

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.2023.16.3>

Vol. 16, No. 3
Diciembre 2023

ISSN 0718-378X

Editado por:



Reservatório do trópico semiárido brasileiro. Região nordeste do Brasil, Ceará, Município de Morada Nova.

Autores: Luciana Kamila Rodrigues Ferreira, Luciana Mara Cardoso Freitas, Gustavo Ross Ribeiro Lima, Andrea Limaverde de Araújo, Fernando José Araújo da Silva.





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.

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

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.

Reservas de derechos al uso exclusivo:
04-2011-011413271800-203

ISSN

0718-378X

Coordinadora editorial y Secretaría técnica

Biól. Blanca P. Gamboa Rocha
Instituto de Ingeniería, UNAM, México

Administrador de la plataforma (OJS)

Biól. Blanca P. Gamboa Rocha
Instituto de Ingeniería, UNAM, México

Contacto

revista_aidis@pumas.iingen.unam.mx (Principal)
revista.aidis@gmail.com



ISSN 0718-378X

REVISTA AIDIS

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

Directorio

Junta editorial

Dra. Rosa María Ramírez Zamora

Directora del Instituto de Ingeniería, UNAM. México

Ing. José Luis Inglese

Presidente de AIDIS. Argentina

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 Sao 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 Viçosa, 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.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Portal de revistas
científicas y arbitradas
de la UNAM

Índice. Tabla de Contenido

Vol. 16 No. 3

Sección editorial. Información del número

INFORMACIÓN LEGAL Y DIRECTORIO

ENGLISH ABSTRACTS

LISTA DE REVIOSRES 2023

Artículos completos

- 1. ANÁLISE DA SITUAÇÃO DO ACESSO À ÁGUA DA POPULAÇÃO DO BAIRRO CREMAÇÃO, BELÉM, PARÁ, BRASIL**
ANALYSIS OF THE SITUATION OF ACCESS TO WATER IN THE POPULATION OF NEIGHBORHOOD CREMAÇÃO, BELÉM, PARÁ, BRAZIL

Luana Menna Barreto de Vilhena, Francisco Carlos Lira Pessoa,
Lorena Conceição Paiva de Ataíde, Verônica Jussara Costa Bittencourt,
Diêgo Lima Crispim, Rayane de Nazaré Martins Sales

730-745
- 2. DINÂMICA DA CONCENTRAÇÃO DE POLUENTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**
DYNAMICS OF THE POLLUTANTS CONCENTRATION IN STABILIZATION PONDS FROM A LANDFILL'S LEACHATE TREATMENT

Nathalia Perotti, Marcelo Oliveira Caetano

746-761
- 3. MONITORAMENTO AMBIENTAL DOS CÓRREGOS URBANOS NO MUNICÍPIO DE PALMAS – TO**
ENVIRONMENTAL MONITORING OF URBAN STREAM IN THE MUNICIPALITY OF PALMAS – TO

Jéssica Paula de Oliveira Rodrigues, Cláudia da Silva Aguiar Rezende,
Marcelo Mendes Pedroza, Marcelo Grison

762-778
- 4. PREPARAÇÃO DE CARVÃO ATIVADO A PARTIR DA PIRÓLISE DE VAGENS DE FLAMBOYANT (*Delonix regia*)**
PREPARATION OF ACTIVATED CARBON FROM PYROLYSIS OF FLAMBOYANT PODS (*Delonix regia*)

Marcelo Mendes Pedroza, Alexandre Cotrin da Silva, Pedro Alexandre Pinto Cerqueira Barros, Cláudia da Silva Aguiar Rezende, Ranyere do Nascimento Lôbo, Matheus Gomes Arruda

779-796
- 5. LOGÍSTICA REVERSA DE EMBALAGENS VAZIAS DE AGROTÓXICOS: ESTUDO DE CASO SOBRE O RECEBIMENTO ITINERANTE NO ESTADO DO CEARÁ**
REVERSE LOGISTICS OF EMPTY AGROCHEMICAL PACKAGES: A CASE STUDY ON THE ITINERANT RECEPTION IN THE STATE OF CEARÁ

Brena Karoline Valentim Paiva, Marisete Dantas de Aquino

797-809

6. **CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DE SOLOS DE COBERTURA E DE RESÍDUOS SÓLIDOS DO ATERRO SANITÁRIO METROPOLITANO OESTE DE CAUCAIA, CEARÁ, BRASIL**
PHYSICAL CHARACTERIZATION OF COVERAGE SOILS AND SOLID WASTE FROM THE METROPOLITAN LANDFILL WEST OF CAUCAIA, CEARA, BRAZIL
Michael Lima Silva, Gemelle Oliveira Santos, Roberto Antônio Cordeiro da Silva 810-833
7. **TRATAMENTO FOTOCATALÍTICO DE FÁRMACOS UTILIZANDO TIO₂: UMA ANÁLISE SISTÊMICA DOS MECANISMOS DE DEGRADAÇÃO, REUSABILIDADE E VIABILIDADE DO PROCESSO EM ESCALA REAL**
PHOTOCATALYTIC TREATMENT OF DRUGS USING TIO₂: A SYSTEMIC ANALYSIS OF DEGRADATION MECHANISMS, REUSABILITY AND FEASIBILITY OF THE PROCESS ON A REAL SCALE
Raqueline Caldas do Nascimento, Elisângela Maria Rodrigues Rocha, Larissa Granjeiro Lucena, Arthur Marinho Cahino 834-857
8. **PRODUCTION OF GLYCOHYDROLASES FROM RESIDUES FROM THE FLOUR INDUSTRY BY *Aspergillus niger***
Renata Silveira, Glória Marinho, Kelly Rodrigues, Bárbara Chaves Aguiar Barbosa, Ida C. Pimentel, Débora de Oliveira, José Vladimir de Oliveira, Diogo Robl, Débora de Oliveira 858-870
9. **PROPOSTA DE ÍNDICE DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO PARA ESTAÇÕES COM A TECNOLOGIA UASB NO MUNICÍPIO DE FORTALEZA, CE**
PROPOSAL FOR SANITARY SEWAGE TREATMENT INDEX FOR STATIONS WITH UASB TECHNOLOGY IN THE MUNICIPALITY OF FORTALEZA, CE
Helenamara Fonseca Sobrinho de Oliveira, Ana Bárbara de Araújo Nunes 871-887
10. **AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM UMA ÁREA URBANA NA CIDADE DE FORTALEZA, CEARÁ, BRASIL**
ASSESSMENT OF ATMOSPHERIC POLLUTION IN AN URBAN AREA OF FORTALEZA, CEARÁ, BRAZIL
Cícero Janderson Tavares Neves, Michael Lima Silva, Jéssica Rocha de Lima, Adeildo Cabral da Silva, Adriana Guimarães Costa, Rinaldo dos Santos Araújo 888-905
11. **PROPUESTA DE METODOLOGÍA PARA EL DESARROLLO DE UN SISTEMA DE GESTIÓN AMBIENTAL BASADO EN LA NORMA INTERNACIONAL ISO 14001:2015 PARA UNA EMPRESA DE LA INDUSTRIA AUTOMOTRIZ**
PROPOSED METHODOLOGY FOR THE DEVELOPMENT OF AN ENVIRONMENTAL MANAGEMENT SYSTEM BASED ON THE INTERNATIONAL STANDARD ISO 14001:2015 FOR A COMPANY IN THE AUTOMOTIVE INDUSTRY
Isabel Pulido Rodríguez, Tania García López 906-927
12. **ONSITE SANITATION GOVERNANCE TOOLS FOR SMALL MUNICIPALITIES – FIRST STEPS FROM SANTA CATARINA STATE, SOUTH BRAZIL**
Alexandre Bach Trevisan, Luciane Dusi Pereira. Pablo Heleno Sezerino 928-938

13. **REMOÇÃO DE CORANTES EM EFLUENTE TÊXTIL UTILIZANDO BIOCARVÃO DE FOLHAS DE *Persea americana* Mill.: ESTUDO ISOTÉRMICO E COLUNA DE ADSORÇÃO**
*DYES REMOVAL IN TEXTILE EFFLUENT USING BIOCHAR OF *Persea americana* Mill. LEAVES: ISOTHERMAL STUDY AND ADSORPTION COLUMN*
Fabíola Tomassoni, Elisângela Edila Schneider, Cristiane Lisboa Giroletti,
Maria Eliza Nagel-Hassemer 939-953
14. **PRÉ-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR ALCALINIZAÇÃO E PRECIPITAÇÃO QUÍMICA**
PRE-TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE BY ALKALINIZATION AND CHEMICAL PRECIPITATION
Naiara Angelo Gomes, Nayr Thays Henrique Calixto, Elisângela Maria da Silva,
Libânia da Silva Ribeiro, Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, Márcio Camargo de Melo 954-970
15. **UMA ANÁLISE QUANTITATIVA SOBRE O ESTADO TRÓFICO EM RESERVATÓRIOS NO CEARÁ, SEMIÁRIDO BRASILEIRO**
A QUANTITATIVE ANALYSIS ON THE TROPHIC STATE IN RESERVOIRS IN CEARÁ, BRAZILIAN SEMI-ARID
Luciana Kamila Rodrigues Ferreira, Luciana Mara Cardoso Freitas, Gustavo Ross Ribeiro Lima,
Andrea Limaverde de Araújo, Fernando José Araújo da Silva 971- 986
16. **INDICADORES DE SUPORTE AO GERENCIAMENTO MUNICIPAL DAS ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS NO BRASIL**
SUPPORT INDICATORS FOR MUNICIPAL MANAGEMENT OF URBAN STORMWATER IN BRAZIL
Camila Angélica Baum, Joel Avruch Goldenfum 987-1012
17. **IMPOSEX IN *Stramonita brasiliensis* (MOLLUSCA: GASTROPODA) IN PORT TERMINAL OF CEARÁ: ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND PERCEPTION**
Marcos Roberto dos Santos, Rafaela Camargo Maia 1013-1029
18. **SENSORES DE MATERIAL PARTICULADO EN SUSPENSIÓN DE BAJO COSTO: INTEGRACIÓN AL MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AIRE**
LOW-COST SUSPENDED PARTICULATE MATTER SENSORS: INTEGRATION INTO AIR QUALITY MONITORING
Darío R. Gómez, Julio Vassallo 1030-1052

REVISTA AIDIS

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

ANÁLISE DA SITUAÇÃO DO ACESSO À ÁGUA DA POPULAÇÃO DO BAIRRO CREMAÇÃO, BELÉM, PARÁ, BRASIL

ANALYSIS OF THE SITUATION OF ACCESS TO WATER IN THE POPULATION OF NEIGHBORHOOD CREMAÇÃO, BELÉM, PARÁ, BRAZIL

Luana Menna Barreto de Vilhena¹
* Francisco Carlos Lira Pessoa²
Lorena Conceição Paiva de Ataíde³
Verônica Jussara Costa Bittencourt³
Diêgo Lima Crispim³
Rayane de Nazaré Martins Sales³

Recibido el 7 de mayo de 2022. Aceptado el 11 de septiembre de 2023

Abstract

Issues related to regular access to safe and safe water have caused concern, bringing the need to counterbalance and re-evaluate the concept of availability of water resources in relation to a concept of scarcity. This study aimed to analyze the water access and use situation of the population living in the Cremação neighborhood, Belém-PA, through the Water Poverty Index. The methodology was composed by bibliographical research and information gathering in loco through the application of questionnaires. The Water Poverty Index was structured by the following components: Capacity, Water Resources, Use, Access and Environment, subdivided into subcomponents and variables. The neighborhood of Cremação presented the average Water Poverty Index of 6.46, a result consistent with the observed reality. The main problems reported were the presence of color and taste in the water and deficiencies in the basic sanitation system, such as the launching of domestic sewage in the drainage network and the occurrence of flooding. It can be concluded that the concept of water scarcity in the region is mainly related to the inefficiency of public managers and the lack of knowledge and awareness of the community.

