Alberto Craveiro, 2900, Castelão	Galeria de águas pluviais



Figura 1. ETE Aldemir Martins.



Figura 2. ETE José Euclides.



Figura 3. ETE Castelão.

Seleção de indicadores de desempenho para avaliação de ETEs

Bezerra *et al.* (2019) pontuam que indicadores de desempenho (IDs) são capazes de possibilitar uma visão abrangente, de modo a se obter avaliações consistentes sobre o desempenho de diferentes serviços. A sua quantificação pode impulsionar bastante os processos de tomada de decisão, uma vez que permitem a identificação de problemas e a consequente promoção de medidas corretivas, além de apoiarem à formulação de ações, políticas e estratégias mais eficientes.

No setor de saneamento, várias organizações propuseram diferentes IDs cobrindo todas as tarefas fundamentais dos sistemas de águas residuais. Dimensões de avaliação foram propostas a depender da finalidade de utilização e atributos dos indicadores. Neste estudo, elegeu-se trabalhar com as dimensões ambiental e operacional para avaliar o desempenho das ETEs de estudo quanto ao possível comprometimento da qualidade dos corpos hídricos receptores pelo lançamento de efluentes tratados.

A dimensão ambiental abrangeu indicadores referentes aos impactos ambientais, incluindo o atendimento aos padrões de lançamento, frequência de eventos de extravasamento das vazões afluentes derivadas para o corpo receptor e a disposição final dos resíduos sólidos. A dimensão operacional compreendeu o funcionamento, a manutenção do sistema e a capacidade de operação do tratamento, incluindo o monitoramento da qualidade do esgoto.

Para estruturar o conjunto de IDs mais adequados à avaliação de ETEs, levantaram-se indicadores com aplicação geral ao sistema de esgotamento sanitário de 13 entidades da área de saneamento (IWA, AWWA, WSAA, ISO, IBNET, ADERASA, ERSAR, OFWAT, SSCG, SNIS, ABAR, PNQS e ARCE). Desse levantamento inicial, selecionaram-se apenas os IDs mais adequados à avaliação de ETEs, pois os sistemas analisados apresentam uma abordagem abrangente.

Para esse fim, consideraram-se os critérios aplicabilidade (aplicação na avaliação de ETEs) e redundância (indicadores semelhantes) para a seleção dos IDs nas dimensões ambiental e operacional. Características de contexto local do sistema avaliado foram observadas na seleção, na formulação de novos IDs e na adaptação de algumas variáveis, unidades e nomenclaturas.

Determinação dos pesos dos critérios e dos indicadores pelo método AHP com ratings

Esta etapa teve como objetivo determinar os pesos dos critérios e dos IDs selecionados. Para isso, aplicou-se o método multicritério AHP (*Analytic Hierarchy Process*) que é uma teoria de medição por meio de comparações de pares e se baseia nos julgamentos de especialistas para obter escalas de prioridades. Esse método tem como vantagem a capacidade de integrar os fatores quantitativos e qualitativos obtidos das opiniões de especialistas e categorizá-los em um *ranking* multicritério (Nam *et al.*, 2019).

Neste estudo, utilizou-se o método AHP com *ratings*, em que se estabelecem categorias de classificação (*ratings*) para cada critério e se prioriza as categorias comparando-as aos pares por preferência. As alternativas são avaliadas selecionando a categoria de classificação (*ratings*) em que se enquadram em cada critério. Esse método apresenta como vantagem poder classificar muitas alternativas com bastante rapidez, gerando resultados satisfatoriamente próximos do modelo tradicional.

A Figura 4 mostra a estrutura hierárquica do problema de estudo pelo método AHP com *ratings*. A primeira etapa foi a estruturação do problema como uma hierarquia, em que o objetivo da decisão, os critérios com suas respectivas categorias (*ratings*) e as alternativas foram definidos. No primeiro nível da hierarquia estava o objetivo geral de “Avaliação de estações de tratamento de esgotos por meio de indicadores de desempenho”.

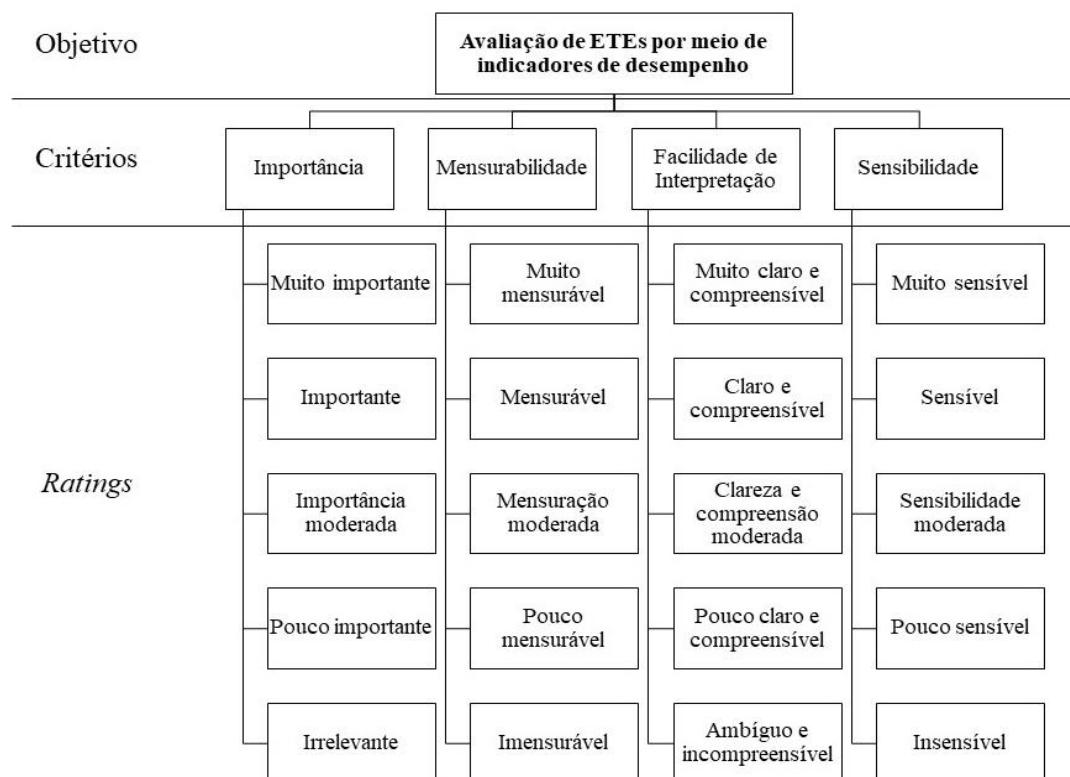


Figura 4. Estrutura hierárquica do problema pelo método AHP com *ratings*.

No segundo nível estavam os critérios que contribuem para atingir o objetivo. Os critérios selecionados para avaliação estavam dentre os principais atributos de indicadores levantados na literatura (Alegre *et al.*, 2004; Matos *et al.*, 2004). Os critérios escolhidos foram:

- importância: relevância do ID para a avaliação de ETEs, representando processos e atividades;
- mensurabilidade: facilidade de obtenção do ID a partir de dados disponíveis e determinados regularmente;
- facilidade de interpretação: o ID é definido claramente, de fácil compreensão e de interpretação única;
- sensibilidade: o ID reflete um efeito cuja causa é passível de mudança.

Por fim, no nível inferior estão as alternativas (IDs) que devem ser avaliadas em termos dos critérios definidos no segundo nível.

Após a construção da hierarquia, iniciou-se o processo de julgamento (segunda etapa) quando os especialistas, consultados por meio do método Delphi, expressaram suas preferências através das matrizes de comparação pareada dos critérios e das categorias (*ratings*), com base na adaptação da Escala Fundamental de Saaty (Saaty e Vargas, 2001) (Tabela 2).

Tabela 2. Adaptação da Escala Fundamental de Saaty.

Escala adaptada	Definição	Explicação
1	Igual importância	Duas atividades contribuem igualmente
3	Importância fraca	A experiência e o julgamento favorecem ligeiramente uma das atividades
5	Importância forte	A experiência e o julgamento favorecem fortemente uma atividade sobre a outra
7	Importância muito forte	Uma atividade é fortemente favorecida em relação a outra; sua dominância é demonstrada na prática
9	Importância absoluta	A evidência que favorece uma atividade sobre a outra é da mais alta ordem de afirmação possível
Recíprocos	Se a atividade <i>i</i> possui um dos números acima, quando comparada com a atividade <i>j</i> , então <i>j</i> terá o valor inverso quando comparada com <i>i</i>	

Quanto as categorias dos critérios (*ratings*), estabeleceram-se cinco níveis de intensidade para todos os critérios, de forma a se obter as suas prioridades idealizadas, ou seja, a melhor categoria recebe o valor 1 e as demais são proporcionalmente menores. Por exemplo, os níveis de intensidade do critério “Importância” foram: Muito importante, Importante, Importância moderada, Pouco importante e Irrelevante. Em seguida, esses níveis foram comparados aos pares, com base na adaptação da Escala Fundamental de Saaty, para estabelecer as prioridades e normalizá-las. Assim, as prioridades encontradas foram divididas pelo maior valor entre elas, de modo que a categoria “Muito importante” apresentou valor 1 e as demais foram proporcionalmente menores (Tabela 3).

Tabela 3. Matriz de comparação pareada das categorias (*ratings*) do critério “Importância”.

RC= 0.0530	Muito importante	Importante	Importância moderada	Pouco importante	Irrelevante	Prioridade	Prioridade idealizada
Muito importante	1	3	5	7	9	0.5128	1.000
Importante	1/3	1	3	5	7	0.2615	0.5099
Importância moderada	1/5	1/3	1	3	5	0.1290	0.2515
Pouco importante	1/7	1/5	1/3	1	3	0.0634	0.1236
Irrelevante	1/9	1/7	1/5	1/3	1	0.0333	0.0650

O método AHP permite, por meio da proposição de índices, avaliar a consistência dos julgamentos estabelecidos nas comparações par a par. A Razão de Consistência dos julgamentos (Equação 1) é obtida comparando o Índice de Consistência (IC) (Equação 2), referente ao maior autovalor da matriz de decisão (λ_{\max}) e a ordem da matriz (n), com o Índice de Consistência Randômico (IR), número tabelado correspondente a ordem da matriz (Tabela 4).

$$IC = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1} \quad \text{Equação (1)}$$

$$RC = \frac{IC}{IR} \quad \text{Equação (2)}$$

Tabela 4. Valores de IR para matrizes de ordem n.

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10
IR	0	0.52	0.89	1.11	1.25	1.35	1.40	1.45	1.49

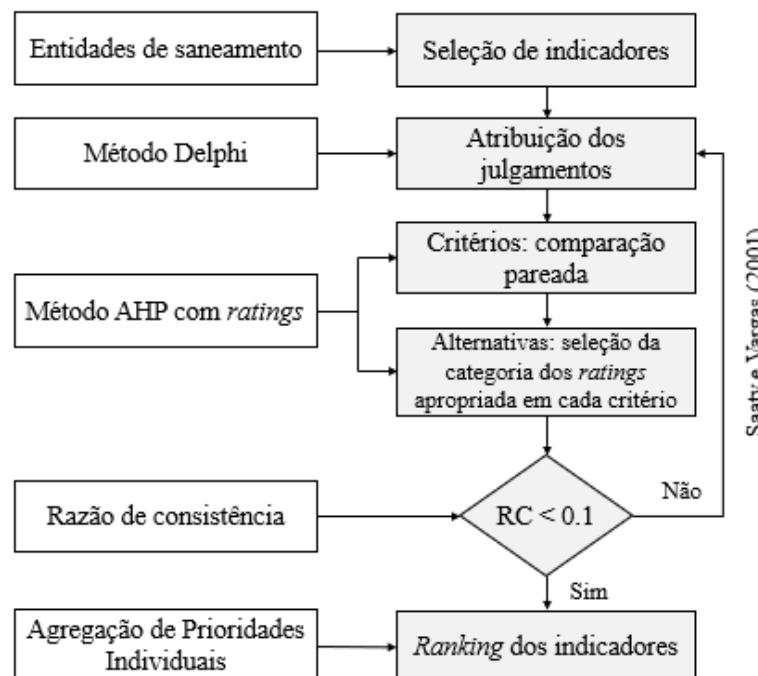
Fonte: Saaty e Vargas (2001).

De acordo com Saaty e Vargas (2001), é desejável que a Razão de Consistência dos julgamentos seja menor que 0.10 (< 10%), caso contrário os julgamentos inconsistentes devem ser revistos para melhorar a consistência dessa matriz de comparação. Quanto mais próximo de n estiver o autovalor λ_{\max} , mais coerentes serão os julgamentos do decisor. Uma vez realizadas todas as comparações e verificada a consistência dos julgamentos de cada especialista foram registrados os vetores de prioridades e as prioridades idealizadas das categorias. Consultar Saaty e Vargas (2001) para mais detalhes do método AHP com *ratings*.

Na terceira etapa, as prioridades finais das alternativas foram identificadas, adicionando-se os valores provenientes da multiplicação entre as prioridades de cada categoria e as prioridades globais dos critérios dessas categorias (Françozo *et al.*, 2019). Neste estudo, o método AHP com *ratings* foi implementado por meio do software *Super Decisions* (Creative Decisions Foundation, 2021).

Quando há mais de um indivíduo participando do processo de decisão, pode-se agregar as suas preferências individuais em uma preferência de grupo. Essa agregação dependerá de como o grupo deseja atuar, se junto como uma unidade ou como indivíduos separados. Quando os indivíduos estão agindo cada um por si, com diferentes sistemas de valores, preocupa-se com as prioridades alternativas resultantes de cada um, sendo necessário fazer uma Agregação de Prioridades Individuais (AIP).

Os cálculos da abordagem AIP foram feitos usando a média aritmética e considerando o mesmo peso para todos os especialistas participantes. A aplicação da AIP ocorreu em planilha eletrônica. Ao final, obteve-se o *ranking* de prioridades dos IDs, representado pelos pesos das alternativas na hierarquia do problema. A Figura 5 apresenta o fluxograma com o procedimento seguido para a determinação dos pesos dos IDs.



Saaty e Vargas (2001)

Figura 5. Fluxograma do procedimento de determinação dos pesos dos IDs.

Avaliação dos IDs pelo método Delphi

Visto que a segunda etapa da aplicação do método AHP é o processo de julgamento dos especialistas, o objetivo desta seção foi a construção das matrizes de comparação par a par necessárias para o cálculo das prioridades finais das alternativas. A determinação da importância relativa dos critérios e a avaliação dos indicadores (alternativas) foram feitas por um grupo de especialistas da área de saneamento mediante a aplicação do método Delphi. Esse método se caracteriza como um método de tomada de decisão baseado em opiniões de especialistas, podendo ser empregado para determinar fatores relevantes e priorizá-los com base em sua importância no processo de tomada de decisão (Zangenehmadar e Moselhi, 2016).

O procedimento de seleção dos especialistas é de grande importância para o processo de apoio à decisão. O painel foi formado por indivíduos com conhecimentos avançados relacionados ao tema em questão. Os atores de decisão consultados como representantes do contexto das ETEs foram: companhias de saneamento; órgãos de regulação e fiscalização ambiental; pesquisadores em tratamento de esgotos; e, consultores da área de saneamento.

O questionário é a principal ferramenta de pesquisa e coleta de dados do método Delphi. Elaborou-se um questionário para a consulta na plataforma *Google Forms*, o qual foi enviado para 110 profissionais da área de contexto. A maioria dos estudos utiliza painéis com 10 a 50 especialistas (Nygren *et al.*, 2017). Não há um requisito específico para o tamanho do grupo de especialistas, porém o objetivo, o *design* do método, a ferramenta de coleta de dados, os custos e o prazo determinam o tamanho e a heterogeneidade do painel (Gbededo e Liyanage, 2020).

Os dados de entrada coletados foram usados para implementação do método AHP. Um total de 28 especialistas responderam ao questionário, determinando a importância relativa de cada critério par a par e a avaliação dos indicadores por meio de variáveis linguísticas. Observou-se uma maior adesão à consulta Delphi proposta dos representantes das companhias de saneamento (39%), seguido por atores dos órgãos de regulação (29%), pesquisadores da área de saneamento de instituições públicas (18%), representantes de órgãos ambientais (7%) e consultores autônomos da área de saneamento (7%).

No questionário, a representação da intensidade de importância de um critério em relação ao outro foi feita pela aplicação da Escala Fundamental de Saaty adaptada (Tabela 2). Os indicadores foram avaliados a partir da valoração atribuída pelos especialistas para cada um dos quatro critérios, selecionando a categoria (*ratings*) mais adequada ao indicador naquele critério.

Procedimento de avaliação dos desempenhos globais das ETEs

Esta etapa definiu os desempenhos globais das ETEs por meio da classificação em uma das seguintes categorias de avaliação: “Bom”, “Satisfatório”, “Insatisfatório” e “Ruim”.

Primeiramente, estabeleceram-se faixas de valores ou as situações correspondentes às categorias de avaliação para cada ID.

Em seguida, levantou-se o desempenho individual das ETEs em cada ID, tendo como base de avaliação o ano de 2020 e os dados fornecidos pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará. O objetivo foi a construção da matriz de avaliação para a aplicação do método multicritério TOPSIS-Sort, adaptação do método TOPSIS para a problemática de classificação.

O método TOPSIS é uma ferramenta muito conhecida e utilizada em apoio à tomada de decisão multicritério (Sabokbar *et al.*, 2016). É estruturado de tal forma que as melhores alternativas são as que estão mais próximas de uma solução ideal (A^+) e mais distantes de uma solução anti-ideal (A^-). Neste cálculo, as distâncias euclidianas são adotadas para medir a distância de cada alternativa para essas soluções de referência. O coeficiente de proximidade é calculado para cada alternativa e as alternativas são elencadas em ordem decrescente de seus respectivos coeficientes (Silva, 2018; Silva *et al.*, 2020).

No método TOPSIS-Sort, proposto por Sabokbar *et al.* (2016), são pré-definidas de forma ordinal q classes $\{C_1 > C_2 > C_3 > \dots > C_q\}$. Perfis de contorno (P_k), no total de $q-1$, são necessários para definir essas diferentes classes do problema. Para cada classe, são definidos dois perfis, um perfil de limite superior e um de limite inferior. Assim, o perfil P_k funciona como o limite inferior da classe C_k e o limite superior da classe C_{k+1} . Do mesmo modo que as alternativas do problema, os perfis de contorno possuem valores de desempenho para cada um dos critérios de avaliação. As alternativas são comparadas com os perfis para que possam ser alocadas entre as classes do modelo. Coeficientes de proximidade são calculados para as alternativas e para os perfis, de acordo com o procedimento TOPSIS tradicional. Em seguida, a classificação das alternativas é feita pela comparação dos seus coeficientes de proximidade com os coeficientes dos perfis (Silva, 2018; Silva *et al.*, 2020).

Neste estudo, as classes foram correspondentes às categorias de avaliação: C_1 (Bom), C_2 (Satisfatório), C_3 (Insatisfatório) e C_4 (Ruim). Os perfis de contorno P_1 , P_2 e P_3 receberam os valores dos limites inferiores das classes C_1 , C_2 e C_3 , respectivamente, que equivalem aos limites inferiores das faixas de valores definidas para as categorias “Bom”, “Satisfatório” e “Insatisfatório”. O procedimento do método TOPSIS-Sort para classificação de alternativas com vários critérios é apresentado nos seguintes passos (Silva, 2018):

- Passo 1: Determinar a matriz de decisão $X = (x_{ij})_{n \times m}$
- Passo 2: Estabelecer os perfis de decisão $P = \{P_1, P_2, \dots, P_{q-1}\}$
- Passo 3: Adicionar os perfis à matriz de decisão $M = \{X, P\}$
- Passo 4: Normalizar a matriz de decisão M a partir da equação:

$$r_{ij} = \frac{M_{ij}}{\max_{1 \leq i \leq n+q-1} M_{ij}}, \text{ com } i = 1, \dots, (n+q-1); j = 1, \dots, m$$

Equação (3)

- Passo 5: Calcular a matriz de decisão $V = (v_{ij})_{n \times m}$ normalizada pelos pesos w_j

$$v_{ij} = w_j r_{ij}, \text{ com } i = 1, \dots, n; j = 1, \dots, m;$$

Equação (4)

$$\sum_{j=1}^m w_j = 1$$

Equação (5)

- Passo 6: Determinar as soluções ideal e anti-ideal

$$A^+ = \{v_1^+, v_2^+, \dots, v_m^+\} = \{\max_j v_{ij} \mid j \in G^+, \min_j v_{ij} \mid j \in G^-\}$$

Equação (6)

$$A^- = \{v_1^-, v_2^-, \dots, v_m^-\} = \{\min_j v_{ij} \mid j \in G^+, \max_j v_{ij} \mid j \in G^-\}$$

Equação (7)

Em que: G^+ e G^- estão associados aos critérios de benefício e custo, respectivamente.

- Passo 7: Computar as distâncias euclidianas de cada alternativa para as soluções ideal e anti-ideal:

•

$$D^+ = \sqrt{\sum_{j=1}^m (v_{ij} - v_j^+)^2}, \text{ com } i = 1, \dots, n$$

Equação (8)

$$D^- = \sqrt{\sum_{j=1}^m (v_{ij} - v_j^-)^2}, \text{ com } i = 1, \dots, n$$

Equação (9)

- Passo 8: Calcular os coeficientes de proximidade das alternativas para a solução ideal com base nas distâncias obtidas no passo anterior

$$Cl(x_i) = \frac{D_i^-}{D_i^+ + D_i^-}, \text{ com } i = 1, \dots, n$$

Equação (10)

- Passo 9: Definir os coeficientes de proximidade dos perfis $Cl(P_k)$, com $k = 1, \dots, q-1$

- Passo 10: Classificar as alternativas por meio das comparações entre os coeficientes de proximidade das alternativas e dos perfis

$x_i \in C_1$ se $Cl(x_i) \geq Cl(P_1)$

$x_i \in C_k$ se $Cl(P_{k-1}) > Cl(x_i) \geq Cl(P_k)$, $k = 2, \dots, q-1$

$x_i \in C_q$ se $Cl(x_i) < Cl(P_{q-1})$

O método TOPSIS-Sort necessita da atribuição de pesos (w_j) aos critérios de avaliação. Os pesos utilizados foram os obtidos pelo método AHP com *ratings*. No procedimento de cálculo, executado em planilha eletrônica, as alternativas foram as ETEs e os critérios foram os IDs. Após a implementação do procedimento, os desempenhos globais das ETEs em uma das categorias de avaliação foram obtidos.

Resultados

Seleção e avaliação dos indicadores de desempenho

A partir da revisão de literatura, realizou-se a triagem de 615 IDs, considerando para a seleção somente os IDs mais adequados à avaliação das ETEs e às características da área de estudo, divididos nas dimensões ambiental e operacional. Segundo Cossio *et al.* (2020), o desenvolvimento de indicadores contextualizados garante o monitoramento eficaz de questões que são fundamentais para o contexto local. Assim, IDs referentes a problemas identificados nas ETEs de estudo foram propostos, como ocorrência de maus odores, irregularidade da licença de operação, estado de conservação, existência de programas de manutenção preventiva e plano de ações de emergências e contingências para o caso de paralisação das ETEs. A Tabela 5 apresenta os 18 indicadores selecionados nas respectivas dimensões e unidades.

Tabela 5. Dimensões e indicadores de desempenho selecionados para o estudo

Dimensão	Indicador	Unidade	Entidade
Ambiental	Reuso de esgoto tratado (AM1)	%	IWA, ABNT NBR ISO 24511
	Disposição satisfatória de lodo (AM2)	%	OFWAT, IWA, ERSAR, Six-Cities Group
	Remoção de carga poluente do esgoto recebido na estação de tratamento (AM3)	%	PNQS, Six-Cities Group
	Frequência de extravasamentos (AM4)	-/ano	IWA
	Reclamações relativas a odor (AM5)	nº/1000 hab./ano	IWA
	Situação da Licença de Operação da ETE (AM6)	-	Proposto pelos autores
Operacional	pH (OP1.1)		
	temperatura (OP1.2)		
	sulfeto (OP1.3)		
	materiais sedimentáveis (OP1.4)		
	DBO (OP1.5)	%	ABAR, ADERASA, AWWA
	óleos e graxas (OP1.6)		
	materiais flutuantes (OP1.7)		
	sólidos suspensos totais (OP1.8)		
	coliformes termotolerantes (OP1.9)		
	Estado de conservação da ETE (OP2)	-	Proposto pelos autores
	Existência de plano de ações de emergências e contingências no caso de paralisação da ETE (OP3)	-	Proposto pelos autores
	Existência de programa de manutenção preventiva (OP4)	-	Proposto pelos autores

Após a seleção, ocorreu a consulta aos especialistas da área por meio do método Delphi. Após realizar uma rodada do método, percebeu-se que as 28 respostas recebidas foram suficientes para subsidiar as tomadas de decisão desejadas (Material complementar - Tabelas 1 e 2). O objetivo do método Delphi não é chegar a uma resposta única ou a um consenso, mas atingir o maior número possível de respostas e opiniões de grande qualidade de um grupo de especialistas, de modo a subsidiar tomadas de decisão (Marques e Freitas, 2018).

Ranking dos IDs pelo método AHP com ratings

A Tabela 6 apresenta o ranking dos pesos dos IDs obtidos pela aplicação do método AHP com ratings e abordagem AIP (Material complementar - Tabelas 3 e 4)

Tabela 6. Ranking final das alternativas.

Ordem	Indicador	Prioridades (Pesos)
1	Remoção de carga poluente do esgoto recebido na estação de tratamento (AM3)	0.0694
2	Conformidade das análises de esgoto tratado para sólidos suspensos totais (OP1.8)	0.0644
3	Conformidade das análises de esgoto tratado para DBO (OP1.5)	0.0621
4	Conformidade das análises de esgoto tratado para coliformes termotolerantes (OP1.9)	0.0619
5	Situação da Licença de Operação da ETE (AM6)	0.0615
6	Disposição satisfatória de lodo (AM2)	0.0604
7	Conformidade das análises de esgoto tratado para materiais sedimentáveis (OP1.4)	0.0589
8	Existência de programa de manutenção preventiva (OP4)	0.0584
9	Existência de plano de ações de emergências e contingências no caso de paralisação da ETE (OP3)	0.0557
10	Reclamações relativas a odor (AM5)	0.0549
11	Reuso de esgoto tratado (AM1)	0.0548
12	Estado de conservação da ETE (OP2)	0.0515
13	Frequência de extravasamentos (AM4)	0.0514
14	Conformidade das análises de esgoto tratado para pH (OP1.1)	0.0500
15	Conformidade das análises de esgoto tratado para óleos e graxas (OP1.6)	0.0476
16	Conformidade das análises de esgoto tratado para materiais flutuantes (OP1.7)	0.0470
17	Conformidade das análises de esgoto tratado para temperatura (OP1.2)	0.0454
18	Conformidade das análises de esgoto tratado para sulfeto (OP1.3)	0.0448

Destacam-se os IDs que apresentaram pesos mais elevados: “Remoção de carga poluente do esgoto recebido na estação de tratamento”, “Conformidade das análises de esgoto tratado para sólidos suspensos totais”, “Conformidade das análises de esgoto tratado para DBO” e “Conformidade das análises de esgoto tratado para coliformes termotolerantes”.

Esse resultado demonstra que os parâmetros Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e sólidos suspensos totais (SST) e coliformes termotolerantes (CTT) possuem grande influência na avaliação operacional e no atendimento aos padrões e condições de lançamento de efluentes tratados das ETEs, conforme os especialistas consultados. Essa maior influência reflete a associação desses parâmetros aos constituintes convencionais da qualidade da água e, portanto, os mais utilizados para avaliar o desempenho das ETEs.

A importância das ações da prestadora de serviços quanto ao monitoramento dos impactos ambientais gerados pelas ETEs, bem como das ações fiscalizadoras dos órgãos ambientais competentes é evidenciada pela ponderação conferida ao indicador “Situação da Licença de Operação da ETE”. A “Disposição satisfatória de lodo” também foi considerada um importante ID, cuja gestão é um dos problemas enfrentados nas ETEs. As práticas de tratamento e disposição do lodo são importantes para a proteção ambiental, pois o teor de poluentes orgânicos residuais, metais tóxicos e microrganismos patogênicos podem causar problemas de saúde, precisando ser removidos (GHERGHEL *et al.*, 2019).

Avaliação das ETEs pelo desempenho global

As 3 ETEs do estudo de caso tiveram seus desempenhos avaliados em relação aos critérios de avaliação. A Tabela 7 mostra as faixas de valores ou situações correspondentes às quatro categorias de desempenho definidas para cada critério. Pontua-se que poucas entidades nacionais e internacionais da área de saneamento disponibilizam valores de referência para seus indicadores. Assim, os critérios AM1, AM2, AM4, AM5, OP3 e OP4 foram avaliados por respostas do tipo “Sim” ou “Não”, referentes a existência ou ausência do objeto de apreciação do indicador pela ETE. Os critérios AM6 e OP2 foram medidos pela identificação da situação hipotética, estabelecida para cada categoria de desempenho, que melhor define o estado real da ETE. Essas respostas também foram representadas numericamente por uma escala entre 0 e 1 (zero representa o pior desempenho e um indica o melhor), a fim de definir os limites superior e inferior das classes C₁ (Bom), C₂ (Satisfatório), C₃ (Insatisfatório) e C₄ (Ruim) necessários à aplicação do método TOPSIS-Sort.

Os valores de referência para o critério OP1 se basearam em valores utilizados pela ERSAR (Alegre *et al.*, 2020) para indicadores similares. No caso do critério AM3, as categorias de desempenho assumiram as faixas de eficiência na remoção de carga orgânica conforme a tipologia UASB, estabelecidas na atualização da base de dados de ETEs no Brasil do Atlas Esgotos (ANA, 2020). Desta maneira, os perfis de contorno P₁, P₂ e P₃ de cada critério de avaliação foram os limites inferiores das faixas de valores estabelecidas para as categorias “Bom”, “Satisfatório” e “Insatisfatório”, assinaladas em negrito na Tabela 7. Alguns critérios de avaliação não tiveram todas as suas categorias definidas, pois as situações hipotéticas de referência estabelecidas nas outras categorias foram suficientes para apreciar o estado real da ETE, como foi o caso do critério AM2, analisado somente pelas categorias “Bom”, “Satisfatório” e “Ruim”.

Tabela 7. Intervalos das categorias de desempenho para cada critério de avaliação.

Critério de avaliação	Intervalos das categorias de desempenho			
	Bom	Satisfatório	Insatisfatório	Ruim
Reuso de esgoto tratado/ Há reuso de esgoto tratado? (AM1)	Sim, totalmente (1-0.75)	Sim, parcialmente (0.75-0.5)	Não (0.5-0.25)	- (0.25-0)
Disposição satisfatória de lodo/ Há disposição satisfatória de lodo? (AM2)	Sim, totalmente (1-0.75)	Sim, parcialmente (0.75-0.5)	- (0.5-0.25)	Não (0.25-0)
Remoção de carga poluente do esgoto recebido na estação de tratamento (Diferença de concentração entre DQO afluente e DQO efluente/concentração de DQO afluente * 100) (AM3)	100-95	95-85	85-75	75-0
Frequência de extravasamentos/ Há extravasamentos periódicos? (AM4)	Não (1-0.75)	- (0.75-0.5)	Sim, extravasamentos esporádicos (0.5-0.25)	Sim, extravasamentos frequentes (0.25-0)
Reclamações relativas a odor/ Há reclamações de mau odor? (AM5)	Não (1-0.75)	- (0.75-0.5)	Sim, exalação esporádica (0.5-0.25)	Sim, exalação frequente (0.25-0)
Situação da Licença de Operação (LO) da ETE (AM6)	LO regular e cumprimento total das condicionantes (1-0.75)	LO regular e cumprimento parcial das condicionantes (0.75-0.5)	LO regular e condicionantes não atendidas (0.5-0.25)	LO irregular (0.25-0)
pH (OP1.1) Conformidade das análises de esgoto tratado (Quantidade total de análises do parâmetro do efluente em conformidade com as metas de concentração da legislação/ Quantidade total de análises realizadas no período de referência * 100)				
Temperatura (OP1.2) Sulfeto (OP1.3) Materiais sedimentáveis (OP1.4) DBO (OP1.5) Óleos e graxas (OP1.6) Materiais flutuantes (OP1.7) Sólidos suspensos totais (OP1.8) Coliformes termotolerantes (OP1.9)				
100				
100-95				
95-80				
80-0				
Estado de conservação da ETE (OP2)	Bom funcionamento (1-0.75)	- (0.75-0.5)	Funcionamento deficiente (0.5-0.25)	- (0.25-0)
Existência de plano de ações de emergências e contingências no caso de paralisação da ETE (OP3)	Sim (1-0.75)	- (0.75-0.5)	- (0.5-0.25)	Não (0.25-0)
Existência de programa de manutenção preventiva (OP4)	Sim (1-0.75)	- (0.75-0.5)	- (0.5-0.25)	Não (0.25-0)

A Tabela 8 apresenta a matriz de decisão do problema, com os critérios, alternativas, perfis definidores das classes e os pesos. Os critérios foram de benefício, pois os valores dos perfis diminuem em direção às classes mais baixas à medida que sua adequação diminui. Os indicadores qualitativos receberam o valor intermediário da respectiva faixa de valores pertencente à categoria de desempenho que se adequaram, como: Bom–0.875; Satisfatório–0.625; Insatisfatório–0.375; e, Ruim–0.125.

Tabela 8. Matriz de decisão.

Critério ID	Alternativa (ETE)			Perfis			Pesos w_j
	Aldemir Martins	José Euclides	Castelão	P_1	P_2	P_3	
AM1	0.375	0.375	0.375	0.75	0.5	0.25	0.0548
AM2	0.875	0.875	0.875	0.75	0.5	0.25	0.0604
AM3	79.75	79.55	50.11	95	85	75	0.0694
AM4	0.875	0.375	0.875	0.75	0.5	0.25	0.0514
AM5	0.875	0.875	0.875	0.75	0.5	0.25	0.0549
AM6	0.125	0.125	0.875	0.75	0.5	0.25	0.0615
OP1.1	100	100	100	100	95	80	0.0500
OP1.2	100	100	100	100	95	80	0.0454
OP1.3	100	100	100	100	95	80	0.0448
OP1.4	100	50	100	100	95	80	0.0589
OP1.5	100	50	100	100	95	80	0.0621
OP1.6	100	100	100	100	95	80	0.0476
OP1.7	100	100	100	100	95	80	0.0470
OP1.8	83	50	100	100	95	80	0.0644
OP1.9	50	83	73	100	95	80	0.0619
OP2	0.875	0.375	0.875	0.75	0.5	0.25	0.0515
OP3	0.875	0.875	0.875	0.75	0.5	0.25	0.0557
OP4	0.125	0.125	0.125	0.75	0.5	0.25	0.0584

A partir da matriz de decisão normalizada e ponderada (Material complementar - Tabelas 5 e 6), foi possível calcular as distâncias euclidianas (D^+ e D^-), os coeficientes de proximidade de cada alternativa ($Cl(x_i)$) e alocar as alternativas às classes: Bom (B), Satisfatório (S), Insatisfatório (I) ou Ruim (R) (Tabela 9). Os desempenhos globais das ETEs Aldemir Martins e José Euclides foram classificados como “Insatisfatório”, enquanto a ETE Castelão obteve “Satisfatório”. Observou-se que o desempenho global refletiu os desempenhos nas dimensões ambiental e operacional separadamente.

No ranking, a ETE Castelão foi a alternativa com melhor desempenho global. Na dimensão ambiental, o desempenho “Satisfatório” foi obtido pela composição dos desempenhos: “Bom” para AM2, AM4, AM5 e AM6; “Insatisfatório” pela ausência de reuso de esgoto tratado (AM1); e “Ruim” devido à baixa remoção de DQO (AM3). Na dimensão operacional, destaca-se a classificação “Insatisfatório” em virtude da ausência de programa de manutenção preventiva (OP4) e a conformidade das análises de esgoto tratado para CTT (OP1.9).

Tabela 9. Classificação das ETEs em categorias de desempenho.

ETE/Perfis	Desempenho Global				Desempenho Ambiental				Dimensão Operacional				
	D ⁺	D ⁻	Cl(x _i)	Classe	Ranking	D ⁺	D ⁻	Cl(x _i)	Classe	D ⁺	D ⁻	Cl(x _i)	Classe
Aldemir Martins	0.105	0.084	0.554	I	2º	0.073	0.060	0.546	S	0.075	0.059	0.562	I
José Euclides	0.081	0.104	0.438	I	3º	0.063	0.067	0.485	S	0.050	0.079	0.388	I
Castelão P ₁	0.119	0.067	0.639	S	1º	0.087	0.043	0.671	S	0.080	0.051	0.610	I
P ₂	0.126	0.020	0.865	B	-	0.086	0.016	0.840	B	0.092	0.011	0.895	B
P ₃	0.084	0.066	0.563	S	-	0.049	0.053	0.483	S	0.068	0.039	0.638	S
	0.043	0.117	0.270	I	-	0.020	0.091	0.182	I	0.038	0.074	0.341	I

A ETE Aldemir Martins exibiu o desempenho “Satisfatório” devido à ausência de reuso de esgoto tratado, à baixa remoção de DQO e situação irregular da licença de operação (AM6). Na dimensão operacional, destacam-se a ausência de programa de manutenção preventiva e a conformidade das análises de esgoto tratado para SST (OP1.8) e CTT.

Em contrapartida, a ETE José Euclides apresentou a pior colocação no *ranking*, em razão da: ausência de reuso de esgoto tratado, baixa remoção de DQO, extravasamentos esporádicos (AM4), situação irregular da licença de operação, ausência de programa de manutenção preventiva e a conformidade das análises de esgoto tratado para materiais sedimentáveis (OP1.4), DBO (OP1.5), SST e CTT.

Diante do exposto, a avaliação das ETEs por categorias de desempenho permitiu uma análise global dessas unidades, identificando as dimensões e os IDs que precisam de maior atenção por parte da companhia de saneamento e dos órgãos de fiscalização ambiental. O *ranking* das ETEs pode orientar a escolha entre as unidades para possíveis intervenções, visando a melhoria do tratamento das águas residuais e a qualidade da água dos corpos receptores desses efluentes.

Conclusões

Os métodos multicritério Delphi, AHP e TOPSIS-Sort se mostraram eficientes para alcançar o objetivo deste trabalho. A aplicação do método Delphi possibilitou identificar consensos e divergências de opiniões dos atores de decisão sobre os IDs selecionados para avaliar o desempenho das ETEs. O método AHP com *ratings* permitiu a avaliação e hierarquização dos indicadores segundo seus pesos. O método TOPSIS-Sort possibilitou a determinação do desempenho global das ETEs, representando adequadamente os desempenhos individuais identificados nessas unidades.

A metodologia deste trabalho pode ser aplicada a outros tipos de sistemas de tratamento e situações de contexto, possibilitando a variação dos indicadores de acordo com a disponibilidade de dados. Espera-se com esses resultados dar suporte aos atores de decisão do contexto das ETEs, fornecendo contribuições relevantes para a avaliação de inconformidades de natureza operacional e de atendimento aos padrões e condições de lançamento de efluentes tratados. Assim, será possível implementar ações que garantam a qualidade da água dos corpos hídricos receptores e a sustentabilidade das estações ao longo do tempo.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela Bolsa de Doutorado concedida à autora principal.

Referências bibliográficas

- Alegre, H., Hirner, W., Baptista, J. M., Parenas, R. (2004) *Indicadores de Desempenho para Serviços de Abastecimento de Água*, International Water Association (IWA), Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR) e Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), London, 277 pp.
- Alegre, H.; Matos, R.; Neves, E.; Cardoso, A.; Duarte, P.; Baptista, J. M.; Simas, L. (2020) *Guia de avaliação da qualidade dos serviços de águas e resíduos prestados aos utilizadores. 3.ª geração do sistema avaliação*. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR) e Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Lisboa, 354 pp.
- ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2020) *Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil*, Agência Nacional de Águas, Brasília, 44 pp.
- Bezerra, S. T. M., Pertel, M., Macêdo, J. E. S. (2019) Avaliação de desempenho dos sistemas de abastecimento de água do Agreste brasileiro, *Ambiente Construído*, 19(3), 249-258. <https://doi.org/10.1590/s1678-86212019000300336>
- Castellet, L., Molinos-Senante, M. (2016) Efficiency assessment of wastewater treatment plants: A data envelopment analysis approach integrating technical, economic, and environmental issues, *Journal of Environmental Management*, 167, 160-166. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.037>
- Cossio, C., Norrman, J., Mcconville, J., Mercado, A., Rauch, S. (2020) Indicators for sustainability assessment of small-scale wastewater treatment plants in low and lower-middle income countries, *Environmental and Sustainability Indicators*, 6,100028. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2020.100028>
- Creative Decisions Foundation. *Super Decisions software for decision making*. Acesso em 15 de abril de 2021, disponível em: <http://www.superdecisions.com>
- Dong, X., Zhang, X., Zeng, S. (2017) Measuring and explaining eco-efficiencies of wastewater treatment plants in China: An uncertainty analysis perspective, *Water Research*, 112, 195-207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.026>
- Françozo, R.V., Silva, A. C. S., Belderrain, M. C. N. (2019) Avaliação de Projetos em Feiras Científicas Estudantis Combinando Value-Focused Thinking e Analytic Hierarchy Process, *Simpósio de Pesquisa Operacional e Logística da Marinha*, Rio de Janeiro, Brasil.
- Garcia, E. N. A., Moreno, D. A. A. C., Fernandes, A. L. V. (2015) A importância da preservação e conservação das águas superficiais e subterrâneas: um panorama sobre a escassez da água no Brasil. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, 11(6), 235-249. <https://doi.org/10.17271/1980082711620151259>

- Gbededo, M. A., Liyanage, K. (2020) Descriptive framework for simulation-aided sustainability decision-making: A Delphi study, *Sustainable Production and Consumption*, **22**, 45-57. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.02.006>
- Gherghel, A., Teodosiu, C., De Gisi, S. (2019) A review on wastewater sludge valorization and its challenges in the context of circular economy, *Journal of cleaner production*, **228**, 244-263. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.240>
- Mahjouri, M., Ishak, M. B., Torabian, A., Manaf, L. A., Halimoon, N. (2017) The application of a hybrid model for identifying and ranking indicators for assessing the sustainability of wastewater treatment systems, *Sustainable Production and Consumption*, **10**, 21-37. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2016.09.006>
- Marques, J. B. V., Freitas, D. (2018) Método DELPHI: caracterização e potencialidades na pesquisa em Educação, *Pro-Posições*, **29**(2), 389-415. <https://doi.org/10.1590/1980-6248-2015-0140>
- Matos, R., Cardoso, A., Ashley, R., Duarte, P., Molinari, A., Schulz, A. (2004) *Indicadores de Desempenho para Serviços de Águas Residuais*, International Water Association (IWA), Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR) e Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), London, 283 pp.
- Nam, S. N., Nguyen, T. T., Oh, J. (2019) Performance indicators framework for assessment of a sanitary sewer system using the analytic hierarchy process (AHP), *Sustainability*, **11**(10), 2746. <https://doi.org/10.3390/su11102746>
- Nygren, N. A., Tapiro, P., Qi, Y. (2017) Lake management in 2030 - Five future images based on an international Delphi study, *Futures*, **93**, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2017.08.004>
- Saaty, T., Vargas, L. (2001) *Models, Methods, Concepts & Applications of the Analytic Hierarchy Process*, 1. ed., Springer, New York, 335 pp.
- Sabokbar, H. F., Hosseini, A., Banaitis, A., & Banaitiene, N. (2016) A novel sorting method TOPSIS-SORT: an applicaiton for Tehran environmental quality evaluation, *E A M: Ekonomie A Management*, **19**(2), 87-104. <https://doi.org/10.15240/tul/001/2016-2-006>
- Sala-Garrido, R., Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F. (2011) Comparing the efficiency of wastewater treatment technologies through a DEA metafrontier model, *Chemical Engineering Journal*, **173**(3), 766-772. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.08.047>
- Silva, D. F. L. (2018) *Estado da arte em modelagem financeira com múltiplos critérios através de uma revisão sistemática e um novo método PDTOPSIS-Sort aplicado na avaliação de debêntures*, Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção), Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 139 pp.
- Silva, D. F. L., Ferreira, L., Almeida-Filho, A. T. (2020) A new preference disaggregation TOPSIS approach applied to sort corporate bonds based on financial statements and expert's assessment, *Expert systems with applications*, **152**, 113369. <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2020.113369>
- Vasconcelos, J. P. D. S. (2021) *Tecnologia sociais de convivência com o semiárido: impactos ambientais, sociais e econômicos*. Acesso em 25 de junho de 2022, disponível em: https://repositorio.ufersa.edu.br/bitstream/prefix/6939/1/Jo%c3%a3oPSV_ART.pdf
- Zangenehmadar, Z., Mosehli, O. (2016) Prioritizing deterioration factors of water pipelines using Delphi method, *Measurement*, **90**, 491-499. <https://doi.org/10.1016/j.measurement.2016.05.001>

Anexo. Material complementar

Tabela 1. Respostas dos especialistas para a avaliação dos indicadores de desempenho conforme os critérios de avaliação.

Indicadores	Critérios	Especialistas																												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	
Reuso de esgoto tratado (AM1)	Importância	5	5	4	4	5	3	5	2	-	5	4	4	5	5	3	4	5	3	3	3	5	5	3	4	5	4	5	3	
	Mensurabilidade	4	5	4	4	4	2	4	3	-	5	4	5	4	4	5	3	5	-	5	5	5	5	3	4	5	5	5	4	
	Facilidade de interpretação	3	5	5	3	4	4	4	5	-	5	4	5	4	4	5	3	5	3	5	5	5	5	5	4	3	5	-	5	
	Sensibilidade	3	5	4	5	3	2	5	5	-	5	5	5	3	5	3	3	3	3	2	5	4	4	4	5	4	-	4		
Disposição satisfatória do lodo (AM2)	Importância	5	4	4	5	5	3	5	4	-	5	5	5	4	5	5	5	5	4	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	
	Mensurabilidade	4	5	3	5	5	2	5	4	-	5	5	5	4	3	5	4	5	-	4	3	5	5	5	2	2	4	4	5	4
	Facilidade de interpretação	3	5	4	4	4	4	5	4	-	5	4	5	4	3	5	4	5	3	4	3	5	5	3	4	4	4	-	5	
	Sensibilidade	3	4	5	5	4	2	5	5	-	5	4	5	3	4	3	4	4	5	3	3	5	4	4	4	5	4	-	4	
Remoção de carga poluente do esgoto recebido na estação de tratamento (AM3)	Importância	5	4	5	5	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
	Mensurabilidade	4	4	4	4	5	3	4	5	5	5	4	5	5	5	3	5	5	4	5	5	5	5	5	2	5	5	5	5	5
	Facilidade de interpretação	4	4	5	4	5	3	4	5	5	5	4	5	5	4	5	5	4	5	5	5	4	5	5	5	4	4	-	4	
	Sensibilidade	4	4	4	5	5	4	4	5	3	5	4	5	4	5	5	5	3	5	3	4	4	5	5	3	5	5	-	4	
Frequência de extravasamentos (AM4)	Importância	4	3	4	4	5	2	3	3	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	4	5	5	5	5	4	5	4	5	4	5
	Mensurabilidade	3	3	5	4	2	3	3	2	5	5	4	4	5	5	3	5	4	-	3	5	5	4	2	4	3	5	5	3	
	Facilidade de interpretação	3	3	5	4	2	2	2	5	5	5	4	4	5	4	3	5	3	-	3	5	4	5	2	5	4	5	-	3	
	Sensibilidade	3	3	2	4	3	2	3	5	5	5	4	4	5	4	5	5	3	5	3	4	4	5	5	3	4	5	-	4	
Reclamações relativas a odor (AM5)	Importância	4	4	4	5	5	3	5	4	5	5	5	5	5	5	4	5	3	4	5	3	5	5	5	3	5	4	-	4	
	Mensurabilidade	3	5	3	3	3	2	5	4	5	5	5	4	5	3	3	3	3	5	3	5	5	4	3	2	5	5	-	2	
	Facilidade de interpretação	3	4	5	3	3	2	5	5	5	5	4	4	5	3	3	3	3	5	3	1	5	5	3	2	5	5	-	2	
	Sensibilidade	3	4	3	4	3	3	5	5	5	5	4	5	5	4	5	3	4	5	3	1	3	5	3	3	5	4	-	5	
Situação da Licença de Operação da ETE (AM6)	Importância	5	4	5	5	5	3	5	4	5	5	-	5	5	3	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3	5	5	5	4	
	Mensurabilidade	4	4	5	4	4	4	5	5	5	-	4	4	3	4	5	4	5	5	5	5	5	5	5	3	5	5	5	3	
	Facilidade de interpretação	-	4	5	4	4	4	5	5	5	-	4	4	3	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3	4	5	3		
	Sensibilidade	-	4	5	4	3	3	2	5	5	-	4	4	3	5	3	4	5	5	5	5	5	5	4	3	5	4	-	3	
	Importância	5	3	5	4	5	3	5	2	5	-	4	4	4	4	3	4	3	5	4	2	5	4	5	2	5	5	5	4	

Indicadores	Critérios	Especialistas																												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	
Conformidade das análises de esgoto tratado para pH (OP1.1)	Mensurabilidade	5	3	5	5	5	3	5	5	5	-	4	4	5	4	5	4	5	5	5	5	5	5	5	4	3	5	5	5	
	Facilidade de interpretação	5	4	4	5	5	4	4	5	4	-	3	4	5	4	3	4	4	5	5	5	5	5	5	2	3	3	4	4	
	Sensibilidade	5	3	3	4	4	3	2	5	3	-	3	5	3	3	2	4	3	5	4	5	3	5	3	3	4	3	4	3	
	Importância	4	3	3	3	5	2	4	2	5	-	4	4	4	3	3	4	3	5	4	2	5	4	5	2	4	5	-	4	
Conformidade das análises de esgoto tratado para temperatura (OP1.2)	Mensurabilidade	5	3	5	5	5	3	3	5	5	-	4	4	5	4	5	4	5	5	5	5	5	5	5	4	3	5	-	5	
	Facilidade de interpretação	5	3	5	3	5	4	4	5	4	-	4	3	5	3	3	4	5	5	5	5	5	5	5	2	4	3	4	-	4
	Sensibilidade	5	3	2	3	4	3	2	5	3	-	4	3	3	3	2	4	4	5	4	2	3	5	2	2	4	3	-	3	
	Importância	4	2	4	4	5	3	5	3	5	-	4	5	4	5	3	4	3	3	4	5	5	3	5	3	5	5	-	4	
Conformidade das análises de esgoto tratado para sulfeto (OP1.3)	Mensurabilidade	4	2	4	3	5	3	5	5	5	-	4	5	5	4	3	4	4	4	-	4	3	5	5	4	3	4	5	-	5
	Facilidade de interpretação	4	2	2	3	5	4	5	5	4	-	4	4	5	4	4	4	4	4	-	5	4	5	5	3	3	4	5	-	4
	Sensibilidade	4	2	3	4	4	3	5	5	3	-	5	5	4	4	2	4	4	4	-	4	3	3	5	3	3	4	5	-	3
	Importância	5	3	4	5	5	4	4	5	5	-	5	4	4	4	3	5	5	5	5	4	5	5	5	5	5	5	-	4	
Conformidade das análises de esgoto tratado para materiais sedimentáveis (OP1.4)	Mensurabilidade	5	3	4	5	5	3	4	5	5	-	5	4	5	3	5	5	5	5	5	4	5	5	5	4	3	5	-	5	
	Facilidade de interpretação	5	3	3	5	5	4	4	5	5	-	4	4	5	4	5	5	5	5	5	3	5	5	4	4	3	5	-	4	
	Sensibilidade	5	3	3	5	4	4	2	5	5	-	4	5	4	4	3	5	5	4	5	3	5	4	5	4	4	4	-	3	
	Importância	5	4	5	5	5	4	5	5	5	-	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	-	4
Conformidade das análises de esgoto tratado para DBO (OP1.5)	Mensurabilidade	5	3	4	5	5	3	5	5	3	-	5	4	5	4	3	5	5	4	5	2	5	5	5	5	3	5	5	-	5
	Facilidade de interpretação	5	5	4	5	5	4	4	5	5	-	5	4	5	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	-	4	
	Sensibilidade	5	3	3	4	4	4	2	5	5	-	4	5	4	4	3	5	4	5	4	5	3	5	4	4	4	4	-	3	
	Importância	5	4	5	5	5	4	5	5	5	-	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	-	4
Conformidade das análises de esgoto tratado para óleos e graxas (OP1.6)	Mensurabilidade	4	5	4	4	5	3	5	5	4	-	5	4	5	4	3	5	4	5	4	2	5	5	5	3	4	5	-	5	
	Facilidade de interpretação	4	3	3	4	5	4	4	5	5	-	5	4	5	4	3	5	4	5	5	2	5	5	3	3	3	4	-	4	
	Sensibilidade	4	4	3	4	4	3	2	5	5	-	5	5	4	4	3	5	4	5	4	2	3	4	3	2	4	5	-	3	
Conformidade das análises de esgoto tratado para materiais flutuantes (OP1.7)	Importância	5	5	3	4	5	3	5	3	5	-	4	5	4	4	3	4	5	5	3	2	5	5	5	3	5	5	-	4	
	Mensurabilidade	5	4	4	5	5	3	5	5	5	-	4	4	5	4	2	3	3	-	5	1	5	5	5	4	4	5	-	5	
	Facilidade de interpretação	5	4	4	4	5	4	4	5	5	-	5	4	5	4	2	4	3	-	5	1	5	4	4	3	4	4	-	4	
	Sensibilidade	5	4	3	5	4	3	2	5	5	-	5	5	4	4	3	4	2	4	4	1	3	4	4	4	5	5	-	3	

Indicadores	Critérios	Especialistas																												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	
Conformidade das análises de esgoto tratado para sólidos suspensos totais (OP1.8)	Importância	5	5	5	4	5	4	5	5	5	-	5	5	4	5	5	5	3	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	
	Mensurabilidade	5	5	4	5	5	3	4	5	5	-	5	4	5	4	5	5	5	4	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	
	Facilidade de interpretação	5	5	4	5	5	4	4	5	5	-	5	4	5	4	5	5	5	3	5	5	4	5	5	5	5	4	-	4	
	Sensibilidade	5	5	3	5	4	4	2	5	5	-	5	5	3	3	3	5	4	5	4	5	3	5	5	5	5	4	-	3	
Conformidade das análises de esgoto tratado para coliformes termotolerantes (OP1.9)	Importância	5	5	5	5	4	5	5	5	-	5	5	5	5	3	5	4	5	5	4	5	3	5	5	4	5	5	-	4	
	Mensurabilidade	5	5	4	4	5	3	5	5	5	-	5	5	5	5	2	5	4	5	4	3	5	5	4	3	4	5	-	5	
	Facilidade de interpretação	5	5	4	5	5	4	4	5	5	-	5	4	5	4	3	5	3	5	5	3	5	5	5	4	4	4	-	4	
	Sensibilidade	5	5	5	5	4	4	5	5	5	-	5	4	5	5	3	5	3	5	4	5	5	4	3	4	5	5	-	3	
Estado de conservação da ETE (OP2)	Importância	5	4	4	5	5	4	5	4	4	5	5	5	4	4	5	4	4	5	3	3	5	5	5	5	5	5	-	4	
	Mensurabilidade	2	4	3	5	3	2	4	5	5	5	4	3	3	5	2	4	4	1	3	2	2	5	4	4	4	5	-	3	
	Facilidade de interpretação	2	4	4	5	2	2	2	5	4	5	4	3	3	5	2	4	3	2	3	5	2	5	5	4	4	5	-	3	
	Sensibilidade	2	4	3	5	3	3	2	5	3	5	4	4	3	5	4	4	4	5	3	2	2	5	5	3	5	5	-	2	
Existência de plano de ações de emergências e contingências no caso de paralisação da ETE (OP3)	Importância	5	4	4	5	5	3	5	4	5	5	5	5	4	5	5	4	4	4	1	5	5	5	5	4	5	5	5	-	4
	Mensurabilidade	4	4	5	3	3	4	5	5	5	5	4	4	3	4	3	4	5	1	5	5	5	4	5	5	4	5	-	4	
	Facilidade de interpretação	4	4	5	2	3	4	5	5	5	5	4	4	3	5	3	4	5	1	3	5	5	4	4	2	4	4	-	4	
	Sensibilidade	4	4	5	3	3	1	5	5	5	5	4	5	3	4	4	4	4	4	1	3	5	4	5	4	2	5	4	-	3
	Importância	5	4	5	5	5	3	5	5	5	5	5	4	5	5	5	4	4	4	5	5	5	5	5	4	5	5	5	-	4
Existência de programa de manutenção preventiva (OP4)	Mensurabilidade	5	4	5	5	3	4	4	5	5	5	4	4	3	4	3	4	5	1	5	3	5	4	4	5	3	5	-	4	
	Facilidade de interpretação	5	4	5	4	3	4	4	5	5	5	4	3	3	4	3	4	5	1	3	3	5	4	4	2	2	4	-	4	
	Sensibilidade	5	4	5	4	3	3	1	5	5	5	4	4	4	4	4	4	4	5	1	3	5	4	4	5	2	2	4	-	3

Tabela 2. Respostas dos especialistas para a comparação pareada entre os critérios de avaliação.

Comparação pareada	Especialistas																											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
Importância/Mensurabilidade	5	5	3	1	1/3	3	7	9	1	9	1	1	1	7	1/9	9	5	5	1/9	1/5	5	1	5	5	5	1	7	7
Importância/Facilidade de interpretação	7	5	9	5	1/3	5	1/3	5	1/3	1	1	1	9	9	9	5	1	9	1	1/5	5	5	5	9	5	3	1	5
Importância/Sensibilidade	5	7	5	5	1/5	3	1/3	5	1	9	9	1	9	5	7	1	1/5	7	1	1/7	1/7	9	5	5	5	1	5	9
Mensurabilidade/Facilidade de interpretação	5	7	7	5	1/5	3	1/3	1	1	1	9	3	1	9	3	1	1	5	1	1	7	5	1/3	5	1/3	3	1/5	7
Mensurabilidade/Sensibilidade	5	9	7	1	1/5	1	1/3	5	9	9	1/3	3	1	9	5	1	1/3	5	1	5	1/5	9	1	1	1/5	9	5	9
Facilidade de interpretação/Sensibilidade	5	9	1/5	1	1/5	1/3	1/3	1	1	9	1/5	3	1/9	7	5	1	1/3	9	1	1	1/5	9	3	1/5	1/5	7	5	7

Tabela 3. Prioridades normalizadas das alternativas (IDs) por especialista.

Indicador	Peso individual dos especialistas															Prioridades por especialista				0.03571	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16					
AM1	0.0543	0.1018	0.0461	0.0419	0.0387	0.0388	0.0777	0.0259	0.0000	0.1250	0.0414	0.0706	0.0645	0.0622	0.0801	0.0308					
AM2	0.0543	0.0727	0.0419	0.0716	0.0577	0.0388	0.0943	0.0451	0.0000	0.1250	0.0644	0.0799	0.0389	0.0528	0.0963	0.0610					
AM3	0.0572	0.0519	0.0696	0.0612	0.0979	0.0770	0.0481	0.0815	0.0641	0.1250	0.0563	0.0799	0.0766	0.0720	0.0503	0.0780					
AM4	0.0289	0.0256	0.0555	0.0384	0.0269	0.0262	0.0202	0.0313	0.0698	0.1250	0.0563	0.0501	0.0834	0.0720	0.0458	0.0780					
AM5	0.0289	0.0680	0.0369	0.0482	0.0308	0.0380	0.0943	0.0496	0.0698	0.1250	0.0644	0.0698	0.0766	0.0490	0.0458	0.0196					
AM6	0.0516	0.0519	0.0869	0.0557	0.0387	0.0568	0.0605	0.0553	0.0698	0.0000	0.0563	0.0501	0.0210	0.0622	0.0963	0.0662					
OP1.1	0.0712	0.0281	0.0785	0.0527	0.0689	0.0477	0.0470	0.0345	0.0540	0.0000	0.0327	0.0462	0.0474	0.0382	0.0748	0.0398					
OP1.2	0.0504	0.0256	0.0431	0.0349	0.0689	0.0360	0.0316	0.0345	0.0540	0.0000	0.0370	0.0325	0.0474	0.0253	0.0748	0.0398					
OP1.3	0.0363	0.0126	0.0407	0.0309	0.0689	0.0477	0.0943	0.0414	0.0540	0.0000	0.0414	0.0698	0.0510	0.0605	0.0261	0.0398					
OP1.4	0.0712	0.0256	0.0411	0.0754	0.0689	0.0805	0.0332	0.0815	0.0698	0.0000	0.0644	0.0462	0.0510	0.0331	0.0801	0.0780					
OP1.5	0.0712	0.0469	0.0656	0.0700	0.0689	0.0805	0.0470	0.0815	0.0426	0.0000	0.0726	0.0555	0.0766	0.0605	0.0503	0.0780					
OP1.6	0.0363	0.0514	0.0411	0.0557	0.0689	0.0477	0.0470	0.0414	0.0544	0.0000	0.0533	0.0555	0.0510	0.0391	0.0309	0.0780					
OP1.7	0.0712	0.0788	0.0296	0.0543	0.0689	0.0477	0.0470	0.0414	0.0698	0.0000	0.0453	0.0555	0.0510	0.0391	0.0159	0.0377					
OP1.8	0.0712	0.1018	0.0656	0.0581	0.0689	0.0805	0.0439	0.0815	0.0698	0.0000	0.0726	0.0555	0.0474	0.0596	0.0963	0.0780					
OP1.9	0.0712	0.1018	0.0723	0.0649	0.0689	0.0805	0.0808	0.0815	0.0698	0.0000	0.0726	0.0643	0.0834	0.0736	0.0167	0.0780					
OP2	0.0461	0.0519	0.0352	0.0754	0.0279	0.0617	0.0333	0.0553	0.0490	0.1250	0.0563	0.0279	0.0345	0.0767	0.0336	0.0398					
OP3	0.0572	0.0519	0.0634	0.0444	0.0308	0.0568	0.0582	0.0553	0.0698	0.1250	0.0563	0.0555	0.0345	0.0636	0.0430	0.0398					
OP4	0.0712	0.0519	0.0869	0.0662	0.0308	0.0568	0.0417	0.0815	0.0698	0.1250	0.0563	0.0354	0.0636	0.0430	0.0398						

Tabela 4. Prioridades das alternativas (IDs) por especialista (continuação) e a agregação individual de prioridades.

Indicador	Peso individual dos especialistas												Prioridade AIP
	Prioridades por especialista												
	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	
AM1	0.0602	0.0140	0.0593	0.0736	0.0863	0.0629	0.0336	0.0469	0.0448	0.0566	0.0497	0.0463	0.0548
AM2	0.0748	0.0488	0.0365	0.0273	0.0863	0.0629	0.0487	0.0761	0.0933	0.0618	0.0334	0.0463	0.0604
AM3	0.0482	0.0735	0.0664	0.0638	0.0580	0.0640	0.0675	0.0719	0.0915	0.0829	0.0656	0.0432	0.0694
AM4	0.0340	0.0465	0.0232	0.0953	0.0350	0.0497	0.0499	0.0532	0.0520	0.0508	0.0497	0.0658	0.0514
AM5	0.0459	0.0735	0.0208	0.0509	0.0461	0.0508	0.0479	0.0226	0.0638	0.0928	0.0497	0.0574	0.0549
AM6	0.1025	0.0735	0.0826	0.0953	0.0863	0.0640	0.0600	0.0881	0.0446	0.0282	0.0515	0.0658	0.0615
OP1.1	0.0372	0.0735	0.0673	0.0914	0.0461	0.0508	0.0506	0.0212	0.0523	0.0423	0.0506	0.0543	0.0500
OP1.2	0.0587	0.0735	0.0673	0.0730	0.0461	0.0508	0.0499	0.0203	0.0523	0.0310	0.0506	0.0614	0.0454
OP1.3	0.0467	0.0110	0.0495	0.0341	0.0461	0.0439	0.0495	0.0252	0.0523	0.0587	0.0656	0.0574	0.0448
OP1.4	0.0748	0.0735	0.0720	0.0520	0.0461	0.0640	0.0576	0.0902	0.0523	0.0476	0.0639	0.0543	0.0589
OP1.5	0.0697	0.0735	0.0720	0.0470	0.0461	0.0640	0.0675	0.1002	0.0523	0.0476	0.0656	0.0658	0.0621
OP1.6	0.0467	0.0735	0.0542	0.0135	0.0461	0.0497	0.0524	0.0231	0.0523	0.0534	0.0532	0.0627	0.0476
OP1.7	0.0185	0.0451	0.0720	0.0070	0.0461	0.0590	0.0576	0.0335	0.0523	0.0618	0.0532	0.0574	0.0470
OP1.8	0.0431	0.0735	0.0720	0.0611	0.0461	0.0640	0.0675	0.1002	0.0523	0.0618	0.0639	0.0463	0.0644
OP1.9	0.0340	0.0735	0.0542	0.0408	0.0863	0.0428	0.0600	0.0469	0.0523	0.0618	0.0656	0.0348	0.0619
OP2	0.0486	0.0488	0.0208	0.0356	0.0270	0.0640	0.0645	0.0782	0.0409	0.0618	0.0656	0.0574	0.0515
OP3	0.0643	0.0048	0.0551	0.0953	0.0600	0.0469	0.0576	0.0511	0.0490	0.0618	0.0515	0.0574	0.0557
OP4	0.0920	0.0456	0.0551	0.0430	0.0600	0.0458	0.0576	0.0511	0.0490	0.0372	0.0515	0.0658	0.0584

Tabela 5. Matriz de decisão normalizada para o método TOPSIS-Sort.

Critério	Alternativa (ETE)			Perfis			
	ID	Aldemir Martins	José Euclides	Castelão	P ₁	P ₂	P ₃
AM1		0.50	0.50	0.50	1.00	0.67	0.33
AM2		1.00	1.00	1.00	0.86	0.57	0.29
AM3		0.84	0.84	0.53	1.00	0.89	0.79
AM4		1.00	0.43	1.00	0.86	0.57	0.29
AM5		1.00	1.00	1.00	0.86	0.57	0.29
AM6		0.14	0.14	1.00	0.86	0.57	0.29
OP1.1		1.00	1.00	1.00	1.00	0.95	0.80
OP1.2		1.00	1.00	1.00	1.00	0.95	0.80
OP1.3		1.00	1.00	1.00	1.00	0.95	0.80
OP1.4		1.00	0.50	1.00	1.00	0.95	0.80
OP1.5		1.00	0.50	1.00	1.00	0.95	0.80
OP1.6		1.00	1.00	1.00	1.00	0.95	0.80
OP1.7		1.00	1.00	1.00	1.00	0.95	0.80
OP1.8		0.83	0.50	1.00	1.00	0.95	0.80
OP1.9		0.50	0.83	0.73	1.00	0.95	0.80
OP2		1.00	0.43	1.00	0.86	0.57	0.29
OP3		1.00	1.00	1.00	0.86	0.57	0.29
OP4		0.17	0.17	0.17	1.00	0.67	0.33

Tabela 6. Matriz de decisão normalizada e ponderada para o método TOPSIS-Sort.

Critério ID	Alternativa (ETE)			Perfis			Solução Ideal	Solução Anti-ideal
	Aldemir Martins	José Euclides	Castelão	P1	P2	P3		
AM1	0.0274	0.0274	0.0274	0.0548	0.0365	0.0183	0.0548	0.0183
AM2	0.0604	0.0604	0.0604	0.0518	0.0345	0.0173	0.0604	0.0173
AM3	0.0583	0.0581	0.0366	0.0694	0.0621	0.0548	0.0694	0.0366
AM4	0.0514	0.0220	0.0514	0.0440	0.0294	0.0147	0.0514	0.0147
AM5	0.0549	0.0549	0.0549	0.0470	0.0314	0.0157	0.0549	0.0157
AM6	0.0088	0.0088	0.0615	0.0527	0.0351	0.0176	0.0615	0.0088
OP1.1	0.0500	0.0500	0.0500	0.0500	0.0475	0.0400	0.0500	0.0400
OP1.2	0.0454	0.0454	0.0454	0.0454	0.0431	0.0363	0.0454	0.0363
OP1.3	0.0448	0.0448	0.0448	0.0448	0.0426	0.0359	0.0448	0.0359
OP1.4	0.0589	0.0294	0.0589	0.0589	0.0559	0.0471	0.0589	0.0294
OP1.5	0.0621	0.0311	0.0621	0.0621	0.0590	0.0497	0.0621	0.0311
OP1.6	0.0476	0.0476	0.0476	0.0476	0.0452	0.0381	0.0476	0.0381
OP1.7	0.0470	0.0470	0.0470	0.0470	0.0447	0.0376	0.0470	0.0376
OP1.8	0.0534	0.0322	0.0644	0.0644	0.0612	0.0515	0.0644	0.0322
OP1.9	0.0310	0.0514	0.0452	0.0619	0.0588	0.0495	0.0619	0.0310
OP2	0.0515	0.0221	0.0515	0.0442	0.0294	0.0147	0.0515	0.0147
OP3	0.0557	0.0557	0.0557	0.0478	0.0318	0.0159	0.0557	0.0159
OP4	0.0097	0.0097	0.0097	0.0584	0.0389	0.0195	0.0584	0.0097

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AVALIAÇÃO DE VAPORES E COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS LIBERADOS DURANTE A TORRA INDUSTRIAL DO CAFÉ

EVALUATION OF VAPORS AND VOLATILE ORGANIC COMPOUNDS RELEASED DURING THE INDUSTRIAL ROAST OF COFFEE

Saad Barbar Netto ¹

Pedro Henrique Ferreira Pires ¹

* Murilo Daniel de Mello Innocentini ^{2,3}

Cristina Filomena Pereira Rosa Paschoalato ³

Silvia Helena Taleb Contini ⁴

Júlio Henrique de Lima ⁵

Recibido el 1 de mayo de 2022. Aceptado el 18 de octubre de 2022

Abstract

To provide for coffee consumption, roasting is carried out industrially on large scales. The duration and degree of roast not only determine the temperature profile of the coffee but also the extraction content. Several factors are related to the formation of vapors and volatile organic compounds during roasting. Currently, during roasting, vapors and volatile organic compounds are emitted into the atmosphere. In this context, the current work developed a procedure that allows the recovery on an industrial scale of the released compounds. To carry out the present work, a partnership was made with a coffee production company where the sizing of the system to carry out the collection of compounds was based. One roast was carried out for the arabica type coffee with 10 kg of green coffee and another for the conilon type coffee with 5 kg of green coffee. For the Arabica type, the collection time was 10 minutes, resulting in a collected volume of 119.5 mL. For the conilon type, the roasting time was 10.5 minutes with a volume of 47.5 mL. The results obtained for total organic carbon concentration were between 2753 mg/L to 12030 mg/L for the arabica type and between 2937 mg/L to 8651 mg/L for the conilon type. The pH in both samples was acidic with values between 2.99 and 3.24 for the arabica type and between 2.44 to 3.73 for the conilon type.

Keywords: coffee roasting; volatile organic compounds; condensation.

¹ Discente de Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP), Ribeirão Preto (SP), Brasil.

² Docente no Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP), Ribeirão Preto (SP), Brasil

³ Docente da graduação em Engenharia Química, Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP), Ribeirão Preto (SP), Brasil.

⁴ Docente no Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia, Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP), Ribeirão Preto (SP), Brasil.

⁵ Discente de Graduação em Engenharia Mecânica, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais (IFMG), Arcos (MG), Brasil.

*Autor correspondente: Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto, Campus Ribeirão Preto, SP, Brasil. Av. Costábile Romano, 2201–Ribeirânia, Ribeirão Preto, SP. CEP 14096-900. Brasil. Email: minnoccintini@unaerp.br

Resumo

Para prover o consumo de café, a torrefação é realizada industrialmente em grandes escalas. A duração e o grau de torra determinam não só o perfil de temperatura do café mas também o teor de extração. Diversos fatores estão relacionados para a formação dos vapores e compostos orgânicos voláteis durante a torra. Atualmente, no decorrer da torrefação, os vapores e compostos orgânicos voláteis são emitidos para a atmosfera. Dentro deste contexto, o presente trabalho se propôs em avaliar um procedimento que permita a recuperação em escala industrial dos compostos liberados. Para executar o presente trabalho, uma parceria foi realizada com uma empresa de produção de café onde foi baseado o dimensionamento do sistema para efetuar a coleta dos compostos. Foram efetuadas uma torra para o café do tipo arábica com 10 kg de café verde e outra para o café do tipo conilon com 5 kg de café verde. Para o tipo arábica, o tempo de coleta foi de 10 minutos, onde obteve-se um volume de 119.5 mL. Para o tipo conilon o tempo de torra foi de 10.5 minutos com um volume obtido de 47.5 mL. Os resultados obtidos de concentração de carbono orgânico total foram entre 2753 mg/L a 12030 mg/L para o tipo arábica e entre 2937 mg/L a 8651 mg/L para o tipo conilon. O pH em ambas amostras apresentou-se ácido com valores entre 2.99 a 3.24 para o tipo arábica e entre 2.44 a 3.73 para o tipo conilon.

Palavras-chave: torrefação de café; compostos orgânicos voláteis; condensação.

Introdução

Um dos produtos mais consumidos no mundo é o café. Atualmente, o café do tipo arábica possui uma produção maior do que o tipo conilon no Brasil, sendo que 70% representa o tipo arábica e 30% o tipo conilon (CONAB, 2020). Em seu estado natural o café não produz uma bebida agradável, porém, após a torra do grão, torna-se aprazível tanto no paladar quanto no olfato. Para atender as necessidades dos consumidores de café, o processo é realizado industrialmente em larga escala, entretanto existem diferentes gostos exigidos pelo mercado e para atendê-los se produz cafés premium também conhecidos como cafés gourmet. Esses cafés são feitos com diferentes métodos de preparo, que conferem diferentes sabores ao serem consumidos.

O processo de torra é de grande importância, onde decorre diversas transformações químicas e físicas, nas quais se determinam as colorações, os sabores e aromas do café (Jansen, 2006). Durante a torrefação, o tempo de torra está diretamente relacionado ao grau de torra. Sem tempo de torra, é difícil fazer uma avaliação satisfatória com base no grau de torra. O modo de torra utilizado, ou seja, a temperatura utilizada e a duração da torra podem revelar diferentes compostos (Santos, 2013). A geração desses compostos ocorre desde o crescimento da planta até a torra do grão de café (Dashwood *et al.*, 2017). A composição do café verde varia de acordo com o cultivo utilizado. Durán *et al.* (2017) mostraram, por exemplo, que o teor de cafeína para o café arábica está entre 0.7 e 1.4%, já para o tipo conilon apresenta entre 1.2 e 2.4%. Jansen (2006) apresenta uma composição no café verde de cafeína de 1.2% para o tipo arábica e 2.1% para o tipo conilon. Agnoletti (2015) identifica de 0.9 a 1.2% de cafeína para o tipo arábica e de 1.6 a 2.4% para o tipo conilon. O tempo e o grau de torra estão relacionados não apenas à temperatura do café, mas também a um maior nível de extração, resultando em um café encorpado e com mais amargor (Jansen, 2006).

No início da torra, as reações que ocorrem são endotérmicas, após esta etapa há um aumento na transferência de calor e as reações tornam-se exotérmicas (Jansen, 2006). Durante o processo de torra, a umidade presente no café se transforma em vapor, outros gases começam a ser produzidos dentro dos grãos, a pressão interna aumenta e a temperatura de ebulação aumenta proporcionalmente (Fernandes, 2019). À medida que a umidade é perdida, a massa do grão diminui, variando de cerca de 14% para uma torra clara a 20% para uma torra escura. Os grãos torrados variam em umidade de 2.5% a 4%. Nesses níveis de umidade, a densidade aparente do café fica próxima a 600 kg/m³ (Elías, 2011).

É possível perceber os compostos sendo perdidos através do aroma proveniente da fumaça durante a torra, que é normalmente eliminada diretamente para a atmosfera, não havendo possibilidade de recuperação. Industrialmente, até este momento, não se possuem equipamentos para reter e condensar estes compostos liberados durante a torra.

Material e métodos

O projeto foi desenvolvido com o intuito de produzir um sistema apto a coletar os compostos liberados na fumaça durante a torra do café. Houve uma parceria com uma empresa na cidade de São Sebastião do Paraíso/MG, onde foram efetuadas torras do café do tipo arábica e do tipo conilon.

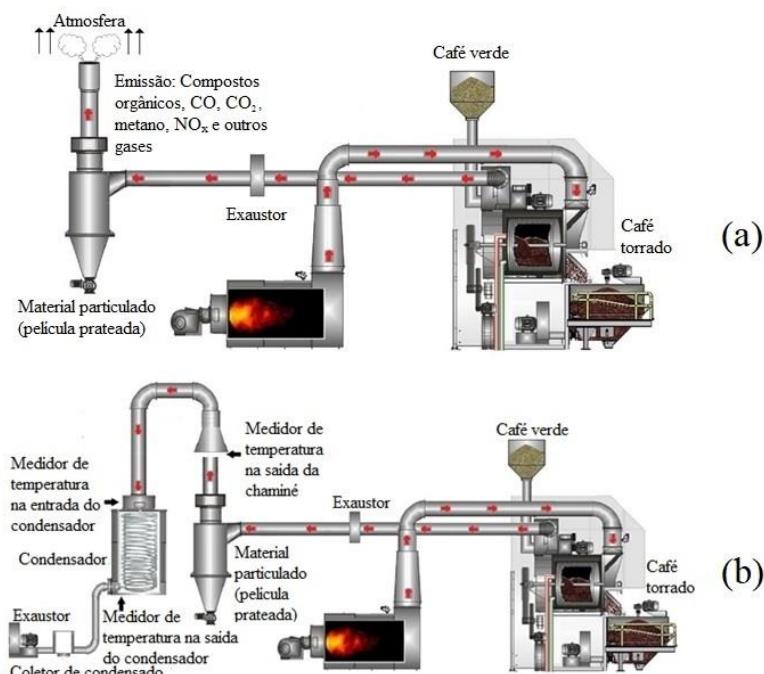


Figura 1. Representação do processo de torrefação industrial convencional (a) e processo de torrefação acoplado com o sistema de condensação e recuperação (b). *Fonte:* Autor, 2022.

Sistema de torra

O torrador utilizado é da marca LEOGAP, modelo T-10, com alimentação de gás liquefeito de petróleo (GLP) no qual possui três chamas, possibilitando o controle da temperatura e pode-se atingir até 350°C.

Nessa empresa foi apresentada uma adaptação no sistema, que permitisse a recuperação do condensado proveniente da torra do café. A Figura 1 mostra o processo de torra convencional (a) e o processo acoplado com o sistema de condensação e recuperação proposto (b).

Sistema para a recuperação do condensado

A adaptação proposta no sistema de torra para a recuperação do condensado consiste em uma coifa, uma mangueira com capacidade de suportar altas temperaturas, um condensador constituído por um tanque e uma serpentina, um coletor de condensado, um exaustor e três medidores de temperatura.

A coifa acoplada na chaminé era feita de aço inox 304, possuia 14.2 cm de diâmetro e havia um medidor de temperatura da Minipa, modelo MT-600 entre a coifa e a saída da chaminé no qual as medições eram realizadas e armazenadas a cada 10 s. A mangueira utilizada era resistente ao calor, com uma diâmetro nominal de 3/4 de polegada com 4 m de comprimento. O condensador consistia em um tanque de 50 L com uma serpentina acoplada. Utilizou-se gelo e água para efetuar a troca térmica. O coletor de condensado era feito de acrílico e possuia uma válvula para efetuar as coletas sem interromper o processo. O exaustor utilizado era da marca Electrolux, com potência máxima de 1400 W.

Tabela 1. Especificações utilizadas para a execução do condensador recuperador.

Dados do condensador recuperador	
Velocidade de sucção do sistema (m/s)	0.71
Diâmetro da coifa (m)	0.142
Vazão de exaustão máxima do sistema a 25°C (m ³ /h)	40.5
Vazão mássica média succionada a 90 °C (kg/h)	34.5
Material utilizado na serpentina	Aço inox 304
Peso específico do aço inox 304 (kg/m ³)	7900
Calor específico do aço inox 304 a 20°C (J/kg.K)	500
Condutividade térmica do aço inox 304 a 100°C (W/m.K)	16.0
Comprimento da serpentina (m)	5.0
Distância entre cada volta (cm)	4.0
Diâmetro externo do helicoide da serpentina (cm)	28.8
Diâmetro interno do helicoide da serpentina (cm)	25.0
Diâmetro externo do tubo (mm)	19.0
Diâmetro interno do tubo (mm)	16.0
Espessura da parede do tubo (mm)	1.5

A determinação da vazão de exaustão foi baseada na velocidade típica de 0.71 m/s e na área da seção transversal da coifa. Para efetuar a medição da velocidade na coifa, utilizou-se um anemômetro da marca Minipa, modelo MDA-11. Adotou-se uma temperatura média dos gases de 90°C, a densidade aparente do gás seria de 0.85 kg/m³, correspondendo a uma vazão mássica succionada de 34.5 kg/h. A Tabela 1 apresenta as especificações do condensador utilizado para a recuperação dos compostos voláteis.

Os ensaios foram realizados com massa de 10 kg de café verde para uma torra do café do tipo arábica e massa de 5 kg de café verde para torra do café do tipo conilon. Durante as torras, as temperaturas na saída do ciclone, na entrada e saída do condensador foram medidas e armazenadas. Para cada torra, foram realizadas coletas de condensado a cada três minutos, sendo que a última coleta refere-se ao término da torra.

Procedimentos analíticos

No condensado foram avaliados a concentração de carbono orgânico total (COT) e o pH. As análises utilizadas nas amostras foram pelo método eletrométrico (pH), com pH-metro da marca Orion, modelo 230A. Em seguida, as análises de COT foram realizadas com equipamento da marca Shimadsu, modelo TOC-L. Para efetuar as análises de COT, foi necessário efetuar uma diluição de 1:100 nas amostras devido à elevada quantidade de carbono.

A identificação dos compostos foi realizada em duas amostras, sendo uma do café do tipo arábica e outra do tipo conilon. Utilizou-se a técnica via *headspace* (HS) com uma microextração em fase sólida (SPME) e cromatografia gasosa acoplada a um espectrofotômetro de massas (CG-EM). Para a extração utilizou-se conjunto de SPME obtido da Supelco (Supelco park, Bellefonte, PA, EUA), com a exposição da fibra no *headspace* em 55 °C (10 min.) e tempo de dessorção de 5 minutos. Para a análise cromatográfica, utilizou-se o aparelho Varian 3900, modelo Saturn 2100T incluído um detector seletivo de massa. Para efetuar a análise, as seguintes condições foram usadas: Coluna capilar: CP WAX 52CB (30m x 0.25mm x 0.25µm); Temperatura do detector: 230°C; Temperatura do injetor: 200°C; Gás de arraste: He; Fluxo: 1,0 mL/min; Split: 1/20; Impacto de Elétrons: 70 eV; Programa de Temperatura: 44°C (5 minutos); 44°C – 180°C, 3°C/minuto; 180°C – 240°C, 8°C/minuto. Pela comparação com o banco de dados (NIST 62 lib.) do sistema, foi possível identificar as substâncias dos espectros de massa.

Resultados e discussão

As medições efetuadas para o café do tipo arábica e conilon são apresentadas na Figura 2 em função do tempo de torra. Para as torras, foram utilizados 10 kg de café do tipo arábica verde e 5 kg de café verde do tipo conilon. Para cada tempo de amostragem, foram realizadas medições de temperatura na chaminé, além de teor de carbono orgânico total, pH e massa de condensado.

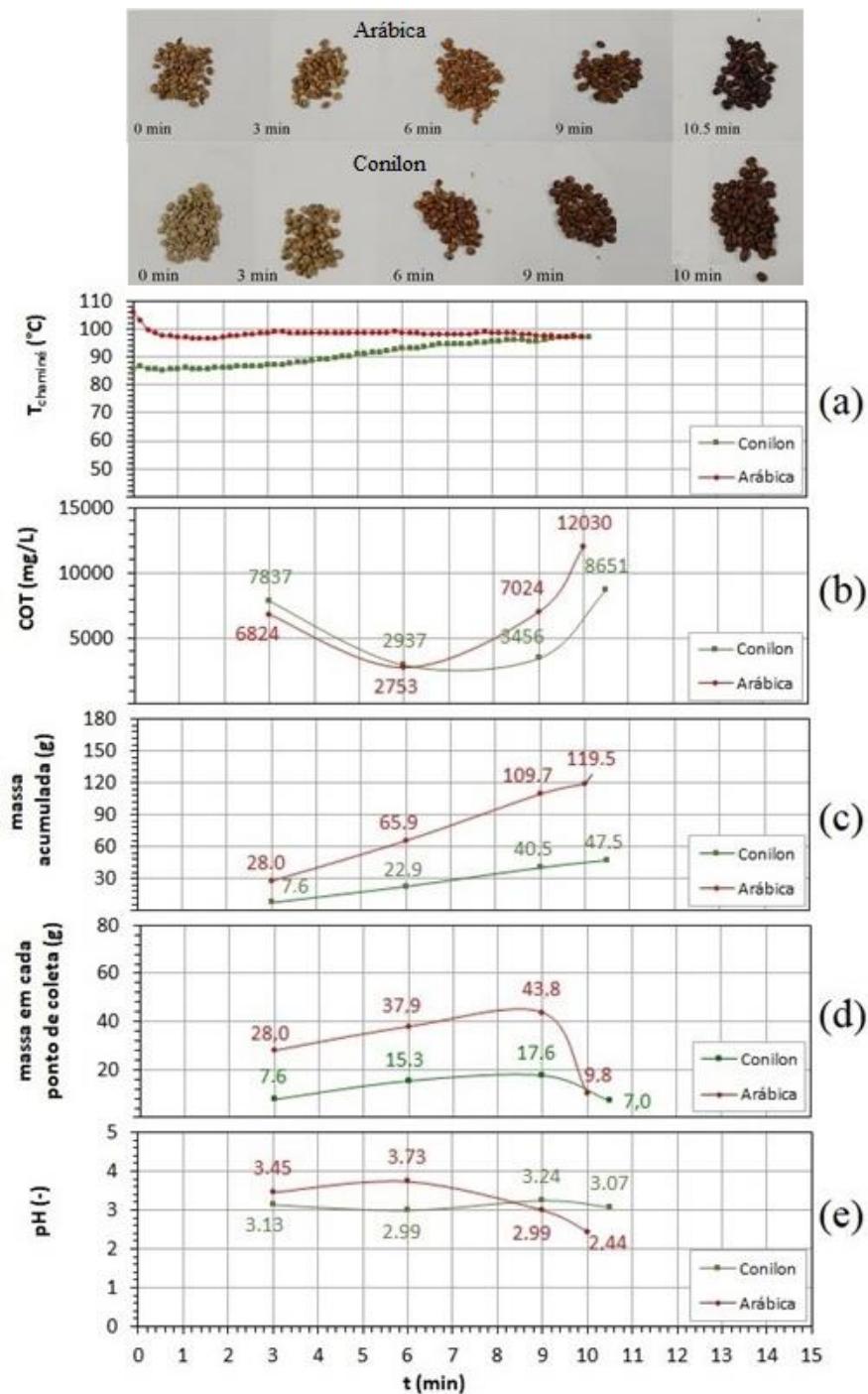


Figura 2. Medições realizadas em cada tempo de amostragem: (a) temperatura na chaminé em relação ao tempo; (b) teor de carbono orgânico total; (c) massa acumulada de condensado; (d) massa pontual de condensado; (e) pH. *Fonte: Autor, 2022.*

Pode-se observar pela Figura 2 (a) que a temperatura de início da torra com o café arábica foi maior que a do tipo conilon. Na torra com o tipo arábica, a variação foi de aproximadamente 108°C para 96°C nos primeiros minutos de torra, já para o tipo conilon, a temperatura permaneceu similar com aproximadamente 85°C. No período de 3 minutos até o final da torra a temperatura ficou próxima dos 98°C para o tipo arábica e para o tipo conilon, dos 3 minutos até aproximadamente 8 minutos de torra a temperatura permaneceu aumentando, chegando em torno de 95°C. De 8 minutos até o fim da torra ocorreu uma pequena variação na temperatura sendo que no último ponto medido a cerca de 96°C.

Pela Figura 2 (b) nota-se uma variação de COT em ambas as torras. Com 3 minutos de torra, a amostra de condensado coletada para o tipo arábica apresentou uma concentração de 6824 mg/L, porém para o tipo conilon, apresentou uma concentração de 7837 mg/L. Aos 6 minutos, a concentração de COT na amostra do tipo arábica decaiu, possuindo 2753 mg/L e para o tipo conilon segue a mesma tendência, com um valor de 2937 mg/L. A concentração de COT no ponto de coleta aos 9 minutos foi de 7024 mg/L para o café do tipo arábica e de 3456 mg/L para o tipo conilon. No último ponto de coleta, referente ao fim da torra, a concentração tem um aumento significante em ambas as torras, com uma concentração de 12030 mg/L para o tipo arábica e de 8651 mg/L para o tipo conilon.

Para ambos os tipos de café, pode-se notar pela Figura 2 (c) o crescimento da massa de condensado ao longo da torra. Com 3 minutos de torra a massa obtida de condensado foi de 28 g para o tipo arábica e de 7.6 g para o tipo conilon. Aos 6 minutos de torra, a massa acumulada de condensado foi de 65.9 g para o tipo arábica e de 22.9 g para o tipo conilon. Com 9 minutos de torra, a massa de condensado obtida foi 109.7 g para o tipo arábica e de 40.5 g para o tipo conilon. E por fim, no último ponto de coleta a massa total de condensado obtida foi de 119.6 g para o tipo arábica e de 47.5 g para o tipo conilon.

Em ambas as torras, observa-se na Figura 2 (d) um aumento da massa coletada até os 9 minutos de torra e uma queda da massa coletada no último ponto. Isto ocorreu pelo fato do penúltimo ponto estar próximo ao último ponto de coleta, referente ao fim da torra.

Na Figura 2 (e) pode-se observar para ambos tipos de café que durante a torra ocorreu uma pequena variação do pH. Com 3 minutos de torra, o café do tipo arábica teve um valor de pH de 3.45 e para o tipo conilon um pH de 3.13. Aos 6 minutos observa-se que o valor do pH para o tipo arábica subiu para 3.73 e já para o tipo conilon caiu para 2.99. Aos 9 minutos de torra, o café do tipo arábica caiu para um pH de 2.99 e o tipo conilon sobe para 3.24. Ao final da torra, o pH para o tipo arábica foi de 2.44 e o tipo conilon de 3.07.

As Tabelas 2 e 3 apresentam as substâncias identificadas nas amostras com os cafés do tipo arábica e conilon.

Tabela 2. Compostos químicos voláteis identificados presentes no café do tipo arábica através da técnica de HS-SPME-CG-EM

Substâncias identificadas	Número CAS	3 min Área (%)	6 min Área (%)	9 min Área (%)	10 min Área (%)
Pirazina,2,5-dimetil	123-32-0	1.10	3.22	3.37	1.56
Pirazina,2,6-dimetil	108-50-9	1.25	2.00	2.16	1.10
Pirazina,2-etil-6-metil	13925-03-6	1.79	2.28	2.39	1.85
Pirazina,2-etil-5-metil	36731-41-6	1.11	2.54	2.37	1.53
Pirazina,2-etil-3,5-dimetil	13925-07-0	5.80	10.50	7.47	2.99
Pirazina,2,6-dietil	13067-27-1	0.82	1.96	1.28	-
Etanona,1,2-di-2-furanil-2-hidroxi	552-86-3	-	9.02	15.02	12.87
4-piridinamina,N,N,2,6-tetrametil-	129384-12-9	2.13	3.32	3.26	-
Etanona,1-(2-furanil)-	1192-62-7	1.45	0.90	2.30	3.21
2-furanometanol, acetato	623-17-6	1.73	-	1.80	1.79
2-furanocarboxaldeído	98-01-1	16.20	7.64	14.85	20.12
Furano,2,2-metilenobis	1197-40-6	-	-	-	5.77
2-furanometanol	98-00-0	14.27	5.81	8.81	11.87
SOMA	-	47.65	49.19	65.08	64.66

Fonte: Autor, 2022.

Tabela 3. Compostos químicos voláteis identificados no café do tipo conilon através da técnica HS-SPME-CG-EM

Substâncias identificadas	Número CAS	3 min Área (%)	6 min Área (%)	9 min Área (%)	10.3 min Área (%)
Pirazina,2,5-dimetil	123-32-0	0.58	2.19	6.18	5.68
Pirazina,2,6-dimetil	108-50-9	1.80	-	4.59	3.36
Pirazina,2-etil-6-metil	13925-03-6	1.17	-	5.26	3.22
Pirazine,2-etil-5-metil	36731-41-6	1.09	-	5.23	2.28
Pirazina,2-etil-3,5-dimetil	13925-07-0	2.80	5.25	-	5.34
Pirazina,2,6-dietil	13067-27-1	0.83	-	8.68	1.87
Ácido acético	64-19-7	2.31	6.58	7.45	-
Etanona,1,2-di-2-furanil-2-hidroxi	552-86-3	-	-	-	1.73
Azodicarboxilato de diisopropilo	2446-83-5	1.27	-	-	-
Pirazina,3,5-dietil-2-metil	18138-05-1	0.79	1.59	-	-
4-piridinamina,N,N,2,6-tetrametil-	129384-12-9	-	-	2.31	2.07
Etanona,1-(2-furanil)-	1192-62-7	1.38	1.44	1.37	1.36
2-furanometanol, acetato	623-17-6	-	1.80	-	1.37
2-furanocarboxaldeído	98-01-1	4.28	7.27	11.31	16.87
Furano,2,2-metilenobis	1197-40-6	-	-	-	4.50
2-furanometanol	98-00-0	12.29	8.94	8.02	16.68
Furano,2(2-furanilmetil)-5-metil	13678-51-8	-	-	-	4.35
2-ciclohexen-1-ona,2-metil-5(1-metil-etenil (carvona)	99-49-0	8.62	-	-	-
SOMA	-	39.21	35.06	60.40	70.68

Fonte: Autor, 2022.