Keywords: indicators, water poverty, water resources.

¹ Estagiária em CPRM – Serviço Geológico do Brasil, Brasil.

² Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental (FAESA), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC), Professor da Universidade Federal do Pará, Brasil.

³ Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pará, Brasil.

*Autor correspondente: Universidade Federal do Pará, Instituto de Tecnologia - ITEC, Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental – FAESA, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Rua Augusto Corrêa, Nº 1 Guamá - Belém, PA – Brasil, 66075110. Email: fclpessoa@ufpa.br

Resumo

Questões relativas ao acesso regular à água potável e segura têm causado preocupação, trazendo a necessidade de contrapor e reavaliar a conceituação de disponibilidade de recursos hídricos relacionando-o a um conceito de escassez. Este estudo teve como objetivo analisar a situação de acesso à água pela população domiciliada no Bairro da Cremação, Belém-PA, por meio do Índice de Pobreza Hídrica (IPH). A metodologia foi composta por pesquisa bibliográfica seguida de levantamento de informações *in loco* através da aplicação de questionários. O IPH foi estruturado pelas componentes: Capacidade, Recursos Hídricos, Uso, Acesso e Meio Ambiente, os quais foram subdivididos em subcomponentes e variáveis. O bairro da Cremação apresentou o IPH médio de 6.46, resultado condizente com a realidade observada. Os principais problemas relatados foram a presença de cor e sabor na água e deficiências no sistema de saneamento básico, como o lançamento do esgoto doméstico na rede de drenagem e ocorrência de alagamentos devido à disposição inadequada dos resíduos sólidos. Pode-se concluir que o conceito de escassez hídrica na região não está relacionado a causas naturais, e sim principalmente à ineficiência dos gestores públicos e a falta de conhecimento e conscientização da comunidade.

Palavras-chave: indicadores, pobreza hídrica, recursos hídricos.

Introdução

O acesso à água potável de forma regular é motivo de preocupação, em especial nos países em desenvolvimento, que sofrem com a rápida expansão urbana, o adensamento populacional e a ocupação de áreas periurbanas, apresentando evidentes deficiências no suprimento de água para satisfazer às necessidades básicas cotidianas (Kummu *et al.*, 2016).

O provimento adequado de água, em quantidade e qualidade, é essencial para o desenvolvimento socioeconômico local. Ademais, sistemas adequados de abastecimento resultam em melhor qualidade de vida, controle e prevenção de doenças, conforto e bem-estar, além do aumento da expectativa de vida e da produtividade econômica (Razollini; Günther, 2008).

A relação entre a abundância quantitativa e escassez qualitativa de água constitui-se, no município de Belém, uma ampla arena de discussão, uma vez que a expansão urbana – somada à ocupação de áreas impróprias ou inadequadas como invasões e baixadas – levou a implementação e ampliação do sistema de abastecimento de água, intensificando a pressão sobre os recursos hídricos e os mananciais de abastecimento de água (Fenzel *et al.*, 2010). Além disso, a precariedade do tratamento de esgoto na região tende a comprometer a qualidade da água para abastecimento público.

Nesse cenário, destaca-se o conceito de escassez hídrica na Amazônia, que considera os possíveis acessos à água pelos habitantes, deparando-se com uma controvérsia, proveniente da baixa percepção dos problemas hídricos e das possíveis implicações na saúde e na qualidade de vida da região (Giatti; Cutolo, 2012). Os mesmos autores explanam que percepções entre a qualidade de

água e a abundância de recursos hídricos, assim como a veiculação de doenças, podem ocorrer de forma equivocada, pois, a grande oferta hídrica na Amazônia Legal não constitui, por si só, a possibilidade de atender a necessidades básicas dos seus habitantes.

Para o Ministério de Meio Ambiente (2022a), a disponibilidade de água, seja em aspectos quantitativos quanto qualitativos, é um dos principais fatores limitantes ao desenvolvimento das cidades. Portanto, faz-se necessário o desenvolvimento de conjunto de ações destinadas a regular o uso, o controle e a proteção dos recursos hídricos, em conformidade com a legislação e normas pertinentes, adequando-os ao sistema urbano local.

Diante dessa problemática, a Agenda 2030 preconiza que disponibilizar água potável, saneamento para a população e erradicar a pobreza são objetivos do desenvolvimento sustentável que teoricamente só podem ser alcançados cumprindo-se as metas norteadoras definidas pela ONU, para atingir a dignidade e a qualidade de vida de todos os seres humanos do planeta, sem comprometer a qualidade do meio ambiente e das gerações futuras.

Para tanto, torna-se necessário utilizar indicadores que avaliem a efetividade do sistema de gestão da água diante de diferentes características. O uso de indicadores surgiu na Conferência Mundial sobre o Meio Ambiente – Rio 92, no capítulo 40 da Agenda 21, onde é tratada da necessidade de desenvolver indicadores de sustentabilidade como base sólida para adotar decisões em todos os níveis administrativos, e que contribuam a uma sustentabilidade auto-regulada dos sistemas integrados de desenvolvimento e meio ambiente” (MMA, 2022b).

De acordo com Luna (2007), o emprego de indicadores e índices permite a simulação de cenários e a definição de estratégias de ação em diversas áreas, tendo sua importância reconhecida por gestores de políticas públicas e pesquisadores. Esses índices servem de instrumento na identificação das peculiaridades de cada localidade, servindo também para diminuir o volume de dados para análise e facilitando sua interpretação (Senna *et al.*, 2019).

Dentre os diversos índices encontrados na literatura, o Índice de Pobreza Hídrica (IPH), ferramenta interdisciplinar que relaciona o bem-estar doméstico com a disponibilidade hídrica, indica o grau de escassez de água e o quanto isso impacta na população. O IPH tem sido aplicado em diferentes escalas espaciais: global, nacional, regional e local correspondendo ao nível que requer uma discriminação de análise mais detalhada, devido à alta variabilidade espacial encontrada nos diferentes tipos de aquíferos e bacias hidrográficas (Abraham *et al.*, 2006).

Frente ao exposto, este estudo tem como objetivo analisar o acesso e uso da água pela população do Bairro da Cremação, em Belém-PA, adaptando o método do Índice de Pobreza Hídrica (IPH), por meio de indicadores, dimensões e variáveis que avaliam a situação local.

Índice e Indicador

Indicadores e índices são termos comumente usados como sinônimos, mas que possuem diferenças conceituais e práticas. Um indicador é constituído de um conjunto de dados ou variáveis que são analisados e sistematizados e informam acerca de um determinado fenômeno ou evento. Portanto, estes sintetizam e simplificam informações relevantes, para facilitar a comunicação entre os usuários, sendo uma ferramenta fundamental nos processos de planejamento, de gestão e de tomada de decisões (BRASIL, 2011).

O Índice, todavia, pode ser definido como um valor numérico que interprete corretamente a realidade de um sistema, seja este simples ou complexo (natural, econômico ou social), utilizando, em seu cálculo, bases científicas e os métodos adequados. O índice pode servir como um instrumento de tomada de decisão, sendo considerado um nível superior entre a junção de indicadores e variáveis. Logo, índices e indicadores funcionam como um alarme para manifestar a situação do sistema avaliado, pois representam o momento atual. Auxiliam na avaliação do sistema em estudo e são uma alternativa na construção de cenários no caminho da sustentabilidade (Siche *et al.*, 2007).

Índice de Pobreza Hídrica (IPH)

O IPH é baseado em metodologias propostas pela UNESCO no Índice de Desenvolvimento Humano. Para Crispim (2015), este índice é uma excelente ferramenta para gestão dos recursos hídricos por auxiliar as autoridades na elaboração de estratégias administrativas que amenizam ou suprimam problemas de abastecimento público de água. E ainda, o IPH permite mostrar uma avaliação mais ampla e rápida do estado do recurso hídrico a nível integral.

Segundo Miote *et al.* (2002), a longo prazo, o desenvolvimento e a implementação do IPH promoverão: Empoderamento da comunidade, através do fornecimento de melhores informações sobre a disponibilidade local de água; Potencial de cálculo do estresse hídrico pelas comunidades; Conjuntos de dados integrados e uma metodologia transparente sobre a qual os projetos de desenvolvimento de água devem ser priorizados; Um programa abrangente de capacitação para permitir o cálculo do IPH por comunidades individuais; Identificação clara dos direitos das comunidades ao capital natural, e; Ligações entre temas interdisciplinares, como educação, saúde, meio ambiente etc.

Além disso, o IPH é formado por componentes e variáveis ponderados pela metodologia Delphi, podendo ser adaptado para cada região, por meio de formulários aplicados tanto com especialistas quanto junto à população do local de estudo (SILVA *et al.*, 2022). No estado do Pará, o índice foi aplicado em áreas rurais da ilha de Cotijuba, nas proximidades da capital Belém, a fim de avaliar o acesso e uso da água pela população residente (Brito *et al.*, 2020).

Como estudo para áreas urbanas, têm-se os trabalhos de Silva *et al.* (2021), onde foi aplicada a metodologia para estudo do bairro de canudos, no município de Belém, sendo encontrada situação

bem próxima dos trabalhos de Crispim (2015), aplicado ao município de Pombal na Paraíba, localizado na região nordeste, onde a disponibilidade hídrica é bem menor que do norte brasileiro.

Tais informações sobre o IPH no território brasileiro são fundamentais para difundir a aplicação do índice, em vista da elaboração de instrumentos de suporte a tomada de decisão, principalmente quanto a seleção de políticas públicas, principalmente por envolver aspectos socioeconômicos, institucionais, biofísicos e ambientais (Brito *et al.*, 2020).