Na identificação dos compostos para o café do tipo arábica, vale a pena destacar o 2-furanocarboxaldeído, no qual na última amostra coletada, referente ao fim da torra, foi possível atingir aproximadamente 20% em área. Para 3 min de torra, o 2-furano metanol atingiu ~14% em área. Para 6 min, a pirazina,2-etyl-3,5-dimetil atingiu ~10% em área. Além disso, nota-se que as substâncias citadas foram identificadas em todos intervalos de tempo durante a torra. O etanona,1,2-di-2-furanil-2-hidroxi apesar de não ter sido identificado em todas as amostras, atingiu aproximadamente 15% em área aos 9 minutos de torra.

Na identificação dos compostos para o café do tipo conilon, nota-se que o 2-furanocarboxaldeído atingiu quase 17 % em área ao fim da torra. O 2-furano metanol apresentou ~17% em área, a pirazina,2,5-dimetil atingiu aproximadamente 6% em área aos 9 minutos. Nota-se que as substâncias citadas foram identificadas em todos intervalos de tempo durante a torra. A pirazina,2,6-dietil e o ácido acético apesar de não terem sido identificados em todas as amostras, aos 9 minutos de torra atingiram aproximadamente 9 e 8 % em área, respectivamente.

Apesar das torras terem ocorrido em temperaturas diferentes e possuírem uma massa de café verde de 10 kg para o tipo arábica e 5 kg para o tipo conilon, observa-se pela Tabela 4 que o tempo de coleta, a massa de gás passada pelo sistema, a recuperação de condensado em mL/kg_{café verde} e o pH entre eles foram similares. Observa-se que o volume recuperado para o café do tipo arábica foi de 119.5 mL e para o café do tipo conilon foi de 47.5 mL. A recuperação dos gases e vapores foi de 2.07% para o tipo arábica e 0.79% para o tipo conilon. A quantidade de COT recuperado em g/kg_{café verde} foi de 0.342 para o tipo arábica e de 0.217 para o tipo conilon, ou seja, foi possível recuperar uma quantidade maior de COT no café do tipo arábica.

Tabela 4. Informações relacionadas às torras efetuadas para o café do tipo arábica e conilon

Informações relativas às torras do café	Arábica	Conilon
Massa de café verde (kg)	10	5
Tempo de coleta (min)	10	10.5
Massa de gás passada pelo sistema (kg)	5.76	6.05
Recuperação dos gases e vapores (%)	2.07	0.79
Volume recuperado (mL)	119.5	47.5
Recuperação de condensado (mL/kg _{café verde})	11.95	9.5
COT recuperado (mg)	3421	1087
Recuperação de COT (g/kg _{café verde})	0.342	0.217
pH final do condensado (-)	2.44	3.07

Fonte: Autor, 2022.

Conclusões

Com os dados obtidos a partir das medições e análises, foi possível observar que existem compostos orgânicos voláteis e aromas sendo emitidos diretamente para a atmosfera durante a torra do café.

Apesar de ter realizado as torras do tipo arábica e conilon com massas diferentes (10 kg para o tipo arábica e 5 kg para o tipo conilon), foi possível coletar amostras em ambos tipos, mesmo sendo menor para o tipo conilon.

A quantidade de condensado recuperado variou de 11.95 mL de condensado por kg de café verde para o tipo arábica e de 9.50 mL de condensado por kg de café verde para o tipo conilon. A percentagem de vapores recuperado foi de 2.07% para o tipo arábica e 0.79% para o tipo conilon.

A quantidade de carbono orgânico total recuperado para o tipo arábica foi de 3421 mg e 1087 mg para o tipo conilon, correspondendo uma proporção de 0.342 g de COT por kg de café verde para o tipo arábica e 0.217 g de COT por kg de café verde para o tipo conilon.

Em todas as torras tanto para o café do tipo arábica quanto para o tipo conilon, o pH final foi ácido sendo que para o café do tipo arábica foi de 2.44 e para o tipo conilon um pH final de 3.07. O ácido acético foi o principal componente responsável pelo caráter ácido dos condensados coletados.

A pirazina,2,5-dimetil, o 2-furanocarboxaldeído e o 2-furanometanol foram identificados tanto para o café do tipo conilon quanto para o tipo arábica. Contudo, também nota-se que o 2-furanocarboxialdeído foi a substância na qual possui maior percentagem em área, atingindo para o café do tipo arábica aproximadamente 20% e para o do tipo conilon quase 17% em área.

Referências

- Agnoletti, B.Z. (2015) *Avaliação das propriedades físico-químicas de café arábica (*coffea arabica*) e conilon (*coffea canephora*) classificados quanto à qualidade da bebida*. Alegre: [s.n.]. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação de Ciências e Tecnologia de Alimentos do Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo, 110 pp.
- CONAB, Companhia Nacional de Abastecimento (2021), *Acompanhamento da safra brasileira de café*. v. 8 – Safra 2021, n.3 - Terceiro levantamento, Brasília, 58 pp.
- Dashwood, M.C., Jay, T. (2017) *The coffee dictionary : an A-Z of coffee, from growing & roasting to brewing & tasting*. First ed.: Chronicle Books LLC, San Francisco.
- Durán, C.A.A., Tsukui, A., Santos, F.K.F, Martinez, S.T., Bizzo, H.R., Rezende, C.M. (2017) Coffee: General aspects and its use beyond drink. *Revista Virtual de Química*, 9(1) 107–134.

- Elías, G.A.V. (2011) *Avaliação das Propriedades Físicas e Qualidade do Café em Diferentes Condições de Torrefação*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 98 pp.
- Fernandes, F. Roasting (2019). In: Farah A. (Ed.). *Coffee: Production, Quality and Chemistry*. First ed.: Royal Society of Chemistry, London, 230–257.
- Jansen, G.A. (2006) *Coffee Roasting Magic - Art - Science Physical Changes and Chemical Reactions*. First ed Munich SV Corporate Media. Munique.
- Santos, G. (2013) *Perfil de Compostos Voláteis de Condensados obtidos a partir da Fumaça gerada na Torração do Café*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em ciências dos Alimentos, Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 88 pp.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

PREDIÇÃO DE OPERAÇÃO DE BOMBAS COMO TURBINA E SUA APLICAÇÃO PARA RECUPERAÇÃO DE ENERGIA EM SISTEMAS DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA

PREDICTION OF PUMPS AS TURBINE OPERATION AND ITS APPLICATION FOR ENERGY RECOVERY IN WATER DISTRIBUTION SYSTEMS

Recibido el 3 de mayo de 2022. Aceptado el 8 de agosto de 2022

Abstract

Pumps as turbines (PAT) are a sustainable alternative for generating energy by taking advantage of the hydraulic potential of a site. However, there are difficulties in predicting the turbine mode characteristic curves for off-design operating points, based on the curves provided by the pump manufacturers. The purpose of this work is to predict the PAT operating range of pumps selected to work as pressure-reducing valves (PRV) in the water supply system (WSS) of Vila Permanente, in Tucuruí - Pará, Brazil. Three experimental studies were evaluated for the prediction of head (H_t) and flow (Q_t) of PATs in turbine mode at the best efficiency point (BEP). Then, a second method was applied that considers the entire operating range of PAT, combined with the methods in the BEP to obtain characteristic curves Q_xH (flow x head) and Q_xη (flow x efficiency) of PAT. With the head and flow values of the pressure points in the WSS under study, centrifugal pumps were selected to work as turbines, applying the best combination of method and obtaining the characteristic curves of PAT in turbine mode, in order to obtain the operation range of the PAT, in addition to the calculations of partial energy recovery with values of 372.3 MWh / year.

Keywords: pump-as-turbine, water supply system, energy recovery.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Infraestrutura e Desenvolvimento Energético, Universidade Federal do Pará, Campus Tucuruí, Brasil.

² Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Pará, Campus Tucuruí, Brasil.

³ Núcleo de Desenvolvimento Amazônico em Engenharia, Universidade Federal do Pará, Campus Tucuruí, Brasil.

*Autor correspondente: Universidade Federal do Pará, Campus Tucuruí, Brasil, 68455-901. Brasil. Email: [julianagarcia@gmail.com](mailto:julianagarcia@uol.com.br)

Resumo

As bombas funcionando como turbinas (BFT) são uma alternativa sustentável para geração de energia aproveitando o potencial hidráulico de um local. Entretanto, dificuldades são encontradas na predicação da curva característica em modo turbina para pontos de operação fora da condição nominal, a partir de curvas fornecidas pelos fabricantes de bombas. Este trabalho tem como propósito prever a faixa de operação de BFT de bombas selecionadas para funcionar como válvulas redutoras de pressão (VRP) no sistema de abastecimento de água (SAA) da Vila Permanente, em Tucuruí – Pará, Brasil. Avaliaram-se três estudos experimentais para a previsão de altura (H_t) e vazão (Q_t) de BFTs no modo turbina no melhor ponto de eficiência (BEP). Em seguida, aplicou-se um segundo método que considera toda faixa de operação da BFT, combinado com os métodos no BEP para obter curvas características Q_xH (vazão x altura) e $Q_x\eta$ (vazão x eficiência) da BFT. Com os valores de altura e vazão dos pontos de pressão no SAA em estudo, selecionaram-se bombas centrífugas para funcionar como turbinas, aplicando a melhor combinação de método e obtendo as curvas características da BFT no modo turbina, de modo a obter a faixa de operação da BFT, além dos cálculos de recuperação parcial de energia com valores em 372.3 MWh/ano.

Palavras-chave: bomba como turbina, sistema de abastecimento de água, recuperação de energia.

Introdução

O avanço tecnológico e o advento de necessidades da vida moderna, associado a expansão contínua da população global, um dos maiores obstáculos atualmente encontrados é a incerteza relativa à possibilidade futura de energia diante à demanda, sobretudo em razão do emprego extensivo de fontes não-renováveis e ao abuso de alta proporção dos recursos concedidos pelo planeta (Mauad *et al.*, 2017). A água é o recurso natural em maior quantidade no mundo. De acordo com a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2021), a água é uma das poucas fontes para produção de energia que não causa aumento do aquecimento global, que é a dificuldade central do problema ambiental atual, e é um recurso renovável.

De acordo com Tsutiya (2006), existem quatro áreas de oportunidade para melhoria da eficiência energética em sistemas de abastecimento de água (SAA): o uso racional de água para reduzir o consumo energético, a configuração e operação do sistema relacionado com seus sistemas de produção (captação, tratamento e configuração de distribuição) e à estrutura (uso de válvulas redutoras de pressão, atrito gerado por materiais da tubulação, etc), a otimização da eficiência eletromecânica de bombas e motores e a redução de perdas de água na distribuição. Uma maneira simples para melhorar os índices de eficiência de um SAA, reduzindo a energia requerida para essa distribuição, é fazendo a regulação da pressão. As estratégias de regulação de pressão podem ser feitas basicamente de duas maneiras: com o uso de válvulas redutoras de pressão (VRPs) e utilizando áreas de medição distritais (AMDs).

De acordo com Gupta e Kulat (2018), as válvulas redutoras de pressão (VRP) têm como vantagens o baixo custo de investimento inicial, diminui os vazamentos de água na rede, gerencia a pressão a jusante da válvula e projeto e funcionamento relativamente simples. Como desvantagens, pode-

se citar que a energia é dissipada, porém não recuperada; pode apresentar defeitos se for introduzida energia no sistema (Creaco e Walski, 2017). Pensando nisso, recentemente têm se empregado bombas funcionando como turbinas (BFTs) em substituição das VRPs. Na verdade, a utilização de BFTs aplicadas a redes de distribuição de água (RDA) mostra como vantagens a recuperação de energia; diminuição vazamentos de água na rede; e gerenciamento da pressão a jusante (Pérez-Sánchez *et al.*, 2018).

Quando Thoma e Kittredge (1931) estavam examinando as características das bombas por completo, aleatoriamente se depararam com a possibilidade de que as bombas podiam ser operadas de forma muito eficiente no modo reverso. Entre os anos de 1950 e 1960, o conceito de usinas hidrelétricas bombeadas, que são as que possuem um sistema para bombear água de um reservatório inferior para um superior proporcionalmente a vazão hidráulica, na faixa de 50 a 100 MW, foi aperfeiçoado, sobretudo em países desenvolvidos para gerenciar as solicitações de energia de pico. Este cenário, então, estimulou uma fase produtiva de pesquisa e, em seguida, bombas padrões foram estudadas no modo de turbina.

Os avanços nas tecnologias de controle de máquinas elétricas permitiram o uso de BFTs para geração de energia elétrica, pois viabilizaram a regulagem do acionamento com velocidade, sentido de rotação e torque variáveis, criando a possibilidade da utilização de bombas trabalhando em modo inverso para geração de energia (Fernandez *et al.*, 2004). Diversos métodos para calcular o desempenho das BFTs foram propostos na literatura; alguns baseados no desempenho do modo de bomba e outros na geometria da máquina. Isbasou *et al.* (2007) reportaram que a seleção de uma BFT para um determinado local deve ser feita de acordo com os requisitos específicos de vazão e altura. A bomba escolhida deve ter queda de vazão no melhor ponto de eficiência (BEP) o mais próximo possível das condições do local. Embora a eficiência da BFT seja aproximadamente a mesma que no modo de bomba, no BEP, os valores de pressão e vazão são diferentes nos modos da bomba e da turbina.

As metodologias para a predição da BFT no BEP são bem abordadas na literatura, porém existe uma escassez de métodos de predição para BFT operando em toda a faixa de operação. Os modelos que predizem o desempenho de BFTs no BEP não conseguem prever a curva característica no modo turbina, com aplicação em todos os pontos da curva gerando resultados que divergem da realidade. Recentemente os estudos científicos foram estendidos e publicados sobre o desempenho de BFT em condições operacionais em toda faixa de operação (Renzi *et al.*, 2020). De acordo com Rossi *et al.*, (2019), a parte mais trabalhosa no estudo de BFTs é a avaliação de seus valores de BEP juntamente com as condições em toda a faixa de operação quando funcionam no modo turbina, para ter uma previsão objetiva e confiável.

Dessa maneira, é fundamental a busca, através de pesquisa e análise, de um método confiável que opere além do BEP visando a sua aplicação na área de sistemas híbridos com armazenamento bombeado (Andrade *et al.*, 2020) e a recuperação de energia em RDAs. Neste contexto, este trabalho apresenta uma metodologia que une dois métodos para a previsão de BFTs. O primeiro considera o ponto de melhor eficiência da bomba (BEP) para selecionar a turbina adequada, enquanto o segundo prediz a BFT para toda faixa operacional. O método proposto foi validado e em seguida aplicado em uma rede real substituindo VRPs por BFTs para a recuperação de energia desperdiçada pelas válvulas.

Material e métodos

Modelos para predição da operação de bomba como turbina

A associação de dois métodos consolidados na literatura para prever o comportamento das BFTs é proposta neste trabalho. Inicialmente, são apresentadas três metodologias para seleção de BFTs baseadas no melhor ponto de eficiência da bomba, que foram escolhidas por serem de aplicação simples e eficácia comprovada por vários autores em testes experimentais, como Lopes (2003) e Jain e Patel (2014). Embora os métodos simples que preveem o BEP de BFTs sejam menos confiáveis (Caravetta *et al.*, 2011), é desejável sua utilização em conjunto com modelos que predizem o comportamento BFTs em toda faixa operacional, pois, o desempenho de uma BFT inicia com a previsão BEP que é condição inicial e tem papel crucial na estimativa da curva BFT fora de projeto.

O primeiro modelo, Alatorre-Frenk (1994), revisou os diversos métodos de predição de uma BFT, e sugeriu um novo método experimental de predição que não utilizasse unicamente o desempenho no modo bomba.

O método de Sharma e Williams (Williams, 1994) melhorou as equações desenvolvida no trabalho de Sharma (1985), que são utilizadas se a velocidade da turbina for igual à da bomba. O modelo de Yang (Yang *et al.*, 2012), analisou teórica, empírica e numericamente o desempenho de uma bomba e uma BFT, considerando o ponto de melhor eficiência da bomba.

Após as análises, as seguintes correlações empíricas foram propostas (Tabela 1), onde q é o coeficiente de vazão, h é o coeficiente de altura, Q_t é a vazão da turbina na rotação de funcionamento em $[m^3/s]$, Q_p é a vazão da turbina na rotação nominal da bomba em $[m^3/s]$, H_t é a altura da turbina na rotação de funcionamento em $[m]$, H_p é a altura da turbina da rotação nominal da bomba em $[m]$, η_t é o rendimento da turbina, η_p é o rendimento da bomba e η_{\max} é o rendimento máximo da bomba.

Tabela 1. Técnicas analíticas utilizadas

Método	Altura	Vazão	Eficiência
Alatorre-Frenk (1994)	$H_t/H_p = 1 / (0.85\eta_p^5 + 0.385)$	$Q_t/Q_p = (0.85\eta_p^5 + 0.385) / (2\eta_p^{9.5} + 0.205)$	$\eta_t = \eta_p - 0.03$
Sharma e Williams (Williams, 1994)	$H_t = H_{bep}/\eta_{máx}^{1.2}$	$Q_t = Q_{bep}/\eta_{máx}^{0.8}$	$\eta_t = \eta_p$
Yang (Yang et al., 2012)	$h = 1.2 / \eta_{máx}^{1.2}; h = H_t/H_b$	$q = 1.2 / \eta_{máx}^{0.55}; q = Q_t/Q_b$	$\eta_t = \eta_p$

Método de Rossi et al. (2019)

Rossi et al. (2019) apresentaram uma avaliação abrangente de um modelo de previsão usado para avaliar as curvas características das bombas como turbinas, com atenção particular às condições operacionais fora do projeto. O modelo de previsão foi derivado da reformulação de um amplo conjunto de dados experimentais com base na literatura científica mais relevante relacionada a diversas BFTs operando em modo turbina. A capacidade de previsão do modelo foi verificada com testes experimentais e confirmada por simulações numéricas. Pela sua simplicidade, facilidade de aplicação e boa capacidade de predição, esse foi o método escolhido neste trabalho para ser avaliado.

As relações do método são descritas pelas Equações 1, 2, 3, 4 e 5, onde ϕ é o coeficiente de vazão, ψ é o coeficiente de altura, η é a eficiência, Q é a vazão em [m^3/s], H é a altura em [m], g é a aceleração da gravidade [m/s^2].

$$\psi / \psi_{BEPt} = 0.2394R^2 + 0.769R \quad \text{Equação (1)}$$

$$\eta / \eta_{BEPt} = -1.9788R^6 + 9.0636R^2 - 13.148R^4 + 3.8527R^3 + 4.5614R^2 - 1.3769R \quad \text{Equação (2)}$$

$$R = \phi / \Phi_{BEPt} \quad \text{Equação (3)}$$

$$\Phi = Q / (ND^3) \quad \text{Equação (4)}$$

$$\psi = gH / (ND)^2 \quad \text{Equação (5)}$$

Validação dos métodos conjuntos

Para a validação dos três métodos em conjunto com Rossi *et al.* (2019), foram utilizados os dados experimentais de Stefanizzi *et al.* (2017) e Alves (2010), os quais serviram de referência para a comparação da eficiência dos métodos conjuntos propostos. As Figura 1 e Figura 2 apresentam a comparação das curvas QxH e das curvas Qx η para os três métodos. A partir da análise das Figuras, é possível constatar que o método de Yang *et al.* (2012a) apresenta os melhores resultados. Portanto, ele será utilizado no cálculo da predição de BFTs em conjunto com Rossi *et al.* (2019).

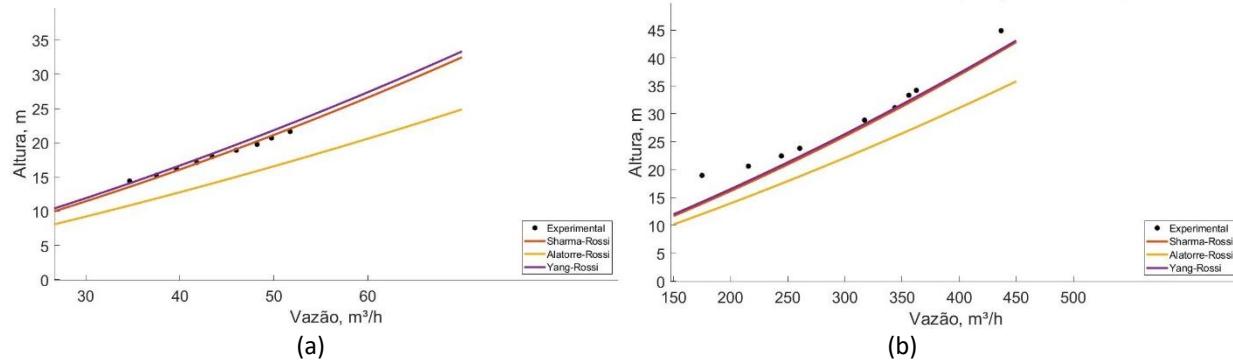


Figura 1. Comparação dos métodos aplicados com a curva experimental QxH do ensaio do trabalho de Alves (2010) (a) e Stefanizzi (2017) (b).

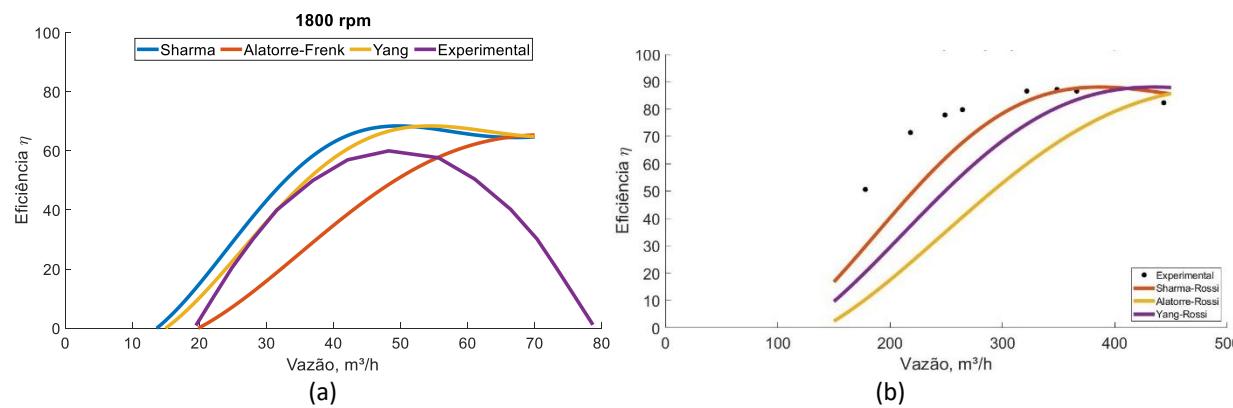


Figura 2. Comparação dos métodos para curva Qx η para o trabalho de Alves (2010) (a) e Stefanizzi (2017) (b).

Estudo de caso

O método conjunto proposto nesse artigo, foi aplicado em uma rede de distribuição de água (RDA) simulada por Souza *et al.* (2021). Nesse estudo, os autores simularam hidráulicamente uma rede que opera no município de Tucuruí, Amazônia Brasileira. A rede está implantada em uma área de topografia acidentada (56 a 206 m), ocasionando sérios problemas de pressão excessiva da RDA. O trabalho propôs a divisão da RDA em 6 áreas de medição distritais (AMD) com 14 VRPs estratégicamente posicionadas na rede, conforme a Figura 3, controlando a pressão que variou de 10 a 50 mca.

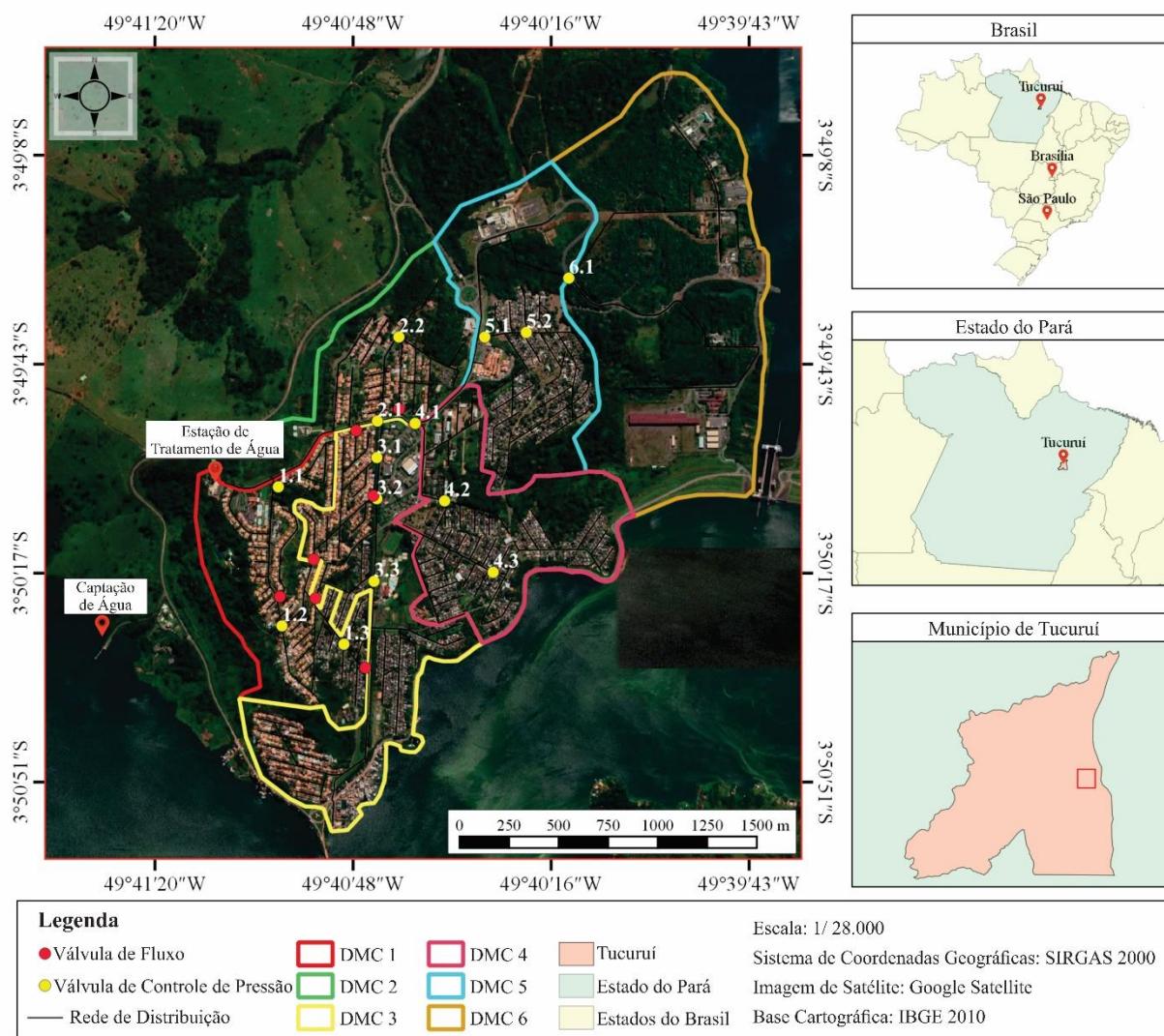


Figura 3. Divisão do sistema em AMD (Souza *et al.* 2021).

Nem sempre é financeiramente vantajoso substituir um VRP por uma bomba operando inversamente (Souza *et al.*, 2021). Na verdade, a pouca energia dissipada por uma válvula leva a seleção de um BFT de tamanho menor para o controle da pressão na rede em certas horas do dia, aumentando, significativamente, as perdas de água por vazamentos e o desperdício de energia elétrica. Portanto, das 14 válvulas sugerida pelos autores, o método foi aplicado somente à VRPs 1.3, 2.4, 3.1, 3.2 e 6.1. A partir da aplicação do método, foi estimada a quantidade de energia recuperada com a aplicação da Equação 6, onde P é a potência de saída da BFT em [kW], g é a aceleração da gravidade em [m/s^2], ρ é o peso específico da água em [kg/m^3], QBFT é a vazão da BFT em [m^3/s], HBFT é a altura da BFT em [m] e ηBFT é a eficiência da BFT. Para se obter o valor da potência em kW é preciso dividir o resultado por 1000 como indicado na Equação 6.

$$P = g \rho Q_{BFT} H_{BFT} \eta_{BFT} / 1000$$

Equação (6)

Resultados

Para selecionar a bomba foi adotada a seguinte metodologia: inicialmente foi escolhida uma das VRP; o segundo passo é utilizar as equações do método de Yang *et al.*, (2012), empregando os valores de vazão e pressão dissipada nos dados de vazão e altura da turbina, dando um chute como valor de eficiência inicial para que assim possam ser encontrados os valores de vazão e altura da bomba; de posse desses valores, busca-se em um catálogo de fabricante de bombas a bomba correspondente; o catálogo utilizado foi do fabricante KSB; o passo seguinte é buscar a curva característica da bomba; e assim, pode-se escolher qual o rotor adequado e observar quais os valores de altura, vazão e eficiência no BEP da bomba; com esses dados, calcula-se a predição da BFT como os valores de altura, vazão e eficiência no modo turbina, de acordo com o método de Yang *et al.*, (2012), que é o método que mostra os melhores valores quando comparado com os estudos experimentais; finalmente, com os valores preditos pelo método de seleção da BFT, utiliza-se o método de Rossi *et al.*, (2019), no programa MATLAB para apresentar a previsão da curva da bomba quando esta funciona como turbina.

A seleção de bombas e o cálculo de predição pelo método de Yang *et al.*, (2012) foram obtidos e apresentados na Tabela 2. Em seguida, também são apresentados os gráficos com as curvas QxH e Qxη da BFT obtida com o uso do método de Rossi *et al.*, (2019) nas Figuras 4, 5, 6, 7 e 8. Na análise das Figuras, é possível verificar a faixa de operação das bombas selecionadas para funcionar como turbina em substituição às válvulas redutoras de pressão. Essas curvas contribuem para a visualização do funcionamento das BFTs quando a vazão não é constante. Desta forma, o uso das BFTs fica ampliado e com uma faixa de operação de sua performance apresentada de forma válida, mostrando não só apenas a região das curvas de QxH mas também da eficiência em vários pontos de vazão.

Tabela 2. Dados sobre o modelo das bombas selecionadas.

VPR	Qb (m ³ /h)	Hb (m)	Bomba	Rotação (rpm)	Rotor (mm)	Qbep (m ³ /h)	Hbep (m)	η máx.
1.3	31.74	21.94	KSB MEGANORM 40-250	1750	250	28	26	0.55
2.4	163.79	36.78	KWP O 100-080-400	1450	404	105	45	0.67
3.1	52.66	36.81	KSB MEGANORM 40-200	1750	209	26	20	0.58
3.2	50.53	51.77	KSB MEGANORM 40-250	1750	260	30	29	0.55
6.1	24.82	62.88	KSB MEGANORM 50-250	1750	260	46	30.5	0.64

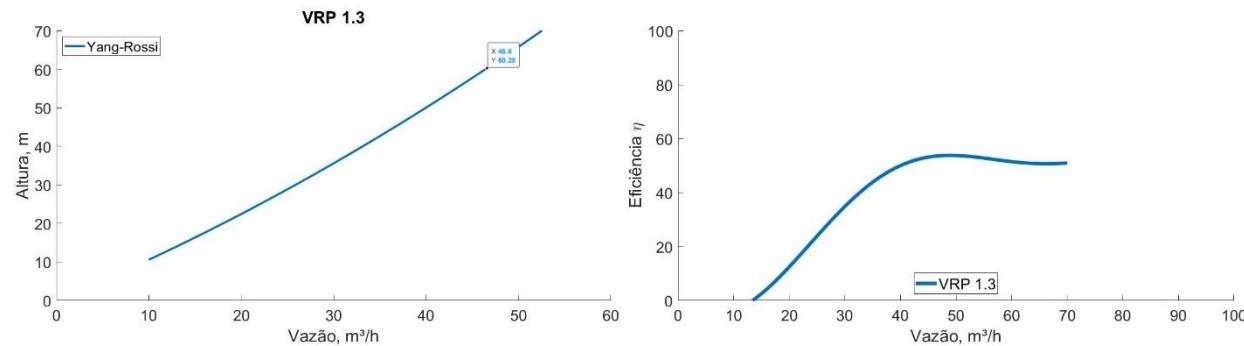


Figura 4. Curva QxH e Qxη da BFT obtida para a VRP 1.3 com o uso do método de Rossi (2019).

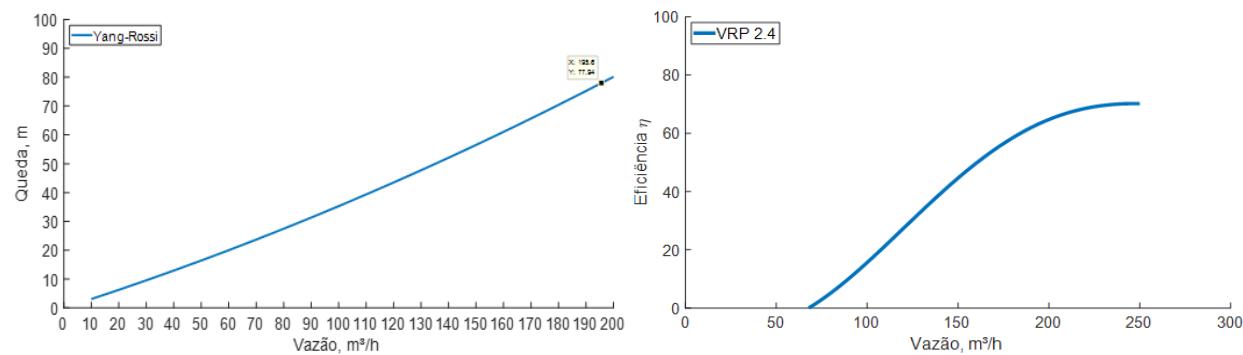


Figura 5. Curva QxH e Qxη da BFT obtida para a VRP 2.3 com o uso do método de Rossi (2019).

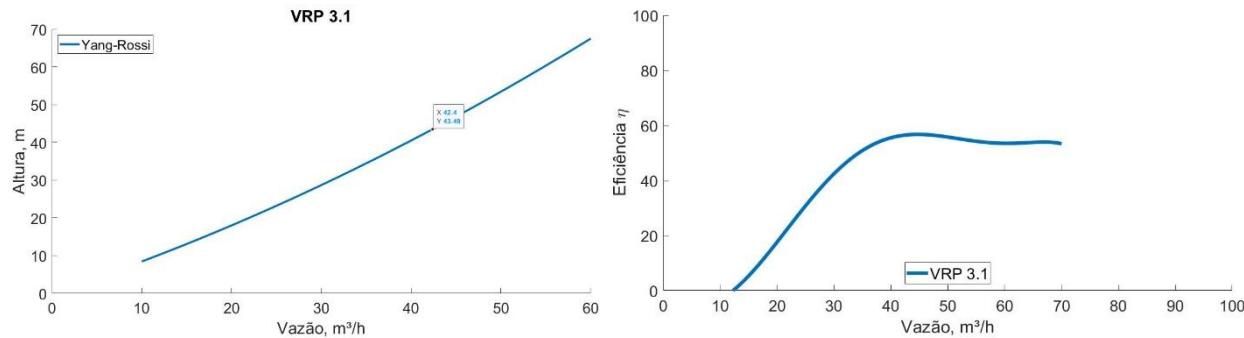


Figura 6. Curva QxH e Qx η da BFT obtida para a VRP 3.1 com o uso do método de Rossi (2019).

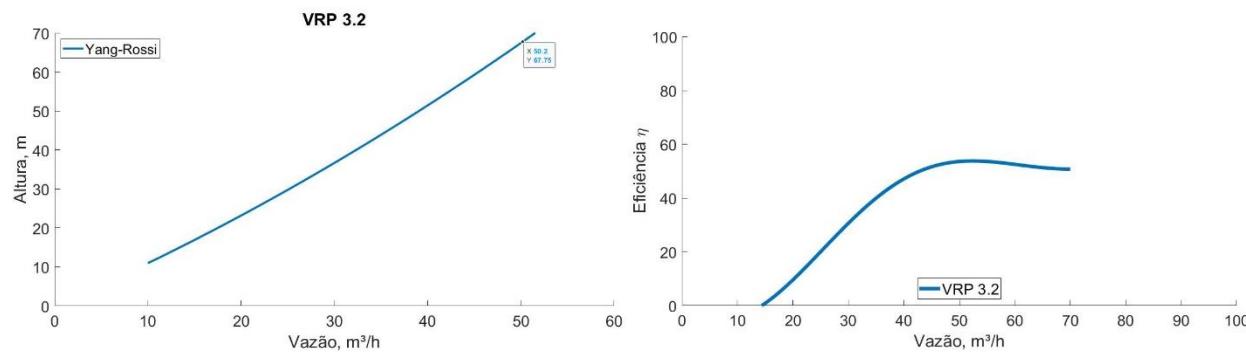


Figura 7. Curva QxH e Qx η da BFT obtida para a VRP 3.2 com o uso do método de Rossi (2019).

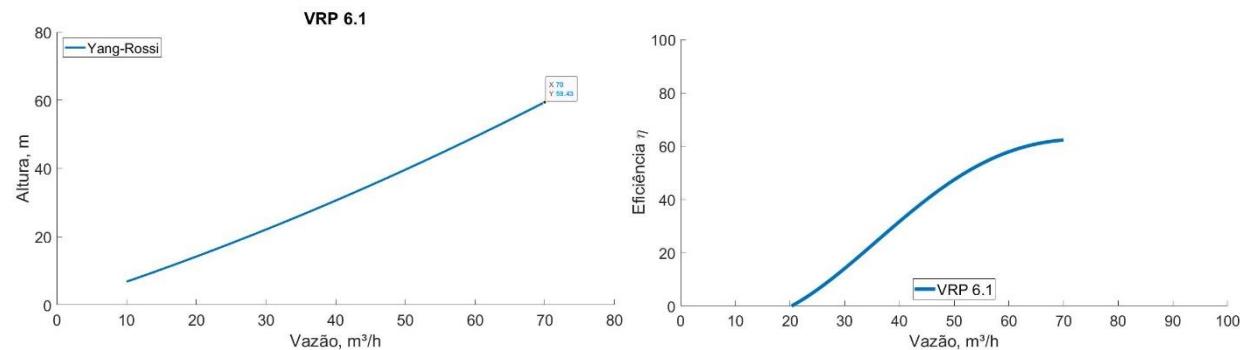


Figura 8. Curva QxH e Qx η da BFT obtida para a VRP 3.2 com o uso do método de Rossi (2019).

Ao alcançar as curvas de Q_xH e $Q_x\eta$ da BFT, percebe-se que a estimativa da faixa de operação da máquina é mais satisfatória do que apenas a previsão do BEP, pois, desta maneira, pode-se verificar vários pontos de vazão, altura e eficiência em que a turbina poderá operar. Contudo, como se trata de uma avaliação teórica, não se deve descartar o uso dos métodos no BEP, pois são procedimentos auxiliares para encontrar as curvas características da BFT e sem eles essa avaliação não seria possível.

A partir dos dados alcançados pela utilização dos métodos de predição, a energia gerada com as BFTs está relatada na Tabela 3. Para obter os valores de energia recuperada ao ano, deve-se multiplicar o resultado da Potência [kW] pelas horas do dia, ou seja, 24 horas e então pelo total de dias no ano (365 dias).

Tabela 3. Dados de estimativa de energía recuperable.

BFT	Método de Yang+Rossi			
	Qt (m ³ /h)	Ht (m)	η	P (kW)
1.3	46.7	60.2	0.55	4.2
2.4	151.3	77.7	0.67	23.0
3.1	42.1	43.7	0.60	2.9
3.2	50.0	67.2	0.60	5.0
6.1	70.6	59.8	0.64	7.4
Potencia hidráulica media (kW)				42.5
Energia recuperada ao año (MWh/ano)				372.3

Conclusões

Neste estudo foi proposto o trabalho em conjunto de dois métodos de predição de BFTs consolidados na literatura, para avaliar o comportamento de BFTs em toda faixa de operação, considerando o BEP da turbina. No estudo de caso analisado, os resultados no melhor ponto de eficiência são totalmente aceitáveis. Em contrapartida, observa-se que os resultados reproduzidos com a combinação, apesar de próximos para um caso real, precisariam de ajustes, fato que pode ser observado pela comparação da aplicação do método com as curvas obtidas experimentalmente pelos trabalhos experimentais analisados. Portanto, admite-se que tais resultados são aproximados, ou seja, são resultados que poderiam ser aperfeiçoados, porém são confiáveis para as aplicações em projetos de engenharia.

Em relação à recuperação de energia, o sistema de abastecimento de água da Vila Permanente, em Tucuruí - Pará, foi encontrado o valor parcial de 372.3 MWh/ano. Neste estudo foi demonstrado a viabilidade de ganhos na retomada de energia da instalação de BFTs para a substituição de válvulas reguladores de pressão.

Referencias bibliográficas

- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2021) *Geração: No Dia Mundial da Água, ANEEL publica infográfico sobre hidrelétricas no Brasil*. Acesso em 09 de fevereiro de 2022, disponível em: <https://bit.ly/3cPPeYs>
- Alatorre-Frenk, C. (1994) *Cost minimisation in micro-hydro systems using pumps-as-turbines*, Doctoral dissertation, Development Technology Unit, Department of Engineering, Faculty of Sciences, University of Warwick, 216 pp.
- Alves, D. D. S. (2010) *Contribuição para o estudo e a aplicação de bombas funcionando como turbinas na geração descentralizada*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica, Universidade Federal de Minas Gerais, 120 pp.
- Andrade Furtado, G. C., Amarante Mesquita, A. L., Morabito, A., Hendrick, B. F. T., Hunt, J. D. (2020) Using hydropower waterway locks for energy storage and renewable energies integration. *APPLIED ENERGY*, **275**, 115361-115375. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.115361>
- Carravetta, A., Fecarotta, O., Ramos, H. (2011) Numerical simulation on pump as turbine: Mesh reliability and performance concerns. *3rd International Conference on Clean Electrical Power: Renewable Energy Resources Impact*, Ischia, Itália. <https://doi.org/10.1109/ICCEP.2011.6036260>.
- Creaco, E., Walski, T. (2017) Economic analysis of pressure control for leakage and pipe burst reduction. *Journal of Water Resources Planning and Management*, **143**(12), 04017074. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000846](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000846)
- Fernandez, J. et al. (2004) Performance of a centrifugal pump running in inverse mode. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part A: Journal of Power and Energy*, **218** (4) 265-271. <https://doi.org/10.1243/0957650041200632>
- Gupta, A., Kulat, K. D. (2018) A selective literature review on leak management techniques for water distribution system. *Water resources management*, **32**(10), 3247-3269. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-1985-6>
- Isbășoiu, E. C., Bucur, D., Ghergu, C., Dunca, G. (2007) Using standard pumps as turbines. In: Proceedings of the CEEX2007 Conference, 1-5 pp.
- Jain, S. V., Patel, R. N. (2014) Investigations on pump running in turbine mode: A review of the state-of-the-art. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **30**, 841–868. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.11.030>
- Lopes, R. E., Holder, R. P., Oliveira, A. E., Martinez, C. B. (2003). O Uso de Bombas Funcionando como Turbinas Acionando Geradores de Indução. In *II Congresso de Inovação em Energia Elétrica*, 271-275
- Mauad, F. F., Ferreira, L. C.; Trindade, T. C. G. (2017) Energia renovável no Brasil: análise das principais fontes energéticas renováveis brasileiras. *Universidade de São Paulo*. Escola de Engenharia de São Carlos, 348 pp. <https://doi.org/10.11606/9788580230529>
- Pérez-Sánchez, M., López-Jiménez, P. A., Ramos, H. M. (2018) Modified affinity laws in hydraulic machines towards the best efficiency line. *Water resources management*, **32**(3) 829-844. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1841-0>
- Renzi, M., Nigro, A., Rossi, M (2020) A methodology to forecast the main non-dimensional performance parameters of pumps-as-turbines (BFTs) operating at Best Efficiency Point (BEP). *Renewable Energy*, **160**, 16-25. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.05.165>
- Rossi, M., Nigro, A., Renzi, M. (2019) Experimental and numerical assessment of a methodology for performance prediction of Pumps-as-Turbines (BFTs) operating in off-design conditions. *Applied Energy*, **248**, 555-566. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.04.123>
- Sharma, K. J. K. E. C. (1985) Small hydroelectric project-use of centrifugal pumps as turbines. *Kirloskar Electric Co., Bangalore, India*.
- Souza, D. E. S. E, Mesquita, A. L. A., Blanco, C. J. C. (2021) Pump-as-turbine for energy recovery in municipal water supply networks. A review. *Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering*, **43**, 489. doi: <https://doi.org/10.1007/s40430-021-03213-z>

Stefanizzi, M., Torresi, M., Fortunato, B., Camporeale, S. M. (2017) Experimental investigation and performance prediction modeling of a single stage centrifugal pump operating as turbine. *Energy Procedia*, **126**, 589-596.

<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.08.218>

Thoma, D., Kittredge, C. P. (1931) Centrifugal pumps operated under abnormal conditions. *Journal of Power Sources*, **73**(1) 881-884.

Tsutiya, M. T. (2006) Abastecimento de água. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 643 pp. São Paulo.

Williams, A. A. (1994) The turbine performance of centrifugal pumps: a comparison of prediction methods. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part A: Journal of Power and Energy*, **208** (1) 59-66. https://doi.org/10.1243/PIME PROC 1994 208 009_02

Yang, S.; Derakhshan, S. Kong, F. (2012) Theoretical, numerical and experimental prediction of pump as turbine performance. *Renewable Energy*, **48**, 507-513. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2012.06.002>.

Yang, Sun-Sheng et al. (2012) Effects of impeller trimming influencing pump as turbine. *Computers & Fluids*, **67**, 72-78. doi: <https://doi.org/10.1016/j.compfluid.2012.07.009>.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

TRATAMIENTO ANAEROBIO Y VALORIZACIÓN ENERGÉTICA DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL PROCESO DE NIXTAMALIZACIÓN DEL MAÍZ: UNA REVISIÓN

ANAEROBIC TREATMENT AND ENERGY RECOVERY OF WASTEWATER FROM THE CORN NIXTAMALIZATION PROCESS: A REVIEW

Recibido el 20 de mayo de 2022. Aceptado el 20 de septiembre de 2022

Abstract

In Mexico, the generation of wastewater from the corn nixtamalization industry (also named nejayote) is 14.4 million m³/year. This type of wastewater is characterized by an alkaline pH>10, high content of organic matter (33.2 gCOD/L on average), and a BOD₅/COD ratio of 0.4, indicating a high biodegradability through anaerobic biological processes with energy recovery. Dark fermentation and anaerobic digestion processes offer alternatives for using this residual water. In addition to stabilizing the residue, it generates value-added by-products such as volatile fatty acids, methane, hydrogen, and digestate. Few investigations have focused on the production of biogas from nejayote, reporting maximum yields of 282 mLCH₄/gCOD and 49.3 NmLH₂/gCOD, offering organic matter removal from 50% to 95% in terms of COD. The energy recovery of wastewater from nixtamalization has an energy potential that can reach up to 20.4 kWh/m³, which can be used to cover the energy requirements of the dynamic equipment and auxiliary services in the treatment, and the rest can be used in the industry.

Keywords: anaerobic digestion, dark fermentation, hydrogen, methane, nejayote.

¹ Laboratorio de Investigación en Procesos Avanzados para el Tratamiento de Aguas, Instituto de Ingeniería, Unidad Académica Juriquilla, Universidad Nacional Autónoma de México, Querétaro, México.

* Autor correspondiente: Laboratorio de Investigación en Procesos Avanzados para el Tratamiento de Aguas, Instituto de Ingeniería, Unidad Académica Juriquilla, Universidad Nacional Autónoma de México, Blvd. Juriquilla 3001, CP 76230, Querétaro, México.
Email: IMorenoA@iingen.unam.mx

Resumen

La generación de aguas residuales de la industria de nixtamalización del maíz (conocida como nejayote) en México asciende a 14.4 millones de m³/año. Este tipo de aguas residuales se distinguen por tener un pH alcalino >10, alto contenido de materia orgánica (33.2 gDQO/L en promedio) y una relación DBO₅/DQO de 0.4, indicando que corresponde a un residuo con alta biodegradabilidad a través de su tratamiento por procesos biológicos anaerobios con valorización energética. En este sentido, la fermentación oscura y la digestión anaerobia son procesos que ofrecen alternativas de aprovechamiento de esta agua residual, ya que además de estabilizar el residuo, genera subproductos de valor agregado como los ácidos grasos volátiles, metano, hidrógeno y digestato. Pocas investigaciones se han centrado en la producción de biogás a partir del nejayote, reportando rendimientos máximos de 282 mLCH₄/gDQO y 49.3 NmLH₂/gDQO, remoción entre el 50% hasta el 95% en términos de DQO. La valorización energética del agua residual de la nixtamalización tiene un potencial energético que puede alcanzar hasta 20.4 kWh/m³, la cual puede ser utilizada para cubrir el requerimiento energético de los equipos dinámicos y servicios auxiliares dentro del tratamiento y el remante puede ser utilizado dentro del giro industrial.

Palabras clave: digestión anaerobia, fermentación oscura, hidrógeno, metano, nejayote.

Introducción

Desde el establecimiento de Mesoamérica entre los siglos XII y XV, las culturas prehispánicas y diversos grupos étnicos han utilizado el maíz como la base de su alimentación, siendo actualmente un producto esencial en las naciones modernas (Serna-Saldivar y Chuck-Hernández, 2019). En ese sentido, se han desarrollado amplias técnicas de siembra y aprovechamiento del maíz, una de ellas, es el proceso de *nixtamalización*, el cual consiste en sumergir los granos de maíz en una solución alcalina a una temperatura elevada obteniendo como producto el *nixtamal* (del náhuatl, que significa maíz cocido en agua con cal) que posterior a su molido, se obtiene masa de maíz la cual es empleada como materia prima para la elaboración de harinas, tortillas y otros productos alimenticios locales como tamales, atoles, y otros productos derivados (Serna-Saldívar, 2021).

En México se produce cada año 23 millones de toneladas de maíz destinados a semillas de siembra, consumo humano y pecuario (SAGARPA, 2017) en relación con la producción de tortilla se tiene un consumo per cápita de 75 kg/año (Pérez, 2018). España-Gamboa *et al.* (2018) indican que por cada tonelada de maíz procesada se generan 3 m³ de aguas residuales llamadas “nejayote”, derivado del náhuatl *nextli* (ceniza) y *ayotl* (líquido). Por otra parte, Buitimae-Cantúa *et al.* (2020) reportan una generación de nejayote de 50 millones de m³/año. Este tipo de agua residual es producida en micro y pequeñas industrias e incluso en producción convencional rural, en donde existe una disposición final inadecuada, es decir, se descarga directamente al drenaje y en los casos rurales en la superficie de suelo, derivando impactos ambientales en los ecosistemas, cambios en la composición del suelo, contaminación en los mantos freáticos y en algunos casos la muerte de organismos acuáticos y terrestres (Chai *et al.*, 2021; Meena *et al.*, 2021; Ribas-Agustín *et al.*, 2017).

El nejayote de acuerdo con sus características puede ser valorizado, por ejemplo, contiene compuestos fenólicos los cuales se pueden extraer, estos se encuentran ligados a la hemicelulosa, celulosa y paredes celulares del pericarpio (estructura externa del grano de maíz). Los compuestos fenólicos son considerados productos de valor agregado y son utilizados en la industria farmacéutica como agentes antioxidantes y nutricionales (Buitimae-Cantúa *et al.*, 2020; Acosta-Estrada *et al.*, 2019). De igual forma se han aprovechado los sólidos insolubles presentes en el nejayote, los cuales contienen 45% de fibra dietética que es utilizada en la industria alimentaria para la producción de cereales, mejorando la actividad antioxidante y el contenido de fenólico, sin afectar las propiedades organolépticas del producto elaborado (Acosta-Estada *et al.*, 2014). Por otro lado, López-Maldonado y Oropeza-Guzmán (2021) indican que el nejayote contiene compuestos arabinoxilanos ferulados con glucurónico, que tienen capacidad de funcionar como agentes coagulantes, floculantes y macroquelantes en el tratamiento de aguas residuales. Incluso Domínguez-Hernández *et al.* (2019) han utilizado el nejayote en combinación con estiércol de oveja para obtener fertilizantes orgánicos y emplearlo durante la siembra del maíz. También, el nejayote se ha utilizado como medio de cultivo para el crecimiento de microalgas como *Arthrospira máxima* y *Chlorella vulgaris*, utilizadas en la industria cosmética, nutricional y farmacéutica (López-Pacheco *et al.*, 2019). Por consiguiente, el objetivo de este artículo es establecer el estado del arte sobre el proceso de nixtamalización del maíz, la composición del nejayote, su aprovechamiento y valorización energética través de tratamientos biológicos anaerobios y la producción de productos de valor agregado como el metano (CH_4) e hidrógeno (H_2) para la producción de energía.

Proceso de nixtamalización del maíz

En la Figura 1 se plasma el diagrama de bloques del proceso de nixtamalización, el cual se encuentra dividido en cuatro etapas principales: cocción, almacenamiento temporal, separación y lavado del maíz. La cocción se realiza durante 35 minutos en promedio en un reactor a temperatura entre 80 y 95 °C, un pH de 10 a 14, con 5 L de agua/kg_{maíz procesado} y una adición de 10 a 50 g cal (hidróxido de calcio) /kg_{maíz procesado} (Del Angel-Acosta *et al.*, 2021; España-Gamboa *et al.*, 2018; Díaz-Montes *et al.*, 2018; Escalante-Aburto *et al.*, 2019).

Durante el almacenamiento temporal, el maíz cocido (*nixtamal*) permanece en reposo dentro del reactor entre 12-20 h, el tiempo de cocción dependerá de las tradiciones culturales y el tipo de maíz, el cual debe ser ablandado acorde al producto final a elaborar (Santiago-Ramos *et al.*, 2018). Durante el proceso de nixtamalización el grano de maíz absorbe agua en la cocción y el almacenamiento (primera y segunda etapa) en un 29 y 13 %, respectivamente. (Santiago-Ramos *et al.*, 2018). La tercera etapa radica en la separación del nixtamal y nejayote por decantación, este último integrado por 81% de agua y 19% de masa seca, conformada a su vez por el pericarpio, el cual se encuentra compuesto por fibra (10-30.1%), almidón (6.4-32%), proteínas (1.3-8.9%) y

calcio (0.1-5.7%) (Ramírez-Jiménez y Castro-Muñoz, 2020). En la cuarta etapa el nixtamal es lavado con exceso de agua con el fin de eliminar cal, olores y sabores no deseados, para finalmente ser molido ya sea en equipos industriales o bien por medios convencionales, conocidos como *metate*, este último utilizado en comunidades rurales para obtener como producto final la masa de maíz (Ramírez-Araujo *et al.*, 2019).

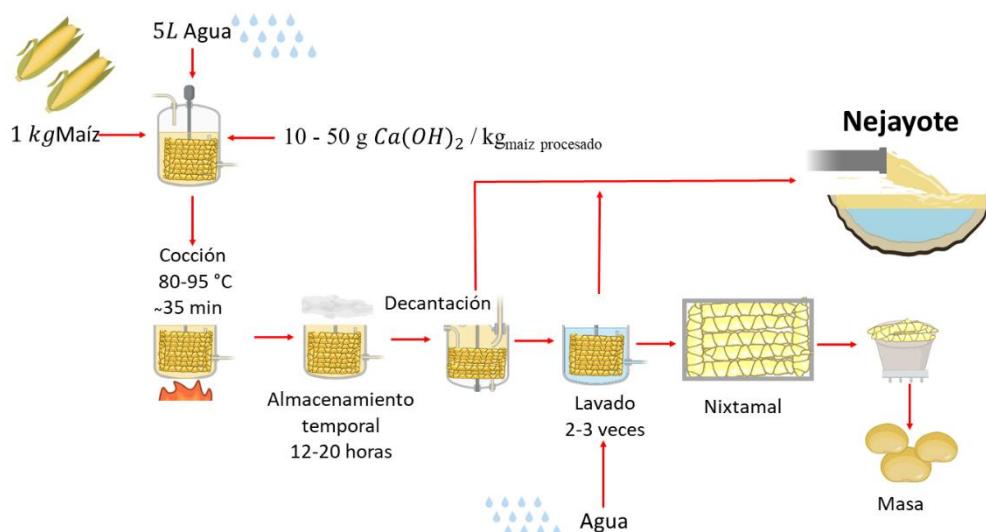


Figura 1. Diagrama de bloques del proceso de nixtamalización del maíz.

Caracterización fisicoquímica del nejayote

El nejayote tiene un pH > 10 (Del Angel-Acosta *et al.*, 2021) con una composición fisicoquímica diversa, que varía dependiendo de la raza de maíz procesado, en rangos de 37.8-55.7% de carbohidratos, 22.8-25.5% de fibras, 4.9-7.4% de proteínas y 0.4-1.5% de lípidos (Díaz-Montes y Castro Muñoz, 2022). Además, presenta importantes cantidades de materia orgánica biodegradable suspendida y disuelta de 2.5 y 22.3 g/L, respectivamente. Adicionalmente, contiene bajas cantidades de metales los cuales coadyuvar al crecimiento de microorganismos y la síntesis de proteínas (Wang *et al.*, 2021).

En la Figura 2 se muestra el nejayote generado en el proceso de nixtamalización del maíz amarillo para la elaboración de masa. Derivado de las características y composición fisicoquímica del nejayote, mostradas en la Tabla 1, con respecto a la disposición final de esta agua residual debe realizarse bajo requerimientos específicos, de acuerdo con la normatividad mexicana (NOM-001-SEMARNAUT-2021), ya que contiene contaminantes (altos valores de DQO, SSV, entre otros) con valores superiores de 6% hasta 68% de acuerdo con los indicadores que define la comisión nacional del agua de México (CONAGUA, 2020).

Una de las estrategias para el tratamiento y disposición final del nejayote que utilizan las grandes industrias es combinar toda el agua residual y dirigirla a un tren de tratamiento, que remueve sólidos de gran tamaño, sólidos sedimentables, y mediante el proceso de lodos activados, la materia orgánica. En estos procesos convencionales de tratamiento tiene la finalidad de eliminar o estabilizar los contaminantes que contenga mediante cuatro etapas las cuales son pretratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario, en la que cada etapa tiene una función específica.

El pretratamiento se encarga de remover sólidos de gran tamaño ajenos a la composición del agua residual, el tratamiento primario remueve sólidos sedimentables y materia flotante como grasas y aceites, el tratamiento secundario (basado en procesos biológicos) consiste en remover compuestos solubles y coloidales, siendo principalmente la materia orgánica y finalmente en el tratamiento terciario se remueven contaminantes específicos ya sea remanentes de nutrientes y microorganismos patógenos (Crini y Lichfouse, 2019). A pesar de esto, el tratamiento del nejayote por medio del proceso biológico como la digestión anaerobia tiene la ventaja de poder obtener su valorización energética por medio de la generación de biogás, minimizando el requerimiento de equipos dinámicos y estáticos, y costos de operación y mantenimiento.



Figura 2. Nejayote derivado del proceso de nixtamalización

Además, el nejayote es considerado como uno de los 20 sustratos prioritarios para la producción de biogás en México, debido a su alta disponibilidad, biodegradabilidad y su alto potencial energético que ofrece a través de procesos biológicos anaerobios (Harder *et al.*, 2020; Kang *et al.*, 2020) Asimismo, de acuerdo con los valores mostrados en la Tabla 1 tiene una relación DBO_5/DQO (indicador de biodegradabilidad) de un valor de 0.4, el cual indica una buena biodegradabilidad en relación con el valor óptimo de 0.5 (Andrio *et al.*, 2019). Hasta la fecha se ha reportado un buen potencial de producción de biogás con rendimientos de hasta 49.3 $\text{NmLH}_2/\text{gDQO}$ (Del Angel-Acosta *et al.*, 2021) y 282 $\text{mLCH}_4/\text{gDQO}$ mediante la digestión anaerobia (España-Gamboa *et al.*, 2018).

Tabla 1. Características fisicoquímicas del Nejayote

Parámetro	Valor	Unidades
pH	10-14	-
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	13.6 – 52.8	g/L
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	7.9-15.9	g/L
Temperatura	40-70	°C
Sólidos suspendidos totales	2.5	g/ L
Alcalinidad Total	0.2-3.3	g CaCO ₃ /L
Nitrógeno total	0.4	g/L
Nitrógeno Total Kjeldahl	0.4	g/L
Carbón Orgánico Total	8.7	g/L
Fenoles totales	0.6	g ácido gálico/L
Sólidos Totales	13.3-24.5	g/L
Sólidos Volátiles Totales	14-19.3	g/L
Sólidos Disueltos Totales	16.1-22.3	g/L
Carbohidratos totales	16.0	g/L
Azúcares reductores totales	0.2	g/L
Sulfato	0.2	g/L
Proteínas	1.3	g/L
Fosforo (P)	0.007-0.027	g/L
Cobalto (Co)	< 1x10 ⁻³	g/L
Calcio (Ca)	1.5	g/L
Molibdeno (Mo)	< 1x10 ⁻³	g/L
Potasio (K)	54.74x10 ⁻²	g/L
Azufre (S)	6.47x10 ⁻²	g/L
Magnesio (Mg)	9.9x10 ⁻³	g/L
Cobre (Cu)	< 1x10 ⁻³	g/L
Zinc (Zn)	1.6x10 ⁻³	g/L
Níquel (Ni)	< 1x10 ⁻³	g/L
Sodio (Na)	11.2x10 ⁻³	g/L
Hierro (Fe)	< 1x10 ⁻³	g/L
Manganoso (Mn)	< 1x10 ⁻³	g/L

Fuente: Adaptada de (Valderrama-Bravo et al., 2022; Del Angel-Acosta et al., 2021; García-Depraect et al., 2017; Valderrama-Bravo et al., 2012; Rosentrater, 2006).

Procesos biológicos anaerobios para el tratamiento del nejayote

El proceso de digestión anaerobia es un tratamiento biológico en ausencia de oxígeno que involucra cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis (fermentación), acetogénesis y metanogénesis, donde la materia orgánica es metabolizada como fuente de carbono por diferentes consorcios de microorganismos, generando biogás (22 MJ/kg), el cual es una alternativa para reemplazar los combustibles fósiles como el petróleo, carbón y gas natural. El biogás está compuesto principalmente por metano (50-60%), dióxido de carbono (38-48%) y trazas de otros compuestos como hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, amoníaco y sulfuro de hidrógeno (2%), (Yadav et al., 2022; Bolzonella et al., 2018; Indrawan et al.,

2018). El biogás representa valor agregado más allá del tratamiento del residuo, ya que su poder calorífico es suficiente para calentar, iluminar o producir electricidad de manera similar que con combustibles fósiles no renovables (Indrawan *et al.*, 2018). Adicionalmente, se genera un efluente llamado digestato, el cual, de acuerdo con su importante contenido de nitrógeno, fósforo y potasio, cubre las características de mejorador de suelo y fertilizante líquido orgánico (Parralejo *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2018).

Con respecto a la fermentación oscura es una etapa intermedia del proceso de digestión anaerobia, en la que es posible producir H₂ por medio de la inhibición de los microorganismos metanogénicos (Strazzera *et al.*, 2018; Zhou *et al.*, 2018). Los procesos de fermentación oscura y digestión anaerobia son sensibles a perturbaciones ambientales, responsables de modificar las rutas metabólicas involucradas de los diferentes grupos de microorganismos que trabajan en secuencia para la producción de hidrógeno y metano, por lo que es indispensable mantener un ambiente que ofrezca condiciones favorables para incrementar la eficiencia global de los procesos.

La generación de H₂ ocurre a partir de la fermentación de monosacáridos mediante la acción de bacterias fermentativas y por oxidación de ácidos grasos volátiles a través de bacterias homoacetogénicas (Meena *et al.*, 2020; Strazzera *et al.*, 2018; Yang y Wang, 2018; Zhou *et al.*, 2018). Adicionalmente, se genera un efluente rico en ácido acético (precios en el mercado de 600 dólares americanos/ton, USD/ton), ácido propiónico (2000 USD/ton), ácido butírico (2163 USD/ton) y etanol (Cieciura-Włoch *et al.*, 2020; Dinesh *et al.*, 2018). Estos subproductos tienen un valor agregado, adicional al hidrógeno, los cuales pueden ser comercializados como insumos dentro de la industria farmacéutica, alimentaria o bien como sustrato para la producción de metano en combinación con el proceso de digestión anaerobia (Atsoy *et al.*, 2018; Karthikeyan *et al.*, 2018).

Actualmente las investigaciones sobre la producción de hidrógeno o metano a partir del nejayote son muy limitadas (España-Gamboa *et al.*, 2018). Del Angel-Acosta *et al.* (2021) evaluaron la capacidad de producción de H₂ por medio del proceso de fermentación oscura a partir de nejayote (30g DQO/L) con un inóculo tratado térmicamente (3 gSSV/L) en reactores en lote con un volumen de operación, tiempo de reacción, pH (ajustado) y una temperatura de 0.08 L, 21 h, 6 y 35°C, respectivamente. El análisis de la comunidad microbiana reveló la presencia de los géneros *Clostridium* y *Burkholderia* responsables de la producción de hidrógeno, alcanzando valores de 302 mL/día con una remoción de 20.4% en términos de DQO.

En la Tabla 2 se muestra las investigaciones relacionadas con el aprovechamiento del nejayote en combinación con un co-sustrato, alcanzando rendimientos desde 49.3 hasta 239.2 mLH₂/gDQO, con una fracción de hidrógeno superior al 65% contenida en el biogás. Diversas investigaciones han establecido que la eficiencia, rapidez de reacción, producción, calidad, cantidad y rendimiento de biogás, se encuentran influenciados directamente por variables de proceso, las cuales definen las

rutas metabólicas de los microorganismos responsables de la producción de energía, destacando a la composición del sustrato, tipo y operación del reactor, tiempo de retención hidráulica (TRH), tiempo de retención de sólidos (TRS), carga orgánica, temperatura y pH, (Meena *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2019; Strazzera *et al.*, 2018; Yang y Wang, 2018; Zhou *et al.*, 2018).

En la Tabla 3 se presentan las variables de proceso recomendadas para alcanzar la mejor producción de biogás mediante los procesos de digestión anaerobia y fermentación oscura.

Tabla 2. Producción de hidrógeno de nejayote en combinación con otro sustrato

Sustrato	pH	Alimentación (gDQO/L)	Tiempo de reacción (h)	Rendimiento (mLH ₂ /gDQO)	Productividad (mLH ₂ /Lr/h)	Volumen acumulado (mLH ₂)	%H ₂ (v/v)	Remoción (%DQO)	Referencia
V/N (80/20 ^a)	5.5	52.8	96.4	115 ^b 1.4 ^c 239.2	107	-	71	27.5	Gracia- Depraect <i>et al.</i> , 2017
V/N (80/20 ^a)	6.5 y 5.8 ^d	61.9	175	2.7 ^c 204.6	4.8	2516.5	68	19.8	García- Depraect <i>et al.</i> , 2019
V/N (80/20 ^a)		52.7	175	159.7	4.4	2315.1	71	27.5	Depraect <i>et al.</i> , 2019
ARC/N (35/65 ^e)	4.9	29.3	500	49.3	6.5	260	-	20.6	Del Angel- Acosta <i>et al.</i> , 2021

En los casos de estudio la temperatura de operación fue de 35°C y el tipo de operación de los reactores fue en lote. N: Nejayote; V: Vinazas; ARC: Aguas Residuales de Cervecería; a: Relación peso/peso (Vinaza/ Nejayote); b: NmLH₂/ gSVAGREGADO; c: LH₂/L_{VINAZA} AÑADIDO; d: Las primeras 29 horas se mantuvo el pH a 6.5 a partir de la hora 30 se manejó un valor del pH 5.8; e: Relación volumen/volumen (Aguas residuales de Cervecería/Nejayote).

Tabla 3. Parámetros de operación de la digestión anaerobia y fermentación oscura

Proceso	Digestión anaerobia			Fermentación oscura
	Variable	Valor	Referencia	
pH	6.8 -7.5	Zhang <i>et al.</i> , 2018	4.5 - 6.5	Cieciura-Włoch <i>et al.</i> , 2020; Dinesh <i>et al.</i> , 2018; Delavar y Wang, 2021
Tamaño de partícula	< 5 mm	Phun <i>et al.</i> , 2018	Menor a 5 mm	Castillo-Hernández <i>et al.</i> , 2015
Temperatura	20 - 40°C 50 - 80°C	Kumar y Samadder <i>et al.</i> , 2020	35 - 37°C 55 - 60°C	Zhang <i>et al.</i> , 2019; Yun <i>et al.</i> , 2018;
TRH	10 - 30 d	Bułkowska y Pokój, 2022	4 - 144 h	Jarunglumlert <i>et al.</i> , 2018; Moreno-Andrade <i>et al.</i> , 2015.
TRS	10 - 15 d	López <i>et al.</i> , 2017	16 - 60 d	Santiago <i>et al.</i> , 2019
Carga orgánica	1.2 - 15 g SV/L/d	Phun <i>et al.</i> , 2018	8 y 38 gSV/L/d 20 y 64 g DQO/L/d	De Gioannis <i>et al.</i> , 2013
	2.2 - 33.7 g DQO/L/d	Zhang <i>et al.</i> , 2019	Cerca de la sobrecarga	Torres-Zúñiga <i>et al.</i> , 2018; Dhanya <i>et al.</i> , 2020

Valorización energética del nejayote por producción de biogás

A partir del valor promedio de 33.2 g DQO/L reportado en la Tabla 1, se realizó una estimación del potencial energético del nejayote en un digestor anaerobio convencional de 2.5 m³ de capacidad en estado estacionario. Dicho sistema se contempla para ser implementado a un nivel local, es decir, para incluirlo dentro del funcionamiento general microempresas de procesamiento de maíz (por ejemplo, tortillerías locales), la cual puede llegar a producir hasta 2 m³ de nejayote diariamente. El digestor anaerobio considera una carga inicial de 28.9 kg DQO y una remoción de DQO del 70% como se ilustra en la Figura 3.

A partir de 23.2 kg DQO transformado a metano y a biomasa, considerando una fracción de metano de 70% contenida en el biogás, es posible la producción de 5.5 m³CH₄. El potencial energético del nejayote puede alcanzar hasta 20.4 kWh/m³. Cabe mencionar que la energía requerida para elevar la temperatura del sustrato a las condiciones mesofílicas establecidas en el proceso equivale a sólo el 22 % del total de energía generada por el sistema. Por lo anterior, se cuenta con una disponibilidad del 78% de energía en excedente, que puede ser utilizada para cubrir el requerimiento energético de los equipos dinámicos y servicios auxiliares que son indispensables para el funcionamiento del sistema de producción de metano como también direccionar la energía producida a otras actividades indispensables que se llevan a cabo dentro de las empresas como tortillerías, harineras, etc.

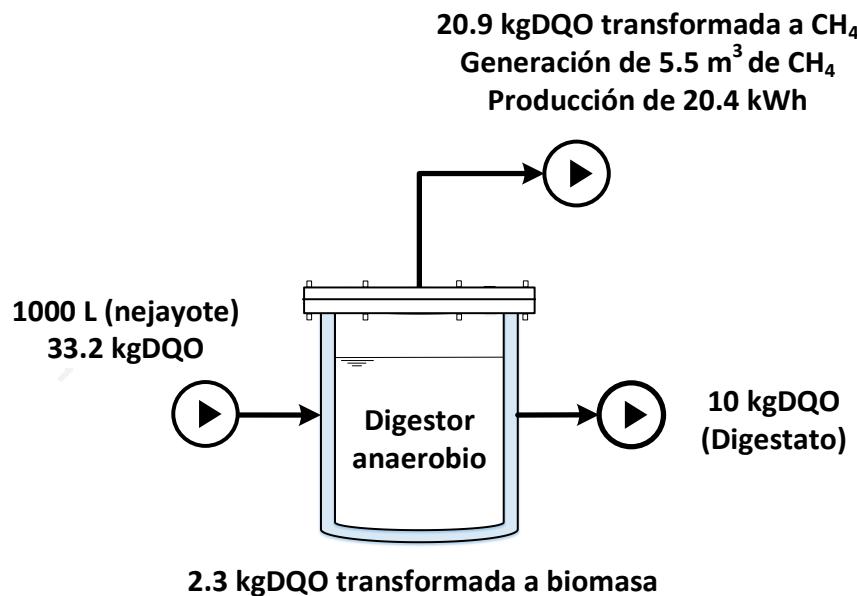


Figura 3. Balance másico del nejayote para la producción de metano

Los primeros estudios enfocados en el proceso de digestión anaerobia a partir del nejayote se centraron en el tratamiento del residuo sin centrarse en la optimización de la producción del biogás. Civit *et al.* (1984) estudiaron un sistema de producción de metano integrado por cinco reactores en cascada de lecho empacado con un volumen de trabajo de 23.3 L a una temperatura de 34°C, modificando los valores de TRH de 1 a 23 días, en la parte superior de cada reactor se almacenó y cuantificó el biogás generado. Se consideró una carga orgánica de alimentación de 0.5-1.7 kgDQO/m³/d, con la cual se logró una remoción del 92.6% en términos de DQO y una producción máxima de 60 L de biogás.

En el caso de González-Martínez *et al.* (1984) utilizaron un reactor anaerobio de mezcla completa, lodos activados, reactor de película fija aeróbica sumergida y un reactor de lecho empacado para remover la materia orgánica presente en el nejayote, logrando una remoción en términos de DQO de 31, 90 ,68 y 91%, respectivamente. Lo anterior para establecer el tratamiento idóneo para este tipo de agua residual. Se identificó que el tratamiento con lodos activados es un proceso viable para el nejayote, ya que alcanzó la segunda mayor remoción de materia orgánica con un TRH de 2.5 días. Sin embargo, el tratamiento por medio de un reactor de lecho empacado, además al alto porcentaje de remoción de DQO, generó biogás con un porcentaje de CH₄ del 58%, es decir, además de la estabilización del agua residual se produce un gas con importante valor agregado.

La mayoría de las investigaciones se centran en el aprovechamiento del metano, pero en el caso de Ferreira-Rolón *et al.* (2014), utilizaron el dióxido de carbono generado en el proceso como pretratamiento para precipitar un 50% de calcio contenido en el nejayote, estableciendo que la actividad metanogénica puede descender 20 veces al no eliminarlo. La evaluación de la producción de metano se realizó en un reactor de flujo ascendente con un volumen de operación de 1.9 L inoculado con lodo granular con 28.8 gSSV/L a una temperatura, TRH y pH de 32°C, 1 y 8 días, respectivamente. Para lo anterior se diluyó el nejayote con agua residual municipal a diferentes cargas orgánicas (de 1 a 3 KgDQO/m³), alcanzando una productividad de biogás de 2.45 L/L_{reactor}/d con una fracción de metano del 0.8 y una remoción del 83% en términos de DQO. Lo anterior se logró debido a la aplicación de un pretratamiento, el cual consistió en la precipitación de calcio mediante el burbujeo con dióxido de carbono durante 35 minutos.

Por otra parte, España-Gamboa *et al.*, (2018) analizaron el incremento en la producción de metano a través del proceso de digestión anaerobia en dos etapas a partir del nejayote. La operación de la primera etapa se realizó en un reactor de columna empacada con un volumen de operación de 3 L como un pretratamiento para hidrolizar el nejayote y optimizar la fase acidogénica. El efluente de la primera etapa, con una carga orgánica de 1.9gDQO/L/d, fue alimentado a la segunda etapa, a un reactor de flujo ascendente para la producción de metano con un volumen de operación de 2.8 L,

operado bajo condiciones de temperatura, TRH y pH de 37°C, 9.2 días y 6.8-7.4, respectivamente. La operación del sistema en dos etapas alcanzó una remoción del 96% en términos de DQO, un rendimiento de 282 LCH₄/kgDQO y una fracción de metano de 0.84 contenida en el biogás.

Finalmente, Valero *et al.*, (2018) implementaron una estrategia que se plasma en la Tabla 4, la cual aumenta la producción de metano a partir del nejayote, adicionando carbón activado granular (GAC), para promover la transferencia directa de electrones entre bacterias del género *Geobacter*, *Proxilibacter*, *Bacteroides*, y *Syntrophomonas*. Logrando incrementar el rendimiento metano de 34% respecto la relación nejayote/inóculo y 54% inoculando el reactor con una biopelícula de CAG durante 10 días, alcanzando una remoción superior al 98% en términos de DQO.

Tabla 4. Producción de metano a partir de nejayote con la adición de un material conductor

Condición de experimentos	pH	Concentración de nejayote (gDQO/L)	Tipo de operación	Nivel de operación (L)	Rendimiento (LCH ₄ /KgSV)	% CH ₄	Remoción (% DQO)
¹ N/I/	7.3				222	64	96.6
¹ N/I/CAG	7.2	15443	Lote	0.11	297	71	98.0
¹ N/I/CAG ^f	7.3				342	77	98.6

N: Nejayote; I: Inóculo, CAG: Carbón Orgánico Granular; f: Antes de comenzar el experimento se realizó una incubación previa de 10 días. ¹ Valero *et al.*, 2018

Por lo anterior y a pesar de la limitada información existente, se ha demostrado la factibilidad de usar procesos biológicos anaerobios como estrategia para la valorización energética del nejayote. Estos procesos ofrecen remociones del 50% hasta el 95% en términos de DQO y fracciones de metano e hidrógeno de 0.91 y 0.71, respectivamente. El aprovechamiento de esta agua residual debe ser considerada en la inclusión a la economía circular, la cual está asociada a la transformación de residuos en nuevos productos de importante valor agregado (Pratt, 2022).

Es necesario explorar la implementación de diferentes estrategias para incrementar la producción energética como la codigestión con sustratos complementarios, adición de metales en concentraciones traza, adición de enzimas, optimización de parámetros de proceso o control automático por mencionar algunos (Alavi-Borazjani *et al.*, 2022).

Conclusiones

Generalmente, el agua residual del proceso de nixtamalización presenta valores altos de pH y DQO (superiores a 10 y 33.2 g/L, respectivamente) y al ser descargada inadecuadamente al drenaje y al suelo sin ningún tratamiento previo, provoca problemas de contaminación de mantos freáticos y en algunos casos muerte de organismos acuáticos y terrestres.

Sin embargo, existe limitada información sobre tratamiento y la posible valorización energética del nejayote a través del proceso de digestión anaerobia. Se han logrado establecer rendimientos de hasta 282 mLCH₄/gDQO y 49.3 mLH₂/gDQO, con una remoción de DQO del 95%, y fracciones de metano e hidrógeno contenidas en el biogás de 0.91 y 0.71, respectivamente. El potencial energético del nejayote, puede alcanzar hasta 20.4 kWh/m³ utilizando procesos complementarios, por lo que es necesario establecer estrategias de aprovechamiento y atender directamente la problemática social y ambiental que representa el nejayote, ofreciendo alternativas de mejora en la eficiencia, rapidez de reacción y calidad de biogás para su futura valorización generalizada tanto a nivel industrial como en microempresas de la transformación del maíz.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de la DGAPA-UNAM a través del proyecto IN102722.

Referencias bibliográficas

- Acosta-Estrada, B. A., Gutiérrez-Uribe, J. A., Serna-Saldívar, S. O. (2014) Bound phenolics in foods, a review. *Food Chemistry*, **152**, 46–55. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.11.093>
- Acosta-Estrada, B. A., Villega-Castrejón, J., Pérez-Carrillo, E., Gómez-Sánchez, C. E., Gutiérrez-Uribe, J. A. (2019) Effects of solid-state fungi fermentation on phenolic content, antioxidant properties and fiber composition of lime cooked maize by-product (nejayote). *Journal of Cereal Science*, **90**, 102837. <https://doi.org/10.1016/j.jcs.2019.102837>
- Alavi-Borazjani, S. A., Capela, I., Tarelho, L. A. (2020) Over-acidification control strategies for enhanced biogas production from anaerobic digestion: A review. *Biomass and Bioenergy*, **143**, 105833. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105833>
- Andrio, D., Asmura, J., Yenie, E., Putri, K. (2019) Enhancing BOD₅/COD ratio co-substrate tofu wastewater and cow dung during ozone pretreatment, *MATEC Web of Conferences*, **276**, 06027. <https://doi.org/10.1051/matecconf/201927606027>
- Atasoy, M., Eyice, O., Schnürer, A., Cetecioglu, Z. (2019) Volatile fatty acids production via mixed culture fermentation: Revealing the link between pH, inoculum type and bacterial composition. *Bioresource Technology*, **292**, 121889. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121889>
- Bolzonella, D., Battista, F., Cavinato, C. (2018) Recent developments in biohythane production from household food wastes: A review, *Bioresource Technology*, **257**, 311-319. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.092>

- Buitimea-Cantúa, N. E., Antunes-Ricardo, M., Gutiérrez-Uribe, J. A., del Refugio Rocha-Pizaña, M., de la Rosa-Millán, J., Torres-Chávez, P. I. (2020). Protein-phenolic aggregates with anti-inflammatory activity recovered from maize nixtamalization wastewaters (nejayote), *LWT*, **134**. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2020.109881>
- Bułkowska, K., Pokój, W. M. R., (2022) Enhancement of biogas production from cattle manure using glycerine phase as a co-substrate in anaerobic digestion, *Fuel*, **317**, 123456. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.123456>
- Castillo-Hernández, A., Mar-Alvarez, I., Moreno-Andrade, I. (2015) Start-up and operation of continuous stirred-tank reactor for biohydrogen production from restaurant organic solid waste, *Hydrogen Energy*, **40**(48), 17239-17245. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2015.04.046>
- Castro-Muñoz, R., Fila, V., Durán-Páramo, E. (2017) A Review of the Primary By-product (Nejayote) of the Nixtamalization During Maize Processing: Potential Reuses, *Waste and Biomass Valorization*, **10**(1), 13–22. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0029-4>
- Chai, W. S., Tan, W. G., Halimatul Munawaroh, H. S., Gupta, V. K., Ho, S. H., Show, P. L. (2021) Multifaceted roles of microalgae in the application of wastewater biotreatment: A review. *Environmental Pollution*, **269**, 116236. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116236>
- Cieciura-Włoch, W., Borowski, S., Otlewska, A. (2020) Biohydrogen production from fruit and vegetable waste, sugar beet pulp and corn silage via dark fermentation, *Renewable Energy*, **153**, 1226-1237. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.085>
- Civit, E., De Bazúa, C. D., Engelmann, G., González, S., Hartmann, L. (1984) Anaerobic treatment of maize processing wastewater (Nejayote) in a packed bed reactor cascade. *Environmental Technology Letters*, **5**(1–11), 89-96. <https://doi.org/10.1080/0959338409384257>
- CONABIO Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (2022) Fecha de publicación: 25de marzo del 2022. Nixtamalización; la vía para aumentar el valor nutrimental del maíz <https://www.facebook.com/CONABIO/videos/993576254867896>
- CONABIO, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (2021) Razas de maíz de México, 08 de octubre del 2021, Fecha de acceso: 02 febrero del 2021. Disponible en: <https://www.biodiversidad.gob.mx/diversidad/alimentos/maices/razas-de-maiz>
- CONAGUA, Comisión Nacional del Agua (2015) *Monitoreo de la Calidad del Agua en México*. 08 junio del 2015 Fecha de acceso 02 de noviembre 2021. Disponible en <https://www.gob.mx/conagua/documentos/monitoreo-de-la-calidad-del-agua-en-mexico>
- Crini, G., Lichtfouse, E. (2019) Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters*, **17**, 145–155. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0785-9>
- Delavar, M.A., Wang, J. (2021) Numerical investigation of pH control on dark fermentation and hydrogen production in a microbioreactor, *Fuel*, **292**, 120355. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.120355>
- De Gioannis, G., Muntoni, A., Polettini, A. (2013) A review of dark fermentative hydrogen production from biodegradable municipal waste fractions, *Waste Management*, **33**(6), 1345-1361. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.02.019>
- Del Angel-Acosta, Y. A., Alvarez, L. H., Garcia-Reyes, R. B., Carrillo-Reyes, J., Garcia-Gonzalez, A., Meza-Escalante, E. R. (2021) Co-digestion of corn (nejayote) and brewery wastewater at different ratios and pH conditions for biohydrogen production, *International Journal of Hydrogen Energy*, **46**(54), 27422-27430. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2021.05.208>
- Dhanya, B., Mishra, A., Chandel, A. K., Verma, M. L. (2020) Development of sustainable approaches for converting the organic waste to bioenergy, *Science of The Total Environment*, **723**, 138109. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138109>
- Díaz-Montes, E., Barragán-Huerta, B.E., Yáñez-Fernández, J. (2018) Identification and Evaluation of Antioxidant Activity of Hydroxycinnamic Acids Extracted by Ultrafiltration from Three Varieties of Mexican Maize, *Waste Biomass Valorization*, **11**, 1799–1808. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0420-9>

- Díaz-Montes, E., Castro-Muñoz, R. (2022) Analyzing the phenolic enriched fractions from Nixtamalization wastewater (Nejayote) fractionated in a three-step membrane process. *Current Research in Food Science*, **5**, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.crcfs.2021.11.012>
- Dominguez-Hernández, M. E., Zepeda-Bautista, R., Dominguez-Hernandez, E., Valderrama-Bravo, M. D. C., Hernández-Simón, L. M. (2019) Effect of lime water – manure organic fertilizers on the productivity, energy efficiency and profitability of rainfed maize production. *Archives of Agronomy and Soil Science*, **66**(3), 370–385. doi: <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1616287>
- Elbeshbishi, E., Ranjan Dhar, B., Nakhla, Lee, H.-S. (2017) A critical review on inhibition of dark biohydrogen fermentation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **79**, 656-668. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.075>
- Escalante-Aburto, A., Mariscal-Moreno, R. M., Santiago-Ramos, D., Ponce-García, N. (2019) An Update of Different Nixtamalization Technologies, and Its Effects on Chemical Composition and Nutritional Value of Corn Tortillas. *Food Reviews International*, **36**(5), 456–498. <https://doi.org/10.1080/87559129.2019.1649693>
- España-Gamboa, E., Domínguez-Maldonado, J. A., Tapia-Tussell, R., Chale-Canul, J. S., Alzate-Gaviria, L. (2018) Corn industrial wastewater (nejayote): a promising substrate in Mexico for methane production in a coupled system (APCR-UASB). *Environmental Science and Pollution Research*, **25**(1), 712-722. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0479-z>
- Ferreira-Rolón, A., Ramírez-Romero, G., Ramírez-Vives, F. (2020). Granular sludges methanogenic activity increase due to CO₂ bubbling calcium precipitation over nejayote. *Revista Mexicana De Ingeniería Química*, **13**(2), 517-525.
- García-Depraet, O., Gómez-Romero, J., León-Becerril, E., López-López, A. (2017) A novel biohydrogen production process: Co-digestion of vinasse and Nejayote as complex raw substrates using a robust inoculum, *International Journal of Hydrogen Energy*, **42**(9), 5820–5831. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.11.204>
- García-Depraet, O., Rene, E. R., Gómez-Romero, J., López-López, A., León-Becerril, E. (2019) Enhanced biohydrogen production from the dark co-fermentation of tequila vinasse and nixtamalization wastewater: Novel insights into ecological regulation by pH, *Fuel*, **253**, 159–166. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.04.147>
- Gokfiliz-Yıldız, P., Karapınar, I. (2018) Optimization of particle number, substrate concentration and temperature of batch immobilized reactor system for biohydrogen production by dark fermentation, *International Journal of Hydrogen Energy*, **43**(23), 10655-10665. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.01.036>
- González-Martínez, S. (1984). Biological treatability of the wastewaters from the alkaline cooking of maize (Indian corn). *Environmental Technology Letters*, **5**(1–11), 365–372. <https://doi.org/10.1080/09593338409384287>
- Harder, B., Noyola, A., Durán-Hinojosa, U., Moreno-Andrade, I., Morgan-Sagastume, J. M., Alatriste-Mondragón, F., López-Hernández, J. E., Ramírez-Higareda, B. L., Castro-Martínez, M., Leyva-Huitrón, R. (2020) *Feedstock database for biogas in Mexico*. Fecha de acceso 13 agosto 2021. Disponible en https://ibtech.com.mx/uploads/medios/Feedstock%20database_final_230419.pdf
- Indrawan, N., Thapa, S., Wijaya, M. E., Ridwan, M., Park, D. H. (2018) The biogas development in the Indonesian power generation sector, *Environmental Development*, **25**, 85–99. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2017.10.003>
- Jarunglumlert, T., Prommuak, C., Putmai, N. (2018) Scaling-up bio-hydrogen production from food waste: Feasibilities and challenges, *International Journal of Hydrogen Energy*, **43**(2), 634-648. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.10.013>
- Kang, J. N., Wei, Y. M., Liu, L. C., Han, R., Yu, B. Y., Wang, J. W. (2020) Energy systems for climate change mitigation: A systematic review, *Applied Energy*, **263**, 114602. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114602>
- Karthikeyan, O. P., Trably, E., Mehariya, S., Bernet, N., W.C. Wong, J., Carrere, H. (2018) Pretreatment of food waste for methane and hydrogen recovery: A review, *Bioresource Technology*, **249**, 1025-1039. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.105>

- Kumar, A., Samadder, S. (2020) Performance evaluation of anaerobic digestion technology for energy recovery from organic fraction of municipal solid waste: A review, *Energy*, **197**, 117253. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.117253>
- Dinesh, G.K., Chauhan, R., Chakma, S. (2018) Influence and strategies for enhanced biohydrogen production from food waste, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **92**, 807-822. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.009>
- Li, L., Peng, X., Wang, X., Wu, D. (2018) Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability, *Bioresource Technology*, **248**, 20-28. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.012>
- López, E., Ramírez, B., Bayer, C. (2017). *Guía técnica para el manejo y aprovechamiento de biogás en plantas de tratamiento de aguas residuales*. 1a edición, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GIZ GMBH. México, 240. 47-65.
- López-Maldonado, E. A., Oropeza-Guzmán, M. T. (2021) Nejayote biopolyelectrolytes multifunctionality (glucuronoferulic acid arabinoxylans) in the separation of hazardous metal ions from industrial wastewater, *Chemical Engineering Journal*, **423**, 130210. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130210>
- López-Pacheco, I. Y., Carrillo-Nieves, D., Salinas-Salazar, C., Silva-Núñez, A., Arévalo-Gallegos, A., Barceló, D., Afewerki, S., Iqbal, H. M., Parra-Saldívar, R. (2019) Combination of nejayote and swine wastewater as a medium for *Arthrosphaera maxima* and *Chlorella vulgaris* production and wastewater treatment, *Science of The Total Environment*, **676**, 356-367. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.278>
- Meena, M., Yadav, G., Sonigra, P., Shah, M. (2021) A comprehensive review on application of bioreactor for industrial wastewater treatment, *Letters in Applied Microbiology*, **74**(2), 131–158. <https://doi.org/10.1111/lam.13557>
- Meena, R. A. A., Rajesh Banu, J., Yukesh Kannan, R., Yoganakshmi, K. (2020) Biohythane production from food processing wastes - Challenges and perspectives, *Bioresource Technology* **298**, 122449. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122449>
- Moreno-Andrade, I., Carrillo-Reyes, J., Santiago, S. G., Bujanos-Adame, M. C. (2015). Biohydrogen from food waste in a discontinuous process: Effect of HRT and microbial community analysis, *International Journal of Hydrogen Energy*, **40**(48), 17246-17252. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2015.04.084>
- Parralejo, A., Royano, L., González, J., González, J. (2019) Small scale biogas production with animal excrement and agricultural residues, *Industrial Crops and Products*, **131**, 307-314. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.01.059>
- Pérez; R. L. S. (2018) GRUMA: *Inicio de cobertura Septiembre/2018*, Grupo Financiero Monex, 10pp, 05 de septiembre del 2018, México, Fecha de acceso 14 diciembre 2021; Disponible en: [https://www.monex.com.mx/portal/download/reportes/Inicio%20de%20Cobertura%20de%20Gruma%20\(Septiembre%202018\).pdf](https://www.monex.com.mx/portal/download/reportes/Inicio%20de%20Cobertura%20de%20Gruma%20(Septiembre%202018).pdf)
- Phun, C., Lim, L. Y., Lee, C. T. (2018) The characterisation and treatment of food waste for improvement of biogas production during anaerobic digestion – A review, *Journal of Cleaner Production*, **172**, 1545-1558. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.199>
- Pratt, A. C. (2022) Toward circular governance in the culture and creative economy: Learning the lessons from the circular economy and environment. *City, Culture and Society*, **100450**. <https://doi.org/10.1016/j.ccs.2022.100450>
- Ramírez-Araujo, H., Gaytán-Martínez, M., Reyes-Vega, M. L. (2019) Alternative technologies to the traditional nixtamalization process: Review. *Trends in Food Science & Technology*, **85**, 34-43. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.12.007>
- Ramírez-Jiménez, A. K., Castro-Muñoz, R. (2020) Emerging techniques assisting nixtamalization products and by-products processing: an overview, *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, **61**(20), 3407–3420. <https://doi.org/10.1080/10408398.2020.1798352>