Materiais e métodos

Metodologia da pesquisa

A metodologia foi iniciada com pesquisa bibliográfica acerca do assunto por meio de livros, monografias, teses, revistas entre outras fontes, visando levantar a produção científica existente e embasar teoricamente a pesquisa. O levantamento da pesquisa foi realizado por uma abordagem quantitativa e qualitativa, a primeira através da aplicação de questionários para uma amostra populacional do bairro, o qual gerou instrumentos estatísticos para a análise dos dados e para o cálculo do indicador hídrico, e a segunda caracterizada por meio da observação e pela anotação de aspectos subjetivos relevantes, como opiniões e comentários dos entrevistados.

Caracterização da área de estudo

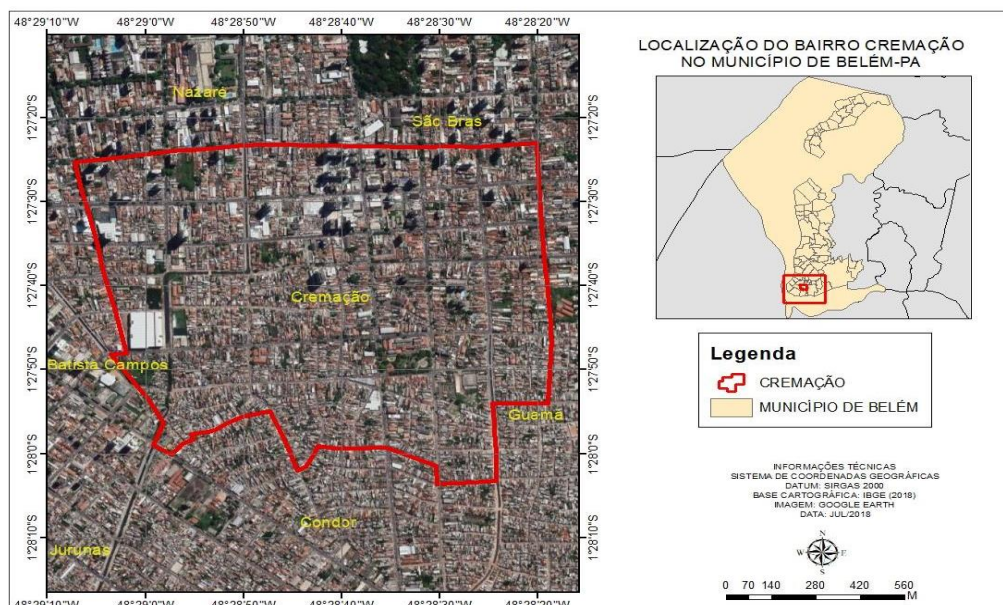


Figura 1. Localização do bairro da Cremação. Fonte: Autores (2022).

A pesquisa foi desenvolvida no bairro da Cremação, localizado no município de Belém, capital do estado do Pará. O bairro possui área de 1,477 km² e encontra-se entre os bairros Nazaré, São Brás, Batista Campos, Condor e Guamá, conforme demonstrado na Figura 1.

Conforme informações do Plano Municipal de Saneamento Básico (2014), o clima predominante na região de Belém é o quente e úmido, com umidade relativa do ar de 84% e precipitação média anual de 2,889 mm. Na área urbana a maior parte da população possui abastecimento de água pela rede geral (75.49%), seguido de poço ou nascente na propriedade (20.60%). Em relação ao esgotamento sanitário, somente 37.63% dos domicílios são atendidos pela rede geral de esgoto ou pluvial, sendo amplamente utilizadas fossas sépticas e rudimentares. A limpeza pública atende quase a totalidade dos domicílios (96.72%).

Determinação do tamanho da amostra e análise estatística

A determinação da amostra populacional a ser entrevistada foi determinada utilizando a metodologia de Miot (2011), com base na estimativa populacional, considerando-se como variáveis a população total, o grau de confiança adotado de 90% e o nível de significância de 0,1. Logo, o tamanho da amostra foi estabelecido pela equação 1.

$$n = \frac{\tilde{N} \times p \times q \times \left(\frac{Z_{\alpha}}{2}\right)^2}{p \times q \times \left(\frac{Z_{\alpha}}{2}\right)^2 \times E^2} \quad \text{(Equação 1)}$$

Em que:

n: tamanho amostral

E: margem de erro.

\tilde{N} : tamanho total da população

p: proporção de indivíduos pertencentes à categoria de interesse no estudo (adotado 0.5)

q: quantidade de indivíduos que não participa do grupo pesquisado ($q = 1 - p$) (resultado de 0.5)

$Z_{\alpha/2}$: valor crítico correspondente ao grau de confiança desejado

A coleta de dados foi realizada pessoalmente sendo adotado o princípio da aleatoriedade na escolha dos entrevistados (Gama *et al.*, 2018). Para o questionário foram definidas perguntas objetivas abrangendo os temas relacionados ao acesso e uso da água e aspectos socioeconômicos.

Elaboração e cálculo do indicador hídrico

O IPH foi baseado em estudos que associam à temática gestão de recursos hídricos com aspectos socioeconômicos, sendo estruturado pelos componentes Capacidade (C), Recursos Hídricos (R), Uso da Água (U), Acesso à Água (A) e Meio Ambiente (MA), os quais foram subdivididos em 16 subcomponentes e 38 variáveis, conforme Tabela 1.

Tabela 1. Componentes, subcomponentes e variáveis.

Componente	Subcomponente	Variável
Capacidade	Educação	Escolaridade
		Crianças em idade escolar
	Habitação e propriedade	Situação fundiária/Condições de moradia
		Tempo de vivência na comunidade
		Tipo de residência
	Aspectos	Renda mensal
Contemplado com programa de assistência social		
Saúde	Existência de Posto de Saúde	
	Frequência de atendimento médico	
Institucional	Existência de associação ou cooperativa	
	Participação em associação ou cooperativa	
Recursos hídricos	Qualidade da água	Sabor da água
		Cor da água
		Análise físico-química e bacteriológica da água
	Fonte hídrica	Realização de desinfecção da água
		Fonte hídrica usada no abastecimento
		Possui armazenamento de água na residência
Manejo dos recursos hídricos	Participou de capacitação de manejo e conservação de água;	
	Tipo de pessoa encarregada pelo gerenciamento da água;	
Uso	Consumo de água para uso doméstico	Atividade de maior consumo de água na residência
	Disponibilidade de água	Água disponível para satisfazer as necessidades
	Percepção sobre uso e conservação da água	Faz racionalização do uso da água
		Faz reuso de água
Acesso	Abastecimento de água	Valor da tarifa cobrada
		Conhecimento sobre o destino do esgoto sanitário
	Saneamento básico	Tipo de instalação sanitária
		Distância entre a fonte hídrica e a residência
Transporte da água do manancial para residência	Quantidade de deslocamentos para buscar água no dia	
	Tempo gasto na coleta e transporte da água	
Meio ambiente	Conhecimento sobre as questões ambientais	Meio de transporte utilizado para coleta d'água
		Possuir conhecimento sobre questões ambientais
		Ter acesso a informações sobre questões ambientais
	Resíduos sólidos	Tipo de problemas ambientais na área
		Nota de relevância ao meio ambiente e questões ambientais
		Separa o lixo seco e lixo úmido
Faz reaproveitamento dos resíduos	Faz reaproveitamento dos resíduos	
	Tipo de destinação dos resíduos sólidos da residência	

Fonte: Adaptado (CRISPIM, 2015; Silva et al., 2022).

Para a escolha das variáveis foi adotado o método Ad Hoc, em que foi realizada consultas a técnicos e pesquisadores especializados, que ficaram responsáveis por definir os pesos de cada componente, subcomponente, variáveis e índices, relacionando-os entre si de acordo com o grau de importância para a pesquisa.

O cálculo do IPH é dividido em etapas, segundo a metodologia descrita nos trabalhos de Silva *et al.* (2022). Inicialmente os valores dos subcomponentes são determinados pela média aritmética das notas obtidas em cada variável (Equação 2).

$$SC_i = \frac{\sum_{j=1}^n X_j}{n} \quad \text{(Equação 2)}$$

Em que:

SC_i: valor do subcomponente *i*

X_j: nota atribuída pelo entrevistado na variável *j*.

n: quantidade de variáveis do subcomponente

Em seguida, são determinados os valores dos componentes pela média dos valores dos subcomponentes, determinados na etapa anterior, os quais foram ponderados por pesos (de 0 – pior situação a 10 – melhor situação), conforme mostrado na Equação 3. O somatório dos pesos dos subcomponentes, em cada componente, deve ser 100.

$$C_k = \frac{\sum_{i=1}^{nsc} (SC_i \times W_i)}{100} \quad \text{(Equação 3)}$$

Em que:

C_k: valor do componente *k*

SC_i: valor do subcomponente *i*

nsc: número de subcomponentes que compõem o componente *k*

W_i: peso atribuído ao subcomponente *i*, relacionado com o componente *k*.

Para obter o IPH, os componentes são ponderados conforme sua relevância. O somatório dos pesos deve ser igual a 100 (Equação 4).

$$IPH = \frac{\sum_{k=1}^{nc} (C_k \times P_k)}{100} \quad \text{(Equação 4)}$$

Em que:

nc: quantidade de componentes que compõem o IPH

C_k: valor da componente *k*;

P_k: peso da componente *k* em relação ao IPH.

Para verificar a situação do acesso e uso da água, adaptou-se a classificação empregada por Crispim (2015) que varia de 0 a 10 (Tabela 2).

Tabela 2. Classificação do IPH.

Índice (0-10)	Situação hídrica
IPH < 2	Péssimo
2 ≤ IPH < 4	Ruim
4 ≤ IPH < 6	Regular
6 ≤ IPH < 8	Bom
8 ≤ IPH < 10	Excelente

Fonte: Adaptado de Crispim (2015).

Estatística descritiva

A análise estatística do resultado do IPH foi realizada através das equações descritas a seguir.

a) Desvio Padrão (Equação 5):

$$S = \sqrt{\frac{\sum_i^n (xi - \underline{x})^2}{n - 1}} \quad \text{(Equação 5)}$$

Em que:

\underline{x} : média amostral

xi: valores específicos da média

n: tamanho da amostra.

b) Coeficiente de Variação (CV), (Equação 6).

$$CV (\%) = \frac{S}{x} 100 \quad \text{(Equação 6)}$$

Em que:

S: desvio padrão

x: média amostral.

c) Margem de erro amostral, admitindo valor crítico Z=1,645 para o intervalo de confiança de 90% (Equação 7).

$$e = Z \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \quad \text{(Equação 7)}$$

Em que:

σ : desvio padrão

n: tamanho da amostra.

Resultados e discussão

Tamanho da amostra populacional

A partir de dados do último censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010), a população do bairro de Cremação foi de 31.264 em 2010. Portanto, a amostra populacional calculada foi de $n = 67.51 (\cong)$ adotando-se 68 entrevistados.