- Ribas-Agustí, A., Martín-Beloso, O., Soliva-Fortuny, R., Elez-Martínez, P. (2017) Food processing strategies to enhance phenolic compounds bioaccessibility and bioavailability in plant-based foods. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, **58**(15), 2531–2548. <https://doi.org/10.1080/10408398.2017.1331200>
- Rosentrater, K. A. (2006) A review of corn masa processing residues: Generation, properties, and potential utilization. *Waste Management*, **26**(3), 284–292. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.03.010>
- SAGARPA, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (2017) *Planeación agrícola nacional 2017-2030*, 28pp, 14 de septiembre del 2017, México. Fecha de acceso: 25 de enero del 2022; Disponible en: <https://www.gob.mx/agricultura/acciones-y-programas/planeacion-agricola-nacional-2017-2030-126813>
- Santiago, S. G., Morgan-Sagastume, J. M., Monroy, O., Moreno-Andrade, I. (2019) Biohydrogen production from organic solid waste in a sequencing batch reactor: An optimization of the hydraulic and solids retention time, *International Journal of Hydrogen Energy*, **45**(47), 25681-25688. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.11.224>
- Santiago-Ramos, D., Figueira-Cárdenas, J. D. D., Mariscal-Moreno, R. M., Escalante-Aburto, A., Ponce-García, N., Vélez-Medina, J. J. (2018) Physical and chemical changes undergone by pericarp and endosperm during corn nixtamalization-A review, *Journal of Cereal Science*, **81**, 108–117. <https://doi.org/10.1016/j.jcs.2018.04.003>
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2022) *Norma Oficial Mexicana NOM-001- SEMARNAT-2021*, Diario Oficial de la Federación, viernes 11 de marzo 2022.
- Serna-Saldivar, S. O. (2021) Understanding the functionality and manufacturing of nixtamalized maize products. Sergio O. Serna-Saldivar (EdS) *Journal of Cereal Science*, **99**, 103205. <https://doi.org/10.1016/j.jcs.2021.103205>
- Strazzera, G., Battista, F., Herrero García, N., Frison, N., Bolzonella, D. (2018) Volatile fatty acids production from food wastes for biorefinery platforms: A review, *Journal of Environmental Management*, **226**, 278-288.doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.039>
- Torres-Zúñiga, I., Villa-Leyva, A., Vargas, A. B. (2018) Experimental validation of online monitoring and optimization strategies applied to a biohydrogen production dark fermenter, *Chemical Engineering Science*, **190**, 48-59. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2018.05.039>
- Valderrama-Bravo, C., Fuentes-Prado, E., Porras-Godínez, M., Ramírez-Ortiz, M., Reyna-Granados, M., Gutiérrez-Cortez, E. (2022) Mechanical separation of a nixtamalization by-product (nejayote) and scaling of filtration conditions from a pilot filter to a press filter of higher área, *Journal of Food Engineering*, **111058**.doi: <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2022.111058>
- Valderrama-Bravo, C., Gutiérrez-Cortez, E., Contreras-Padilla, M., Rojas-Molina, I., Mosquera, J. C., Rojas-Molina, A., Beristain, F., Rodríguez-García, M. E. (2012) Constant pressure filtration of lime water (nejayote) used to cook kernels in maize processing. *Journal of Food Engineering*, **110**(3), 478–486. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2011.12.018>
- Valero, D., Rico, C., Canto-Canché, B., Arturo Domínguez-Maldonado, J., Tapia-Tussell, R., Cortes-Velazquez, A., Alzate-Gaviria, L. (2018) Enhancing Biochemical Methane Potential and Enrichment of Specific Electroactive Communities from Nixtamalization Wastewater using Granular Activated Carbon as a Conductive Material, *Energies*, **11**(8), 2101. <https://doi.org/10.3390/en11082101>
- Wang, S., Wang, J., Li, J., Hou, Y., Shi, L., Lian, C., Shen, Z., Chen, Y. (2021) Evaluation of biogas production potential of trace element-contaminated plants via anaerobic digestion. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **208**, 111598. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111598>
- Xu, F., Lia, Y., Gea, X., Yang, L., Li, Y. (2018) Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities, *Bioresource Technology* **247**, 1047-1058. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.020>
- Yadav, M., Joshi, C., Paritosh, K., Thakur, J., Pareek, N., Masakapalli, S. K., Vivekanand, V. (2022) Organic waste conversion through anaerobic digestion: A critical insight into the metabolic pathways and microbial interactions, *Metabolic Engineering*, **69**, 323–337. <https://doi.org/10.1016/j.ymben.2021.11.014>

- Yang, G., Wang, J. (2018) Various additives for improving dark fermentative hydrogen production: A review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **95**, 130-146. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.07.029>
- Yun, Y.-M., Lee, M.-K., Im, S.-W., Marone, A., Trably, E., Shin, S.-R. (2018) Biohydrogen production from food waste: Current status, limitations, and future perspectives, *Bioresource Technology*, **248**, 79-87. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.107>
- Zhang, D., Strawn, M., Novak, J. T., Wang, Z.-W. (2018) Kinetic modeling of the effect of solids retention time on methanethiol dynamics in anaerobic digestion, *Water Research*, **138**, 301-311. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.035>
- Zhang, L., Loh, K.-C., Zhang, J. (2019) Enhanced biogas production from anaerobic digestion of solid organic wastes: Current status and prospects, *Bioresource Technology Reports*, **5**, 280-296. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2018.07.005>
- Zhou, M., Yan, B., Wongc, J. W., Zhang, Y. (2018) Enhanced volatile fatty acids production from anaerobic fermentation of food waste: A mini-review focusing on acidogenic metabolic pathways, *Bioresource Technology*, **248**, 68-78. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.121>
- Valderrama-Bravo, C., López-Ramírez, Y., Jiménez-Ambriz, S., Oaxaca-Luna, A., Domínguez-Pacheco, A., Hernández-Aguilar, C., Moreno-Martínez, E. (2015) Changes in chemical, viscoelastic, and textural properties of nixtamalized dough with nejayote, *LWT - Food Science and Technology*, **61**(2), 496–502. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2014.12.038>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AVALIAÇÃO TÉCNICA DE MEDIDA DE MANEJO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA PLUVIAL COM ORIFÍCIO REGULADOR DE VAZÃO

* João Marcos Bosi Mendonça de Moura ¹
Bruna Luiza Steffen ²

ASSENTEMENT OF SUSTAINABLE URBAN DRAINAGE SYSTEM WITH CONTROL PIPING

Recibido el 25 de mayo de 2022. Aceptado el 11 de octubre de 2022

Abstract

Compensatory techniques (CTs) are sustainable urban drainage system that temporarily reserve rainwater to reduce the risk of flash flooding. Most CT design methods do not consider the use of control piping, because they assume total infiltration of water into the soil. In this context, the study evaluated the hydraulic and hydrological impact of a CT with a control piping implanted in an urban area in the city of Blumenau, Santa Catarina state. An experimental module allowed estimating the flow rate of the control piping with a nominal diameter of 50 mm and a length of 1.50 meters. Puls's method was used to evaluate the reduction of the flood wave made by CT. The experiment showed that the discharge coefficient of the control piping was 0.60 ± 0.01 , being 10% lower than the value reported by the literature. It was estimated that the maximum flow rate reached by the control piping was 1.5 l/s. The TC reduced the contribution maximum flow of 16.8 l/s to 2.0 l/s. The analysis demonstrated the importance of the control piping verify for that the TCs contribute to the sustainable urban drainage management.

Keywords: rainwater, permeable pavement, piping control, sustainable urban drainage system.

¹ Departamento de Engenharia Civil, Campus Alto Vale, Universidade do Estado de Santa Catarina, Ibirama, Santa Catarina, Brasil.

² Departamento de Engenharia Civil, Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, Santa Catarina, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Civil, Universidade do Estado de Santa Catarina. Rua Dr. Getúlio Vargas, 2822 - Bela Vista – Ibirama. CEP: 89.140-000. Brasil. Email: joao.moura@udesc.br

Resumo

Técnicas compensatórias (TCs) são medidas de manejo sustentável da água pluvial capazes de reservar temporariamente a água pluvial para fins de redução do risco de inundação brusca. A maior parte dos métodos de concepção de TCs não considera o uso de orifícios reguladores de vazão, porque pressupõem infiltração total da água no solo. Nesse contexto, o estudo avaliou o impacto hidráulico e hidrológico de uma TC com orifício regulador de vazão implantada em lote urbano no município de Blumenau, Santa Catarina. Um módulo experimental permitiu estimar a vazão do orifício regulador com diâmetro nominal de 50 mm e comprimento de 1.50 metros. A aplicação do método de Puls possibilitou avaliar o amortecimento da onda de cheia promovido pela TC. O experimento apontou que o coeficiente de descarga do orifício regulador de vazão foi de 0.60 ± 0.01 , sendo 10% menor que o valor reportado na literatura. Estimou-se que a vazão máxima alcançada pelo orifício foi de 1.5 l/s. A TC reduziu a vazão máxima de contribuição do lote de 16.8 l/s para 2.0 l/s. A análise demonstrou a importância da verificação da vazão do orifício regulador para que as TCs contribuam efetivamente com o manejo sustentável da água pluvial.

Palavras-chave: água da chuva, drenagem, manejo sustentável de água pluvial, orifício regulador, pavimento permeável.

Introdução

As inundações bruscas são os desastres socioambientais que provocaram os maiores danos ao estado de Santa Catarina entre os anos de 1995 e 2014 (CEPED/UFSC, 2016). A abordagem tradicional de enfrentamento desses eventos danosos tem se mostrado limitada, porque prioriza medidas que levam à rápida expulsão da água drenada, transferindo impactos negativos para regiões a jusante da bacia hidrográfica (Righetto, 2009).

Uma abordagem sustentável (*Sustainable Urban Drainage Systems*) é criada em meados da década de 80 como alternativa à abordagem tradicional (Gonçales e Texeira, 2021). Ela leva em conta vários princípios incorporados posteriormente na Política Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 1997), dentre eles:

- A bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento (*Integrated River Basin Management*);
- A manutenção das condições hidrológicas naturais das cidades (*zero negative impact*);
- A reservação da água em detrimento da sua rápida expulsão.

Esses princípios se materializam com a concepção e o uso das técnicas compensatórias (TCs) de manejo de água pluvial, como: pavimentos permeáveis, trincheiras de infiltração, poços de infiltração, jardins de chuva e reservatórios de detenção. As TCs recebem e reservam a chuva excedente, “compensando” o aumento do escoamento superficial ocasionado pela impermeabilização do solo nos espaços urbanos (Malutta *et al.*, 2021).

A reservação da água pluvial é o processo que permite o amortecimento das ondas de cheia em eventos de chuva intensa. Deste modo, as TCs podem reduzir o risco de inundações bruscas em bacias hidrográficas pequenas e fortemente urbanizadas quando aplicadas em larga escala e integradas a outras medidas de conservação ambiental, planejamento urbano, monitoramento, alerta e educação ambiental (Montagna *et al.*, 2021).

A drenagem da água reservada se faz necessária quando o subleito apresenta baixa condutividade hidráulica ou quando, em contato com a água, o subleito é suscetível a produzir manifestações patológicas construtivas (Moura *et al.*, 2019). Também são empregados drenos quando se deseja conduzir a água pluvial para sistemas de aproveitamento (Silveira e Goldefum, 2007).

Vale ressaltar que o mecanismo de “compensação hidrológica” pode ser prejudicado caso os drenos apresentem uma vazão de saída grande demais, que impeça a reservação, ou pequena demais, que demande um grande volume a ser reservado. Portanto, o dimensionamento de drenos em TCs deve levantar em conta aspectos hidráulicos e hidrológicos.

As metodologias mais recentes relacionadas à concepção de TCs têm se resumido a determinação do volume de reservação, sem detalhar o processo de dimensionamento dos drenos, pressupondo infiltração total da água no subleito e vazão de saída constante (Silveira e Goldefum, 2007; ABNT, 2015). Chen *et al.* (2021) menciona várias pesquisas que se dedicam ao estudo de TCs em regiões de clima subtropical e nenhuma delas avalia o comportamento hidráulico de orifícios reguladores de vazão (drenos). Kesgin, Agaccioglu e Dogan (2020) investigaram o comportamento de drenos subterrâneos sob chuva simulada em campos esportivos, porém não discutem a calibração de parâmetros hidráulicos. Outras pesquisas que avaliam o comportamento hidráulico de orifícios e drenos acabam não contemplando o arranjo físico encontrado no interior de uma TC (Liang, Ma e Zheng, 2021; Vatankhah e Rafeifar, 2020; Kitsikoudis *et al.*, 2021; ; Rubinato *et al.*, 2017). Embora o estudo hidráulico de bocas de lobo seja encontrado em literatura recente, os resultados não se aplicam a drenos submetidos ao escoamento forçado (Gómez, Russo e Tellez-Alvarez, 2019; Cosco *et al.*, 2020).

Os municípios de Blumenau (Santa Catarina, Brasil) e Curitiba (Paraná, Brasil) têm sugerido a aplicação de uma tabela que correlaciona o volume de armazenamento da técnica compensatória com o diâmetro nominal requerido ao dreno (Blumenau, 2020; Curitiba, 2007). Contudo, não se apontam diretrizes para estimar a vazão produzida e muito menos se a considera como um *output* na análise hidrológica dos lotes urbanos. Nesse contexto, há estudos que propõem o emprego do método de Puls associado ao uso da equação de bocais para dimensionar hidráulicamente TCs com drenos, mas também não validam experimentalmente os parâmetros hidráulicos adotados (Baptista e Paz, 2018; Freire, Souza e Mannich, 2021).

Deste modo, o objetivo desta pesquisa é avaliar o impacto hidráulico e hidrológico de técnicas compensatórias com orifício regulador de vazão em um lote urbano. Conduziu-se um estudo experimental para estimar o coeficiente de descarga e a vazão do orifício regulador por meio da reprodução, em pequena escala, do sistema de reservação e drenagem de TCs. Os dados obtidos foram aplicados na análise do impacto hidráulico e hidrológico de um pavimento permeável hipoteticamente aplicado em um lote no município de Blumenau, Santa Catarina.

Metodologia

As duas principais etapas metodológicas da pesquisa são apresentadas na Figura 01. Na primeira etapa, o estudo experimental visou estimar o coeficiente de descarga, o que permitiu calcular a vazão do orifício regulador por meio da equação de bocais. Embora haja vários estudos sobre bocais, nenhuma das pesquisas os avalia nas condições encontradas nas TCs, isto é, com um sistema de drenos corrugados, perfurados, envoltos por manta geotêxtil e enterrados em camada granular (Azevedo Netto, 2015).

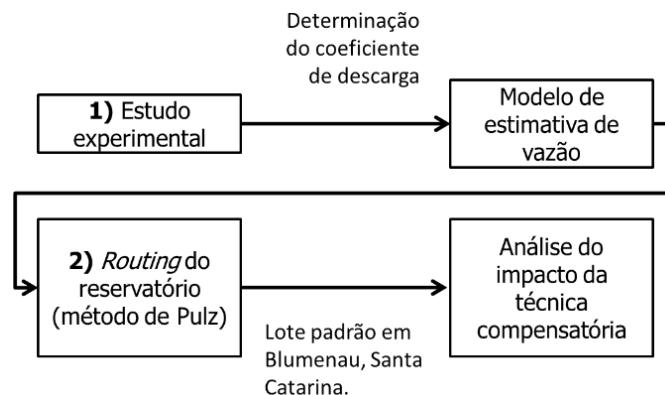


Figura 1. Fluxograma metodológico da pesquisa.

Na segunda etapa, simulou-se o impacto que uma TC com orifício regulador de vazão teria sobre as condições hidráulicas e hidrológicas de um lote com 360 m² localizado no município de Blumenau-SC (Figura 01). A simulação consistiu na aplicação de um *routing* hidrológico (método de Puls), o que permitiu validar o pré-dimensionamento da TC. Levou-se em conta que todo o escoamento superficial da área construída seria encaminhado para um pavimento permeável implantado no lote.

Estudo experimental

A determinação da descarga livre de uma TC pode ser feita aplicando a equação geral de descarga nos bocais em orifícios pequenos (Equação 1), onde:

$$Q = C_d \cdot A \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot h}$$

Equação 1

Sendo, Q (m^3/s) é a vazão, C_d (-) é o coeficiente de descarga, A (m^2) é a área da seção de escoamento, g (m/s^2) é a aceleração da gravidade, h (m) é a carga disponível, medida do centro do orifício até a superfície livre de água do reservatório.

O coeficiente de descarga corrige a redução da velocidade do escoamento e da vazão devido à contração da veia líquida na tubulação. O C_d pode ser estimado em função da relação entre o comprimento (L) e o diâmetro (D) da tubulação. Os valores recomendados de C_d variam devido às diferentes condições estabelecidas nos estudos experimentais (Azevedo Netto, 2015). Nesse trabalho, o coeficiente de descarga foi estimado a partir da medição do tempo de esvaziamento de um reservatório contido em uma caixa tronco-cônica de polietileno (Figura 02).

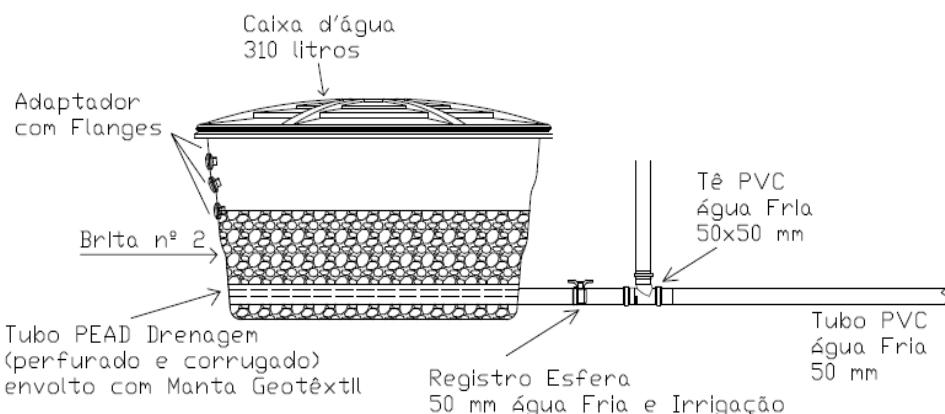


Figura 2. Módulo experimental para determinação do coeficiente de descarga de drenos em técnicas compensatórias.

Considerando que uma dada vazão de saída (Q) durante um intervalo dt , corresponde a um decréscimo de volume dV no reservatório tronco-cônico, temos que:

$$Q \cdot dt = dV \therefore Q \cdot dt = A_r \cdot dh \therefore \quad (\text{Equação 2})$$

$$C_d \cdot A \cdot \sqrt{2 \cdot g} \int_{t_1}^{t_2} dt = A_r \cdot \int_{h_1}^{h_2} \frac{dh}{\sqrt{h}} \quad (\text{Equação 3})$$

Sendo, $A_r = (\pi/3) \cdot (R^2 + R \cdot r + r^2)$, uma vez que o reservatório possui um formato de tronco de cone (Figura 02). Assim, para o esvaziamento total do reservatório:

$$C_d = \frac{4\pi}{A \cdot t} \sqrt{\frac{h}{2 \cdot g}} \left(\frac{[R-r]^2}{5} + \frac{r^2}{6} \right) \quad (\text{Equação 4})$$

Onde, C_d (-) é o coeficiente de descarga, A_r (m^2) é um fator associado ao volume de um tronco de cone, R (m) é o raio da circunferência superior do reservatório, r (m) é o raio da circunferência inferior do reservatório, t (s) é o tempo de esvaziamento, A (m^2) é a seção de escoamento, g (m/s^2) é a aceleração da gravidade e h (m) é a carga disponível.

Determinou-se o C_d por meio de dez medições do tempo de esvaziamento para um nível d'água de 20 cm (medido do centro do orifício até a superfície livre). O módulo experimental foi concebido para reproduzir as condições encontradas nas TCs, sendo formado por uma caixa de polietileno responsável por acondicionar a camada granular (brita nº 2) de reservação da água pluvial (Figuras 02 e 03). O índice de porosidade da camada granular foi determinado de acordo com a NBR 16.917 (ABNT, 2021a) e a NBR 16.972 (ABNT, 2021b).

O nível h (= 20 cm) corresponde à distância do centro do tubo de drenagem até a superfície livre de água no reservatório. Esse nível era controlado em cada medição por orifícios laterais (adaptadores com flanges) existentes na caixa (Figuras 02, 03a e 03b).



Figura 3. Módulo experimental: a) com camada granular e água; b) com camada granular e sem água; c) visualização do tubo de drenagem envolto por manta geotêxtil; d) detalhe do ponto de descarga livre.

Routing do reservatório

A propagação do escoamento em reservatórios (*routing*) foi realizada pelo método de Puls, o que permite pressupor que a vazão do orifício regulador varia em função do nível d'água existente no reservatório. O método é baseado no princípio da conservação da massa, desprezando a variação longitudinal da vazão e contribuições laterais (Tomaz, 2011). Deste modo, temos que:

$$(I_1 + I_2) + \left(\frac{2 \cdot S_1}{\Delta t} - O_1 \right) = \left(\frac{2 \cdot S_2}{\Delta t} + O_2 \right) \quad (\text{Equação 5})$$

Sendo, I_1 a vazão de entrada no tempo t , I_2 a vazão de entrada no tempo $t+1$, Δt o intervalo de tempo avaliado, S_1 o volume armazenado no tempo t , S_2 o volume armazenado no tempo $t+1$, O_1 a vazão de saída no tempo t e O_2 a vazão de saída no tempo $t+1$.

Considerando que os lotes urbanos formam bacias contribuintes relativamente pequenas, o hidrograma de entrada foi definido como triangular com tempo de pico (tp) de 5 minutos, conforme recomenda Porto (1995). Determinou-se a vazão máxima pelo método racional, onde:

$$Q_{\max} = \frac{C \cdot i \cdot A}{3,600} \quad (\text{Equação 6})$$

Sendo, Q_{\max} (l/s) vazão, C (-) coeficiente de escoamento superficial determinado conforme Tabela 01, A (m^2) área da bacia de contribuição e i (mm/h) intensidade da chuva, calculada para um período de retorno de 25 anos com base no estudo de Back e Bonetti (2014) – estação localizada em Blumenau-SC com código 02649007.

Tabela 1. Coeficiente de escoamento superficial - “C”.

Tipologia da área ocupada	Valor de “C”
Matas, parques e área preservada.	0.10
Gramado, jardins, vegetação rasteira, solo compactado.	0.30
Área edificada.	0.80
Área pavimentada.	0.95

Fonte: Adaptado de ASCE (1997 apud TOMAZ, 2011).

Com o hidrograma de entrada e o volume inicial de armazenamento, os termos I_1 , I_2 , O_1 e S_1 podem ser conhecidos. A correlação entre um volume armazenado S qualquer com a vazão de saída (O) do reservatório permite determinar as duas variáveis restantes (O_2 e S_2). O parâmetro Δt foi igual a $t_p/7$, conforme recomenda Tomaz (2011).

Resultados e discussão

Na primeira parte deste capítulo, apresentam-se os resultados do estudo experimental, enquanto que na segunda parte, apresentam-se os resultados obtidos com a avaliação do impacto da TC (pavimento permeável) em um lote no município de Blumenau-SC.

Estudo Experimental

Na Tabela 02 se observam os resultados alcançados com o teste do módulo experimental, o qual visou estimar o coeficiente de descarga de drenos em TCs. O valor médio de C_d foi igual a 0.60 ± 0.01 (Tabela 02) para uma relação L/D igual a 34 ($L = 1.50$ metros e $D = 0.044$ metros). Aplicando a Equação (1), temos que a vazão máxima alcançada pelo orifício regulador foi de 1.5 l/s. Nota-se que o desvio amostral foi pequeno, revelando boa reproduzibilidade das medições.

Tabela 2. Coeficiente de descarga medido em módulo experimental com nível d'água inicial de 20 cm (n = 10).

Parâmetros	t (s)	C_d (-)
\bar{x}	33.3	0.60
s	0.4	0.01

Nota: n = número de medições; t = tempo de esvaziamento;
 \bar{x} = média; s = desvio padrão amostral; C_d = coeficiente de descarga.

Na literatura, o valor de C_d para a mesma relação L/D é estimado em 0.66 (AZEVEDO NETTO, 2015), portanto, 10.0% maior que o valor obtido nesse estudo. A diferença pode ser explicada pela particularidade do experimento em relação às demais pesquisas, como o uso tubos poliméricos (PEAD e PVC), manta geotêxtil e reservatório com camada granular. A rigor, são aspectos que alteram as condições de escoamento e, portanto, modificam o coeficiente de descarga medido. A diferença no valor do C_d impacta a estimativa da vazão do dreno na mesma ordem de grandeza (equação 1). A sua correta estimativa permite uma mais precisa avaliação do impacto hidrológico de uma TC.

Concepção e análise da técnica compensatória

A análise de uma TC foi realizada em um lote localizado em Blumenau/SC com área total de 360 m^2 , sendo 60% da área ocupada pela edificação, 20% por área verde preservada e 20% por pavimento convencional. Considera-se que a vazão máxima que qualquer empreendimento pode produzir e encaminhar à rede pública de drenagem seja restringida a 64 l/(s.ha) e que a municipalidade avalie a situação para um período de retorno de 25 anos.

Se nenhuma medida de controle na fonte for realizada, a vazão máxima que o lote produzirá ($Q_{máx, lote}$) devido ao escoamento superficial pode ser calculada pelo método racional (Equação 6), conforme segue:

$$Q_{máx, lote} = \frac{0.73 \cdot 230 \frac{\text{mm}}{\text{h}} \cdot 360\text{m}^2}{3,600} = 16.8 \frac{\text{l}}{\text{s}}$$

Essa vazão supera a máxima permitida hipoteticamente pelo município ($Q_{máx, perm.}$), que seria de:

$$Q_{máx, perm.} = 64 \frac{\text{l}}{\text{s} \cdot \text{ha}} \cdot \frac{360\text{m}^2}{10,000 \text{ m}^2/\text{ha}} = 2.3 \frac{\text{l}}{\text{s}}$$

Constata-se que é preciso executar alguma medida de manejo da água pluvial no lote. A opção escolhida foi a de substituir o pavimento convencional por um pavimento permeável com camada granular de 20 cm de altura e índice de porosidade de 42%. Logo, o volume total de reserva (V) é de:

$$V = (360 \text{ m}^2 \cdot 20\%) \cdot 0,2 \text{ m} \cdot 42\% = 6,048 \text{ m}^3$$

Definiu-se que apenas o escoamento superficial da área construída será encaminhado ao pavimento permeável. O escoamento superficial produzido na área verde não será captado, evitando maior transporte de sedimentos à TC e a colmatação de seus poros.

Nesse novo cenário, a vazão produzida pelo lote resulta da soma da parcela escoada superficialmente ($Q_{esc.}$) pela área verde e da parcela descarregada pelo orifício regulador de vazão no interior do pavimento ($Q_{orif.}$). Deste modo:

$$Q_{máx, perm} \geq Q_{esc.} + Q_{orif.} \quad \therefore$$

$$2.3 \frac{\text{l}}{\text{s}} \geq \frac{0.10 \cdot 230 \frac{\text{mm}}{\text{h}} \cdot (360\text{m}^2 \cdot 20\%)}{3,600} + Q_{orif.} \quad \therefore$$

$$2.3 \frac{\text{l}}{\text{s}} \geq 0.5 \frac{\text{l}}{\text{s}} + Q_{orif.} \quad \therefore$$

$$Q_{orif.} \leq 1.8 \frac{\text{l}}{\text{s}}$$

Portanto, para atendimento da vazão de restrição, o orifício regulador deve produzir uma vazão menor ou igual a 1.8 l/s.

A aplicação do método de Puls permite verificar se essa condição é atendida, conforme mostra a Figura 04. Nela se observa o hidrograma de entrada (*input*) sobre o pavimento permeável e o hidrograma de saída (*output*) controlado pelo orifício regulador de vazão.

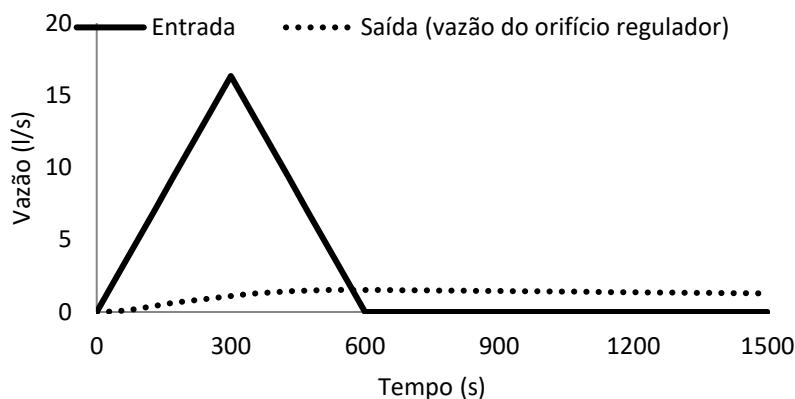


Figura 4. Hidrograma de entrada (escoamento superficial da área construída) e de saída (vazão do orifício regulador) do lote avaliado.

Para o cenário simulado, a vazão máxima alcançada pelo orifício regulador foi de 1.5 l/s, ou seja, valor menor que a vazão máxima permitida ao componente (1.8 l/s). Portanto, o lote não mais produziria uma vazão de 16.8 l/s e sim de 2.0 l/s ($0.5 + 1.5$ l/s) - queda de 840%. Trata-se de uma redução substancial que, caso seja ampliada para outros lotes, pode promover melhorias significativas para a gestão de risco de inundação brusca no município.

Importante ressaltar que a vazão de restrição poderia ser superada caso se optasse pelo uso de dois ou mais drenos. Aqui se releva a importância da verificação da vazão dos drenos como um *output* na análise hidrológica do lote. Do contrário, o amortecimento da onda de cheia poderia ser insuficiente e pouco eficaz para a redução do risco de inundação brusca.

A aplicação do método de Puls também permitiu constatar que o pavimento permeável foi pré-dimensionado adequadamente, já que o volume máximo de armazenamento alcançado na simulação foi de 4.338 m³, ou seja, inferior ao volume máximo pré-definido ao pavimento permeável (6.048 m³). Verificou-se que o tempo de esvaziamento do reservatório ($St = 0$) foi igual a 3.9 horas. Após este período, o pavimento permeável estaria preparado para o próximo evento de chuva intensa.

Conclusão

A presente pesquisa avaliou o impacto hidráulico e hidrológico de uma TC com orifício regulador de vazão, tendo em vista a sua aplicação hipotética na forma de um pavimento permeável sobre um lote em Blumenau-SC. O estudo experimental apontou divergência entre o coeficiente de descarga medido e o reportado pela literatura técnico-científica, o que demonstra a relevância da validação experimental de TCs com orifícios reguladores de vazão. Outras pesquisas podem abordar a estimativa da vazão para diferentes condições experimentais (alteração de diâmetros, materiais, extensão do dreno etc).

A avaliação hidráulica e hidrológica da TC em um lote urbano apontou uma redução significativa da onda de cheia, resgatando as condições hidrológicas “naturais”. Este estudo também demonstrou como o pré-dimensionamento da TC (incluindo os drenos) pode ser validado, garantindo uma redução substancial da vazão descarregada nos sistemas de drenagem e cursos d’água.

Ressalta-se a importância de que mais municípios definam critérios e parâmetros que permitam restringir o aumento do escoamento superficial ocasionado pela impermeabilização do solo nos lotes urbanos. Nesse sentido, a TC com orifício regulador de vazão pode mitigar os impactos negativos gerados pela impermeabilização do solo e contribuir para o manejo sustentável da água pluvial nas cidades.

Agradecimentos

À Universidade Regional de Blumenau (FURB) pelo financiamento da pesquisa.

Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2015). *NBR 16416 – Pavimentos permeáveis de concreto – Requisitos e procedimentos*. 24 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2021a). *NBR 16917: agregado graúdo: determinação da densidade e da absorção de água*. 6 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2021b). *NBR 16972: agregados: determinação da massa unitária e do índice de vazios*. 6 pp.
- Azevedo Netto, J. M. (2015). *Manual de hidráulica*. 9a ed. São Paulo: Blucher, Brasil, 632 pp.
- Back, A. J., Bonetti, A. V. (2014) Chuva de projeto para instalações prediais de águas pluviais de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 19(4), 260-267, 2014. Acesso em 20 de dezembro de 2021, disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/173/c069ef51691f6878eeaf2f67cee8859f_ae342d42d4f4443fc316cb0d10daca1c.pdf
- Baptista, V. S. G., Paz, A. R. da. (2018) Cost-efficiency analysis of a runoff detention reservoir with integrated hydraulic and structural dimensioning. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 23 (e36).: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170168>
- Blumenau (2020). *Manual de Drenagem. Requerimento – Condomínios*. Blumenau, 2p.

Brasil (1997) *Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997*. Acesso em 12 de outubro de 2021, disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm

CEPED/UFSC (2016). *Relatório de Danos Materiais e Prejuízos Decorrentes de Desastres Naturais no Brasil*. Universidade Federal de Santa Catarina. Acesso em 04 de junho de 2021, disponível em: <https://www.ceped.ufsc.br/relatorio-de-danos-materiais-e-prejuizos-decorrentes-de-desastres-naturais-no-brasil-1995-2014/>

Chen, S. S., Tsang, D. C., He, M., Sun, Y., Lau, L. S., Leung, R. W., Lau, E. S. C., Hou, D., Liu, A., Mohanty, S. (2021) Designing sustainable drainage systems in subtropical cities: Challenges and opportunities. *Journal of Cleaner Production*, **280**, 124418. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124418>

Cosco, C., Gómez, M., Russo, B., Tellez-Alvarez, J., Macchione, F., Costabile, P., Costanzo, C. (2020) Discharge coefficients for specific grated inlets. Influence of the Froude number. *Urban Water Journal*, **17**(7), 656-668. Acesso em 25 de setembro de 2022, disponível em: <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1811881>

Curitiba (2007). *Decreto nº 176/2007 – Dispõe sobre os critérios para implantação dos mecanismos de contenção de cheias*. Acesso em 09 de novembro de 2021, Acesso em 9 nov 2021, disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/pr/c/curitiba/decreto/2007/17/176/decreto-n-176-2007-dispoe-sobre-os-criterios-para-implantacao-dos-mecanismos-de-contencao-de-cheias>

Freire, F. B., Souza, R. C. C., Mannich, M. (2021) Design guidelines for on-site stormwater detention. *Ciência e Natura*, **43**, e70. <https://doi.org/10.5902/2179460X63494>

Gómez, M., Russo, B., Tellez-Alvarez, J. (2019) Experimental investigation to estimate the discharge coefficient of a grate inlet under surcharge conditions. *Urban Water Journal*, **16**(2), 85-91. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2019.1634107>

Gonçalves, L. S. M., Teixeira, B. A. do N. (2021) Identificação de publicações sobre dispositivos de drenagem urbana sustentáveis e chuvas de projeto, Simpósio Nacional de Gestão e Engenharia Urbana. Porto Alegre, Brasil. <https://doi.org/10.46421/singeurb.v3i00.1105>

Kesgin, E., Agaccioglu, H., Dogan, A. (2020) Experimental and numerical investigation of drainage mechanisms at sports fields under simulated rainfall. *Journal of Hydrology*, **580**, 124251. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124251>

Kitsikoudis, V., Erpicum, S., Rubinato, M., Shucksmith, J. D., Archambeau, P., Pirotton, M., Dewals, B. (2021) Exchange between drainage systems and surface flows during urban flooding: Quasi-steady and dynamic modelling in unsteady flow conditions. *Journal of Hydrology*, **602**, 126628, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126628>

Liang, J., MA, Y., Zheng, Y. (2021) Characteristics of air-water flow in an emptying tank under different conditions. *Theoretical and Applied Mechanics Letters*, **11**(6), 100300. <https://doi.org/10.1016/j.taml.2021.100300>

Malutta, S., Silveira, R. B., Cavion, R., Vieira, A. P. S. D. (2021) Diagnóstico da implantação das medidas estruturais e não estruturais para a prevenção e combate a inundação no município de Joinville–Santa Catarina. *Brazilian Journal of Development*, **7**(10), 100770-100795, <https://doi.org/10.34117/bjdv7n10-406>

Montagna, T., Vieira, R., Kaufmann, V., Pinheiro, A., Michel, J. P. (2021) Simulação do uso de pavimento permeável e trincheira de infiltração em espaços públicos de mobilidade. *Sustentabilidade em Debate - Brasília*, **12**(1), 170-191. Acesso em 02 de novembro de 2021, disponível em: <https://periodicos.unb.br/index.php/sust/article/download/30006/29557/101923>

Moura, J. M. B. M., Peixer, N., Muniz, P. P. (2019) Análise técnica de pavimentos permeáveis: aspecto físico, hidráulico e manifestações patológicas. *MIX Sustentável*, **5**(1), 75-84. <https://ojs.sites.ufsc.br/index.php/mixsustentavel/article/view/3389>

Porto, M. F. A. (1995) *Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas*. ABRH: 1995, 1a ed.. 428p. ISBN85-7025-364-8.

Righetto, A. M. (2009) *Manejo de Águas Pluviais*. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

Rubinato, M., Martins, R., Kesserwani, G., Leandro, J., Djordjević, S., Shucksmith, J. (2017) Experimental calibration and validation of sewer/surface flow exchange equations in steady and unsteady flow conditions. *Journal of Hydrology*, **552**, 421-432. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.024>

Silveira, A. L. L., Goldefum, J. A. (2007) Metodologia generalizada para pré-dimensionamento de dispositivos de controle pluvial na fonte. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **12**(2), 157-168. Acesso em 02 de outubro de 2021, disponível em: <https://wp.ufpel.edu.br/hugoguedes/files/2018/09/Silveira-e-Goldengum-2007-RBRH-v.12-n.2-2007.pdf>

Tomaz, P. (2011) *Cálculos hidrológicos e hidráulicos para obras municipais: piscinões, galerias, bueiros, canais: métodos SCS*, Denver, Santa Bárbara Racional, TR-55. São Paulo: Navegar, 2011, 2^aed. 592 pp.

Vatankhah, A. R., Rafeifar, F. (2020) Analytical and experimental study of flow through elliptical side orifices. *Flow Measurement and Instrumentation*, **72**, 101712. <https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2020.101712>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA APLICADA A EDIFICAÇÕES EM CONTÊINERES: REVISÃO CRÍTICA E CONTRIBUIÇÕES PARA A PADRONIZAÇÃO DAS PESQUISAS

LIFE CYCLE ASSESSMENT APPLIED TO CONTAINER BUILDINGS: CRITICAL REVIEW AND CONTRIBUTIONS FOR RESEARCH STANDADIZATION

Recibido el 1 de junio de 2022. Aceptado el 20 de septiembre de 2022

Abstract

The container construction system has become attractive for civil construction when recycling and reusing a product, but its much-publicized sustainability has yet to be proven, as it must consider the environmental, economic and social aspects of its complete life cycle. One of the consolidated tools that covers all these issues is the Life Cycle Assessment (LCA). Thus, this work aims to execute a critical review of the literature on the Life Cycle Assessment of buildings built with containers, identify the best practices and deficiencies, using ISO standards as a reference, and propose recommendations for future studies in this area. The methodology used for the systematic review was the Knowledge Development Process – Constructivist (Proknow-C). As a result, the work brings to light recommendations for better LCA practices applied to container buildings. For example, the functional unit (FU) adopted must be explained in detail, as the modules evaluated have different standardizations. Several gaps were highlighted, such as the need to expand studies on other environmental impacts, in addition to energy use and CO₂ emissions into the atmosphere. Finally, the critical review carried out identified a series of points that need greater clarity or to be made explicit. Thus, there is a latent need to standardize the studies, for a better practice of LCA. With the adoption of a standardized protocol, it will be possible to obtain more robust results that can be easily compared with other studies.

Keywords: container for housing, LCA, Proknow-C, sustainability.

¹Universidade Federal do Espírito Santo, Campus Vitória, Brasil.

²Instituto Federal do Espírito Santo, Campus Colatina, Brasil.

* Autor Correspondente: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Av. Fernando Ferrari, 514, Vitória, Espírito Santo. CEP: 29075 – 910, Brasil. Email: gusilene.pinho@ifes.edu.br

Resumo

O sistema construtivo contêiner tornou-se atrativo para a construção civil ao fazer a reciclagem e reutilização de um produto, mas a sua tão propagada sustentabilidade, ainda está por ser comprovada, pois deve contemplar os aspectos ambientais, econômicos e sociais de todo o seu ciclo de vida. Uma das ferramentas consolidadas que abrange todas essas questões é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Assim, este trabalho tem como objetivo realizar uma revisão crítica da literatura sobre Avaliação do Ciclo de Vida de edificações construídas com contêineres, identificar as melhores práticas e deficiências, tendo como referência as normas ISO e propor recomendações para futuros estudos nessa área. A metodologia empregada para a revisão sistemática foi a *Knowledge Development Process – Constructivist (Proknow-C)*. Como resultado, o trabalho traz à luz recomendações para melhores práticas de ACV aplicadas a edificações em contêiner. Por exemplo, a unidade funcional (UF) adotada deve ser explicitada detalhadamente, porque os módulos avaliados apresentam diferentes padronizações. Várias lacunas foram evidenciadas, como a necessidade de ampliação dos estudos referentes a outros impactos ambientais, além do uso de energia e emissão de CO₂ na atmosfera. Por fim, a revisão crítica realizada, identificou uma série de pontos que necessitam de maior clareza ou serem explicitados. Dessa forma, fica latente a necessidade de se padronizar os estudos, para uma melhor prática de ACV. Com a adoção de um protocolo único, será possível obter resultados mais robustos e que possam ser facilmente comparados com outras pesquisas.

Palavras-chave: habitação em contêiner, ACV, ProKnow-C, sustentabilidade.

Introdução

A nível mundial, aproximadamente 90% das mercadorias são transportadas em contêineres (Occhi e Almeida, 2016). Após cumprir seu papel de contentor de carga, o contêiner deixa de ser utilizado e é descartado em portos pelo mundo. Portanto, novos usos foram propostos para esses materiais. Destacando-se o sistema construtivo contêiner, pois apresenta-se como sustentável ao fazer a reciclagem e reutilização de um material. Desse modo, com a crescente introdução do contêiner marítimo reutilizado no setor da construção civil, faz-se necessária uma revisão aprofundada e atualizada das pesquisas que investigaram a sua sustentabilidade nessa área.

Deve ser analisado todo o ciclo de vida da construção em contêiner, para atestar a sustentabilidade dessa nova arquitetura. Segundo a ISO 14040 (ISO, 2006a), o ciclo de vida é um conjunto de todos os estágios de um sistema de produto, desde a obtenção da matéria prima, ou de sua geração provinda de recursos naturais, até sua disposição final. Essa análise é feita através da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A ACV é uma ferramenta que proporciona uma visão geral do real impacto causado pela fabricação de determinado produto e mostra etapas críticas da produção, permitindo existir uma comparação entre processos e produtos para escolher a melhor opção dentre eles (Willers *et al.*, 2013).

Para uma visão abrangente em relação à tomada de decisão sobre o sistema construtivo a ser adotado, a escolha considerando o melhor desempenho ambiental nem sempre é a mais indicada. Outros fatores devem ser ponderados e analisados. Onat *et al.* (2014) exibem a

necessidade de avaliar todos os aspectos que tangem o tripé da sustentabilidade: questões ambientais, econômicas e sociais. Segundo os autores, focar somente nos aspectos ambientais pode desorientar as decisões a serem tomadas e prejudicar fatores econômicos e sociais ao tentar minimizar os impactos ambientais.

Sendo assim, o presente estudo tem como objetivo realizar uma revisão crítica da literatura sobre Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de edificações construídas com contêineres, identificar as melhores práticas e deficiências tendo como referência as normas ISO e propor recomendações para futuros estudos nesse campo.

Método

Para a realização desse estudo foi aplicada a metodologia *Knowledge Development Process – Constructivist*, (*ProKnow-C*) desenvolvido pelo Laboratório de Metodologias Multicritério em Apoio a Decisão (LabMCDA) da Universidade Federal da Santa Catarina (UFSC), no Brasil. Trata-se de um processo de pesquisa estruturado, com o objetivo de construir o conhecimento necessário para iniciar uma pesquisa (Reina *et al.*, 2014). O processo consiste em quatro etapas: (1) seleção de um portfólio bibliográfico (PB); (2) análise bibliométrica; (3) análise sistêmica do PB; e (4) identificação de lacunas na literatura.

Para obter uma melhor compreensão da realização das etapas dessa pesquisa, foram elaborados esquemas ilustrativos do processo, em especial, a primeira etapa de Seleção do PB, baseada nos estudos de Afonso *et al.* (2011), Lacerda, Ensslin e Ensslin (2012) e Reina *et al.* (2014). As Figuras 1, 2 e 3 ilustram como ocorre essa primeira etapa nas fases de buscas, filtragem e união dos artigos, respectivamente.

A busca dos artigos aconteceu em três bases de dados: *Scopus*, *Compendex* e *Web Of Science*, sendo definidas palavras-chave para 2 eixos de pesquisa, um relacionado a ACV: *life cycle assessment*, *life cycle energy analysis* e *sustainability*, e um relacionado à aplicação da ACV em contêineres na construção civil: *LCA in container*, *container housing* e *shipping container*. Ainda, houve restrição no período de publicação (2011 a 2021) e nas opções de pesquisa, com os termos buscados apenas nos títulos, resumos e palavras-chave dos estudos. Uma dissertação de 2010 foi incluída, por tratar-se de um trabalho pioneiro em relação ao tema.

Assim, foi gerado um Portfólio Bibliográfico (PB) com os artigos resultantes das buscas e iniciou-se a segunda etapa da metodologia. A análise bibliométrica buscou conhecer os estudos existentes nessa área, onde foram identificados os autores e periódicos de maior relevância e as palavras-chave que melhor identificam esse tema. Posteriormente, houve a análise sistêmica, onde foi realizada a leitura dos documentos do PB, iniciando a etapa de avaliação e comparação

dos trabalhos, formando assim, a crítica bibliográfica. Essa, foi realizada seguindo a estrutura das fases da ACV, de acordo com a ISO 14040 (2006a) e a ISO 14044 (2006b).

A metodologia ProKnow-C enriquece e beneficia a pesquisa por direcionar o pesquisador ao que deve ser feito e aponta o caminho para achar o que é de fato relevante para o estudo. Ao fim, nota-se um resultado certo, caso as etapas sejam seguidas adequadamente. Sendo, porém, um resultado variável, dado o vínculo dos artigos encontrados com as palavras-chave e as bases de dados definidas inicialmente pelo pesquisador. Contudo, é uma metodologia efetiva e objetiva que gera informações relevantes com rigor científico, minimizando buscas aleatórias ou incompletas, afim de obter uma pesquisa coerente e confiável.

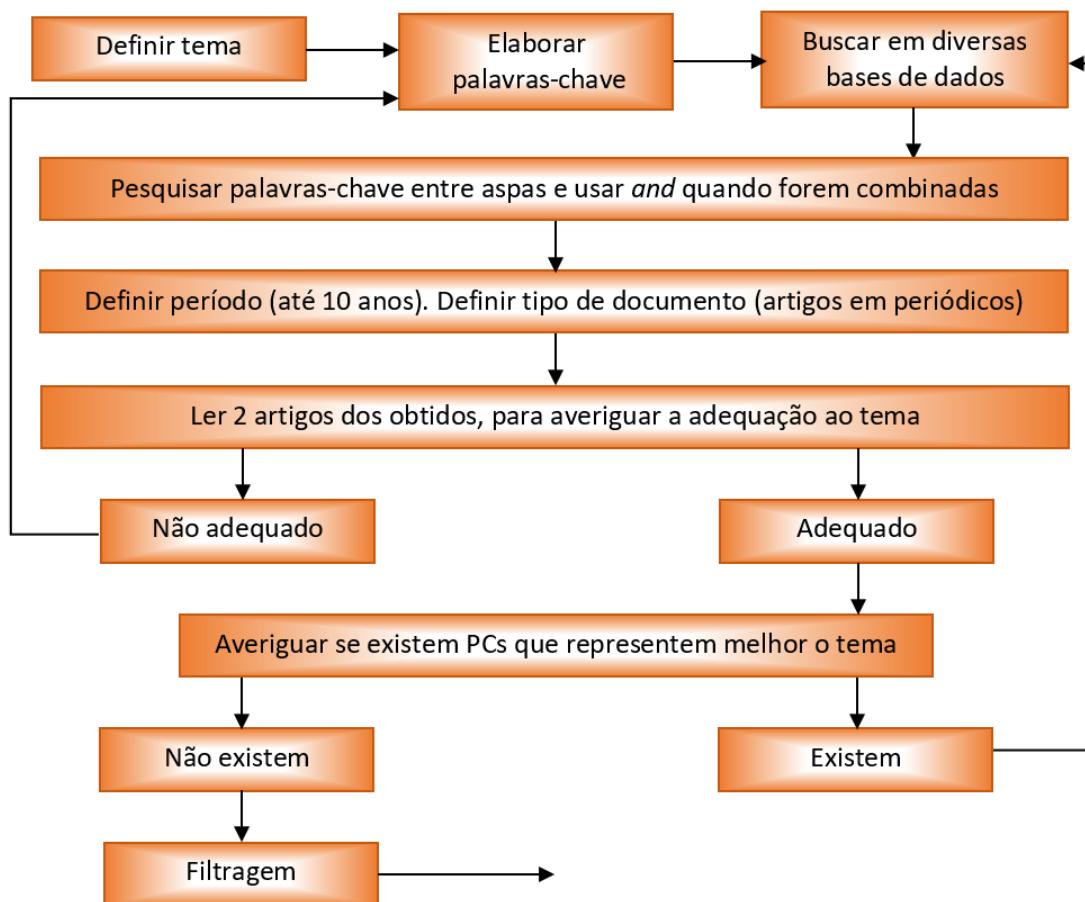


Figura 1. Selección do Portfólio Bibliográfico: Buscas. *Fonse: Autores (2021)*.

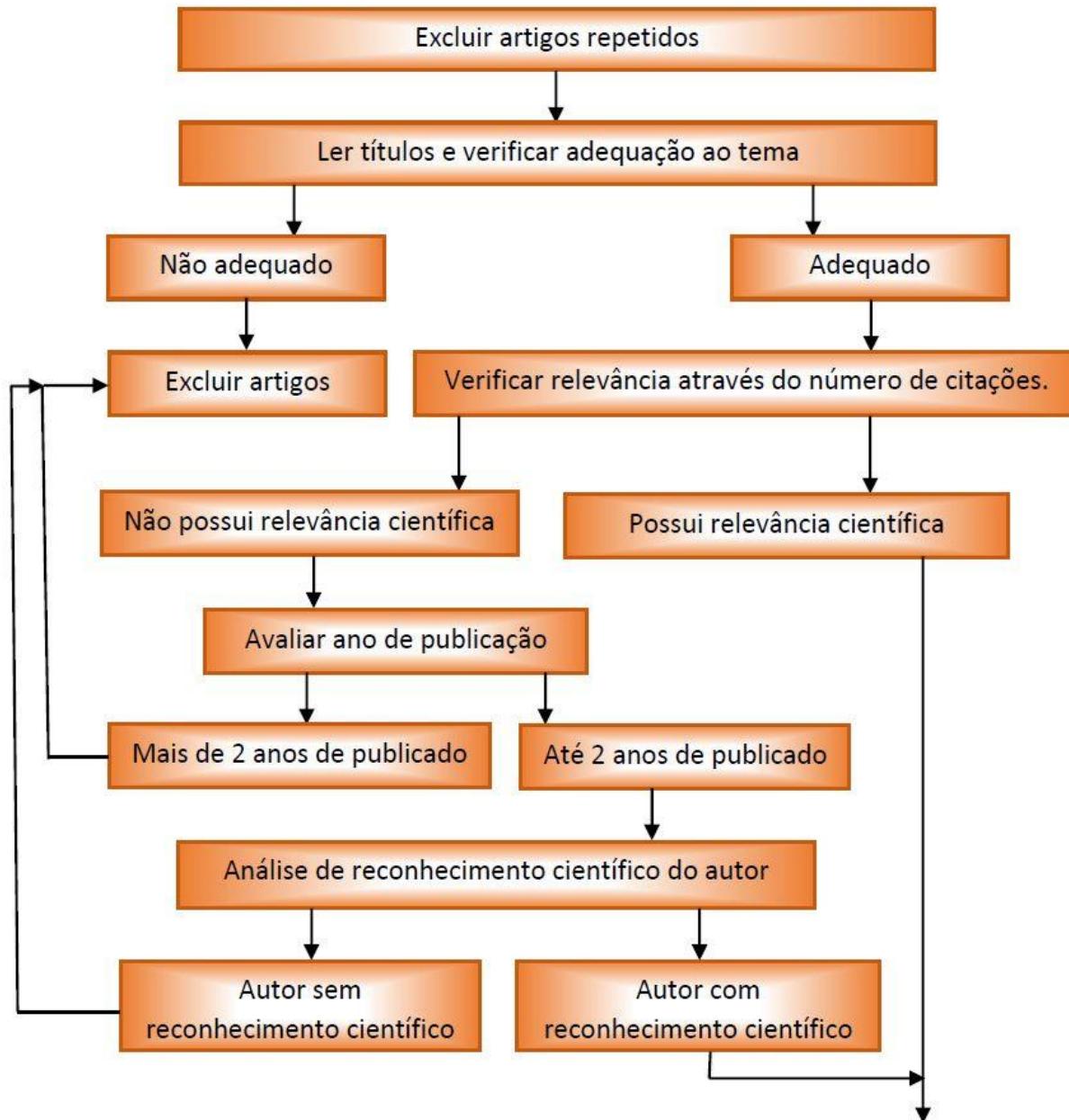


Figura 2. Seleção do Portfólio Bibliográfico: Filtragem dos artigos. Fonte: Autores (2021).

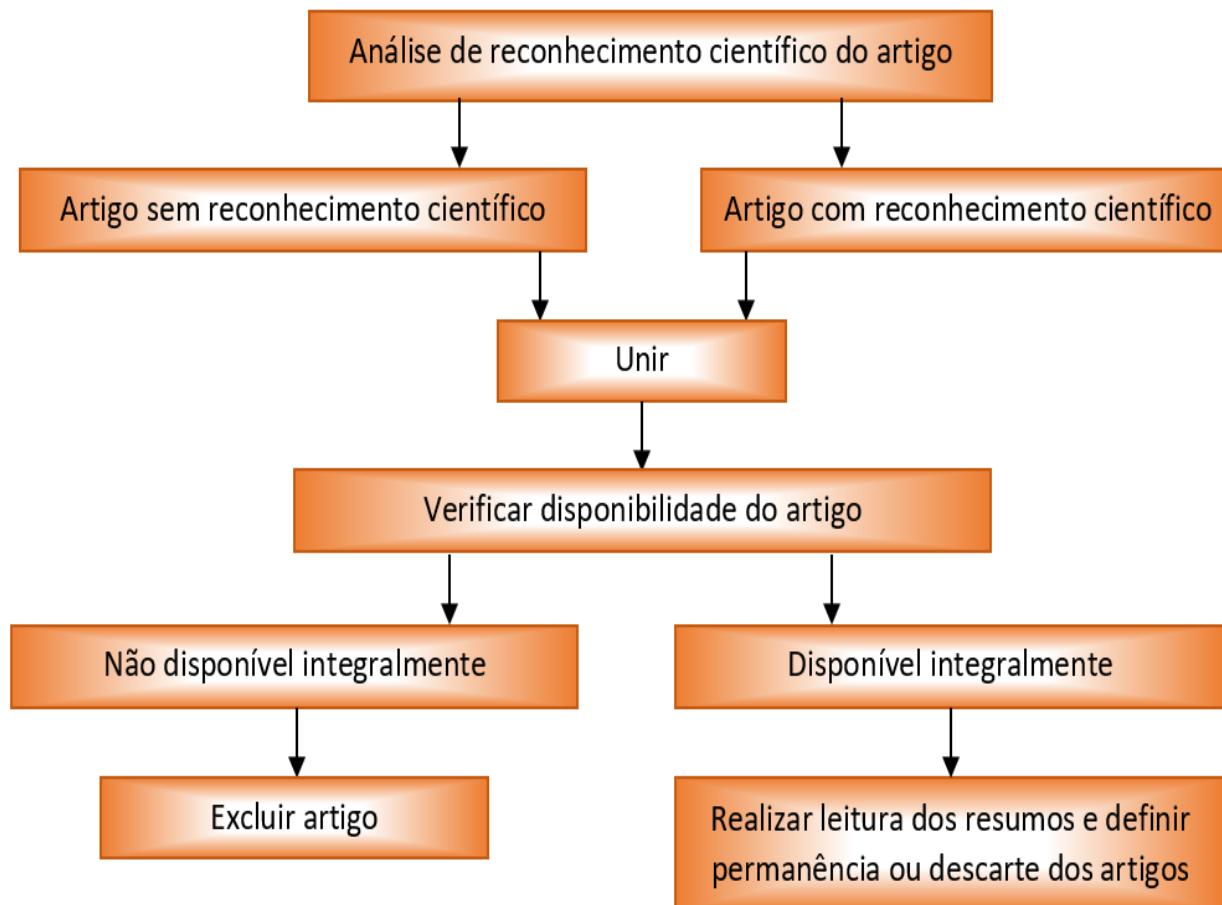


Figura 3. Seleção do Portfólio Bibliográfico: União dos artigos. *Fonte: Autores (2021).*

Resultados

Portfólio Bibliográfico

Após a definição dos parâmetros, foram realizadas as buscas através da combinação das palavras-chave dos dois eixos de pesquisa.

Os resultados passaram por todo o processo de filtragem e, seguindo a metodologia descrita, foram selecionados 11 artigos relacionados ao tema. Somam-se a revisão bibliográfica, 2 dissertações alinhadas com o tema. Compondo assim, 13 estudos, apresentados na Tabela 1, para posterior análise bibliométrica.

Tabela 1. Portfólio Bibliográfico – PB.

Estudo	Autor(es)	Ano	Título	País	Revista
Artigo de revista 1 (A1)	Atmaca, Adem; Atmaca, Nihat.	2016	Comparative life cycle energy and cost analysis of post-disaster temporary housings	Turquia	Applied Energy
Artigo de revista 2 (A2)	Islam, Hamidul; Zhang, Guomin; Setunge, Sujeeva; Bhuiyan, Muhammed.	2016	Life cycle assessment of shipping container home: A sustainable construction	Australia	Energy and Buildings
Artigo de revista 3 (A3)	Atmaca, Nihat.	2017	Life-cycle assessment of post-disaster temporary housing	Turquia	Building Research and Information
Artigo de revista 4 (A4)	Kuittinen, Matti; Takano, Atsushi.	2017	The energy efficiency and carbon footprint of temporary homes: a case study from Japan	Finlândia	International Journal of Disaster Resilience in the Built Environment
Artigo de revista 5 (A5)	Schiavoni, Samuele; Sambuco, Sara; Rotili, Antonella; D'Alessandro, Francesco; Fantauzzi, Francesco.	2017	A nZEB housing structure derived from end of life containers: Energy, lighting and life cycle assessment	Itália	Building Simulation
Artigo de revista 6 (A6)	Atmaca, Adem.	2018	Sustainable life span prediction of shelters constructed in refugee camps in Turkey	Turquia	Energy, Ecology and Environment
Artigo de revista 7 (A7)	Dara, Chinyere; Hachem-Vermette, Caroline; Assefa, Getachew	2019	Life cycle assessment and life cycle costing of container-based single-family housing in Canada: A case study	Canadá	Building and Environment
Artigo de revista 8 (A8)	Dara, Chinyere; Hachem-Vermette, Caroline.	2019	Evaluation of low-impact modular housing using energy optimization and life cycle analysis	Canadá	Energy, Ecology and Environment
Artigo de revista 9 (A9)	Bertolini, Mattia; Guardigli, Luca.	2020	Upcycling shipping containers as building components: an environmental impact assessment	Itália	The International Journal of Life Cycle Assessment
Artigo de revista 10 (A10)	Caldas, Lucas Rosse; Abreu-Harbich, Loyde Vieira de; Hora, Karla Emmanuela Ribeiro.	2020	Avaliação ambiental de alternativas construtivas de um edifício contêiner	Brasil	PARC Pesquisa em Arquitetura e Construção
Artigo de revista 11 (A11)	Satola, Daniel; Kristiansen, Audun B.; Houlihan-Wiberg, Aoife Anne M.; Gustavsen, Arild; Ma, Tao; Wang, Ruzhu.	2020	Comparative life cycle assessment of various energy efficiency designs of a container-based housing unit in China: A case study	Noruega; China; Reino Unido	Building and Environment
Disser-Tação	Perfeito, Perivaldo Alves.	2017	Avaliação do ciclo de vida de uma habitação de interesse social construída a partir de contêineres marítimos reciclados	Brasil	-
Disser-Tação	Olivares, Alejo Andrés Palma.	2010	Sustainability in prefabricated architecture : A comparative life cycle analysis of container architecture for residential structures	Nova Zelândia	-

Fonte: Dados da pesquisa (2021).

Análise Bibliométrica do Portfólio Bibliográfico (PB)

Após a formação do Portfólio Bibliográfico, inicia-se a etapa de análise bibliométrica dos artigos encontrados, levando em consideração: a relevância dos periódicos onde estão publicados; o reconhecimento científico dos artigos; os autores de destaque; e as palavras-chaves mais utilizadas.

Nota-se que os 11 artigos estão diluídos em 9 periódicos, apresentando apenas o *Energy, Ecology and Environment* e *Building and Environment* em destaque, por possuírem duas publicações do PB cada. O número de publicações por país, em relação à instituição de origem do primeiro autor,

possui uma maior concentração de estudos na Turquia, com três artigos, na Itália e Canadá, com dois cada, e no Brasil, com um artigo e a dissertação.

A segunda análise consiste em identificar a relevância científica dos artigos através do número de citações que possuem, utilizando como base o Google Acadêmico (2021). Observa-se que os artigos 01, 02 e 03 destacam-se por apresentarem maior número de citações. Alguns estudos, mesmo não sendo ainda muito citados, mantiveram-se como parte do portfólio bibliográfico por serem de relevância ao tema e apresentarem discussões mais recentes. A terceira etapa busca identificar os autores do PB que mais publicaram. Adem Atmaca, Nihat Atmaca, Dara Chinyere e Caroline Hachem-Vermette destacam-se por participarem de dois artigos cada, os outros autores apresentaram somente uma publicação no PB. A quarta etapa buscou as palavras-chave mais utilizadas nos artigos, onde a única encontrada em todos os estudos foi “*life cycle assessment*”.

Crítica bibliográfica

Nessa etapa foi realizada a leitura do PB para conhecer os estudos existentes nessa área, verificar as melhores práticas e deficiências, tendo como referência as normas ISO e identificar lacunas existentes no tema. Para isso, os estudos foram separados e comparados seguindo a estrutura das fases da ACV, identificadas como: definição do objetivo e escopo, análise do inventário do ciclo de vida (ICV), avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) e interpretação. Estas etapas estão evidenciadas na figura 4.

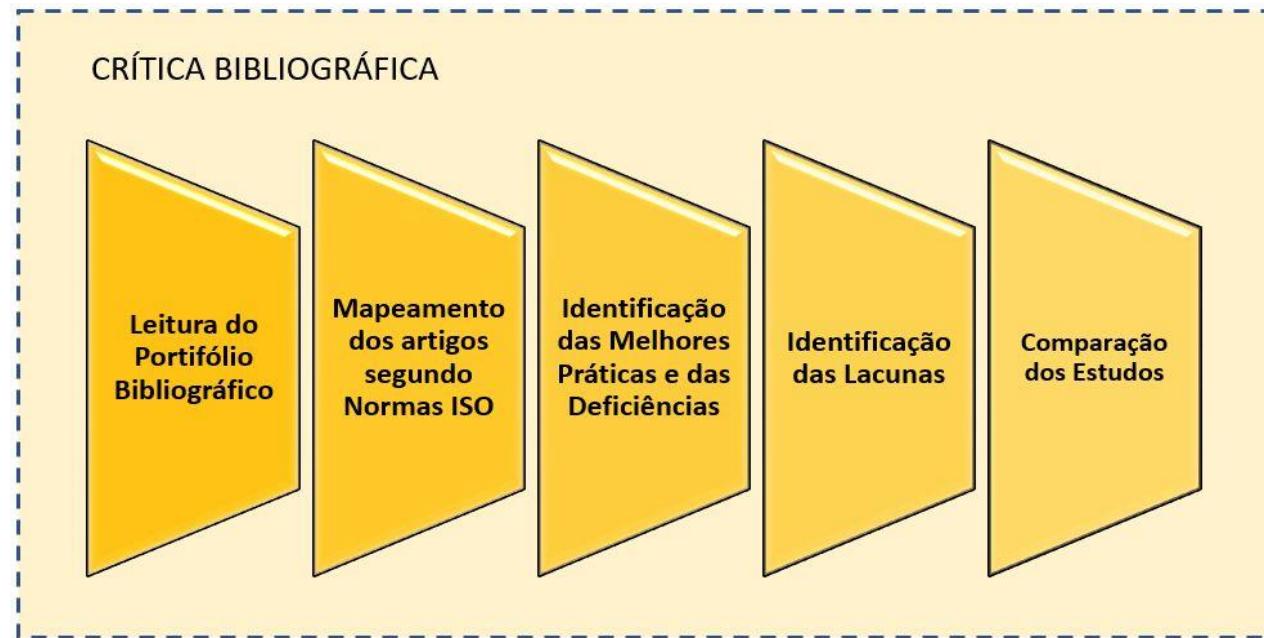


Figura 4. Etapas percorridas para a construção da crítica bibliográfica. *Fonte: Autores (2021).*

Definição do objetivo e escopo

Os objetivos dos estudos analisados podem ser separados em pesquisas comparativas entre métodos construtivos, onde o contêiner foi comparado com habitações pré-fabricadas, habitações em madeira ou em concreto (Olivares, 2010; Atmaca e Atmaca, 2016; Atmaca, 2017; Kuittnen e Takano, 2017; Dara *et al.*, 2019; Bertolini e Guardigli, 2020), análises comparativas entre habitações em contêiner com diferentes envoltórias e características (Schiavoni *et al.*, 2017; Dara e Hachem-Vermette, 2019; Caldas *et al.*, 2020; Satola *et al.*, 2020) e estudos voltados para avaliar apenas a construção em contêiner (Islam *et al.*, 2016; Perfeito, 2017; Atmaca, 2018).

A vida útil variou de 3 a 100 anos, baseada na função da habitação, podendo ser uma habitação temporária ou uma residência unifamiliar permanente, que foram os principais objetos de estudos das pesquisas. Os módulos avaliados nas pesquisas apresentam diferentes padronizações e tamanhos, o que leva a distinções nas unidades funcionais. A Tabela 2 resume as informações das unidades funcionais, vida útil, ocupação e uso das habitações.

A ACV pode ter uma abordagem atribucional, considerando os fluxos físicos imediatos como recursos, materiais, energia e emissões, ou pode ser consenquencial, tendo como meta descrever como os fluxos físicos podem ser alterados como consequência da ampliação ou redução da demanda pelo sistema de produto analisado (Earles e Halog, 2011). Observou-se que nos artigos do PB apenas Caldas *et al.* (2020) e Satola *et al.* (2020) especificaram o tipo adotado, sendo ambos uma abordagem atribucional.

As fases do ciclo de vida são comumente divididas em pré-uso, que consiste na etapa de fabricação, construção e transporte de materiais; uso ou operação, onde a habitação de fato desempenha seu papel como moradia, podendo incluir reformas, adaptações e manutenções; e pós-uso, etapa de fim de vida que engloba a demolição, transporte, aterro ou reciclagem dos resíduos. Desse modo, as fronteiras do sistema podem ser consideradas de diferentes formas, como: “do berço ao túmulo”, que avalia do pré-uso ao pós uso; “do berço ao portão”, que considera o portão da fábrica e foca nos materiais de construção; “de portão a portão”, que considera do portão da fábrica ao do canteiro de obras e avalia os processos de construção; “do berço ao berço”, que avalia todas as fases e considera a possibilidade de desmontagem e remontagem ou reutilização ao fim da vida (Sauer e Calmon, 2019), além de outras possibilidades.

Na maioria dos casos do PB, foram avaliadas todas as fases do ciclo de vida das habitações, sendo considerada a fronteira “do berço ao túmulo”. Porém, alguns estudos realizaram a análise “do berço ao berço” (Bertolini e Guardigli, 2020; Satola *et al.*, 2020), e alguns deram maior enfoque a fase de construção e operação (Atmaca, 2018; Perfeito, 2017).

Tabela 2. Unidade funcional, vida útil, ocupação e uso das habitações.

Estudo	Unidade funcional	Vida útil	Ocupação	Uso
A1	4 caixas pré-fabricadas: 5x10m; 6x10m; 7x10m; 8x10, 1 piso, altura: 2.8m / 4 caixas contêiner: 5x2m, 5x4m, 6x4m e 6x5m, 1 piso, altura: 2.6m	15 anos	4 pessoas por unidade	Habitação temporária
A2	Edifício com 2 andares composto por 4 contêineres padrão ISO (40'): 12.2x2.4m com altura: 2.6m. Dimensão total de 12.2x4.9m	60 e 100 anos	4 pessoas	Residência unifamiliar
A3	Habitação pré-fabricada (P), área bruta: 70m ² , 1 piso, altura: 2.8m / Casa contêiner (C), área bruta: 21m ² , 1 piso, altura: 2.6m	P: 25 anos / C: 15 anos	P: 5 Pessoas / C: 4 pessoas	Habitação temporária
A4	Grupo de 189 casas temporárias feito de 2 ou 3 contêineres (área útil variável: 27.47 a 32.27m ² por abrigo) / Abrigo de madeira com quatro apartamentos / Abrigo pré-fabricado composto por quatro	3 anos	variável	Habitação temporária
A5	Construção com um contêiner padrão ISO (20'): 15.8m ² (6.10x2.59m), altura: 2.44m	10 anos	1 pessoa	Habitação temporária e/ou de baixo custo
A6	Casa com um contêiner: área bruta: 21m ² , 1 piso, altura: 2.6m	5 a 40 anos	4 pessoas	Habitação temporária
A7	Edifício de 2 andares: área bruta: 238m ² , altura total: 7.6m. Andar principal composto por 4 módulos padrão ISO High Cube (40'), dimensões totais: 12.2x9.75m, altura: 2.9m / Edifício em madeira com configuração e tamanho similar	50 anos	3 pessoas	Residência unifamiliar
A8	Edifício de 2 andares: área bruta: 238m ² , altura total: 7.6m. Andar principal composto por 4 módulos padrão ISO High Cube (40') com dimensões totais: 12.2x9.75m, altura: 2.9m	60 anos	3 pessoas	Residência unifamiliar
A9	Edifício com 2 andares e 6 contêineres padrão ISO (40') de 12.2x2.4m. Área útil: 206.12m ² / Edifícios com estrutura de aço e um com estrutura de madeira laminada cruzada com a mesma área e configuração	75 anos	-	Residência unifamiliar
A10	Um contêiner padrão ISO High Cube (40'): 28.15 m ² (medidas internas: 12.03x2.34m), altura: 2.71m	50 anos	3 pessoas	Comercial: Escritório
A11	Casa com um contêiner: 9x3m, altura: 2.9 m. Área bruta: 27m ² , área útil: 21m ²	25 anos	2 pessoas	Habitação temporária
Disser-tação	Habitação com um contêiner padrão ISO High Cube (40'): 12.2x2.4m, altura: 2.89m, área construída: 31.60m ² e área útil: 26.52m ²	-	2 pessoas	Habitação de interesse social
Disser-tação	Casa contêiner 3 módulos padrão ISO High Cube (40'): 148.75m ² / Casa de concreto: 160.5m ² / Casa de madeira: 153.5m ²	100 anos	4 pessoas por habitação	Residência unifamiliar

Fonte: Autores (2021).

Manutenções, reparos e adaptações também foram levados em consideração em alguns estudos (Islam *et al.*, 2016; Kuittnen e Takano, 2017; Schiavoni *et al.*, 2017; Dara e Hachem-Vermette, 2019; Caldas *et al.*, 2020; Satola *et al.*, 2020). Demolições e descartes foram avaliados na maioria dos casos, considerando o uso de equipamentos pesados para demolição (Atmaca; Atmaca, 2016; Atmaca, 2017), a disposição dos materiais em aterros, exceto o aço, ou incineração (Islam *et al.*, 2016; Schiavoni *et al.*, 2017; Dara *et al.*, 2019; Caldas *et al.*, 2020) e a reciclagem dos materiais como compensados, vidro e aço (Schiavoni *et al.*, 2017; Dara *et al.*, 2019).

Relacionado a isso, Bertolini e Guardigli (2020) trataram dos benefícios e cargas relacionadas à reutilização, recuperação e reciclagem. Por fim, para alguns estudos a fase final de vida foi baseada em literaturas existentes, que estimam a energia de demolição em 0,2% do consumo total de energia (Atmaca, 2017; Atmaca, 2018). Ressalta-se que por existir uma variedade de análises possíveis, cada estudo deve deixar claro quais etapas serão estudadas em sua ACV, adequando-se aos limites do sistema escolhido, onde são definidos critérios para serem ou não avaliados de acordo com o objetivo e escopo estabelecidos.

Os materiais mais estudados, além do módulo de aço, foram a madeira, usada em construções residências tradicionais comparadas com o contêiner (Olivares, 2010; Kuittnen e Takano, 2017; Dara *et al.*, 2019; Bertolini e Guardigli, 2020) e o concreto usado nas fundações ou aplicados em sistemas pré-fabricados. Também foram estudados materiais de isolamento externo (Schiavoni *et al.*, 2017; Caldas *et al.*, 2020; Satola *et al.*, 2020) e a influência das paredes internas de *drywall* (Perfeito, 2017). Ainda, foi estudada a incorporação de soluções mais ambientalmente amigáveis nas construções (Schiavoni *et al.*, 2017; Dara *et al.*, 2019; Satola *et al.*, 2020).

Análise de Inventário do ciclo de vida

Nessa etapa são fornecidas todas as informações sobre as entradas e saídas que de algum modo impactam no ciclo de vida. As informações podem ser obtidas in loco ou por bancos de dados variados. Também podem ser extraídas de empresas, organizações e estudos realizados. Ressalta-se que o ideal seria utilizar bancos de dados locais em cada estudo, pois os impactos identificados no ciclo de vida são fortemente ligados a realidade local da análise (Passuello, *et al.*, 2014) e o uso de dados de outras áreas geográficas pode gerar resultados distintos dessa realidade (Azevedo *et al.*, 2020).

Como usualmente são utilizados dados secundários nos trabalhos, faz-se necessário o uso de indicadores de qualidade de dados como a Matriz Pedigree, para sinalizar a sua robustez na pesquisa (Weidema e Wesnaes, 1996). A matriz Pedigree incorpora cinco indicadores: confiabilidade, completeza, correlações temporal, geográfica e tecnológica. Esses são

avaliados dentro da variação numérica de 1 a 5, sendo o valor “1” referente ao dado de melhor qualidade. O foco do trabalho geralmente irá influenciar na interpretação da matriz (Lohmann *et al.*, 2020).

Nesta revisão, somente um estudo utilizou dados primários colhidos no local (Atmaca e Atmaca, 2016). 100% das pesquisas usaram dados da literatura e o Ecoinvent foi o banco de dados mais utilizado para a coleta de dados secundários. Outros bancos de dados como o Gabi, o banco de dados australiano (AusLCI) e o banco de dados inglês *Inventory of Carbon and Energy* (ICE), também foram usados nos estudos.

Avaliação e interpretação do impacto do ciclo de vida

Essa etapa busca relacionar todos os dados coletados a impactos ambientais que eles podem causar. Depois de coletados, os dados são inseridos nos softwares de ACV. A Figura 5 elucida os Softwares identificados, onde destacam-se o SimaPro (31%) e o Athena Impact Estimator (15%), como os softwares mais utilizados nos estudos. Apenas 1 trabalho utilizou o software Gabi (Olivares, 2010). 46% dos estudos não informaram o software utilizado, sendo este um dado importante para a replicabilidade das pesquisas.

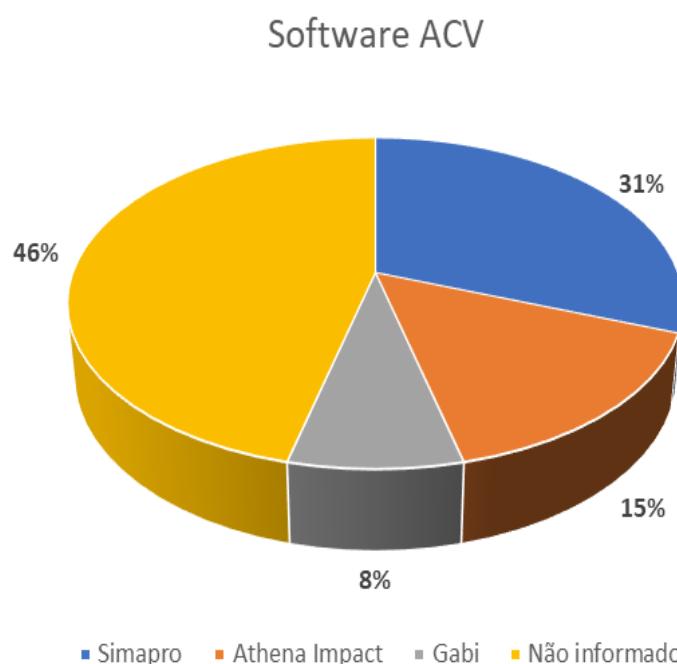


Figura 5. Softwares identificados em estudos de ACV que fazem parte do PB. *Fonte: Dados da pesquisa (2021).*

Para obter um panorama mais completo e interrelacionado, foi utilizada nesta revisão uma abordagem orientada pelo estudo de Jolliet *et al.* (2003). Embora poucos estudos tenham definido o método de avaliação de impactos usado, buscou-se aqui, com as informações disponibilizadas em cada trabalho, separar todas as categorias de impactos identificadas em *midpoints* e *endpoints*, como mostra a Figura 6.

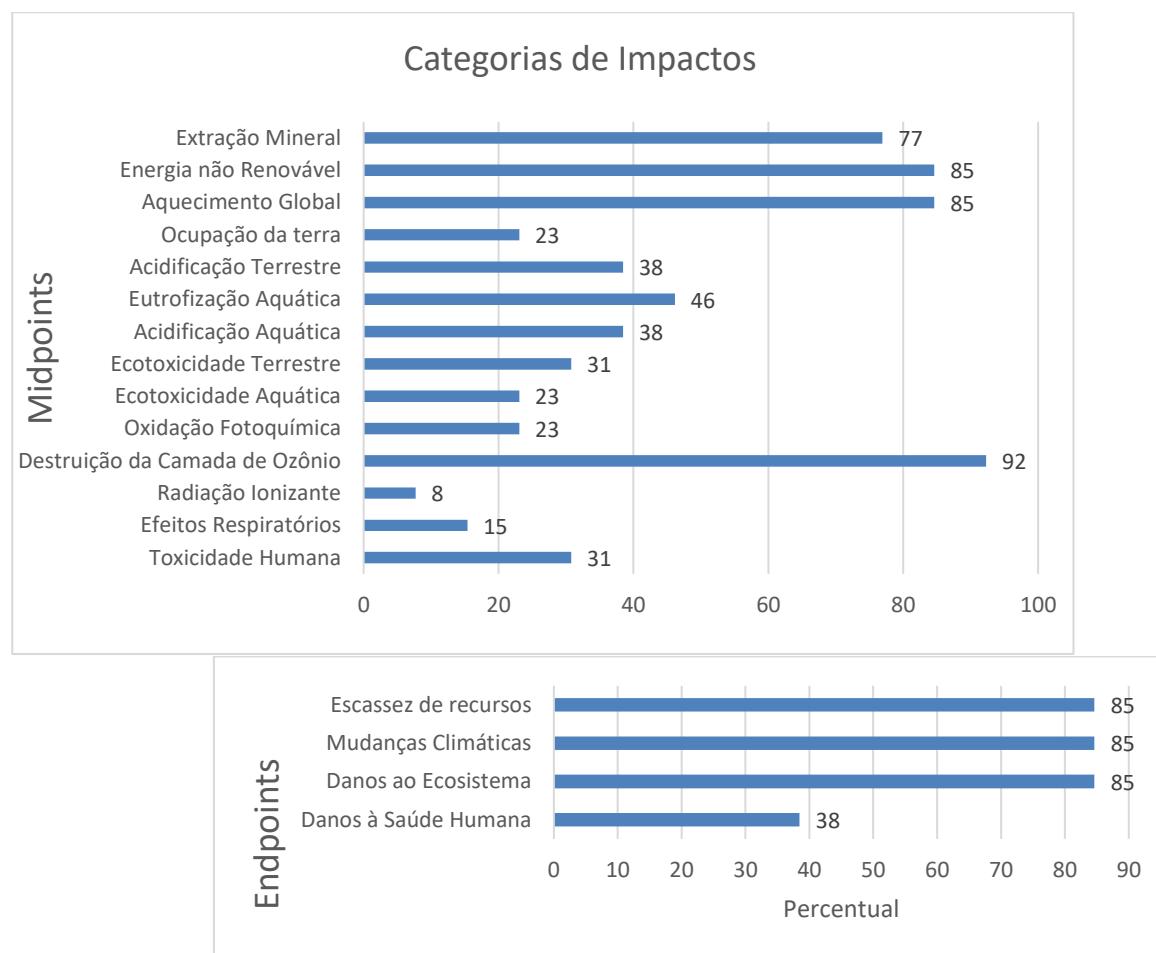


Figura 6. Categorias de impactos avaliados nos artigos do portfólio bibliográfico. *Fonte: Dados da pesquisa (2022)*

Nos trabalhos analisados as categorias de destruição da camada de ozônio (92%), energia não renovável (85%) e aquecimento global (85%) foram as categorias de *midpoints* mais estudadas. Em relação as categorias de *endpoints*, destacaram-se escassez de recursos, mudanças climáticas e danos ao ecossistema sendo adotadas em 85% das pesquisas.

A definição da metodologia de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) foi encontrada em somente 38% das pesquisas e 62% dos estudos não informaram o método utilizado. Os trabalhos que explicitaram a metodologia de AICV, adotaram principalmente o CML 2001 (Perfeito, 2017); Impact 2002+ (Caldas et al., 2020); Traci (Dara e Hachem-Vermette, 2019) e ReCiPe (Satola et al., 2020).

Contribuições de impactos

Com as análises feitas, nota-se que a fase do pré-uso (fabricação e construção) apresentou impacto ambiental expressivo, justificado pela produção e consumo do concreto empregado nas fundações das habitações (Atmaca e Atmaca, 2016; Perfeito, 2017; Atmaca, 2018). Além disso, quando considerado o impacto da fabricação do módulo de aço, a fase de pré-uso mostrou-se dominante, pois os encargos ambientais da produção do contêiner foram adicionados ao ciclo de vida da habitação, como mostram Kuittnen e Atsushi (2017). Esses autores consideraram os abrigos feitos com módulos mais eficientes em termos energéticos na fase de operação, onde o consumo anual de energia dos abrigos de contêineres foi 51% menor que os de madeira e 65% menor que os pré-fabricados. Pois, nos abrigos pré-fabricados e de madeira, o uso de energia na fase de operação foi dominante, representando 62% e 64% do balanço energético do ciclo de vida, respectivamente. Já o abrigo de contêineres mostrou um balanço energético diferente, pois a maior parte da energia (59%) foi consumida na fase de produção e a menor (14%) na fase de operação (Kuittnen e Atsushi, 2017).

Entretanto, Dara et al. (2019) atestam que em um cenário onde os impactos ambientais da fabricação do contêiner (pré-uso) são direcionados a sua vida passada como equipamento de transporte, não tendo nenhum impacto considerado nessa fase no ciclo de vida da habitação, o módulo apresenta um desempenho ambiental melhor do que as habitações em madeira, pois há uma redução dos encargos ambientais direcionados ao módulo como habitação.

Contudo, em um âmbito geral, a fase de operação, onde é necessário uso de energia para manter as condições de conforto em uma casa, obteve as demandas de energia e emissões de CO₂ dominantes (Atmaca e Atmaca, 2016; Islam et al., 2016), justamente por ser a fase que a habitação é utilizada pelos moradores. Já a fase de pós-uso requer energia para demolição e apresenta maior impacto na geração de resíduos.

Quanto à influência do posicionamento e disposição das habitações, Kuittnen e Atsushi (2017) pontuam que o agrupamento de abrigos em edifícios lado a lado ou sobrepostos aumenta consideravelmente sua eficiência energética. Pois quando as habitações compartilham divisórias, teto e piso com vizinhos, tendo menos paredes externas expostas, as perdas de calor são menores (Kuittnen e Atsushi, 2017). Desse modo, os contêineres empilhados um sobre o outro obtiveram melhor desempenho energético em comparação com outros modelos.

Outra consideração, são as influências dos contextos climáticos nos impactos gerados. Impactos como acidificação e eutrofização foram detectados principalmente pelos estágios de produção e substituição dos materiais necessários para fornecer o conforto térmico adequado em climas quentes (Bertolini e Guardigli, 2020). Ainda, os locais com temperatura mais elevada apresentaram maior gasto de energia para climatização, e consequentemente, maior impacto no ciclo de vida.

Atmaca (2018), avaliando o ciclo de vida útil de abrigos para refugiados entre 4 e 50 anos, concluiu que quanto maior a vida útil das habitações temporárias, melhores serão seus valores de eficiência energética e de emissão, pois o consumo de energia do ciclo de vida e as emissões de CO₂ dos alojamentos apresentaram redução ao longo do tempo, justificada pela estabilidade dos abrigos. Foi constatada uma redução de 50% no consumo de energia e nas emissões de CO₂ dos abrigos após 10 anos de construção, mostrando que eles devem ser utilizados o maior tempo possível, para diminuir os impactos ambientais dos alojamentos. Vale destacar que nessa análise que a manutenção não foi considerada, sendo assim, devem ser empregadas melhores técnicas de isolamento e materiais de boa qualidade para contribuir com a durabilidade e com o aumento da vida útil do abrigo.

Entretanto, analisando um cenário diferente, o trabalho de Islam *et al.* (2016), voltado para edifícios residenciais, avaliando também impactos como acidificação, ecotoxicidade e uso de água, mostrou que os impactos nas fases de uso e manutenção aumentaram significativamente com o aumento da vida útil (de 60 pra 100 anos), devido a ocorrência de grandes e pequenas reformas ao longo do tempo. Também relacionado as reformas e a maior vida útil, houve um aumento do uso de água na fase de construção e dos resíduos sólidos na fase de descarte.

Ainda, o estudo de Dara e Hachem-Vermette (2019) mostrou que realizar aprimoramentos no contêiner como projeto de proteção solar, estratégias com alto isolamento e estanqueidade, possibilita uma redução de aproximadamente 79% no consumo anual de energia utilizada na operação da habitação. Portanto, embora um contêiner com essas estratégias necessite de maior gasto de energia na fase de pré-uso, ele ainda se apresenta vantajoso, pois melhora o desempenho energético e reduz os impactos ambientais e custos, a longo prazo, na fase de uso. O mesmo aplica-se ao trabalho de Schiavoni *et al.* (2017), onde a adoção de painéis fotovoltaicos cobriu totalmente a demanda de consumo de energia para aquecimento, refrigeração e iluminação durante a fase de uso. Portanto, existe potencial de integração de construções de contêineres reciclados com projetos solares passivos.

Os impactos relacionados ao consumo de energia e as emissões de CO₂ se destacaram nas análises realizadas. Porém, alguns estudos avaliaram outros possíveis impactos das construções. Perfeito (2017) pontuou sobre a acidificação, onde o processo de zincagem realizado no tratamento das superfícies dos parafusos e montantes que constituem o *drywall* representam o

maior impacto, seguido pelo transporte; a eutrofização, em que os processos de descarte de rejeitos de sulfato e rejeitos de mineração lignito obtiveram maiores impactos, sendo o descarte de sulfato integralmente relacionado ao uso das paredes de *drywall*; a formação fotoquímica de ozônio (nível do solo), que teve maior impacto causado pelo uso de energia no sistema, onde o maior gasto nessa categoria foi marcado pela soldagem; e a ecotoxicidade, onde novamente o processo de zincagem obteve maior valor de impacto.

O estudo de Perfeito (2017) permite observar que os impactos foram em sua maioria relacionados as paredes de *drywall*, quando avaliada apenas a fase de construção da edificação. Portanto, o autor recomenda a busca por soluções que garantam a estabilidade oxidativa dessas peças e que apresentem menor impacto no ciclo de vida. Entretanto, quando comparadas todas as fases do ciclo de vida, a fase operacional mostrou maior contribuição no potencial de acidificação e de eutrofização, enquanto as fases de construção e disposição foram os principais contribuintes do consumo de água e geração de resíduos sólidos (Islam *et al.*, 2016; Dara *et al.*, 2019).

Quanto aos custos, Atmaca e Atmaca (2016) constataram que o custo total do ciclo de vida da habitação em contêiner foi relativamente baixo comparado a habitação pré-fabricada, e que os gastos com projeto e contas de serviços públicos tiveram maiores contribuições para ambos os casos. No estudo de Dara *et al.* (2019), a análise com relação ao custo mostrou que o investimento inicial para casas de madeira foi mais alto do que para as casas de contêineres. O estudo apresentou ainda outros benefícios para essas habitações, como a menor geração de resíduos, seu maior potencial de reciclagem e a oportunidade de maximizar a vida útil do módulo, reutilizando-o como habitação, ao mesmo tempo que contribui para resolver um problema com moradias populares e a redução de resíduos nos portos.

Algumas incertezas surgiram principalmente relacionadas às distâncias de transporte, a vida útil de habitações temporárias, fatores de conversão de energia e a vida útil dos materiais empregados nas habitações. Além das futuras mudanças de preço quando avaliados os custos, visto que o valor do dinheiro hoje não será o mesmo do dinheiro empregado futuramente (Atmaca e Atmaca, 2016). Tais fatores, foram avaliados quanto à sensibilidade e podem influenciar e diferenciar os resultados dos estudos.

A ausência de uma padronização na realização da ACV, mostra-se como um fator limitante (Sauer e Calmon, 2019), pois cada estudo apresenta informações diferentes e consequentemente, a maioria dos resultados obtidos são difíceis de serem comparados. Isso evidencia a necessidade de uma diretriz comum quando houver comparações de sistemas ou produtos, para que a análise ocorra de maneira coerente, sem beneficiar ou prejudicar nenhum dos casos comparados. Ainda assim, lacunas, recomendações e conclusões puderam ser absorvidas das pesquisas, baseadas nas definições propostas por cada estudo.

Lacunas a serem resolvidas em futuros trabalhos

A ausência de um padrão nos bancos de dados usados pode ser considerada uma lacuna nas análises, evidenciando a necessidade de bancos de dados específicos para cada região de estudo. Dados de inventário divergentes geram resultados divergentes, principalmente quando consideradas ou não determinadas fases. Outra lacuna a ser pontuada é a ausência de definição do método de impacto utilizado como base nos estudos, bem como estudos comparativos entre diferentes métodos.

A maior parte dos impactos ocorrem nas fases de construção e operação. Já as fases de fim de vida, como demolição e descartes, geralmente têm baixo impacto no ciclo de vida, sendo desconsiderados em alguns dos estudos, o que mostra uma abertura para investigações que busquem entender melhor os impactos dessa fase. Além disso, os próprios limites dos sistemas definidos por cada estudo geram variações nos resultados, como a vida útil estipulada para a habitação, que influencia nos impactos causados a longo prazo, diminuindo-os ou aumentando-os.

As interpretações dos resultados são norteadas pelo conjunto da avaliação, influenciadas pelo objetivo e escopo do estudo. Vê-se que, em relação a ACV, poucos estudos investigaram a viabilidade do local para implantação da edificação em contêiner. Até que ponto a distância a percorrer com o módulo compensa seu uso em locais mais afastados de portos ou fábricas de módulos?

Grande parte dos estudos de ACV que analisaram edificações em contêineres voltaram-se ao uso de energia e emissões de CO₂, o que mostra lacunas existentes quanto a outros impactos ambientais como uso da água, acidificação, eutrofização, formação fotoquímica, ecotoxicidade, consumo de combustíveis fósseis, poluição atmosférica e aspectos relacionados à saúde humana. Além disso, as análises econômicas e sociais também devem ser incentivadas para o desenvolvimento de avaliações de sustentabilidade do ciclo de vida.

Recomendações para uma melhor prática de ACV aplicada a edificações em contêineres

Definição do Objetivo e escopo

- Considerar todos os tipos de estudo incluindo artigos, dissertações e teses para delinear o objetivo da pesquisa de forma consistente, visto que existem poucas pesquisas que abordam este tema;
- Explicitar de forma detalhada a unidade funcional adotada porque os módulos avaliados nas pesquisas apresentaram diferentes padronizações e tamanhos. O módulo mais utilizado nos estudos foi o padrão ISO High Cube (40');
- Caracterizar o módulo em relação ao tipo de uso (residencial, comercial, temporário ou definitivo), ocupação (número de habitantes) e vida útil;
- Informar o tipo de condução, se abordagem atribucional ou consequencial, porque influencia diretamente nos resultados do estudo;

- Delimitar as fronteiras do sistema de forma clara, justificando os critérios definidos para adicionar ou excluir uma etapa. Nesta revisão, o limite “do berço ao túmulo”, que avalia do pré-uso ao pós-uso foi o mais adotado nas pesquisas.