Peso dos componentes

Para o cálculo do indicador hídrico, foi solicitado a 20 especialistas para avaliarem os componentes, subcomponentes, variáveis e índices, relacionando-os entre si conforme os parâmetros explanados. Obteve-se um retorno de 19 questionários preenchidos adequadamente, com média dos pesos ilustrados pelo Tabela 3.

Tabela 3. Componentes, subcomponentes e pesos.

Componente (C)	Pesos (C)	Subcomponente (CS)	Pesos (SC)
Capacidade	20	Educação	23.3
		Habitação e propriedade	20.1
		Aspectos	19.7
		Saúde	19.9
		Institucional	17.0
Recursos Hídricos	24	Qualidade da água	33.6
		Fonte hídrica	34.4
		Manejo dos recursos hídricos	31.9
Uso	21	Consumo de água para uso doméstico	34.6
		Disponibilidade de água	38.5
		Percepção sobre uso e conservação da água	26.9
Acesso	21	Abastecimento de água	40.1
		Saneamento básico	32.6
		Transporte da água do manancial para residência	27.2
Meio Ambiente	14	Conhecimento sobre as questões ambientais	58.5
		Resíduos sólidos	41.5

Fonte: Autores (2022).

Estatística descritiva do IPH

O bairro da Cremação apresentou o IPH médio de 6.46 (bom), variância de 0.1185, desvio padrão 0.3442 e erro amostral 0.0687. Portanto, o intervalo de confiança do índice está entre 6.39 e 6.53. Dentre os componentes que compreendem o índice, o “acesso” apresentou o menor resultado médio (regular) enquanto que o “uso” apresentou o maior resultado médio (bom), conforme demonstrado na Tabela 4.

Tabela 4. Média dos componentes.

Componente	Média calculada
Capacidade	6.02
Recursos Hídricos	6.70
Uso	7.28
Acesso	5.69
Meio ambiente	6.57

Fonte: Autores (2022).

O resultado do Índice de Pobreza Hídrica obtido nesta pesquisa apresentou um desempenho superior ao alcançado no estudo de Crispim (2015) realizado com a população rural do município de Pombal (PB), no qual obteve um IPH de 5.6, sendo classificado como regular. E também foi superior ao obtido no trabalho desenvolvido por Lerner e Ferreira (2016) no assentamento de reforma agrária João Batista Soares, localizado em Carapebus (RJ), no qual o resultado do IPH foi cerca de 4.25 indicando também uma situação regular. Diante do exposto, observa-se que as comunidades rurais sofrem com a escassez qualiquantitativa, maior dificuldade de acesso e precárias infraestruturas de abastecimento de água e saneamento básico.

Componente Capacidade

A amostra populacional entrevistada apresentou dentro do subcomponente educação um perfil em que a maioria possui ensino médio completo e formação superior (54%), e apenas um não alfabetizado. Esse percentual é relevante, pois o nível de educação também está relacionado ao abastecimento de água, uma vez, que com maior nível de conhecimento, o morador tende a administrar melhor esse recurso. Por se tratar de um bairro urbano há predominância de construções de alvenaria, mas observou-se uma residência totalmente de madeira e seis mistas (alvenaria e madeira) dentre os entrevistados.

A renda foi a variável com menos respostas em toda a pesquisa, demonstrando insegurança por parte da população de fornecer essa informação, mesmo que para âmbito acadêmico. Dentre as variáveis que diminuem a média deste componente, verificou-se que quase totalidade dos entrevistados não é assistida por programa governamental (92%) e não utiliza do posto de saúde, desconhecendo a existência e frequência de atendimento na maioria dos casos. Nenhum dos entrevistados participa de associações ou cooperativas no bairro, e apenas três entrevistados afirmaram conhecer a existência destes no entorno. Ressalta-se que apenas por meio de associações e cooperativas a sociedade civil pode se organizar para reivindicar melhorias.

Componente Recursos Hídricos

A totalidade dos entrevistados é abastecida pela rede pública. Dentro da percepção dos entrevistados sobre o aspecto geral da água, o sabor de ferro foi citado em 25% das respostas

(Figura 2) e a presença de cor por 90% dos entrevistados, sendo o tom “amarelado” foi mencionada em 56 casos, representando 82% do total da amostra, indicando a precariedade das tubulações do fornecimento de água do bairro.

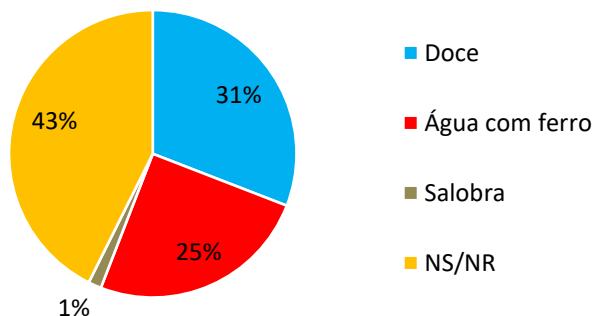


Figura 2. Percepção sobre o sabor da água. Fonte: Autores (2022).

Na avaliação sobre a qualidade da água, 71% das respostas esteve entre ruim, péssima e regular, demonstrando a insatisfação social pelo recurso fornecido (Figura 3) e refletindo as deficiências do sistema de abastecimento municipal. Contudo, 47% dos entrevistados realizam desinfecção da água para consumo, principalmente através da filtração, e apenas dois entrevistados realizam análises físico-química e bacteriológica da água, ambos os casos por se tratarem de habitações residenciais e comerciais simultaneamente.

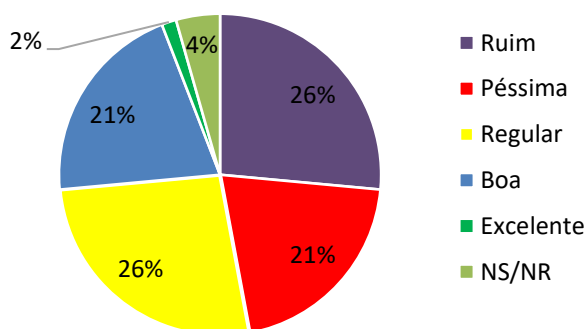


Figura 3. Percepção sobre a qualidade da água. Fonte: Autores (2022).

Componente Uso

Dentre as atividades domésticas de maiores consumos destacam-se a lavagem de roupas, citada por 69% dos entrevistados, e a higienização corporal e bucal (22%). Em relação à disponibilidade hídrica,

somente 10% dos entrevistados não se sentem satisfeitos com a quantidade de água disponível para as necessidades, contrapondo, com os 43% dos entrevistados que indicaram a satisfação plena. Em relação ao discernimento sobre o uso e conservação da água, 87% dos entrevistados relataram que realizam a racionalização da água, no entanto, apenas 29% praticam o reuso, esta medida é indispensável para promover a economia do recurso natural e a sustentabilidade ambiental.

Componente Acesso

Este componente visa verificar o acesso dos entrevistados à água. Os resultados demonstram que a totalidade destes apresenta instalação limpa em suas residências e 76% dos entrevistados conhece o destino do esgoto sanitário que é gerado, sendo a rede de drenagem a maior receptora do esgoto residencial, respondida por 50% dos entrevistados, dos quais 13% apresentam fossa séptica. Estes resultados são representativos do atendimento dos domicílios pela rede geral de esgoto. Entretanto, a PMSB (2020) estima que o atendimento através do sistema de esgoto sanitário do município de Belém seja de somente 13.05%.

A falta de água é uma constante, porém, por curtos períodos de tempo (menos de um dia, quando ocorre), portanto 81% dos entrevistados apenas aguardam o retorno do abastecimento, enquanto o restante busca ou compra água em residências vizinhas que possuem poços artesianos.

Componente Meio Ambiente

Neste componente visou-se obter informações sobre o conhecimento a respeito das problemáticas ambientais e saneamento. A resposta “falta de saneamento básico” foi mencionada em 56% das respostas como o maior problema ambiental do bairro. Acerca deste resultado, alagamentos e acúmulo de resíduos sólidos foram exemplificados como as principais adversidades. A Figura 4 ilustra um ponto de alagamento no bairro da Cremação.



Figura 4. Alagamento na Rua dos Caripunas com a travessa Quintino Bocaiúva. Fonte: O Liberal (2022).

Em relação aos resíduos sólidos, 62% dos entrevistados contam que realizam a separação (em secos e úmidos) e 53% reaproveitam ou doam. Conforme ilustrado pela Figura 5, apenas 51% do total conhecem o destino final do resíduo sólido urbano após a coleta pública (dos quais, o aterro sanitário foi respondido por 57% dos entrevistados que conhecem o destino do resíduo sólido e lixão por 43%).

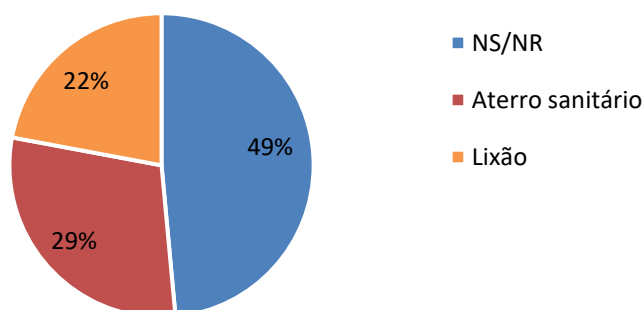


Figura 5. Destinação dos resíduos sólidos. *Fonte: Autores (2022).*

Conclusão

O bairro da cremação apresentou IDH definido como “bom”, condizente com a realidade de um bairro urbano, que dispõe de sistema de abastecimento de água público quase em sua totalidade, coleta regular de resíduos e existência de rede de drenagem e de posto de saúde.

Os problemas relacionados ao saneamento básico foram ilustrados pela grande ocorrência de alagamentos em diversos pontos do bairro, fato resultante não somente pela ausência do poder público, mas também causado pela população, devido ao acúmulo de resíduos sólidos depositados em locais inapropriados, ocasionando o entupimento dos bueiros, extravasamento dos canais e prejudicando o sistema de drenagem.

O conceito de escassez hídrica na região amazônica, portanto, não se relaciona a causas naturais, e sim principalmente à ineficiência dos gestores públicos e falta de conhecimento e conscientização da comunidade. Os usos de indicadores hídricos adaptados às diversas realidades se mostram como uma importante ferramenta de apoio à decisão, além de possibilitar a comparação com outras localidades e detectar os pontos críticos prioritários que devem ser focados na resolução dos problemas.

Diante do exposto, medidas socioeducativas, como campanhas de educação ambiental, implantação de postos de coleta seletiva e melhorias no sistema de saneamento, são algumas sugestões para soluções dos problemas apresentados no bairro. Tais medidas garantem melhor qualidade de vida e minimizam as adversidades acerca da pobreza hídrica.