Análise de Inventário do ciclo de vida

- Coletar dados primários representativos da edificação em estudo;
- Utilizar banco de dados diretamente ligados a região em estudo. Por exemplo alguns autores destacam que o emprego da habitação em contêiner em climas mais frios apresenta-se menos impactante, do que em climas mais quentes, onde exige-se uma escolha mais cuidadosa de materiais que preservem o conforto térmico;
- Construir um inventário fidedigno com as realidades locais da edificação em contêiner analisada;
- Buscar fontes de dados seguras para os fluxos que, segundo a literatura, geram maiores impactos;
- Os dados de primeiro e segundo plano devem ser apresentados de forma clara, se possível, dentro de uma tabela geral.

Avaliação e interpretação do impacto do ciclo de vida

- Informar explicitamente todos os softwares utilizados, bem como suas versões. Esta é uma informação essencial para que as pesquisas possam ser replicadas;
- Definir claramente a metodologia AICV e, para reduzir as incertezas relativas a alguns tipos de impacto, adotar mais de um método;
- Considerar ou não o impacto ambiental da fabricação do contêiner (pré-uso), leva a diferentes resultados nas análises. Um cenário onde os impactos ambientais da fabricação do contêiner (pré-uso) são direcionados a sua vida passada como equipamento de transporte, não tendo nenhum impacto considerado nessa fase no ciclo de vida da habitação, o módulo tende a apresentar um desempenho ambiental melhor em comparação com outros sistemas, pois há uma redução dos encargos ambientais direcionados ao módulo como habitação. Além disso, o novo ciclo para o contêiner evita o descarte e o transporte de volta ao País de origem, o que mostra os impactos ambientais que podem ser evitados ao reutilizar o módulo descartado;
- Realizar análises de sensibilidade e incertezas para uma maior consistência das pesquisas;
- Analisar os efeitos de escolhas diferentes relacionadas aos métodos utilizados e aos dados considerados, nos resultados da ACV, através de verificações de sensibilidade. Combinar análise de sensibilidade e propagação de incerteza para identificar pontos críticos da análise realizada. Análises recorrentes encontradas nos artigos: análise comparativa entre cenários considerando ou não o impacto da fabricação do módulo, efeitos da alteração da vida útil e da realização de reformas e manutenções, as distâncias para transportes, e outros fatores gerados conforme cada estudo.

Conclusão

Os resultados dos estudos do PB mostraram que, numa perspectiva ambiental, o sistema construtivo contêiner apresenta-se como promissor, principalmente com módulos reutilizados, sendo mais interessante redirecionar um módulo existente e em desuso para um novo uso como habitação. Vale lembrar que ao fabricar um novo contêiner para ser usado especificamente como moradia, todos os impactos ambientais de fabricação serão direcionados à habitação. Contudo, quando se permite uma segunda vida a um módulo existente, esses impactos podem ser divididos entre os dois ciclos de vida, reduzindo os encargos ambientais sobre a edificação. Ainda, existem os impactos ambientais que podem ser neutralizados ao reutilizar um contêiner, evitando seu descarte e a produção de novos materiais.

A maioria dos estudos realizaram comparação do sistema construtivo contêiner com sistemas tradicionais de suas regiões, buscando identificar os que apresentam melhor desempenho ambiental e os que mais se adequam ao local. Os fatores definidos inicialmente podem gerar diferentes resultados na ACV, como questões locais (clima, fontes energéticas, hábitos culturais) e questões projetuais (revestimentos, fundação, unidade funcional, disposição no terreno, número de ocupantes, vida útil), entre outros fatores.

Os estudos mostram pontos positivos e negativos quanto ao uso do contêiner, porém, vale ressaltar que se deve fazer distinção quanto aos impactos causados em diferentes contextos. Bem como priorizar o que é de maior relevância para cada situação, se são os custos, as emissões causadas no transporte, a menor geração de resíduos ao fim da obra e fim de vida ou os impactos evitados da produção de novos materiais. Os impactos sempre vão existir. Cabe, ao analisar os resultados da ACV, optar pelos que melhor se aplicam à situação e minimizam os danos ambientais.

Entretanto, a sustentabilidade do ciclo de vida é amparada por três pilares distintos, mas relacionados: os aspectos ambientais, econômicos e sociais. Foi possível observar que ainda existem poucos estudos de ACV para edificações em contêiner, e as pesquisas já realizadas se dedicaram majoritariamente para questões ambientais. Poucos estudos voltaram-se para questões econômicas, ressaltando ainda, a lacuna existente no âmbito social.

Por fim, a revisão crítica realizada, tendo como referência as normas ISO, permitiu identificar nos trabalhos uma série de pontos que necessitam de maior clareza ou serem explicitados. Dessa forma, fica latente a necessidade de padronização dos estudos, para uma melhor prática de ACV aplicada a edificações em contêineres. Com a adoção de um protocolo único, será possível obter resultados mais robustos e que possam ser facilmente comparados com outras pesquisas.

Agradecimentos

Os autores deste estudo agradecem o apoio financeiro concedido pela Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES), projeto 107/2019.

Referências bibliográficas

- Afonso, M. H. F. (2011). Como construir conhecimento sobre o tema de pesquisa? Aplicação do processo Proknow-C na busca de literatura sobre avaliação do desenvolvimento sustentável, *Revista de Gestão Social e Ambiental*, São Paulo, 5(2), 47-62. Acesso em 10 de junho de 2019, disponível em: <https://rgsa.emnuvens.com.br/rgsa/article/view/424>.
- Atmaca, A., Atmaca, N. (2016). Comparative life cycle energy and cost analysis of post-disaster temporary housings. *Applied energy*, 171, 429-443. Acesso em: 13 de março de 2021, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0306261916303786>.
- Atmaca, A. (2018). Sustainable life span prediction of shelters constructed in refugee camps in Turkey, *Energy, Ecology and Environment*, 3(1), 5-12. Acesso em: 13 de março de 2021, disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40974-017-0053-z>.
- Atmaca, N. (2017). Life-cycle assessment of post-disaster temporary housing, *Building Research & Information*, 45(5), 524-538. Acesso em: 13 de março de 2021, disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09613218.2015.1127116>.
- Azevedo, L. D., Geraldi, M. S., Ghisi, E. (2020). Avaliação do Ciclo de Vida de diferentes envoltórias para habitações de interesse social em Florianópolis, *Ambiente Construído*, 20(4), 123-141. Acesso em: 19 de março de 2021, disponível em: <https://seer.ufrgs.br/ambienteconstruido/article/view/45679/32563>.
- Bertolini, M., Guardigli, L. (2020). Upcycling shipping containers as building components: an environmental impact assessment, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(6), 947-963. Acesso em: 13 de março de 2021, disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-020-01747-3>.
- Caldas, L. R., Abreu-Harbich, L. V. De, Hora, K. E. R. (2020). Avaliação ambiental de alternativas construtivas de um edifício contêiner, *PARC Pesquisa em Arquitetura e Construção*, 11, e020008. Acesso em: 13 de março de 2021, disponível em: <https://periodicos.sbu.unicamp.br/ojs/index.php/parc/article/view/8654887>.
- Dara, C., Hachem-Vermette, C., Assefa, G. (2019). Life cycle assessment and life cycle costing of container-based single-family housing in Canada: A case study, *Building and Environment*, 163, 106332. Acesso em: 13 de março de 2021, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360132319305426>.
- Dara, C., Hachem-Vermette, C. (2019). Evaluation of low-impact modular housing using energy optimization and life cycle analysis, *Energy, Ecology and Environment*, 4(6), 286-299. Acesso em: 13 de março de 2021, disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40974-019-00135-4>.
- Earles, J. M., Halog, A. (2011). Consequential life cycle assessment: a review, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(5), 445-453. Acesso em: 19 de Março de 2021, disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-011-0275-9>.
- ISO, International Organization for Standardization (2006) ISO 14040. *Environmental Management. Life Cycle Assessment. Principles and Framework*. European Committee for Standardization. Brussels, Belgium.
- ISO, International Organization for Standardization (2006) ISO 14044. *Environmental Management. Life Cycle Assessment. Requirements and Guidelines*. European Committee for Standardization. Brussels, Belgium.
- Islam, H. (2016). Life cycle assessment of shipping container home: A sustainable construction, *Energy and Buildings*, 128, 673-685. Acesso em: 13 de março de 2021, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378778816305989>.

- Jolliet, O. (2003). IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology, *The international journal of life cycle assessment*, **8**(6), 324-330. Acesso em: 15 de maio 2020, disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02978505>.
- Kuittinen, M., Takano, A. (2017). The energy efficiency and carbon footprint of temporary homes: a case study from Japan, *International Journal of Disaster Resilience in the Built Environment*, **8**(4), 326-343. Acesso em: 13 de março de 2021, disponível em: <https://www.emerald.com/insight/content/doi/10.1108/IJDRBE-08-2015-0039/full/html>.
- Lacerda, R. T. O., Ensslin, L., Ensslin, S. R. (2012). Uma análise bibliométrica da literatura sobre estratégia e avaliação de desempenho, *Gestão & Produção*, **19**(1), 59-78. Acesso em: 19 de março de 2021, disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0104-530X2012000100005&script=sci_arttext&tlang=pt.
- Lohmann, G., Gehling, G. R., Cybis, L. F. de A (2021). Uso de Matriz Pedigree modificada na escolha de dados de composição elementar de resíduos sólidos urbanos, *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, **14**(1), 279-294. Acesso em: 20 de maio de 2022, disponível em: <http://revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/70403>.
- Occhi, T., Almeida, C. C. O (2016). Uso de Containers na Construção Civil: Viabilidade Construtiva e Percepção dos Moradores de Passo Fundo-RS, *Revista de Arquitetura IMED*, **5** (1), 16–27. Acesso em: 02 abr.2019, disponível em: <https://seer.imed.edu.br/index.php/argimed/article/view/1282/858>.
- Olivares, A. A. P. A (2010) *Sustainability in prefabricated architecture: A comparative life cycle analysis of container architecture for residential structures*, Tese (mestrado em arquitetura), Faculty of Architecture and Design School of Architecture, Victoria University of Wellington, Wellington, Nova Zelândia, 226p.
- Onat, N.C., Kucukvar, M., Tatari, O. (2014). Integrating triple bottom line input–Output analysis into life cycle sustainability assessment framework: The case for US buildings, *International Journal of Life Cycle Assessment*, **1**, 1488–1505. Acesso em: 15 de maio de 2020, disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-014-0753-y>.
- Passuello, A. C. B., Oliveira, A. F. D., Costa, E. B. D., Kirchheim, A. P. (2014). Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida na análise de impactos ambientais de materiais de construção inovadores: estudo de caso da pegada de carbono de clíqueres alternativos, *Ambiente construído*, **14**(4), 7-20. Acesso em: 19 mar. 2021, disponível em: <https://seer.ufrgs.br/ambienteconstruido/article/view/45679/32563>.
- Perfeito, P. A. (2017) *Avaliação do ciclo de vida de uma habitação de interesse social construída a partir de contêineres marítimos reciclados*. Tese (Mestrado em engenharia e tecnologia de materiais), Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Tecnologia de Materiais, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, 90p.
- Reina, D. R. M. (2014). Seleção e Análise do Perfil da Produção Científica sobre o tema Seleção de Projetos, *REGE-Revista de Gestão*, São Paulo, **21**(1), 3-25. Acesso em: 10 de junho de 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1809227616301540>.
- Satola, D. (2020). Comparative life cycle assessment of various energy efficiency designs of a container-based housing unit in China: A case study, *Building and Environment*, **186**, 107358. Acesso em: 13 de março de 2021, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360132320307277>.
- Sauer, A. S., Calmon, J. L. (2019). Life-cycle assessment applied to buildings: gaps in knowledge, *International Journal of Environmental Studies*, **77** (5), 767-785. Acesso em: 15 de maio de 2020, disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00207233.2019.1704036>.
- Schiavoni, S., Sambuco, S., Rotili, A., D'Alessandro, F., Fantauzzi, F. (2017). A nZEB housing structure derived from end of life containers: Energy, lighting and life cycle assessment, *Building Simulation*, **10** (2), Tsinghua University Press. p. 165-181. Acesso em: 13 março de 2021, disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs12273-016-0329-9>.

Weidema, B. P., Wesnaes, M. S. (1996) Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators*. Journal of Cleaner Production, **4**(3-4), 167-174. Acesso em 15 de maio de 2022, disponível em:<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652696000431>.

Willers, C. D., Rodrigues, L. B., Silva, C. A. (2013). Avaliação do ciclo de vida no Brasil: uma investigação nas principais bases científicas nacionais, *Produção*, São Paulo, **23**(2), 436-447. Acesso em: 15 de maio de 2020, disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-65132012005000037&script=sci_arttext&tlang=pt.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AÇÃO DE FUNGOS NA REMOÇÃO DE METAIS DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS E COMPARTIMENTOS AMBIENTAIS: UMA REVISÃO

ACTION OF FUNGI IN THE REMOVAL OF METALS FROM WASTEWATER AND ENVIRONMENTAL COMPARTMENTS: A REVIEW

Recibido el 10 de julio de 2022. Aceptado el 25 de enero de 2022

Abstract

Metal-rich effluents are very common and cause great concern, although these elements are easily found in nature, they appear in very small concentrations. Thus, from anthropic actions, the metals end up being disposed in environments where they would be easily found and with high concentrations, in a way that it's necessary these pollutants are treated in an adequate and sustainable way. There are several methods for metal removal, them being chemical, physical and biological. The metal adsorption is one of the most used treatment method for metal removal from liquid media due to its simplicity, ease operation and cost-effectiveness, especially if the adsorbent used is abundant. The adsorption process, when using a biological adsorbent, is called biosorption/bioaccumulation, which, in addition to the advantages already mentioned, expands the possibilities with the use of organic waste, living or dead organisms or other low-cost material. The objective of the present review is to carry out a survey regarding the removal of metals by biosorption and bioaccumulation. The processes known as biosorption and bioaccumulation have gained much prominence in the last two decades due to good results in the removal and recovery of metal ions. Nowadays several types of biosorbents are used, such as organic waste from industrial segments, precisely because it is a sector that produces waste in abundance. In addition to waste, plants and microorganisms are also widely used in metal removal processes. Fungal biomass, living or dead, plays a very important role in this treatment process. They have a great ability to adsorb metals in aqueous media and, when it comes to living biomass, their versatility and ability to resist and adapt to different concentrations of metals can be taken into account. Additionally, metabolism in the bioaccumulation process can be one more tool in the treatment process. The *Aspergillus* and *Penicillium* genera are one of the most used ones for the removal of various metals isolated or in solutions with removal efficiencies that, according to the studies observed, could range from 28 to 99%. That being said, it is important to study and select fungal strains capable of promoting the removal of various metals in different concentrations, with the intention of reducing the impacts caused by effluents contaminated with them.

Keywords: fungi, biosorption, bioaccumulation, metal removal, bioremediation.

¹ Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

² Laboratório de Tecnologia Ambiental, Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará, Brasil.

* Autor correspondente: Laboratório de Tecnologia Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Avenida Treze de Maio, n. 2081, Benfica, Fortaleza, Ceará, Brasil. CEP: 60040-215. Email: nathaliamagalhaes.tga@gmail.com

Resumo

Os efluentes ricos em metais são muito comuns e geram grande preocupação, pois, embora estes elementos sejam encontrados facilmente na natureza, eles encontram-se em concentrações muito pequenas. Assim, a partir das ações antrópicas, os metais acabam sendo dispostos em ambientes onde não seriam facilmente encontrados e em concentrações elevadas, de modo que é necessário que esses poluentes sejam tratados de forma adequada e sustentável. Existem diversos métodos para remoção de metais, sendo eles químicos, físicos e biológicos. A adsorção de metais é um dos métodos de tratamento mais utilizados para remoção de metais do meio líquido devido a sua simplicidade, facilidade de operação e bom custo-benefício, principalmente se o adsorvente utilizado for abundante. O processo de adsorção, quando utiliza um adsorvente biológico, é chamado de bioassorção/bioacumulação, que, além das vantagens já citadas, amplia as possibilidades com o uso de resíduos orgânicos, organismos vivos ou mortos ou outro material de baixo custo. O objetivo da presente revisão é realizar um levantamento a respeito da remoção de metais por bioassorção e bioacumulação. Os processos conhecidos como bioassorção e bioacumulação ganharam muito destaque nas últimas duas décadas devido a bons resultados de remoção e recuperação dos íons metálicos. Atualmente, são utilizados diversos tipos de bioassorventes, como resíduos orgânicos provenientes dos segmentos industriais, justamente por ser um setor que produz resíduo em abundância. Além dos resíduos, plantas e micro-organismos também são bastante empregados nos processos de remoção de metais. A biomassa fúngica, viva ou morta, tem um papel muito importante nesse processo de tratamento. Por possuírem uma ótima capacidade de adsorção dos metais em meio aquoso e, quando se trata de biomassa viva, pode ser levada em consideração a sua versatilidade e capacidade de resistir e se adaptar a diferentes concentrações de metais. Adicionalmente, o metabolismo no processo de bioacumulação pode ser uma ferramenta a mais no processo de tratamento. Os gêneros *Aspergillus* e *Penicillium* são uns dos mais empregados para remoção de diversos metais isolados ou em coquetéis, tendo eficiências de remoção que, segundo os trabalhos observados, puderam variar entre 28 a 99%. Neste sentido, é importante o estudo e seleção de cepas fúngicas capazes de promover a remoção de diversos metais em diferentes concentrações, com a intenção de reduzir os impactos causados por efluentes contaminados com metais.

Palavras-chave: fungos, bioassorção, bioacumulação, remoção de metais, biorremediação.

Introdução

O crescente desenvolvimento urbano, somado a intensa industrialização, atividades de mineração e práticas agrícolas acarretam o aumento acelerado da geração de diversos resíduos que, muitas vezes, têm seu descarte inadequado no ambiente. Todo esse processo é capaz de produzir enormes volumes de poluentes perigosos, sendo eles orgânicos ou inorgânicos, que em contato com o solo e ecossistema aquático, resulta em sua contaminação (Mahapatra *et al.*, 2020).

A grande problemática é que esses poluentes inorgânicos são tóxicos, bioacumulativos e não-biodegradáveis, tornando-se uma preocupação há anos (Lu *et al.*, 2020), sendo encontrados em diferentes resíduos e nos compartimentos terrestres, como resultado das atividades antrópicas, como em lodos de reatores destinados ao tratamento de águas residuárias, em mananciais, mangues e sedimentos lacustres e marinhos (Xiao *et al.*, 2021).

Foram reportadas concentrações de 0.8 (Cd) a 540 µg/g (Mn) na parte superior do sedimento do mangue do mar Maowei (Jiang *et al.*, 2020), sendo que em solos em área sob a influência de garimpos,

foram encontrados níveis muito mais elevados de vários metais pesados (mg/g): Al (28), Fe (> 200), Cd (43), Cr (90), Pb (93), Ni (100) e Zn (260), associados ao ouro e ainda em horizontes ferrosos e aluminosos do solo, os quais são liberados para mananciais (Costa, 1992; Lima *et al.*, 2015).

Carvalho *et al.* (2017), ao monitorarem metais pesados no Rio Doce, fortemente impactado por rejeitos de atividade de mineração oriundo do rompimento de uma barragem de contenção, detectaram alumínio, manganês, cobre e níquel, sendo o alumínio, o metal presente em maior concentração, 9.4 mg/L.

A presença desses elementos no meio ambiente faz com que a legislação busque estabelecer limites para a concentração deles, visando a segurança ambiental e a saúde humana. Na legislação brasileira, são reportados como limite para a presença de ferro e alumínio em águas subterrâneas os valores de 2450 e 3500 µg/L, respectivamente, porém para estes metais não são estabelecidos valores para sua presença no solo em decorrência de atividade agrícola, doméstica ou industrial. Por outro lado, para outros metais como chumbo e cromo, a legislação aponta limites bem mais restritivos tanto em águas subterrâneas (10 µg/L; 50 µg/L) como no solo (72 mg/kg; 75 mg/kg) visando a qualidade de vida (Brasil, 2009).

Limites também são estabelecidos tanto para descarte de águas residuárias em corpos hídricos receptores, como em águas de abastecimento. Em águas residuárias, são previstas concentrações limites para vários tipos de metais pesados (mg/L): ferro dissolvido (15.0), chumbo (0.5), cádmio total (0.2), cromo hexavalente (0.1), manganês dissolvido (1.0) e mercúrio (0.01) (Brasil, 2011). Já em águas destinadas ao abastecimento, as concentrações de ferro, manganês, cádmio, mercúrio e cromo, não podem exceder a 2.4 mg/L, 0.4 mg/L, 0.003 mg/L, 0.001 mg/L, 0.05 mg/L, respectivamente (Brasil, 2021).

É importante ressaltar que os efeitos danosos da presença de metais pesados no ambiente vão além da sua poluição, pois pode ocorrer a erradicação de espécies endêmicas e interferir negativamente nas interações ecológicas e processos evolutivos dos ecossistemas (Teixeira *et al.*, 2020) devido ao seu caráter persistente, acumulativo e de toxicidade, causando impacto deletério à flora e à fauna de corpos d'água com o comprometimento da relação trófica, por meio do processo de bioacumulação seguido de biomagnificação (Sanyal *et al.*, 2015; Paria *et al.*, 2021). Na saúde humana, esses elementos causam efeitos nocivos ao diminuírem a concentração de elementos essenciais, como proteínas, lipídeos e ácidos nucleicos, danificando os tecidos vivos (Cupertino *et al.*, 2017; Teixeira *et al.*, 2020), além de poderem se tornar cancerígenos e interagir com o DNA celular e proteínas, causando danos oxidativos em macromoléculas biológicas (Briffa *et al.*, 2020; Paria *et al.*, 2021).

Dessa forma, são necessários meios de remoção desses metais, a fim de minimizar os impactos causados devido ao seu descarte indevido. Os métodos convencionais, como, por exemplo, aqueles destinados aos meios aquosos, como precipitação por produtos químicos, coagulação,

redução e troca iônica (Conicelli, 2017), podem apresentar inúmeras deficiências, como remoção incompleta, alto custo de equipamento e manutenção, e a facilidade de produção de poluentes secundários (Lu *et al.*, 2020).

Hi *et al.* (2020) mencionam que a adsorção é uma técnica muito usada que produz um efluente final de elevada qualidade quanto à remoção de metais pesados, a partir do uso de vários tipos de adsorventes, desde adsorventes convencionais (carbono ativado, sílica gel) aos materiais não convencionais (nanotubos de carbono, poli-hidroxibutilo), mas também envolve um custo dispendioso.

Assim, faz-se relevante o estudo dedicado às tecnologias alternativas para remoção desses poluentes inorgânicos, tais como a utilização de métodos de bioassorção e bioacumulação com emprego de biomassa microbiana. Trata-se de métodos alternativos para a remoção de metais que utilizam no meio um bioassorvente composto de biomassa viva ou morta, de origem variada, desde biomassa vegetal, bactérias e fungos (Billerbeck, 2013).

A literatura aponta ainda diversas vantagens ao substituir os métodos convencionais para remoção de metais pelos métodos de bioassorção, como, por exemplo, “a alta taxa de renovação na natureza, baixo custo, altas taxas na remoção dos metais, e a possibilidade de recuperação do contaminante, seja incinerando a biomassa ou realizando a sua dessorção” (Módenes *et al.*, 2013).

Ressalta-se ainda, quanto ao uso de biomassa viva, que a adsorção também pode ser amplificada pela produção de substâncias poliméricas extracelulares (EPS), as quais atuam como agentes superficiais ativos para a remoção de metais pesados, por interação iônica entre os grupos de carga negativa presentes no EPS e metais carregados positivamente (Mohapatra *et al.*, 2020; Rodriguez-Freirea *et al.*, 2019), destacando-se os polissacarídeos produzidos pelos fungos (Xiao *et al.*, 2020).

Os fungos são bioassorventes baratos e ambientalmente sustentáveis, com uma grande diversidade natural e com extenso sítio ativo em sua superfície celular, devido à presença de grupos funcionais tais como -OH, -NH e -COOH, facilitando a ligação com os íons metálicos (Lei *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2019).

Os estudos sobre a utilização dos fungos para remoção de metais já vêm, há mais de 20 anos (Lu *et al.*, 2020), resultando em inúmeras pesquisas que exploram a capacidade de bioassorção da grande variedade do reino Fungi. Mas, mesmo sendo uma tecnologia conhecida, diversas pesquisas destacam a necessidade de explorar novas cepas, que possam ser capazes de remover uma maior quantidade de metais e outras estratégias que possibilitem a otimização do processo. Nesse contexto, o presente trabalho teve por objetivo realizar um levantamento sobre o que vem sendo estudado nos processos de bioassorção e bioacumulação de metais.

Metais e seus impactos ambientais

Desde quando os processos industriais foram impulsionados, passando a fazer parte do nosso cotidiano, uma série de rejeitos sólidos, líquidos e gasosos, passaram a ser produzidos de forma acelerada. Muitos desses processos industriais utilizam grandes volumes de água, podendo causar impactos negativos aos ecossistemas, principalmente quando descartados sem o tratamento adequado. As contaminações ocorrem devido aos resíduos gerados nas atividades de diversos segmentos (Freire *et al.*, 2000; Aquino Neto *et al.*, 2011). Neste sentido, contaminações no solo e na água proveniente de produtos químicos perigosos sempre foram motivo de preocupação para muitos pesquisadores (Musarurwa e Tavengwa, 2020).

Esses rejeitos podem ser dotados de moléculas naturais ou sintéticas que, em contato com ambientes naturais, apresentam características tóxicas e/ou de difícil degradação (Gaylarde *et al.*, 2005).

Entre os resíduos gerados e que são dispostos no ambiente por ação antrópica, os resíduos dotados de metais são de grande preocupação para gestão dos ecossistemas. Os metais pesados fazem parte de um grupo de elementos químicos que possuem densidade relativa maior que 5 g/cm³ e estão presentes na natureza, principalmente, em rochas (Baker *et al.*, 1994). Os metais podem ser ou não essenciais aos organismos, alguns deles, como magnésio, ferro, cobre e manganês, por exemplo, em concentrações traço, cumprem um papel de grande importância para a manutenção da vida, até mesmo fazendo parte das atividades enzimáticas. Mas mesmo estes, quando em altas concentrações, podem ser prejudiciais para o desenvolvimento e metabolismos dos organismos (Zheng *et al.*, 2014). Exemplo disto é o níquel, que é um componente estrutural da enzima urease, mas seu nível acima de 5 mg/kg por dia pode causar danos à saúde humana (Hou *et al.*, 2019).

Entre os metais, existe também os que não tem função biológica positiva, podendo ser altamente tóxicos para os seres vivos, mesmo em baixas concentrações (Zheng *et al.*, 2014), como o chumbo e o mercúrio, sendo que o primeiro, em geral, não é encontrado comumente em águas naturais, a não ser como produto de poluição pelo descarte de resíduos, exercendo efeitos tóxicos em concentrações no sangue menores que 10 µg/dL (Moreira e Moreira, 2004). Já o mercúrio, tem sua toxicidade desencadeada a partir de 0.01 mg/L (Silva e Estanislau, 2015).

Os metais são encontrados naturalmente nas rochas, na crosta terrestre (Duruibe *et al.*, 2007) e até mesmo em sedimentos. No entanto, são as atividades antrópicas a principal porta de entrada destes poluentes em ambientes, nos quais não seriam facilmente encontrados (Vale, 2010) e, em decorrência do aumento do processo de urbanização e industrialização, é cada vez mais frequente encontrar diversos metais no meio aquático (Wu *et al.*, 2020).

A grande problemática com relação à disponibilidade dos metais nos ecossistemas é que, além de ter uma natureza persistente, eles não são biodegradáveis, podem possuir elevada toxicidade (Lakard *et al.*, 2015) e caráter bioacumulativo, aumentando sua concentração à medida que vai percorrendo, sucessivamente, por meio da cadeia alimentar (Cao *et al.*, 2014; Dixit *et al.*, 2015).

A ação antrópica disponibiliza diversos metais nos ecossistemas, a partir de atividades como construção e reparo de navios (Ramos, 2013), curtimento de couro, fabricação de tintas (Selvi *et al.*, 2001), tinturaria têxtil (Iskandar *et al.*, 2011), mineração, operações de fundição, agricultura intensiva, efluentes domésticos (Nouri *et al.*, 2009; Xiang *et al.*, 2019), galvanoplastia, produção de pesticidas, baterias, cerâmicas (Latif *et al.*, 2020), ou até mesmo acidentes ambientais, como nos casos recentes dos rompimentos das barragens com rejeitos de mineração.

De acordo com Sobol e Schiest (2012), essas atividades são importantes contribuintes para contaminações ambientais por metais, visto que, a presença deles em concentrações acima do tolerável pode causar danos severos aos organismos.

Alguns metais, como alumínio, cromo e chumbo, podem ser facilmente encontrados em fontes de poluição provenientes de efluentes industriais. Estes e outros metais de forma excessiva podem ter efeito deletério à saúde, causando ulceração na pele, osteomalácia e até mesmo danos graves ao fígado, pulmão e ao sistema nervoso (Chen *et al.*, 2017).

Os metais podem também exercer toxicidade às plantas e aos micro-organismos, causando danos como: desnaturação, mudanças na permeabilidade da membrana plasmática, mudanças de pigmentação, peroxidação dos lipídios, produção de radicais livres que prejudicam a membrana e estrutura celular, e alterações nas atividades mitocondriais (Nagajyoti *et al.*, 2010).

Nos micro-organismos, a toxicidade atua a partir de bloqueio de grupos funcionais importantes promovendo a desnaturação enzimática. Os metais têm capacidade de se ligar com grupos funcionais da parede celular dos micro-organismos, formando complexos metálicos denominados também de compostos de coordenação que podem ser nocivos, ainda que estes efeitos possam ser inibidos a partir da complexação e precipitação celular (Valix e Loon, 2003).

Na Tabela 1 são apresentados valores limites da presença de metais em águas destinadas ao abastecimento humano, segundo diretrizes da Organização Mundial de Saúde (OMS), com base em diferentes autores.

Tabela 1. Características, concentração máxima de metais pesados permitida em água potável, segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS), e seus efeitos para a saúde e meio ambiente, e impactos relacionados ao ambiente e à saúde humana.

Metal	Massa Molar (g/mol)	Concentração máxima permitida (mg/L)	Impacto ao meio ambiente e a saúde	Referências
Al	26.98	0.10 a 0.20	Superexposição relacionada ao risco de Alzheimer, doença de Parkinson e esclerose lateral amiotrófica.	Filippini <i>et al.</i> (2019)
Sb	121.76	—	Sb (III) é a forma mais estável em meio aquoso e permeável às membranas celulares. Liga-se ao ferro da hemoglobina e inativa sítios ativos de proteínas, causando toxicidade. Ingestão ou inalação está relacionada a problemas respiratórios.	Néri (2014); CETESB, 2017a
As	74.90	0.05	Instiga bronquite, hiperqueratose, câncer, úlcera, dermatite, cirrose hepática e distúrbios mentais.	Chakraborti <i>et al.</i> (2017)
Cd	112.40	0.003	Afeta a absorção de nutrientes das plantas, transpiração e até a fotossíntese.	Leng <i>et al.</i> (2020)
Pb	207.20	0.05	Induz a danos neurológicos e distúrbios cardiovasculares.	Bilal <i>et al.</i> (2013)
Cu	63.50	2.00	Causa distúrbios respiratórios, quadros de vômitos pelo depósito no fígado, distúrbios renais, alergias e anemia.	Peixoto <i>et al.</i> , 2021
Cr	52.00	0.05	Dermatites alérgicas e câncer. Uma vez presentes em águas de rios, pode chegar até os oceanos e depositar-se nos sedimentos. O cromo hexavalente tem o potencial de acumular-se por difusão passiva em espécies aquáticas.	CETESB, 2017a
Hg	200.60	0.001	Afeta o sistema nervoso e renal.	Wu <i>et al.</i> , 2014; Kushwaha <i>et al.</i> , 2015
Zn	207.20	0.05	Causa dores estomacais, febre, distúrbios respiratórios, alterações no crescimento e câncer.	Caprarescu <i>et al.</i> (2015)
Fe	55.80	3.00	Em águas de abastecimento, a inserção do cloro para oxidar o ferro pode acarretar na formação de trihalometanos, na presença de precursores. Hemocromatose e células danificadas no fígado em altas doses.	Ahmed <i>et al.</i> (2019); CETESB, 2014

Uma vez presentes em efluentes descartados em meio aquático, os metais podem reduzir a capacidade de autodepuração dos mananciais devido sua ação tóxica para com os organismos responsáveis pelo processo de decomposição da matéria orgânica na água (Aguiar *et al.*, 2002), contribuindo com a poluição do ambiente e com o desequilíbrio dos organismos do ecossistema afetado, causando problemas de ordem física, biótica e socioeconômica, na medida que afetam o ambiente natural e à saúde humana (Ramos, 2013). Neste sentido, é importante o desenvolvimento e a adoção de boas técnicas e processos para remover os metais pesados do ambiente e/ou mitigar os efeitos danosos da contaminação (Musarurwa e Tavengwa, 2020).

Formas de remoção de metais

No ambiente natural, os metais podem assumir outras formas através de reações químicas, podendo resultar em compostos muito mais tóxicos que os íons isolados, assim como ocorre com o cromo, arsênio e mercúrio, que tem sua toxicidade dependente da forma química que se encontra e do seu estado de oxidação (Leite, 2002).

O tratamento adequado de efluentes que contenham metais é necessário, pois estes possuem potencial tóxico e seu lançamento nos corpos receptores causa impactos negativos sobre o ambiente. Assim, o lançamento adequado desses resíduos é de grande preocupação, sobretudo no caso dos efluentes industriais, pois, no geral, são muito volumosos e requerem técnicas específicas por sua complexidade, as quais podem ser mais onerosas. O tratamento a ser aplicado em um dado efluente irá depender das características e da forma que os íons metálicos nele se encontram (Vale, 2010).

Existe uma grande variedade de métodos para remover metais pesados, dividindo-se entre métodos físicos, químicos e biológicos que podem ser usados, em conjunto ou separadamente, para tratar uma infinidade de substâncias em diferentes matrizes. Estas formas de tratamento, que podem ser aplicadas em matriz aquosa, sólida ou gasosa, têm o objetivo de modificar a fase da substância de interesse, ou transformá-las em compostos inertes, ou com grau de toxicidade reduzida (Aquino Neto *et al.*, 2011).

Métodos Físicos e Químicos

Os métodos físicos e químicos são muito citados na remoção e recuperação dos metais de ambientes contaminados (Mahapatra *et al.*, 2020), tais como: precipitação, troca iônica, separação por membrana, adsorção em carvão ativado, osmose reversa e os tratamentos eletroquímicos (Vale, 2010). Contudo, esses métodos apresentam como desvantagem seu custo elevado, além de serem muitas vezes processos complexos (Song *et al.*, 2014), somada à ineficiência de tratar baixas concentrações dos íons metálicos (Beni e Esmaeili, 2020; Simonescu e Ferdes, 2012) e por gerar um lodo remanescente difícil de tratar (Esmaeili e

Beni, 2015a), o que torna algumas técnicas insustentáveis no ponto de vista ambiental (Mulligan *et al.*, 2001).

Na Tabela 2 são apresentados processos de tratamento que podem ser utilizados para a remoção de metais de diferentes meios e suas vantagens e desvantagens.

Tabela 2. Vantagens e desvantagens de processos para remediação de metais.

Processo	Vantagens	Desvantagens
Filtração e Precipitação química	Mais utilizado para remoção de metais de efluentes. Simples e de baixo custo.	Eficiência não efetiva para concentrações elevadas de metais. Difícil recuperação do metal.
Adsorção	Adsorventes de baixo custo. Uso de carvão ativado.	Custos do pré-tratamento que o carvão ativado deve receber para adsorção em metais.
Evaporação	Obtenção de efluente puro após a separação dos metais do meio aquoso.	Requer fonte de energia, além de ser um sistema oneroso.
Osmose reversa	Gera efluente adequado para reuso.	Altas pressões e custo elevado.
Oxidação química	Mineralização.	Reagentes químicos.
Tratamento eletroquímico	Possibilita a recuperação do metal, e evita o uso de outros compostos químicos que sejam tóxicos.	Para concentrações elevadas, além de ser um sistema oneroso.
Troca iônica	Eficiente e possibilita a recuperação do metal.	Sensível a presença de partículas. Utiliza resina, para sequestro dos íons, que precisa ser repostada de tempos em tempos devido aos desgastes. Resina de custo elevado.

Fonte: Adaptado de Volesky, 2001 e Vale (2010).

Shan *et al.* (2020) reportam que alguns desses métodos não são muito viáveis para remoção de metais por serem danosos ao meio ambiente, de menor eficiência, custo elevado e/ou com limitações para operação, sendo a adsorção um dos métodos mais eficientes para remoção de metais pesados devido ao vantajoso custo-benefício, principalmente se for utilizado um adsorvente de baixo custo e fácil disponibilidade (Baimenov *et al.*, 2020; Khaled *et al.*, 2009).

Na adsorção, o poluente solúvel (adsorvato) é removido do meio (fluido) por contato com o agente adsorvente (sólido), de modo que os átomos, moléculas ou íons sejam retidos ou aprisionados na superfície do adsorvente (García-Rosales *et al.*, 2012; Vale, 2010), através de atração exercida na superfície por forças não compensadas, criando um campo elétrico no ambiente ao redor do adsorvente (Vale, 2010), tendo muita popularidade devido a sua simplicidade, facilidade de operação e maior viabilidade de custo (Gopi *et al.*, 2019; Wu *et al.*,

2019). A adsorção pode ser do tipo química ou física, ou então as duas formas podem ocorrer simultaneamente (Ruthven, 1984).

Na Tabela 3 são apresentadas as características e os mecanismos envolvidos na adsorção física e química.

Tabela 3. Tipo, mecanismos e características da adsorção física e química.

Tipo	Ocorrência	Mecanismo	Características
Física	As forças intermoleculares de atração na fase fluida e na superfície sólida são maiores que as forças atrativas intramoleculares, resultando em uma interação fraca e reversível com a superfície. Nesta fase, nenhuma ligação é quebrada ou feita (natureza química do adsorvato não se altera).	Adsorção	Baseado em cargas eletrostáticas, as moléculas aderem-se a uma superfície sólida.
		Microprecipitação inorgânica	Ocorre com a variação das condições ambientais na área próximo a biomassa, resultando na variação do pH e ocasionando a precipitação.
Química	Envolve interações químicas entre o adsorvato e o adsorvente, resultando na formação de um composto de superfície ou complexo de adsorção. Ocorre através do rearranjo de elétrons do fluido. A interação é forte e difícil de separar adsorvato do adsorvente.	Complexação	Formação de compostos por associação de duas ou mais espécies.
		Coordenação	Um átomo central unido a outros átomos por ligações covalentes.
		Quelação	Formação quelatos, que são complexos onde há um composto orgânico unido ao metal.
		Troca iônica	Permuta de íons que se encontram formando espécies moleculares ou atômicas que perderam ou ganharam elétrons.

Fonte: Adaptado de Vale, 2010 e Pino (2005).

Entre os adsorventes utilizados, o carvão ativado é um dos mais populares devido a sua grande área de superfície e porosidade, que faz dele uma importante ferramenta para remoção de metais (Do, 1998). Ele pode ser feito a partir de diferentes substâncias orgânicas (Palodkar *et al.*, 2021), através de conversão termoquímica em altas temperaturas e na ausência de oxigênio. Mas o processo de transformação da matéria-prima em carvão ativado é dependente de muitos fatores, como a natureza não perigosa do material precursor, disponibilidade, custo de produção e características estruturais e de textura que o material precursor será capaz de gerar (Mariana *et al.*, 2021). Para evitar todo esse processo de fabricação, outros tipos de adsorventes, como bioassorventes, que serão abordados adiante, têm sido estudados como material alternativo.

Biorremediação

Entre os métodos de tratamento, o tratamento biológico, ou biorremediação, vêm ganhando destaque e protagonizando diversas soluções para os resíduos poluentes (Lima *et al.*, 2011), pois permite a remoção ou redução dos poluentes (Conicelli, 2017).

A biorremediação permite a descontaminação de solos (Ekperusi e Aigbodion, 2015) e o tratamento de grandes volumes de efluente, a fim de transformar os xenobióticos em formas menos tóxicas ou mineralizar integralmente. Este processo consiste na utilização de organismos, podendo ser plantas, bactérias, fungos (Amezcuá-Allieri e Rodríguez-Vázquez, 2008), algas, leveduras (Mahapatra *et al.*, 2020), ou até mesmo a junção de plantas e micro-organismos em um processo de simbiose, com a finalidade de atenuar poluentes.

O processo biológico é capaz de tratar uma série de ambientes contaminados, como o solo, água superficial e subterrânea, além de uma série de rejeitos industriais. Mesmo outros processos, como o físico ou químico, sendo capazes de remediar ambientes contaminados, a biorremediação é uma alternativa ecologicamente mais viável, pois são os micro-organismos que participam ativamente de grande parte dos ciclos biogeoquímicos e possuem o papel fundamental de reciclar a maior parte dos compostos e moléculas. Sendo assim, a biorremediação pode ter uma boa eficácia em ambientes contaminados com compostos persistentes ou de elevada toxicidade (Gaylarde *et al.*, 2005).

A biorremediação por micro-organismos é um processo que pode ocorrer por meio da adsorção, a partir de ligações com os grupos funcionais na superfície celular ou também por formação de enzimas extracelulares, que contribuem para a remoção do poluente (Silver e Phung, 2005). Quando se trata da remoção de metais por meio da biorremediação, os processos envolvidos são denominados de bioassorção e a bioacumulação (Igiri *et al.*, 2018).

Bioassorção e bioacumulação

Embora a exposição microbiana às concentrações elevadas de metais possa matá-los, os micro-organismos também têm a capacidade de resistir e se adaptar a diferentes concentrações, adquirindo resistência aos íons metálicos (Silver e Phung, 2005), capacidade esta que faz com que as células microbianas sejam ferramentas importantes no processo de bioacumulação e bioassorção e sua consequente remoção do meio.

Na bioassorção ocorre o sequestro de íons metálicos, que ficam ligados superficialmente à parede celular (Gönen e Aksu, 2009; Kavita e Keharia, 2012), e que independe de energia e das atividades biológicas (Hlihor *et al.*, 2017). A bioassorção é um processo que depende apenas das propriedades químicas e físicas do bioassorvente (Volesky, 2003).

No que se refere à bioacumulação, há a captação do íon metálico a partir da ação microbiana pela atuação do metabolismo (Conicelli, 2017), sendo os íons assimilados intracelularmente (Kavita e Keharia, 2012), por isso, necessariamente, a célula deve estar viva (Li *et al.*, 2017).

Na Tabela 4 é apresentada uma comparação entre os dois processos, tanto bioacumulação como bioissorção.

Tabela 4. Diferenças entre os processos de bioacumulação e bioissorção.

Propriedade	Bioacumulação	Bioissorção
Custo	Custo mais elevado devido à manutenção da célula viva.	Custo mais baixo, pois utiliza biomassa morta ou outros bioissorventes provenientes de resíduos da agroindústria.
Seletividade	Melhor em comparação com a bioissorção.	Fraco e melhorado, com modificações químicas.
Adaptação	Depende da natureza da biomassa e é afetada por elevadas concentrações de metais.	Independente de adaptação.
Recuperação e reutilização de adsorventes	Possibilidade mais limitada.	Maior possibilidade de reuso por vários ciclos.
Recolha da substância tóxica	Pode inviabilizar a biomassa para uso no ciclo seguinte.	É possível fazer a retirada da substância ao utilizar soluções adequadas (ácidas ou alcalinas).

Fonte: Beni e Esmaeili, 2020.

Estes processos são altamente dependentes das condições do meio, como pH, solubilidade dos íons (Li *et al.*, 2018), temperatura, concentração do bioissorvente e tempo de retenção, além de outros fatores secundários, mas não menos importantes, como a agitação, tamanho do bioissorvente e concentração de metal no meio (Esmaeili e Beni, 2015a, Esmaeili e Beni, 2015b).

O uso de materiais biológicos ou até mesmo de micro-organismos vivos ou mortos, vem sendo usado há algumas décadas para tratamento de efluentes contendo corantes ou íons metálicos (Çolak *et al.*, 2009).

Geralmente, os bioissorventes são produzidos a partir de resíduos orgânicos de algum segmento industrial, ou de materiais de baixo custo, e devem ser submetidos a um processo que os tornem viáveis à adsorção. Então, a matéria-prima deve ser lavada, seca e triturada, procedimento esse que aumenta sua área de contato, podendo ainda receber tratamento químico para fortalecer os grupos funcionais existentes na sua superfície. Além disso, o bioissorvente pode ser utilizado em

diversas formas e tamanhos, desde pó até nanofibras, sem e com revestimento, com nano pó ou pó magnetizado, sendo que o tamanho do material usado como adsorvente influencia na área superficial de contato, no volume a ser usado e no tempo de retenção do poluente dentro do sistema de tratamento (Beni e Esmaeili, 2020).

Para um bioadsorvente ser viável comercialmente, ele deve seguir alguns critérios, como: alta eficiência de remoção dos poluentes e cinética apropriada, tamanho e forma adequada, boa propriedade física, boa resistência mecânica e química, estabilidade térmica, grande disponibilidade, ser possível de se regenerar e reutilizar, apresentando viabilidade de custo quanto à sua separação do poluente visando à recuperação do mesmo (Shi *et al.*, 2015; Lingamdinne *et al.*, 2017; Saha *et al.*, 2017).

Uma gama diversificada de bioadsorventes tem sido usada com o objetivo de remover metais pesados dos mais diferentes ambientes, desde sementes de cebola (Sheikh *et al.*, 2021), casca de melancia (Liu *et al.*, 2012, Oghenejoboh 2018) –, fibra de junta (Huang *et al.*, 2019), biomassa microbiana (Singh *et al.*, 2021), entre outros.

Na literatura, plantas e biomassa de origem agroindustrial são bons adsorventes para metais como cádmio (Cd II), mercúrio (Hg II), cobre (Cu II), cromo (Cr VI e III), chumbo (Pb II) e zinco (Zn II), com a remoção favorecida pela presença de celulose em sua constituição, a partir de mecanismos de complexação, adsorção, quelação e troca iônica (Jamshaid *et al.*, 2017; Singh *et al.*, 2021). Na biomassa microbiana, seja bacteriana, de fungos ou algas, a remoção dos metais ocorre pela existência de sítios de complexação nessas células devido a diferentes compostos que constituem as células microbianas, sendo citados peptidoglicano (bactérias) e quitosana (algas e fungos), por exemplo (Singh *et al.*, 2021).

A quitosana é um polissacarídeo não tóxico, biodegradável e de performance excelente na remoção de íons metálicos, tanto como agente quelante ou como material adsorvente, estando presente de 80% a 90% na parede celular de fungos (Cabrera-Barjas *et al.*, 2020), o que os torna bioadsorventes ótimos, além de características como a sua morfologia robusta, área superficial elevada e de habilidades metabólicas na produção de enzimas poderosas que atuam na remoção de diferentes poluentes (Ramya *et al.*, 2021; Moreira, 2010).

Fungos como bioadsorvente

Os fungos são conhecidos pelo seu papel na eficiente remoção de uma série de poluentes, dentre eles os metais pesados, seja por meio de bioadsorção ou bioacumulação (Chen *et al.*, 2017). Neste sentido, o uso da biomassa surge como um processo de baixo custo e eficaz para a recuperação de metais (Moreira, 2010).

Em geral, os metais pesados exercem toxicidade sobre os fungos, podendo causar lise celular. Neste sentido, muitas pesquisas são direcionadas para descobrir o potencial de tolerância de diversas cepas de fungos, pois os potenciais de gêneros e espécies são distintos, variando não somente com relação a concentração, como também da natureza do metal (Ezzouhri *et al.*, 2009).

Um ambiente natural contaminado por metais causa estresse aos organismos presentes nele, e para os fungos não é diferente. A fim de fornecer resistência a esse estresse, causado por poluentes tóxicos, como no caso dos metais, os fungos desenvolveram mecanismos ativos de defesa, e, graças isso, são capazes de promover a bioabsorção e biocumulação, e ainda a quelação de metais (Priyadarshini *et al.*, 2021).

Os fungos produzem ácidos orgânicos e pigmentos e, a partir deles, podem complexar ou precipitar metais. Um exemplo disto é o ácido cítrico, que age como quelante de metais assim como o ácido oxálico, também produzido pelos fungos, que interage com a forma iônica dos metais e formam cristais insolúveis de oxalato ao redor da parede celular e no meio externo (Murphy e Levy, 1983).

A capacidade que os fungos têm de precipitar metais, seja de forma intracelular ou extracelular, ou até mesmo pela alteração da valência do metal, torna-os resistentes a diversos metais. Os fungos podem absorver os íons em seus esporos e micélio, o que possibilita sua atuação como biocatalisadores para o processo de remoção de poluentes metálicos (Ayangbenro e Babalola, 2017).

Na Tabela 5 são apresentados diversos fungos aplicados ao tratamento de metais por bioabsorção/bioacumulação e suas capacidades de remoção dos íons correspondentes. Na maioria dos trabalhos apresentados na Tabela 5, os metais pesados removidos foram chumbo (Pb), níquel (Ni), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), cádmio (Cd) e arsênio (As). Contudo, a literatura aborda muitos outros metais em diferentes concentrações e meios, e estes metais podem ser encontrados em coquetéis (Dey *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2020) e em meios contendo outros poluentes associados (Chen *et al.*, 2020; Saravanan *et al.*, 2021), sendo eles na água (Alothman *et al.*, 2019) ou no solo (Khan *et al.*, 2019).

Já com relação a concentração inicial de metais das pesquisas, esta variável pode ser bastante distinta uma das outras, pois cada espécie de fungos pode possuir tolerâncias diferentes para diferentes metais. Observado no trabalho de Kumar e Dwivedi (2020), citado na Tabela 5, que realizaram experimentações na remoção de arsênio, cromo, níquel e zinco, utilizando cepas de *Aspergillus flavus CR500*; os fatores temperatura, pH, concentração inicial e tempo de contato foram os mesmos na remoção de cada um dos metais, porém as eficiências de remoção obtidas foram distintas de 97.5, 82, 46.6 e 93.3%, respectivamente para cada metal testado.

De acordo com a Tabela 5, os gêneros mais empregados foram *Aspergillus* e *Penicillium*, os quais são muito importantes na área de tratamento de efluentes, sendo investigados há décadas como ferramenta para a biorremediação, pois as espécies destes gêneros estão entre as mais resistentes (Ezzouhri *et al.*, 2009).

A exemplo disso, cita-se o trabalho de Congeevaram *et al.* (2007), no qual foi constatado que *Aspergillus* sp. exibiu resistência elevada ao cromo, sobressaindo-se dentre outras espécies de fungos e bactérias também submetidas às mesmas condições, sendo capaz de tolerar concentrações de até 10.000 mg/L e manter uma taxa de sobrevivência de 60%. Foi relatado também que *Penicillium chrysogenum* tolerou concentração de 600 mg/L de cromo (Levinskaite, 2002).

Akhtar *et al.* (2013) testaram uma série de isolados fúngicos com contato com metais pesados, entre as cepas avaliadas, os isolados de *Aspergillus* foram os mais resistentes. *Aspergillus niger* (SF-5) obteve uma tolerância de 1716 mg/L ao cobre, enquanto uma cepa de *Aspergillus* sp. tolerou até 9218 mg/L de cádmio.

No entanto, mesmo com tantas espécies conhecidas capazes de obter bons resultados de remoção de poluentes, Passos *et al.* (2009) defendem a necessidade de prospecção de novas linhagens que enfrentaram condições adversas e foram capazes de adaptar-se, pois a capacidade de tolerância à toxicidade e a capacidade degradativa dessas linhagens devem ser estudadas.

A temperatura é uma variável muito importante para os mecanismos dependentes de energia e, no caso da remoção de metais por micro-organismos, pode causar ionização das frações químicas, além de afetar a estabilidade da parede celular ou sua configuração, ainda podendo afetar, concomitantemente, locais de ligação das espécies fúngicas, causando uma menor remoção de metais (Congeevaram *et al.*, 2007). Nos estudos apresentados (Tabela 5), a temperatura a qual os fungos foram submetidos variaram de 20 a 32°C, sendo que, quase sempre, serão equivalentes à temperatura ambiente, com os micro-organismos atuando na faixa mesófila.

Grande parte dos experimentos usando biomassa fúngica ocorreu em um pH em torno de 5, e quase nunca maior que 7 (Tabela 5). Congeevaram *et al.* (2007), ao analisarem cepas de isolados fúngicos, observaram que o pH ideal para remoção de níquel e cromo ficou entre 5 e 5,2 devido à fisiologia do micro-organismo, que influencia o valor do pH do meio externo e interfere na remoção do metal. Particularmente, na fase estacionária de crescimento, as células já adaptadas exibem crescimento logarítmico e consomem os nutrientes do meio, modificando o valor do pH.

Tabela 5. Pesquisas de bioassorção/bioacumulação com fungos para tratar diferentes metais.

Metais	Fungo	T (°C)	pH	Concentração (mg/L)	TC (dia)	Eficiência de remoção (%)	Referências
As	<i>Aspergillus flavus CR500</i>	28	7.0	5	8	97.5	Kumar e Dwivedi, 2020
Cd	<i>Absidia cylindrospora</i>	20	5.4	50	3	68	Albert et al., 2018
	<i>Aspergillus fumigatus</i>	30	-	5	3	63	Dey et al., 2020
	<i>Penicillium simplicissimum</i>	25	5.0	100	1/3	33	Chen et al., 2019
Cr	<i>Aspergillus fumigatus</i>	30	-	5	3	62	Dey et al., 2020
	<i>Penicillium simplicissimum</i>	25	5.0	100	1/3	88.6	Chen et al., 2019
	<i>Aspergillus flavus CR500</i>	28	7.0	5	8	82	Kumar e Dwivedi, 2020
Cu	<i>Absidia cylindrospora</i>	20	5.4	50	3	14	Albert et al., 2018
	<i>Aspergillus fumigatus</i>	30	-	5	3	37	Dey et al., 2020
	<i>Penicillium simplicissimum</i>	25	5.0	100	1/3	63.8	Chen et al., 2019
Ni	<i>Trametes pubescence</i>	-	4.5	1000	3	8.6	Enayatizamir et al., 2020
	<i>Aspergillus fumigatus</i>	30	-	5	3	46	Dey et al., 2020
	<i>Aspergillus flavus CR500</i>	28	7.0	5	8	46.6	Kumar e Dwivedi, 2020
Pb	<i>Trametes pubescence</i>	-	4.5	1000	3	99	Enayatizamir et al., 2020
	<i>Absidia cylindrospora</i>	20	5.4	50	3	59	Albert et al., 2018
	<i>Pleurotus ostreatus ISS-1</i>	28	5.0	500	11	53.7	Wang et al., 2019
	<i>Aspergillus fumigatus</i>	30	-	5	3	95	Dey et al., 2020
	<i>Penicillium simplicissimum</i>	25	5.0	100	1/3	73.7	Chen et al., 2019
	<i>Aspergillus flavus CR500</i>	28	7.0	5	8	93.3	Kumar e Dwivedi, 2020
Zn	<i>Aspergillus fumigatus</i>	30	-	5	3	98	Dey et al., 2020
	<i>Penicillium simplicissimum</i>	25	5.0	100	1/3	28	Chen et al., 2019
Coquetel (Pb, Cu e Fe)	<i>Penicillium janthinillum GXCR</i>	32	5.0	100	1	85 a 99	Wang et al., 2022

T: temperatura (°C); TC: tempo de contato (dia).

Talukdar *et al.* (2020) fizeram experimentos variando o pH de 2 a 7, em consórcio de *Aspergillus fumigatus* e *Aspergillus flavus*, em contato com cromo e cádmio. A remoção de ambos os metais aumentou gradativamente até o pH 5, chegando a remover cerca de 80% de ambos os metais, porém a eficiência de remoção diminuiu para valores de pH superiores a 5.

De acordo com Congeevaram *et al.* (2007), em meios com valores baixos de pH, a superfície celular fica protonada e favorece a aproximação de íons carregados negativamente, como o cromo e, consequentemente, sua bioacumulação, sendo que há um valor de pH abaixo do qual pode ocorrer competição entre íons H⁺ e os íons metálicos, o que reduz a bioacumulação do metal pela célula microbiana. Para valores mais elevados de pH (≥ 8), tende a ocorrer a formação de precipitados metálicos, o que indisponibiliza a remoção do íon metálico pela célula, como no caso do níquel que em pH a partir de 8, tem sua remoção reduzida pela formação de Ni(OH)₂.

Assim, o pH determina a carga superficial do adsorvente, o grau de ionização e o tipo de adsorção que irá ocorrer, afetando a separação por hidrólise, complexação e oxidação-redução (Wang e Sun, 2013; Yu *et al.*, 2016), sendo importante mencionar que o pH ideal para remoção de metais também pode variar entre as cepas microbianas, pois esta é uma variável de grande importância para os processos de bioassorção e bioacumulação, além de fundamental para o crescimento e produção enzimática dos fungos (Karthik *et al.*, 2017).

Conclusão

Um ambiente saudável, que mantenha o equilíbrio da biodiversidade, é um bem precioso para a sociedade. Garantir o seu equilíbrio também é promover a saúde humana. O tratamento de poluentes, em especial dos metais, é encarado com muita seriedade pela comunidade acadêmica, e, constantemente, novas técnicas e bioassorventes vêm sendo desenvolvidos e estudados, a fim de encontrar um meio de baixo custo que seja capaz de remover os metais com bastante eficiência.

A biomassa fúngica tem um importante papel nesse processo de remoção de metais. Sendo assim, muitas pesquisas vêm sendo realizadas no sentido de desvendar cepas capazes de promover bons resultados, isso se dá em virtude da versatilidade desses micro-organismo. Os estudos mostram diferentes gêneros sendo empregados e, frequentemente, esses trabalhos apresentam cepas de *Aspergillus* e *Penicillium*, além de uma grande variedade de fungos de podridão branca.

Os fungos observados no presente trabalho foram capazes de remover uma grande variedade de metais em diferentes concentrações, validando que a biomassa dessas cepas são importantes ferramentas para redução do potencial poluidor de diversos efluentes.

As características e condições do meio, assim como a concentração, tipo e variedade de metais presentes, parecem exercer grande impacto do resultado de remoção desses metais, podendo facilitar o processo de bioassorção/bioacumulação ou inibir esses processos e gerar um percentual de remoção bem menor que outros trabalhos. Mas não somente esses fatores são cruciais para

determinar o sucesso da remoção, o tipo de fungo empregado também é muito relevante para que ocorra uma boa remoção, pois diferentes cepas de fungos possuem capacidades distintas para remover metais.

Sendo assim, é importante que mais estudos sejam realizados a fim de encontrar cepas capazes de promover remoção de variados metais, isolados ou em coquetéis e otimização dos processos de biorremediação como instrumento para mitigar impactos e combater a crescente poluição ambiental.

Referências bibliográficas

- Ahmed, N., Bodrud-Doza, M., Towfiqul Islam, A. R. M., Hossain, S., Moniruzzaman, M., Deb, N., Bhuiyan, M. A. Q. (2019) Appraising spatial variations of As, Fe, Mn and NO₃ contaminations associated health risks of drinking water from Surma basin, Bangladesh. *Chemosphere*, **218**, 726-740, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.104>
- Akhtar, S., Mahmood-Ul-Hassan, M., Ahmad, R., Suthor, V., Yasin, M. (2013) Metal tolerance potential of filamentous fungi isolated from soils irrigated with untreated municipal effluent. *Soil Environ.*, **32**, 55-62 disponível em: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=PK2013000983>
- Albert, Q., Leleyter, L., Lemoine, M., Heutte, N., Rioult, J. P., Sage, L., Baraud, F., Garon, D. (2018) Comparison of tolerance and biosorption of three trace metals (Cd, Cu, Pb) by the soil fungus Absidia cylindrospora, *Chemosphere*, **196**, 386 - 392, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.156>
- Alothman, Z. A., Bahkali, A. H., Khiyami, M. A., Alfadul, S. M., Wabaidur, S. M., Alam M., Alfarhan, B. Z. (2019) Low cost biosorbents from fungi for heavy metals removal from wastewater. *Separation Science and Technology*, **55**, 1766-1775, <https://doi.org/10.1080/01496395.2019.1608242>
- Amezcuia-Allieri, M. A., Rodríguez-Vázquez, R. (2008) Impact on metal bioavailability and plant uptake during the bioremediation of a phenanthrene-contaminated soil. *Terra Latinoamericana*, **26**(4), 351 - 359, disponível em: <https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/1331/1540>
- Aquino Neto, S., Magri, T. C., Silva, G. M., Andrade, A. R. (2011) Tratamento de resíduos de corante por eletroflocação: um experimento para cursos de graduação em química. *Química Nova*, **34**(8), 1468-1471, <https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000800030>
- Ayangbenro, A. S., Babalola, O. O. (2017) A New Strategy for Heavy Metal Polluted Environments: A Review of Microbial Biosorbents. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, **14**(1), 94 - 109, <https://doi.org/10.3390/ijerph14010094>
- Baimenov, A., Berillo, D. A., Poulopoulos, S. G., Inglezakis, V. J. (2020) A review of cryogels synthesis, characterization and applications on the removal of heavy metals from aqueous solutions. *Adv. Colloid Interface*, **276**, 102088, <https://doi.org/10.1016/j.cis.2019.102088>
- Baker, A. J. M., McGrath, S. P., Sodoli, C. M. D., Reeves, R. D. (1994) The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal accumulating plants. *Resources, Conservation and Recycling*, **11**, 41-49, [https://doi.org/10.1016/0921-3449\(94\)90077-9](https://doi.org/10.1016/0921-3449(94)90077-9)
- Beni, A. A., Esmaeili, A. (2020) Biosorption, an efficient method for removing heavy metals from industrial effluents: A Review. *Environmental Technology & Innovation*, **17**, 100503, <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100503>
- Bilal, M., Shah, J. A., Ashfaq, T., Gardazi, S. M., Tahir, A. A., Pervez, A., Haroon, H., Mahmood, Q. (2013) Waste biomass adsorbents for copper removal from industrial wastewater – A review. *Journal of Hazardous Materials*, **263**(1), 322-333, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.07.071>
- Billerbeck, T. N. (2013) *Remoção de metais de efluente de laboratórios de análise de solo por meio da biossorção com resíduo de *Saccharomyces cerevisiae**. Dissertação (Mestrado em meio ambiente urbano e industrial) - Universidade Federal do Paraná, 124 pp. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/46500>
- Briffa, J., Sinagra, E., Blundell, R. (2020) Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, **6**(9), E04691, <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>

- Cao, S., Duan, X., Zhao, X., Ma, J., Dong, T., Huang, N., Sun, C., He, B., Wei, F. (2014) Health risks from the exposure of children to As, Se, Pb and other heavy metals near the largest coking plant in China. *Science of The Total Environment*, **472**(15), 1001-1009, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.124>
- Cabrera-Barjas, G., Gallardo, F., Nesić, A., Taboada, E., Marican, A., Mirabal-Gallardo, Y., Avila-Salas, F., Delgado, N., Armas-Ricard, M., Valdes, O. (2020) Utilization of industrial by-product fungal biomass from *Aspergillus niger* and *Fusarium culmorum* to obtain biosorbents for removal of pesticide and metal ions from aqueous solutions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **8**, 104355, <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104355>
- Caprarescu, S., Radu, A-L., Purcar, V., Ebrasu, D., Ianchis, R., Sarbu, A., Ghiurea, M., Nicolae, C., Modrogañ, C., Vaireanu, D-I., Perichaud, A. (2015) Adsorbents/ion exchangers-PVA blend membranes: Preparation, characterization and performance for the removal of Zn²⁺ by electrodialysis. *Applied Surface Science*, v. **329**(1), 65-75, <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2014.12.128>
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2017a) *Ficha de Informação Toxicológica: Antimônio. Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental*. Acesso em 08 de abril de 2022, disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2022/02/Antimonio.pdf>
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2017b) *Ficha de Informação Toxicológica: Crômio e seus compostos. Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental*. Acesso em 08 de abril de 2022, disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2022/02/Cromio.pdf>
- Chakraborti, D., Rahman, M. M., Das, B., Chatterjee, A., Das, D., Nayak, B., Pal, A., Chowdhury, U. K., Ahmed, S., Biswas, B. K., Sengupta, M. K., Hossain, M. A., Samanta, G., Roy, M. M., Dutta, R. N., Saha, K. C., Mukherjee, S. C., Pati, S., Kar, P. B., Mukherjee, A., Kumar, M. (2017) Groundwater arsenic contamination and its health effects in India. *Hydrogeol. J.*, **25**(4), 1165-1181, <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1556-6>
- Chen, S. H., Cheow, Y. L., Ng, S. L., Ting, A. S. Y. (2019) Mechanisms for metal removal established via electron microscopy and spectroscopy: a case study on metal tolerant fungi *Penicillium simplicissimum*. *Journal of Hazardous Materials*, **362**, 394-402, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.077>
- Chen, S. H., Ng, S. L., Cheow, Y. L., Ting, A. S. Y. (2017) A novel study based on adaptive metal tolerance behavior in fungi and SEM-EDX analysis. *Journal of Hazardous Materials*, **334**(15), 132-141, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.04.004>
- Chen et al., (2020). Removal of sulfamethazine and Cu²⁺ by *Sakaguchia cladiensis* A5: Performance and transcriptome analysis. *Science of The Total Environment*, **746**, 140956, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140956>
- Çolak, F., Atar, N., Olgun, A. (2009) Biosorption of acidic dyes from aqueous solution by *Paenibacillus macerans*: Kinetic, thermodynamic and equilibrium studies. *Chem. Eng. J.*, **150**(1), 122-130 <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.12.010>
- Congeevaram, S., Dhanarani, S., Park, J., Dexilin, M., Thamaraiselvi, K. (2007) Biosorption of chromium and nickel by heavy metal resistant fungal and bacterial isolates. *Journal of Hazardous Materials*, **146**, 270-277, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.12.017>
- Conicelli, B. P. (2017) *Biosorção de chumbo e mercúrio pelas linhagens selvagem e recombinante de C. metallidurans em meio aquoso*. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear – Materiais do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares) – São Paulo, 73 pp, disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85134/tde-15052017-160603/en.php>
- Cupertino, M. C., Novaes, R. D., Santos, E. C., Bastos, D. S. S., Santos, D. C. M., Fialho, M. C. Q., Matta, S. L. P. (2017) Cadmium-induced testicular damage is associated with mineral imbalance, increased antioxidant enzymes activity and protein oxidation in rats. *Life Sciences*, **175**, 23-30, <https://doi.org/10.1016/j.lfs.2017.03.007>
- Dey, P., Malik, A., Mishra, A., Singh, D. K., Bergen, M., Jehmlich, N. (2020) Mechanistic insight to mycoremediation potential of a metal resistant fungal strain for removal of hazardous metals from multmetal pesticide matrix. *Environmental Pollution*, **262**, 114255, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114255>
- Dey, P., Gola, D., Mishra, A., Malik, A., Kumar, P., Singh, D. K., Patel, N., Bergen, M., Jehmlich, N. (2016). Comparative performance evaluation of multi-metal resistant fungalstrains for simultaneous removal of multiple hazardous metals. *Journal of Hazardous Materials*, **318**, 679-685, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.07.025>
- Dixit, R., Wasiullah, D., Malaviya, K., Pandiyan, U., Singh, A., Sahu, R., Shukla, B., Singh, J., Rai, P., Sharma, H., Paul Lade, D. (2015) Bioremediation of Heavy Metals from Soil and Aquatic Environment: An Overview of Principles and Criteria of Fundamental Processes. *Sustainability*, **7**, 2189-2212, <https://doi.org/10.3390/su7022189>

- Do, D. D. (1998) Adsorption Analysis: Equilibria and Kinetics. Imperial College, London, 111 pp.
- Duruibe, J. O., Ogwuegbu, M. O. C., Egwurugwu, J. N. (2007) Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*, **2**(5), 112-118, disponível em: [https://academicjournals.org/article/article1380209337 Duruibe%20et%20al.pdf](https://academicjournals.org/article/article1380209337)
- Ekperusi, O. A., Aigbodion, I. F. (2015) Bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons in diesel contaminated soil with the earthworm: *Eudrilus eugeniae*. *Ekperusi and Aigbodion SpringerPlus*, **4**, 540-553, <https://doi.org/10.1186/s40064-015-1328-5>
- Enayatizamir, N., Liu, J., Wang, L., Lin, X., Fu, P. (2020) Coupling Laccase production from *Trametes pubescens* with heavy metal removal for Economic Waste Water Treatment, *Journal of Water Process Engineering*, **37**, 101357, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101357>
- Esmaeili, A., Beni, A.A. (2015a) Biosorption of nickel and cobalt from plant effluent by *Sargassum glaucescens* nanoparticles at new membrane reactor. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, **12**(6), 2055-2064, <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0744-3>
- Esmaeili, A., Beni, A.A. (2015b) Novel membrane reactor design for heavy-metal removal by alginic nanoparticles. *J. Ind. Eng. Chem.*, **26**, 122-128, <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2014.11.023>
- Ezzouhri, L., Castro, E., Moya, M., Espinola, F., Lairini, K. (2009) Heavy metal tolerance of filamentous fungi isolated from polluted sites in Tangier, Morocco. *Afr. J. Microbiol. Res.*, **3**, 035–048, disponível em: [https://academicjournals.org/article/article1380177143 Ezzouhri%20et%20al.pdf](https://academicjournals.org/article/article1380177143)
- Filippini, T., Tancredi, S., Malagoli, C., Cilloni, S., Malavolti, M., Violi, F., Vescovi, L., Bargellini, A., Vinceti, M. (2019) Aluminum and tin: Food contamination and dietary intake in an Italian population, *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, **52**, 293-301, <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2019.01.012>
- Freire, R. S., Pelegrini, R., Kubota, L. T., Durán, N., Peralta-Zamora, P. (2000) Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. *Química Nova*, **23**(4), 504-511, <https://doi.org/10.1590/S0100-4042200000400013>
- García-Rosales, G., Olguín, M. T., Colín-Cruz, A., Romero-Guzmán, E. T. (2012) Effect of the pH and temperature on the biosorption of lead(II) and cadmium(II) by sodium-modified stalk sponge of *Zea mays*. *Environ Sci Pollut Res.*, **19**, 177–185, <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0537-x>
- Gaylarde, C. C., Bellinaso, M. L., Manfio, G. P. (2005) Biorremediação: Aspéctos e técnicos da biorremediação de xenobióticos. *Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento*, **34**, 36-43, disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4144372/mod_resource/content/1/Biorremediação%20-%20Artigo%201.pdf
- Gönen, F., Aksu, Z. (2009) Single and binary dye and heavy metal bioaccumulation properties of *Candida tropicalis*: use of response surface methodology (RSM) for the estimation of removal yields. *Journal of Hazardous Materials*, **172**, 1512-1519, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.021>
- Gopi, D., Nithiya, S., Shinyjoy, E., Rajeswari, D., Kavitha, L. (2019) Carbon nanotubes/carboxymethyl chitosan/mineralized hydroxyapatite composite coating on Ti-6Al-4V alloy for improved mechanical and biological properties. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **58**(2), 18474-18475, <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.9b04600>
- Hlihor, R. M., Figueiredo, H., Tavares, T., Gavrilescu, M. (2017) Biosorption potential of dead and living *Arthrobacter viscosus* biomass in the removal of Cr(VI): batch and column studies Process Saf. Environ. Prot., **108**, 44-56, <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.06.016>
- Hou, S., Wu, B., Peng, D., Wang, Z., Wang, Y., Xu, H. (2019) Remediation performance and mechanism of hexavalent chromium in alkaline soil using multi-layer loaded nano-zero-valent iron. *Environmental Pollution*, **252**, part A, 553-561, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.083>
- Huang, Q., Hu, D., Chen, M., Bao, C., Jin, X. (2019) Sequential removal of aniline and heavy metal ions by jute biosorbents: A practical design of modifying adsorbent with reactive adsorbate. *Journal of Molecular Liquids*, **285**, 288-298, <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.04.115>
- Iskandar, N. L., Zainudin, N. A., Tan, S. G. (2011) Tolerance and biosorption of copper (Cu) and lead (Pb) by filamentous fungi isolated from a freshwater ecosystem. *Journal of Environmental Sciences*, **23**(5), 824-830, [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60475-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60475-5)

- Igiri, B. E., Okoduwa, S. I., Idoko, G. O., Akabuogu, E. P., Adeyi, A. O., Ejiofor, I. K. (2018) Toxicity and bioremediation of heavy metals contaminated ecosystem from tannery wastewater: a review. *J. Toxicol.*, **2018**, 1–16, <https://doi.org/10.1155/2018/2568038>
- Karthik, C., Ramkumar, V. S., Pugazhendhi, A., Gopalakrishnan, K., Arulselvi, P. I. (2017) Biosorption and biotransformation of Cr(VI) by novel Cellulosimicrobium funkei strain AR6. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, **70**, 282-290, <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2016.11.006>
- Kavita, B., Keharia, H. (2012) Biosorption potential of Trichoderma gamsii biomass for removal of Cr(VI) from electroplating industrial effluent. *Int. J. Chem. Eng.*, **2012**, 1-12, <https://doi.org/10.1155/2012/305462>
- Khaled, A., Nemr, A. E., El-Sikaily, A., Abdelwahab, O. (2009) Treatment of artificial textile dye effluent containing direct yellow 12 orange peel carbon. *Desalination*, **238**, 210-232, <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.02.014>
- Khan, I., Aftab, M., Shakir, S., Ali, M., Qayyum, S., Rehman, M. U., Haleem, K. S., Touseef, I. (2019). Mycoremediation of heavy metal (Cd and Cr)-polluted soil through indigenous metallotolerant fungal isolates. *Environ Monit Assess*, **191**, 585, <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7769-5>
- Kumar, V., Dwivedi, S. K. (2020) Multimetal tolerant fungus Aspergillus flavus CR500 with remarkable stress response, simultaneous multiple metal/loid removal ability and bioremediation potential of wastewater, *Environmental Technology & Innovation*, **20**, 101075, <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101075>
- Kushwaha, S., Sreedhar, B., Bhatt, R., Sudhakar, P. P. (2015) Spectroscopic characterization for remediation of copper, cadmium and mercury using modified palm shell powder. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, **46**(1) 191-199, <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2014.09.018>
- Lakard, S., Magnenet, C., Mokhter, M., Euvrard, M., Buron, C., Lakard, B. (2015) Retention of Cu (II) and Ni (II) ions by filtration through polymer-modified membranes. *Separation and Purification Technology*, **149**, 1-8, <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.05.028>
- Latif, A., Sheng, D., Sun, K., Si, Y., Azeem, M., Abbas, A., Bilal, M. (2020) Remediation of heavy metals polluted environment using Fe-based nanoparticles: Mechanisms, influencing factors, and environmental implications. *Environmental Pollution*, **264**, 114728, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114728>
- Lei, J., Guo, Q., Yao, W., Duan, T. Chen, P., Zhu, W. (2018) Bioconcentration of organic dyes via fungal hyphae and their derived carbon fibers for supercapacitors. *Journal of Materials Chemistry*, **6**(23), 10710-10717, <https://doi.org/10.1039/C8TA02655F>
- Leite, M. A. (2002). Análise do aporte, da taxa de sedimentação e da concentração de metais na água, plâncton e sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana - SP. Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-14032003-144635/pt-br.php>
- Leng, Y., Li, Y., Wen, Y., Zhao, H., Wang, O., Li, S.-W. (2020) Transcriptome analysis provides molecular evidences for growth and adaptation of plant roots in cadmium-contaminated environments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **204**, 111098, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111098>
- Levinskaite, L. (2002) Response of soil fungi to chromium VI. *Ekologija*, **1**, 10-13, disponível em: https://www.researchgate.net/publication/267939909_Response_of_soil_fungi_to_chromiumVI
- Li, D., Xu, X., Yu, H., Han, X. (2017) Characterization of pb²⁺ biosorption by psychrotrophic strain *Pseudomonas* sp. I3 isolated from permafrost soil of Mohe wetland in Northeast China. *J. Environ. Manag.*, **196**, 8-15, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.076>
- Li, F., Wang, W., Li, C., Zhu, R., Ge, F., Zheng, Y., Tang, Y. (2018) Self-mediated pH changes in culture medium affecting biosorption and biomineralization of Cd²⁺ by *Bacillus cereus* Cd01 J. *Hazard. Mater.*, **358**, 178-186, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.06.066>
- Li, et al. (2019) Integration of bio-inspired adsorption and photodegradation for the treatment of organics-containing radioactive wastewater. *Chemical Engineering Journal*, **364**, 139-145, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.01.169>
- Lima, D. F., Oliveira, O. M. C., Cruz, M. J. M. (2011) Utilização dos fungos na biorremediação de substratos contaminados por petróleo: estado da arte. *Cadernos de Geociências*, **8**(2), 113-121, disponível em: <https://periodicos.ufba.br/index.php/cadgeoc/article/view/5553>

- Lima, D. P., Santos, C., Silva, R. S., Yoshioka, E. T. O., Bezerra, R. M. (2015) Contaminação por metais pesados em peixes e água da bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. *Chemistry - Acta Amaz.*, **45**(4), 405-414, <https://doi.org/10.1590/1809-4392201403995>
- Lingamdinne, L. P., Chang, Y.-Y., Yang, J.-K., Singh, J., Choi, E.-H., Shiratani, M., Koduru, J.R., Attri, P. (2017) Biogenic reductive preparation of magnetic inverse spinel iron oxide nanoparticles for the adsorption removal of heavy metals. *Chem. Eng. J.*, **307**, 74-84, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.08.067>
- Liu, C., Ngo, H. H., Guo, W. (2012) Watermelon rind: agro-waste or superior biosorbent? *Appl. Biochem. Biotechnol.*, **167**(6), 1699-1715, <https://doi.org/10.1007/s12010-011-9521-7>
- Lu, N., Hu, T., Zhai, Y., Qin, H., Aliyeva, J., Zhang, H. (2020) Fungal cell with artificial metal container for heavy metals biosorption: Equilibrium, kinetics study and mechanisms analysis. *Environmental Research*, **182**, 109061, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109061>
- Mahapatra, B., Dhal, N. K., Pradhan, A., Panda, B. P. (2020) Application of bacterial extracellular polymeric substances for detoxification of heavy metals from contaminated environment: A mini-review. *Materials Today: Proceedings*, **30**(2), 283-288, <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.01.490>
- Mariana, M., Abdul Khalil, H.P.S., Mistar, E. M., Yahya, E. B., Danish, T. A. M., Amayreh, M. (2021) Recent advances in activated carbon modification techniques for enhanced heavy metal adsorption. *Journal of Water Process Engineering*, **43**, 102221, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102221>
- Módenes, A. N., Espinoza-Quiñones, F. R., Lavarda, F. L., Colombo, A., Borba, C. E., Leichtweis, W. A., Mora, N. D. (2013) Remoção dos metais pesados Cd (II), Cu (II) e Zn (II) pelo processo de biossorção utilizando a macrófita Eichornia crassipes. Rem: *Revista Escola de Minas*, **66**(3), 355-362, <https://doi.org/10.1590/S0370-44672013000300013>
- Mahapatra, S., Banerjee, D. (2013) Fungal exopolysaccharide: production, composition and applications. *Microbiol. Insights*, **6**, 1-16, <https://doi.org/10.4137/MBI.S10957>
- Moreira, D. R. (2010) Desenvolvimento de adsorventes naturais para tratamento de efluentes de galvanoplastia. Dissertação (Mestrado) – Pós-graduação em Engenharia e Tecnologia de Materiais. Porto Alegre – RS, 79 pp, disponível em: <https://tede2.pucrs.br/tede2/handle/tede/3158>
- Moreira, F. R., Moreira, J. C. (2004) A cinética do chumbo no organismo humano e sua importância para a saúde. *Ciência & Saúde Coletiva*, **9**(1), 167-181, <https://doi.org/10.1590/S1413-81232004000100017>
- Mulligan, C. N., Yong, R. N., Gibbs, B. F. (2001) Heavy metal removal from sediments by biosurfactants. *J. Hazard. Mater.*, **85**, 111-125, [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00224-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00224-2)
- Murphy, R. J., Levy, J. F. (1983) Production of copper oxalate by some copper tolerant fungi. *Transactions of the British Mycological Society*, **81**, 165-168, [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(83\)80223-X](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(83)80223-X)
- Musarurwa, H., Tavengwa, N. T. (2020) Application of carboxymethyl polysaccharides as bio-sorbents for the sequestration of heavy metals in aquatic environments. *Carbohydrate Polymers*, **237**(1), 116-142, <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2020.116142>
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., Sreekanth, T. V. M. (2010) Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemical Letters*, **8**, 199-216, <https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
- Néri, T. S. (2014) Desenvolvimento de um método para determinação de Sb(III) e Sb total em amostras de interesse ambiental utilizando geração de hidretos acoplada à espectrometria de absorção atômica com chama. Dissertação (Mestrado em Química pela Universidade Federal de Uberlândia) – Uberlândia, 98 pp, disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/17403>
- Nouri, J., Khorasani, N., Lorestani, B., Karami, N., Hassani, A. H., Yousefi, N. (2009) Accumulation of heavy metals in soil and uptake by plant species with phytoremediation potential. *Environmental Earth Science*, **59**, 315-323, <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0028-2>
- Oghenejoboh, K. (2018) Biosorption of nickel (II) ion from synthetic wastewater on watermelon rind activated carbon using response surface methodology (RSM) optimization approach. *Niger. J. Technol.*, **37**, 647-655, <https://doi.org/10.4314/njt.v37i3.13>
- Oh, J. J., Kim, J. Y., Kim, Y. J., Kim, S., Kim, G. H. (2021) Utilization of extracellular fungal melanin as an eco-friendly biosorbent for treatment of metal-contaminated effluents. *Chemosphere*, **272**, 129884, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129884>

- Pal, D., Maiti, S. K. (2020) An approach to counter sediment toxicity by immobilization of heavy metals using waste fish scale derived biosorbent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **187**, 1098033, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109833>
- Palodkar, A. V., Anupam, K., Banerjee, S., Halder, G. (2017) Insight into preparation of activated carbon towards defluoridation of waste water: optimization, kinetics, equilibrium, and cost estimation. *Environ. Prog. Sustain. Energy*, **36**(6), 1597-1611, <https://doi.org/10.1002/ep.12613>
- Paria, K., Pyne, S., Chakraborty, S. K. (2022) Optimization of heavy metal (lead) remedial activities of fungi *Aspergillus penicillioides* (F12) through extra cellular polymeric substances, *Chemosphere*, **286**(3). 131-874, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131874>
- Passos, C. T., Burkert, J. F. M., Kalil, S. J., Burkert, C. A. V. (2009) Biodegradação de fenol por uma nova linhagem de *Aspergillus* sp. isolada de um solo contaminado do sul do Brasil. *Química Nova*, **32**(4), 950-954, disponível em: <http://repositorio.furg.br/handle/1/1842>
- Peixoto, S., Henriques, I., Loureiro, S. (2021) Efeitos de longo prazo da exposição a nanopesticidas de Cu (OH)2 nas comunidades microbianas do solo. *Cerca de. Pollut.*, **269**, 116113, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116113>
- Pino, G. A. H. (2005) *Biossorção de metais pesados utilizando pó da casca de coco verde (cocos nucifera)*. Dissertação de Mestrado - Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, 113 pp, <https://doi.org/10.17771/PUCRio.acad.7596>
- Priyadarshini, E., Priyadarshini, S. S., Primos, B. G., Pradhan, N. (2021) Metal-Fungus interaction: Review on cellular processes underlying heavy metal detoxification and synthesis of metal nanoparticles. *Chemosphere*, **274**, 129976, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129976>
- Ramya, D., Kiruba, N. J. M., Thatheyus, A. J. (2021) Biosorption of heavy metals using fungal biosorbents – A review. In: *Fungi Bio-Prospects in Sustainable Agriculture, Environment and Nano-technology*, **2**, 331 – 352, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821925-6.00015-0>
- Ramos, T. D. (2013) *Avaliação da exposição ambiental ao manganês na população residente no entorno de um estaleiro no município de Angra dos Reis, RJ*. Dissertação de Mestrado para obtenção do título de Mestre em Ciências na área de Saúde Pública. Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ). Rio de Janeiro, 107 pp, disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/24556>
- Rodriguez-Freirea, L., Gonzalez-Estrellab, J., Lic, G. (2019) Technologies for Fractionation of Wastewater and Resource Recovery. *Wastewater Treatment Residues as Resources for Biorefinery Products and Biofuels*, 329-354, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816204-0.00015-1>
- Ruthven, D. M. (1984) *Principles of Adsorption and Adsorption Process*. New York: Editora John Wiley&Sons. 431 pp.
- Saha, G. C., Hoque, M. I. U., Miah, M. A. M., Holze, R., Chowdhury, D. A., Khandaker, S., Chowdhury, S. (2017) Biosorptive removal of lead from aqueous solutions onto Taro (*Colocasiaesculenta* (L.) Schott) as a low cost bioadsorbent: Characterization, equilibria, kinetics and biosorption-mechanism studies. *J. Environ. Chem. Eng.*, **5**(3), 2151-2162, <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.04.013>
- Sanyal, P., Chakraborty, S. K., Ghosh, P. B. (2015) Phytoremediation of sewage-fed wetlands of East-Kolkata, India: a case study. *Int. Res. J. Environ. Sci.*, **4**(1), 80-89, disponível em: <http://www.isca.in/IJENS/Archive/v4/i1/14.ISCA-IRJEVS-2014-247.pdf>
- Saravanan, A., Karishma, S., Kumar, P. S., Varjani, S., Yaashikaa, P. R., Jeevanantham, S., Ramamurthy, R., Reshma, B. (2021) Simultaneous removal of Cu(II) and reactive green 6 dye from wastewater using immobilized mixed fungal biomass and its recovery, *Chemosphere*, **271**, 129519, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129519>
- Selvi, K., Pattabhi, S., Kardivelu, K. (2001) Removal of Cr (VI) from aqueous solution by adsorption onto activated carbon. *Bioresource Technology*, **80**, 87-89, [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00068-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00068-2)
- Shan, R., Shi, Y., Gu, J., Wang, Y., Yuan, H. (2020) Single and competitive adsorption affinity of heavy metals toward peanut shell-derived biochar and its mechanisms in aqueous systems. *Chin. J. Chem. Eng.* **28**, 1375–1383, <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2020.02.012>
- Sheikh, Z., Amin, M., Khan, N., Khan, M. N., Sami, S. K., Khan, S. B., Hafeez, I., Khan, S. A., Bakhsh, E. M., Cheng, C. K. (2021) Potential application of Allium Cepa seeds as a novel biosorbent for efficient biosorption of heavy metals ions from aqueous solution. *Chemosphere*, **279**, 130545, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130545>

- Shi, L., Wei, D., Ngo, H. H., Guo, W., Du, B., Wei, Q. (2015) Application of anaerobic granular sludge for competitive biosorption of methylene blue and Pb(II): fluorescence and response surface methodology. *Bioresour. Technol.*, **194**, 297-304, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.029>
- Silva, M. W., Estanislau, C. A. M. (2015) Concentração de mercúrio em peixes da Amazônia. *Boletim ABLimno*, **41**(1), 08-14, disponível em: <https://silo.tips/download/concentraao-de-mercurio-em-peixes-da-amazonia>
- Silver, S., Phung, L. T. (2005) A bacterial view of the periodic table: genes and proteins for toxic inorganic ions. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.*, **32**(11-12), 587-605, <https://doi.org/10.1007/s10295-005-0019-6>
- Simonescu, C. M., Ferdeş, M. (2012) Fungal biomass for Cu(II) uptake from aqueous systems. *Pol. J. Environ. Stud.*, **21**, 1831-1839, disponível em: http://www.pjoes.com/Fungal-Biomass-for-Cu-II-Uptake-r-nfrom-Aqueous-Systems_88934_0_2.html
- Sobol, Z., Schiestl, R. H. (2012) Intracellular and extracellular factors influencing Cr(VI) and Cr(III) genotoxicity. *Environ. Mol. Mutagen.*, **53**, 94-100, <https://doi.org/10.1002/em.20679>
- Song, Q., Wang, C., Zhang, Z., Gao, J. (2014) Adsorption of Cu(II) and Ni(II) using a novel xanthated carboxymethyl chitosan. *Separation Science and Technology*, **49**(8), 1235-1243, <https://doi.org/10.1080/01496395.2013.872656>
- Talukdar, D., Jasrotia, T., (2020) Sharma, R., Jaglan, S., Kumar, R., Vats, R., Kumar, R., Mahnashi, M. H., Umar, A. Evaluation of novel indigenous fungal consortium for enhanced bioremediation of heavy metals from contaminated sites. *Environmental Technology & Innovation*, **20**, 101050, <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101050>
- Teixeira, Dhessyca Caroline Luna et al. (2020) Exposição a contaminantes ambientais inorgânicos e danos à saúde humana. *Brazilian Journal of Health Review*, **3**(4), 10353-10369, <https://doi.org/10.34119/bjhrv3n4-256>
- Vale, M. Do Socorro. (2010) *Remoção de cromo e zinco por Aspergillus niger*. Tese (Doutorado em Saneamento pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará – UFC) – Fortaleza, 138 pp, disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/17085>
- Valix, M., Loon, L. O. (2003) Adaptative tolerance behaviour of fungi in heavy metals. *Minerals Engineering*, **16**, 193-198, [https://doi.org/10.1016/S0892-6875\(03\)00004-9](https://doi.org/10.1016/S0892-6875(03)00004-9)
- Volesky, B. (2003) Biosorption process simulation tools. *Hydrometallurgy*, **71**(1), 179-190, [https://doi.org/10.1016/S0304-386X\(03\)00155-5](https://doi.org/10.1016/S0304-386X(03)00155-5)
- Volesky, B. (2001) Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. *Hydrometallurgy*, **59**, 203-216, [https://doi.org/10.1016/S0304-386X\(00\)00160-2](https://doi.org/10.1016/S0304-386X(00)00160-2)
- Wang, R., Fan, X. W., Li, Y. Z. (2022) Efficient removal of a low concentration of Pb(II), Fe(III) and Cu(II) from simulated drinking water by co-immobilization between low-dosages of metal-resistant/adapted fungus Penicillium janthinillum and graphene oxide and activated carbon. *Chemosphere*, **286**, 131591, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131591>
- Wang, T., Sun, H. (2013) Biosorção de metais pesados de solução aquosa por *Bacillus subtilis* mutante de UV. *Environ Sci Pollut Res Int*, **20**, 7450-7463, <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1767-x>
- Wang, Y., Yi, B., Sun, X., Yu, L., Wu, L., Liu, W., Wang, D., Li, Y., Jia, R., Yu, H., Li, X. (2019) Removal and tolerance mechanism of Pb by a filamentous fungus: A case study. *Chemosphere*, **225**, 200-208, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.027>
- Wu, M. D. J., Ying, T., Shen, Z., Wang, H. (2014) Effect of low-level prenatal mercury exposure on neonate neurobehavioral development in China. *Pediatric Neurology*, **51**(1), 93-99, <https://doi.org/10.1016/j.pediatrneurol.2014.03.018>
- Wu, Y., Guan, C. Y., Griswold, N., Hou, L., Fang, X., Hu, A., Hu, Z., Yu, C. (2020) Zero-valent iron-based technologies for removal of heavy metal(lloid)s and organic pollutants from the aquatic environment: Recent advances and perspectives. *Journal of Cleaner Production*, **277**(20), 123478, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123478>
- Wu, Y., Pang, H., Liu, Y., Wang, X., Yu, S., Fu, D., Chen, J., Wang, X. (2019) Environmental remediation of heavy metal ions by novel-nanomaterials: a review. *Environ. Pollut.*, **246**, 608-620, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.076>

- Xiang, L., Liu, P.-H., Jiang, X.-F., Con, P.-J. (2019) Health risk assessment and spatial distribution characteristics of heavy metal pollution in rice samples from a surrounding hydrometallurgy plant area in No. 721 uranium mining, East China. *J. Geochem. Explor.*, **207**, 106360, <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.106360>
- Xiao, Y., He, M., Xie, J., Liu, L., Zhang, X. (2021) Effects of heavy metals and organic matter fractions on the fungal communities in mangrove sediments from Techeng Isle, South China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **222**, 112545, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112545>
- Xiao, Z., Zhou, W., Zhang, Y. (2020) Fungal polysaccharides. *Adv. Pharmacol.*, **87**, 277-299, <https://doi.org/10.1016/bs.apha.2019.08.003>
- Yu, H., Pang, J., Ai, T., Liu, L. (2016) Biosorption of Cu²⁺ Co²⁺ and Ni²⁺ from aqueous solution by modified corn silk: Equilibrium, kinetics, and thermodynamic studies. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, **62**, 21-30, <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2016.01.026>
- Zhang, D., Yin, C., Abbas, N., Mao, Z., Zhang, Y. (2020) Multiple heavy metal tolerance and removal by an earthworm gut fungus Trichoderma brevicompactum QYCD-6, *Sci Rep* **10**, 6940, <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63813-y>
- Zheng, H., Li, J. L., Li, H. H., Hu, G. C., Li, H. S. (2014) Analysis of trace metals and perfluorinated compounds in 43 representative tea products from South China. *Journal of food science*, **79**(6), C1123-C1129, <https://doi.org/10.1111/1750-3841.12470>