Referências

- Abraham, E., Fusari, M. E., Salomón, M. (2006) Índice de pobreza hídrica y su adaptación a las condiciones de América Latina. In: Abraham, E. M., Beekman, G.B. *Indicadores de la desertificación para América del Sur*. 1. ed. Mendoza, cap. 4, 85-102.
- Brasil, (2011) Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Saúde ambiental: guia básico para construção de indicadores / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. – Brasília: Ministério da Saúde, 2011. 124 p.: il. – (Série B. Textos Básicos de Saúde).
- Brito, F. S. L., Pessoa, F. C. L., Crispim, D., Rosário, K. K. L. (2020). Uso de indicador hídrico na Ilha de Cotijuba, município de Belém-PA. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, **17**(11). <https://doi.org/10.21168/reg.v17e11>
- Crispim, D.L. (2015) *Estudo da situação hídrica da população rural do município de Pombal-PB*. (Dissertação de Mestrado Profissional), Programa de Pós-graduação em Sistemas Agroindustriais, Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, Universidade Federal de Campina Grande, Pombal, 103 pp.
- Fenzel, N, Mendes, R.L.R, Fernandes, L.L. (2010) A sustentabilidade do sistema de abastecimento de água: da captação ao consumo de água em Belém. Belém: NUMA/UFPA, 153 pp.
- Gama, A.S.M., Fernandes, T.G., Parente, R.C.P., Secoli, S.R. (2018) Inquérito de saúde em comunidades ribeirinhas do Amazonas, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, **34**(2), 1-16. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00002817>
- Giatti, L.L., Cutolo, S.A. (2012) Acesso à água para consumo humano e aspectos de saúde pública na Amazônia Legal. *Ambiente e Sociedade*, São Paulo, **15**(1), 93-109. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2012000100007>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2010) Censo Demográfico 2010. Rio de Janeiro. Acesso em: 02/03/2019. Disponível em: <https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/default.shtm>.
- Kummu, M., Guillaume, J. H. A., De Moel, H., Eisner, S., Flörke, M., Porkka, M., Ward, P. J. (2016) The world's road to water scarcity: shortage and stress in the 20th century and pathways towards sustainability. *Scientific reports*, **6**, 38495. <https://doi.org/10.1038/srep38495>
- Lerner, F., Ferreira, M.I.P. (2016) Avaliação de escassez hídrica em comunidades rurais no entorno de unidades de conservação de proteção integral: índice de pobreza hídrica no assentamento João Batista Soares, Restinga de Jurubatiba, RJ, Brasil. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, Campos dos Goytacazes/RJ, **10**(2), 103-118. <https://doi.org/10.19180/2177-4560.v10n22016p103-118>
- Luna, R.M. (2007) *Desenvolvimento do Índice de Pobreza Hídrica (IPH) para o Semiárido Brasileiro*. Doutorado em Engenharia Civil - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 138 pp.
- Miot, H.A. (2011) Tamanho da amostra em estudos clínicos e experimentais. *Jornal Vasculiar Brasileiro*, **10**(4), 275-278. <https://doi.org/10.1590/S1677-54492011000400001>
- Mlote, S. D. M., Sullivan, C., Meigh, J. (2002) Water Poverty Index: a Tool for Integrated Water Management. 3° Symposium 'Water Demand Management for Sustainable Development', Dar es Salaam, 30-31 october 2002.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente (2022a) *Mananciais*. Online. Acesso em: 27 de abril de 2022. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/component/k2/item/8047-mananciais.html>.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente (2022b) *Agenda 21*. Online. Acesso em: 27 de abril de 2022. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global.html>
- O Liberal – Jornal Liberal (2022) *Forte chuva provoca curto-circuito e alaga ruas em Belém*. Disponível em: <https://www.oliberal.com/belem/forte-chuva-provoca-curto-circuito-e-alaga-ruas-em-belem-veja-1.518429>
- PMSB, Plano Municipal de Saneamento Básico (2014) Prefeitura Municipal de Belém. Agência Reguladora Municipal de Acesso de Água e Esgoto de Belém (AMAE). *Plano Municipal de Saneamento Básico de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário de Belém – Pará*.

- PMSB, Plano Municipal De Saneamento Básico (2020) Prefeitura Municipal De Belém. *Revisão do Plano Municipal de Saneamento Básico, do Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos e Respectivas Políticas Municipais*. Relatório 3.3 Situação dos Serviços de Esgotamento Sanitário Revisão 3. UCP – Promaben.
- Razzolini, M.T.P., Gunther, W.M.R. (2008) Impactos na saúde das deficiências de acesso à água. *Saúde e Sociedade*, São Paulo, **17**(1), 21-32. <https://doi.org/10.1590/S0104-12902008000100003>
- Senna, L. D., Maia, A. G. Medeiros, J. D. F. (2019) The use of principal component analysis for the construction of the Water Poverty Index. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, **24**(19), 1-14. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.241920180084>
- Siche, R., Agostinho, F., Ortega, H., Romeiro, A. (2007) Índices versus indicadores: Precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. *Ambiente e Sociedade*. Campinas, **10**(2). <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2007000200009>
- Silva, N. R. O., Pessoa, F. C. L., & Rosário, K. K. N. (2021). Situação de Acesso à Água no Bairro de Canudos, Belém – PA. In Anais do 32º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente. São Paulo: AESABESP. Acesso em 20 abr. 2022. Disponível em: https://evolvedoc.com.br/aesabesp/detalhes-4505_situacao-de-acesso-a-aguano-bairro-de-canudos-belém-pa.
- Silva, N. R. O., Pessoa, F. C. L., Crispim, D. L., Rosário, K. K. L., & Ataíde, L. C. P. (2022). Acesso e uso da água em áreas urbanas – método Delphi na elaboração de uma matriz de componentes. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 19, e16. <https://doi.org/10.21168/reg.v19e16>

REVISTA AIDIS

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

DINÂMICA DA CONCENTRAÇÃO DE POLUENTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

* Nathalia Perotti ¹
Marcelo Oliveira Caetano ²

DYNAMICS OF THE POLLUTANTS CONCENTRATION IN STABILIZATION PONDS FROM A LANDFILL'S LEACHATE TREATMENT

Recibido el 9 de agosto de 2022. Aceptado el 29 de mayo de 2023

Abstract

Solid waste landfills are an appropriate and environmentally friendly disposal in the current solid waste Brazilian management model. The biological degradation process of solid waste generates a percolating liquid product of variable composition and flow with a high polluting potential denominated leachate. The specificity of the leachate characteristics makes it difficult to treat, especially in biological processes. In this context, this present study evaluated the physicochemical characteristics of the raw leachate as well as the dynamics of pollutants in a stabilization pond system, composed of Anaerobic Pond, Aerated Pond 1, Aerated Pond 2 and Polishing Pond from a solid waste landfill in order to determine the efficiency of the entire station. The study was carried out through the statistical analysis of existing data from 2002 to 2017, performed through analysis of variance (ANOVA) followed by the Tukey test, resulting from the monitoring of the Leachate Treatment Plant. The results in box plot graphs showed the concentrations of parameters throughout the treatment, demonstrating that the system has an average removal efficiency of 58.9% for BOD, 50.9% COD, 37.4% Ammoniacal Nitrogen and 53.1% Total Nitrogen. Regarding the series of solids, the system obtained low performance. Of the trace elements, only Pb showed significant variation as evidenced by ANOVA, considering $p < 0.05$. In general, the Tukey test ($p < 0.05$) demonstrated that there are no significant changes in concentrations between treatment units.

Keywords: aerated pond, anaerobic pond, heavy metals removal, leachate treatment.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Brasil.

² Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Brasil.

* Autor correspondente: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Avenida Unisinos, n° 950 Cristo Rei, São Leopoldo, Rio Grande do Sul. 93022-750. Brasil. nperotti@edu.unisinos.br

Resumo

Os aterros sanitários são unidades essenciais para o destino ambientalmente adequado de resíduos sólidos no atual modelo de gestão brasileiro. O processo de degradação biológica dos resíduos aterrados tem como produto um líquido percolado de composição e vazão variável, com alto potencial poluidor, denominado lixiviado. A especificidade das características do lixiviado torna-o de difícil tratabilidade, especialmente em processos biológicos. Nessa perspectiva, o presente estudo avaliou as características físico-químicas do lixiviado bruto, bem como a dinâmica dos poluentes em sistema de lagoas de estabilização, composto de Lagoa Anaeróbia, Lagoa Aerada 1, Lagoa Aerada 2 e Lagoa de Polimento de um Aterro Sanitário, a fim de determinar a eficiência do sistema. O estudo se deu através da análise estatística de dados existentes do ano de 2002 a 2017, realizada através de análise de variância (ANOVA) seguida pelo teste de *Tukey*, resultado do monitoramento da Estação de Tratamento de Lixiviado. Os resultados exibidos em gráficos *box plot* apresentaram as concentrações de parâmetros ao longo do tratamento, demonstrando que o sistema apresentou eficiência de remoção média de 58.9% de DBO_{5,20}, 50.9% de DQO, 37.4% de Nitrogênio amoniacal e 53.1% de Nitrogênio Total. Em relação à série de sólidos, o sistema obteve baixo desempenho. Dos elementos-traço, apenas o Pb apresentou variação significativa evidenciada pelo ANOVA, considerando $p < 0.05$. Em geral, o teste de *Tukey* ($p < 0.05$) demonstrou que não há alterações significativas nas concentrações entre as unidades de tratamento.

Palavras-chave: lagoa aerada, lagoa anaeróbia, remoção de metais pesados, tratamento de lixiviado.

Introdução

As características do lixiviado de aterro sanitário lhe conferem um elevado potencial poluidor que requer tratamento prévio, a fim de evitar contaminações de águas superficiais e subterrâneas (Fadili *et al.*, 2022; Fernandes *et al.*, 2015). Tal composição sofre interferência direta das propriedades dos resíduos aterrados, grau de decomposição, condições climáticas e estações do ano, idade do aterro, profundidade das células, operação do aterro, entre outros fatores (Liu *et al.*, 2022; Lebron *et al.*, 2021; Zhao *et al.*, 2013; Yang *et al.*, 2019).

De maneira simplificada, afirma-se que os lixiviados de aterro sanitário são constituídos basicamente de matéria orgânica biodegradável, ácidos húmicos e fúlvicos, metais pesados, matéria nitrogenada e orgânicos clorados (Shehzad *et al.*, 2015). As cargas orgânicas dos aterros em termos de DBO_{5,20} e DQO são bastante elevadas, assim como valores de nitrogênio e íons de cloreto, variando de acordo com a idade do aterro (Brito, 2014; Zhao *et al.*, 2013).

Maia *et al.* (2015) avaliaram o sistema de tratamento biológico de um aterro sanitário na Região Sul do país, em operação a 7 (sete) anos. Os resultados obtidos para a concentração média de DBO_{5,20}, DQO e Nitrogênio Amoniacal foram 1,683 mg. L⁻¹, 3,851 mg. L⁻¹ e 1,419 mg. L⁻¹, respectivamente.

Devido às grandes variáveis externas que interferem na composição do lixiviado, o líquido é classificado como uma das maiores dificuldades da operação dos aterros sanitários, uma vez que as diversas alternativas propostas ao longo dos anos, no Brasil e no exterior, não têm sido satisfatórias (Seibert *et al.*, 2019).

Devido às variações na composição do lixiviado que depende dos resíduos aterrados, das condições meteorológicas do local e da idade do aterro, não há um único método que seja exclusivo ao tratamento do lixiviado, podendo incluir processos físicos, químicos e biológicos (Brasil *et al.*, 2021; Azzous *et al.*, 2018).

Entre os sistemas biológicos, as lagoas de estabilização em modelo australiano são frequentemente encontradas nos aterros sanitários do país, pois apresentam facilidade de operação, baixos custos de instalação (Costa *et al.*, 2019) e, para lixiviados com alta biodegradabilidade, alcançam eficiências superiores a 90% (Lange e Amaral, 2009).

Em contrapartida, muitos autores atestam baixas eficiências das lagoas de estabilização que, em sua grande maioria, são projetadas com base nos parâmetros utilizados no tratamento dos esgotos sanitários, em que a concentração de DQO pode ser cerca de dez vezes menor que o lixiviado (Castilhos *et al.*, 2009; Moravia, 2007; Contrera *et al.*, 2014).

Além dos parâmetros construtivos, a própria constituição do lixiviado prejudica o tratamento biológico, principalmente associado à concentração elevada de amônia, bem como a deficiência de fósforo, a recalcitrância dos compostos que inibem as atividades de degradação dos microrganismos e presença de metais pesados (Kurniawan *et al.*, 2010).

Apesar das limitações do uso de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, diversos estudos atestaram a eficiência na remoção da matéria orgânica, em termos de DBO_{5,20} e DQO, superiores à 60% em condições específicas (Castilhos *et al.*, 2009; Silva, 2007; Maia *et al.*, 2015; Martins *et al.*, 2013), enquanto a remoção das formas de nitrogênio, principalmente o nitrogênio amoniacal, há relatos de baixas eficiências (Castilhos *et al.*, 2009; Maia, 2015), assim como resultados favoráveis em escala piloto (Martins *et al.*, 2010).

A configuração do aterro sanitário do presente estudo utiliza a combinação de processos anaeróbios e aeróbios operados em série no tratamento de lixiviado, sendo composto por uma lagoa anaeróbia, duas lagoas aeradas e uma lagoa de polimento. Portanto, esse estudo avaliou a redução da concentração de poluentes entre as unidades de tratamento, permitindo avaliar a influência da variabilidade do lixiviado nos processos biológicos e ampliar as informações sobre os estudos em escala real no cenário brasileiro.

Metodologia

Este estudo foi desenvolvido em um aterro sanitário situado na área rural de um município da Região Sul do Brasil, de clima tipicamente subtropical, localizado a 598 km da capital Florianópolis, no Estado de Santa Catarina. O aterro recebe resíduos sólidos urbanos desde o ano de 2002, com capacidade de disposição das células de aterramento de 275 ton. dia⁻¹.

O lixiviado foi caracterizado mediante a pré-existência de dados oriundos do monitoramento semestral da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL) desde o ano de 2002 até 2017, conforme abordado no estudo de Perotti (2020). Os parâmetros físico-químicos analisados e monitorados na ETL, bem como estudados nessa pesquisa incluem Oxigênio Dissolvido, DBO_{5,20}, DQO, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Totais, pH, Nitrogênio total, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo, Chumbo Total, Cianeto Total, Ferro Total, Zinco Total e Temperatura.

O efluente percolado foi monitorado nos pontos de amostragem entre as etapas de tratamento das lagoas de estabilização, como mostra a Figura 1, em que EB: Lixiviado bruto, ELAN: Efluente da Lagoa Anaeróbia, ELA1: Efluente da Lagoa Aerada 1, ELA2: Efluente da Lagoa Aerada 2 e ELP: Efluente da Lagoa de Polimento. As dimensões das Lagoas são: Lagoa Anaeróbica (LAN): 35.6 x 18.4 x 3.76; Lagoa Aerada 1 (LA1): 16.6 x 9.0 x 4.11 m; Lagoa Aerada 2 (LA2): 17.14 x 13.7 x 4.0 m; e Lagoa de Polimento (LP): 25.0 x 12.2 x 2.9 m. A aeração das lagoas ocorria de modo intermitente, apenas durante o período diurno.

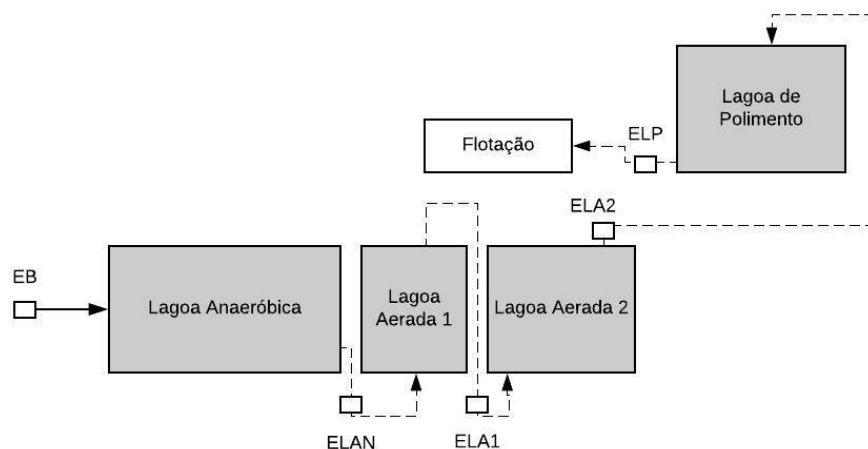


Figura 1. Pontos de amostragem do lixiviado.

Os pontos de amostragem do lixiviado foram realizados nas caixas de passagem entre as lagoas de estabilização, sendo que o primeiro ponto é do efluente bruto, antes da Lagoa Anaeróbica. O segundo ponto foi coletado efluente à Lagoa Anaeróbica (ELAN), seguindo para o efluente da Lagoa Aerada 1 (ELA1), efluente da Lagoa Aerada 2 (ELA2) e na última etapa de tratamento biológico, efluente à Lagoa de Polimento (ELP).

A composição dos resultados parte da metodologia de determinação dos parâmetros físico-químicos, seguido pela empresa responsável pelas análises, cujas estão de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

Foi utilizado o Software PAST® na análise univariada dos dados, e o Microsoft Excel® na construção dos gráficos “*Box-Plot*”. A representação dos resultados de eficiência de remoção das lagoas foi expressa por média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.

Ainda, os dados foram tratados estatisticamente pela análise de variância (ANOVA), a fim de verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as etapas do tratamento biológico. No presente estudo, o nível de significância utilizado foi de 5%, ou seja, $\alpha=0.05$, para a verificação de diferenças expressivas entre as concentrações das variáveis do efluente de cada lagoa. Havendo diferenças significativas entre os tratamentos, foi possível realizar o teste de comparações de múltiplas médias através do Teste de *Tukey*.

Resultados e discussão

Os resultados obtidos da análise físico-química dos parâmetros amostrados nas etapas do tratamento biológico são apresentados na Tabela 1.

Como esperado, o lixiviado bruto e o efluente da lagoa anaeróbia apresentaram as menores concentrações de OD, com 0.1 mgL^{-1} e 1.01 mgL^{-1} , respectivamente. Entretanto, em todas as lagoas as concentrações são inferiores ao relatado em literatura (Martins *et al.*, 2010; Machado, 2009), correspondendo à ineficiência em processos de nitrificação biológica, em que se recomenda concentrações de OD acima de 2 mg. L^{-1} (Rittmann e McCarty, 2001). Além disso, a presença de algas promotoras de atividades fotossintéticas foi descartada.

Quanto ao pH, o sistema teve variações entre 6.26 e 8.68, no ELA1 e no ELAN, respectivamente, com o menor valor mediano encontrado no lixiviado bruto (7.65). O efluente final apresentou pH mediano de 8.12. A temperatura do lixiviado bruto (EB) se manteve maior em relação às etapas subsequentes de tratamento, com valor mediano de $27.7 \text{ }^\circ\text{C}$. O efluente final apresentou mediana de $26 \text{ }^\circ\text{C}$, sofrendo aumento em relação ao ELA2.

Tabela 1. Caracterização do lixiviado nas etapas do tratamento biológico.

Parâmetros	n	EB (mg L ⁻¹)	ELAN (mg L ⁻¹)	ELA1 (mg L ⁻¹)	ELA2 (mg L ⁻¹)	ELP (mg L ⁻¹)
Oxigênio Dissolvido	27	0.94±1.27* (0 – 4.39)**	1.59±2.12 (0 – 9.10)	2.05±2.14 (0.1 – 8.20)	1.79±1.66 (0.1 – 5.10)	2.84±3.28 (0.1 – 9.4)
pH	29	7.64±0.38 (6.91 – 8.57)	7.87±0.35 (7.07 – 8.68)	7.52±0.64 (6.26 – 8.18)	7.74±0.49 (6.61 – 8.4)	8.05±0.35 (6.85 – 8.63)
Temperatura	29	27.7±3.69 (20 – 34.4)	26.85±5.14 (17 – 39.3)	25.1±4.12 (20.7 – 32.9)	25.55±4.08 (19.8 – 32)	26±4.23 (18 – 33.6)
DBO _{5,20}	30	823.6±2,412.1 (221 – 9,500)	618±1,033.2 (113.1 – 4,822.7)	218±1,089.2 (61 – 5,147.1)	516.5±785 (55 – 3,735.3)	373.3±866.4 (61 – 3,888.9)
DQO	30	2,379.9±3,131 (792 – 10,650)	1,407±1,357.9 (795.4 – 5,971)	890±1,207.4 (184 – 5,428)	1,551.3±883.9 (230 – 4,342)	1,132.5±1,779.2 (441 – 8,813)
N-Total	16	1,088.2±315,4 (662 – 1,703)	847.9±194.5 (492.1 – 1,252)	687.4±280.5 (93 – 1,301)	564.7±268.5 (208 – 1,011)	615±245.9 (216 – 1,130)
N-Amoniacal	16	1,030.2±305.8 (643 – 1,583.4)	834.5±197.9 (487.5 – 1,150)	649.9±295.3 (80 – 1,200)	558.2±260.2 (179 – 982)	599.6±210 (195 – 994)
Fósforo	28	5.0±3.3 (0.1 – 14.3)	5.1±4.8 (0.1 – 14.8)	2.6±2.9 (0.1 – 8.9)	2.6±1.9 (0.0 – 6.5)	2.4±2.3 (0.0 – 7.2)
Sólidos Totais	27	7,801.9±3,142 (3,832 – 15,338)	5,749±1,495 (3,902 – 8,952)	4,897±1,597 (1,810 – 7,922)	4,723.8±1,279.3 (1,679 – 6,950)	4,915.6±1,664 (2,918 – 10,054)
Sólidos Dissolvidos Totais	27	6,794.7±3,079.5 (972 – 13,122)	5,386.8±1,422 (3,558 – 8,352)	4,606.7±1,532 (1,066 – 7,492)	4,385.9±1,577.6 (2.9 – 6,530)	4,752.8±1,510.5 (2,600 – 9,094)
Zinco	6	0.49±0.21 (0.19 – 0.81)	0.27±0.07 (0.2 – 0.34)	0.21±0.07 (0.12 – 0.3)	0.20±0.09 (0.09 – 0.32)	0.23±0.13 (0.11 – 0.47)
Chumbo	28	0.3±0.3 (0.0 – 1.4)	0.2±0.2 (0.0 – 0.7)	0.1±0.1 (0.0 – 0.4)	0.2±0.1 (0.0 – 0.6)	0.1±0.1 (0.0 – 0.4)
Cianeto	6	0.15±0.2 (0.0 – 0.5)	0.09±0.1 (0.0 – 0.2)	0.08±0.1 (0.0 – 0.2)	0.04±0.0 (0.0 – 0.1)	0.02±0.0 (0.0 – 0.1)
Ferro	27	6.6±7.3 (0.1 – 33.3)	5.1±4.8 (0.1 – 14.8)	5.4±4.9 (0.1 – 16.2)	4.7±3.9 (0.1 – 16.2)	4.2±4.3 (0.1 – 13.4)

*média ± desvio padrão; ** (valor mínimo – valor máximo).

n: número de amostras.

O teste ANOVA, considerando $p < 0.05$, mostrou que há diferenças significativa de concentrações para os parâmetros Chumbo, DBO_{5,20}, DQO, Fósforo, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Total, OD, pH, SDT e ST ao comparar as etapas do tratamento biológico por lagoas de estabilização utilizadas no aterro sanitário.

Comportamento da fração orgânica do lixiviado

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5.20})

A DBO_{5.20} do lixiviado bruto apresentou concentração de entrada entre 221 a 9,500 mg L⁻¹. Considerando o valor mediano, o lixiviado bruto apresentou valores de 823.6 mg L⁻¹, que corresponde a valores semelhantes encontrados em aterros sanitários brasileiros (Lange e Amaral, 2009). A Figura 2 apresenta o comportamento da matéria orgânica expressa em DBO_{5.20} ao longo do tratamento.

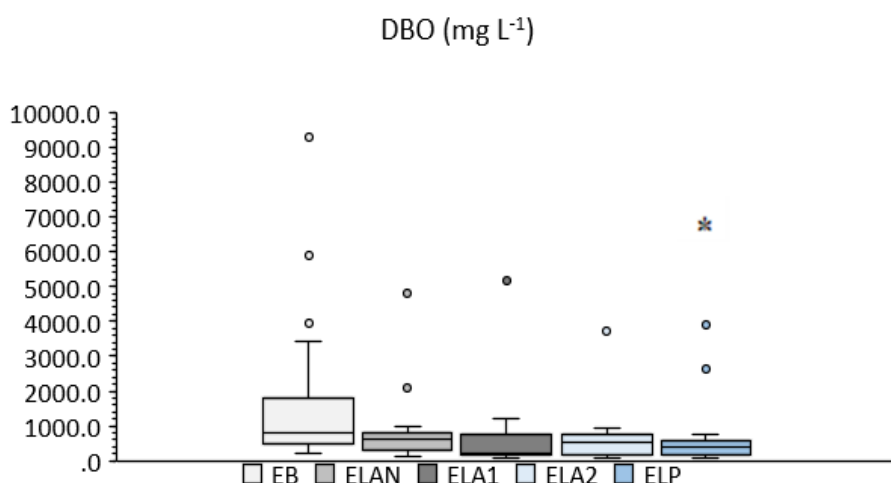


Figura 2. Dinâmica de concentrações de DBO_{5.20} no sistema de tratamento. Análise de Variância (ANOVA) seguido do Teste de *Tukey*, expressos em * $p < 0.05$ quando comparado ao lixiviado bruto.

O Teste de *Tukey* demonstrou variações significativas ($p < 0.05$) na concentração de DBO_{5.20} apenas entre o EB e ELP. Entre as unidades de tratamento LAN, LA1, LA2 e LP não há significância na variação de concentração.

As maiores oscilações de DBO_{5.20} ocorreram na Lagoa Anaeróbia, em que os processos metabólicos de hidrólise e acidogênese dos microrganismos atuantes favorecem a conversão da matéria orgânica em substâncias simples (como ácidos orgânicos), resultando na diminuição da concentração da DBO_{5.20} (Perotti, 2020). A LA1 também teve eficiência representativa, com média de 29.7% de remoção de DBO_{5.20}.

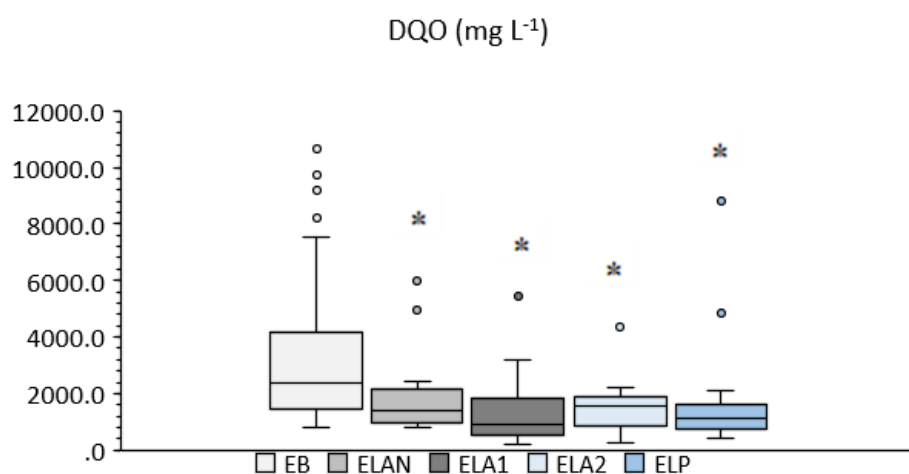
No estudo de Martins *et al.* (2010), a lagoa aerada apresentou as melhores eficiências de remoção de $DBO_{5,20}$, responsável por 62.5% do total. Os autores avaliaram a recirculação do lixiviado entre lagoas de estabilização composto de lagoa anaeróbia, lagoa aerada e lagoa de maturação, obtendo remoção de $DBO_{5,20}$ de 90% para o sistema.

A última unidade de tratamento (LP) possibilitou, em média, 20.9% de remoção da $DBO_{5,20}$ efluente da Lagoa Aerada 2, gerando um efluente final do tratamento biológico com concentração mediana de 373.3 mg L^{-1} .

A eficiência de remoção de $DBO_{5,20}$ no sistema estudado apresentou variação entre 14.3 e 96.2%, gerando um valor médio de 58.9%. Esta eficiência é inferior às demais pesquisas realizadas, onde sistemas com Lagoa Anaeróbia, Lagoa Aerada e Lagoa de Polimento alcançam até 85% de redução da $DBO_{5,20}$ (Fernandes *et al.*, 2013; Machado, 2009).

Demanda química de oxigênio

O lixiviado bruto foi determinado com concentração mediana de $2,379.88 \text{ mg L}^{-1}$, variando entre valores de 792 e $10,650 \text{ mg L}^{-1}$. Conforme apresenta a Figura 3, relação ao EB, todas as unidades de tratamento apresentaram variações significativas nas concentrações ($p < 0.05$). Contudo, comparando a concentração de DQO entre as lagoas de estabilização, não foi encontrado resultado significativo ($p < 0.05$).



b

Figura 3. Dinâmica de concentrações de DQO no sistema de tratamento. Análise de Variância (ANOVA) seguido do Teste de Tukey, expressos em * $p < 0.05$ quando comparado ao lixiviado bruto.

Maia *et al.* (2015) avaliaram um sistema de tratamento biológico de lixiviado de um aterro sanitário em escala real composto por duas lagoas anaeróbias (LAs) operadas em série, um sistema de lodos ativados (SLOA) e uma lagoa facultativa (LF). As lagoas anaeróbias atingiram 14% de eficiência de remoção de DQO, com concentração média remanescente de $1,446 \text{ mgL}^{-1}$. O estudo apresentou grande semelhança nas concentrações encontradas na presente pesquisa, a qual obteve valores medianos de concentração efluente ao processo anaeróbio de $1,407.54 \text{ mgL}^{-1}$, com eficiência média de 25% de remoção.

Quando atuante em metabolismo aeróbico, a concentração mediana efluente da LA1 atingiu 890 mgL^{-1} , o que evidencia um percentual de remoção médio de 21.3%. Já o efluente da LA2 teve considerável aumento em seu valor mediano ($1,551.3 \text{ mg L}^{-1}$), que pode ser atribuído a permanência de material refratário no lodo acumulado no fundo da lagoa (Nakamura, 2012; Maia, 2015), ao revolvimento devido à aeração e também inversão térmica (inverno).

Ao final do tratamento biológico, a eficiência global média de remoção para DQO foi de 50.9%. Dias (2012) avaliou quatro sistemas biológicos compostos de lagoas de estabilização e obteve remoções de DQO entre 15 e 97% e média de 78.30% no sistema com relação de $\text{DBO}_{5,20}/\text{DQO}$ mais elevada (>0.5).

Contudo, no sistema estudado as elevadas concentrações de DQO no efluente final do sistema biológico evidenciam a presença de compostos orgânicos recalcitrantes (ácidos húmicos e ácidos fúlvicos) de difícil biodegradabilidade, geralmente presentes em grande quantidade nos lixiviados de aterros sanitários (Zhao *et al.*, 2013).

Comportamento dos nutrientes

Fósforo

O lixiviado bruto apresentou constituição média de 4.95 mg. L^{-1} para fósforo, chegando a atingir até 14.3 mg L^{-1} em determinadas amostragens. A maior média de remoção de fósforo foi obtida na LA1 (46.8%), seguido da LAN (33.2%), LA2 (31.8%) e da LP (27.6%) e a eficiência total do sistema alcançou 57.8%. Apesar das eficiências registradas, o Teste de Tukey identificou significância ($p < 0.05$) na variação da concentração do EB apenas em relação ao ELP.

As eficiências mais elevadas da LA1 corroboram com valores de pH acima de 8 encontrados na mesma amostra, que possibilita a precipitação química com a precipitação dos fosfatos.

Os mecanismos de remoção do fósforo incluem a forte dependência de um pH alcalino, acima de 9, para a precipitação em fosfatos, ou a absorção pela biomassa algal e bactérias, sendo eliminado com o lodo de fundo (Arceivala, 1981). O mecanismo de remoção de precipitação em fosfatos não foi predominante devido à dependência de pH 9, portanto, a assimilação pela biomassa microbiana foi o mais provável.

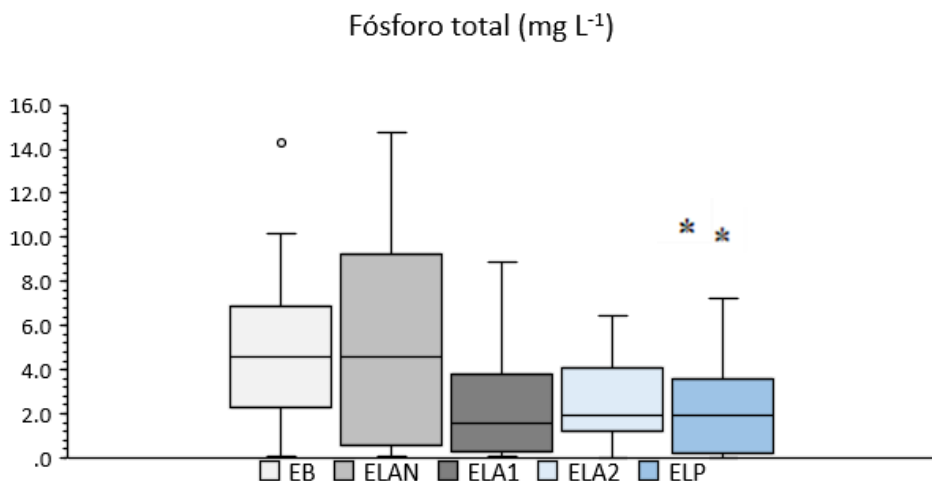


Figura 4. Dinâmica de concentrações de Fósforo no sistema de tratamento. Análise de Variância (ANOVA) seguido do Teste de *Tukey*, expressos em * $p < 0.05$ quando comparado ao lixiviado bruto.

O efluente da LAN teve leve acréscimo em sua concentração média para 5.1 mg L⁻¹, sendo superior ao lixiviado bruto. O aporte de fósforo na Lagoa Anaeróbia também foi verificado por Maia (2015), em que o lixiviado bruto havia 23 mg L⁻¹ e na saída da lagoa anaeróbia com 26 mg L⁻¹. Essa condição pode ser explicada devido ao aporte de matéria orgânica presente na lagoa anaeróbia que apresenta uma camada de lodo de fundo maior.

Nitrogênio Total e Nitrogênio Amoniacal

Neste estudo observaram-se as maiores eficiências de remoção de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal a partir da saída do tratamento da LAN (26.5%) e da LA2 (24.2%), respectivamente. Corroborando com as eficiências registradas nas Lagoas, o Teste de *Tukey* identificou significância ($p < 0.05$) em relação ao EB, a partir da LAN para a concentração de nitrogênio total e a partir da LA1, para a concentração de nitrogênio amoniacal. Entretanto, a variação de remoção entre as lagoas não apresentou resultado significativo ($p < 0.05$).

A eficiência observada na LAN para remoção de nitrogênio total pode significar a maior remoção de nitrogênio pelo nitrogênio orgânico, no qual Ferrara e Avci (1982) consideraram a sedimentação do nitrogênio orgânico como um dos processos efetivos na remoção de nitrogênio nos sistemas de lagoas.

A eficiência global do sistema foi 37.4% de remoção de N-NH₄⁺ e 39.7% de N-total, com valores médios de 599.6 mg. L⁻¹ (N-NH₄⁺) e 615 mg. L⁻¹ (N-total) ao final do tratamento biológico.

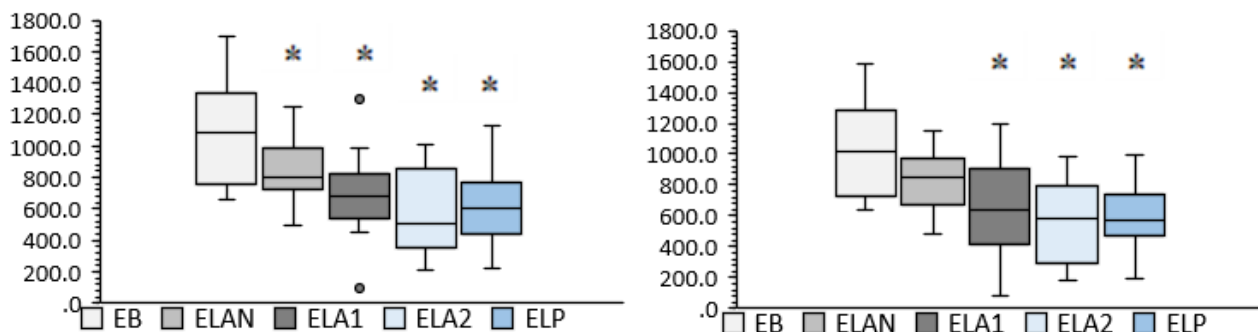


Figura 5. Dinâmica de concentrações de N-Total e N-NH₄⁺ no sistema de tratamento. Análise de Variância (ANOVA) seguido do Teste de Tukey, expressos em *p<0.05 quando comparado ao lixiviado bruto.

O mecanismo de remoção de nitrogênio mais representativo nesse estudo foi a ocorrência de nitrificação nas lagoas aeradas. Apesar de incipiente, a LA1 e LA2 apresentaram, respectivamente, concentrações efluentes de 834.5 e 649.9 mg L⁻¹ e eficiências de remoção de 22.9% e 24.2% para N-NH₄⁺. Martins *et al.* (2010) encontraram valores médios de remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado em lagoa aeróbia de aproximadamente 80% de eficiência, para concentração bruta média de 1,001 mg L⁻¹.

O processo de volatilização da amônia também é um mecanismo recomendado por diversas literaturas como um importante processo de remoção de amônia e até mesmo o mais significativo entre os demais (Pano e Middlebrooks, 1982; Von Sperling, 2017; Mara e Pearson, 1992; Silva, F., 1994; Soares *et al.*, 1996). Entretanto, no sistema estudado o processo de volatilização da amônia não foi favorecido, em função da faixa de pH (<9) identificada e da ausência de atividade fotossintética que contribui para a elevação do pH ao retirar do meio líquido o CO₂, ou seja, a acidez carbônica. Esse mecanismo tende a ser mais importante em lagoas de polimento por apresentarem fotossíntese das algas e reduzida profundidade.

Do mesmo modo, a volatilização de amônia não foi uma via predominante para a remoção de nitrogênio em lagoas primárias facultativas e de maturação no estudo de Mayo e Abbas (2014). As autoras elencaram a sedimentação como o principal mecanismo de remoção na lagoa facultativa primária e a desnitrificação como o mecanismo predominante na remoção na lagoa de maturação.

Comportamento dos sólidos

Os Sólidos Dissolvidos Totais predominaram no lixiviado bruto, correspondendo a 87% dos sólidos totais, com concentração mediana de 6,768 mg L⁻¹ para os SDT e 7,080 mg L⁻¹ para os ST. De

acordo com o apresentado na Figura 6, houveram diferenças significativas ($p < 0.05$) nas concentrações de SDT e ST no EB em comparação às unidades de tratamento. Tal variação não foi significativa quando as lagoas foram comparadas entre si, pelo teste de *Tukey*.

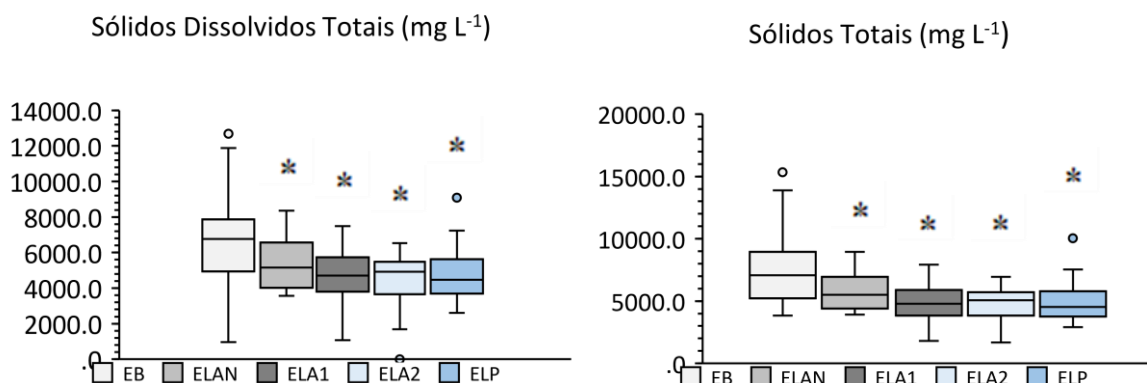


Figura 6. Dinâmica de concentrações de SDT e ST no sistema de tratamento. Análise de Variância (ANOVA) seguido do Teste de *Tukey*, expressos em * $p < 0.05$ quando comparado ao lixiviado bruto.

A variação da concentração de SDT nas lagoas de estabilização apresentou redução gradual, com exceção do baixo desempenho da LA2 e da LP, que proporcionaram 15.2% e 7.4% de eficiência média, respectivamente.

A lagoa anaeróbia foi responsável pela redução de 16.2% dos SDT, sendo que o seu efluente exibiu concentração média de 5,386.6 mg L⁻¹. Apesar de incipiente, a eficiência de remoção alcançada pela Lagoa Anaeróbia foi o melhor entre as demais.

Silva (2007) obteve resultados semelhantes na remoção de SDT em lagoa anaeróbia em seu estudo com escala piloto, composto de sistema com lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de polimento. O autor obteve remoção de 13.5% de SDT em sistema anaeróbio e, em contrapartida, a lagoa facultativa e lagoa de polimento apresentaram remoções de 26% e 53% respectivamente, de modo que todo o sistema alcançasse até 70% de remoção de SDT e 60% de ST. Os valores encontrados nessa pesquisa apresentaram média de remoção global de 31.3% e 35% de SDT e ST, respectivamente considerado um baixo desempenho frente ao encontrado por Silva (2007).

Elementos traço

A eficiência média de remoção do sistema de tratamento para os elementos-traço apresentou os seguintes valores: 63.5% para zinco, 44.3% para chumbo, 58.1% para cianeto e 28.9% para ferro.

Os valores médios encontrados no final do sistema biológico foram de: 0.23 mg. L⁻¹ para zinco, 0.11 mg. L⁻¹ para chumbo, 0.02 mg. L⁻¹ para cianeto e 4.21 mg. L⁻¹ para ferro. A figura 7 apresenta a dinâmica de concentração dos elementos-traço no sistema de tratamento.

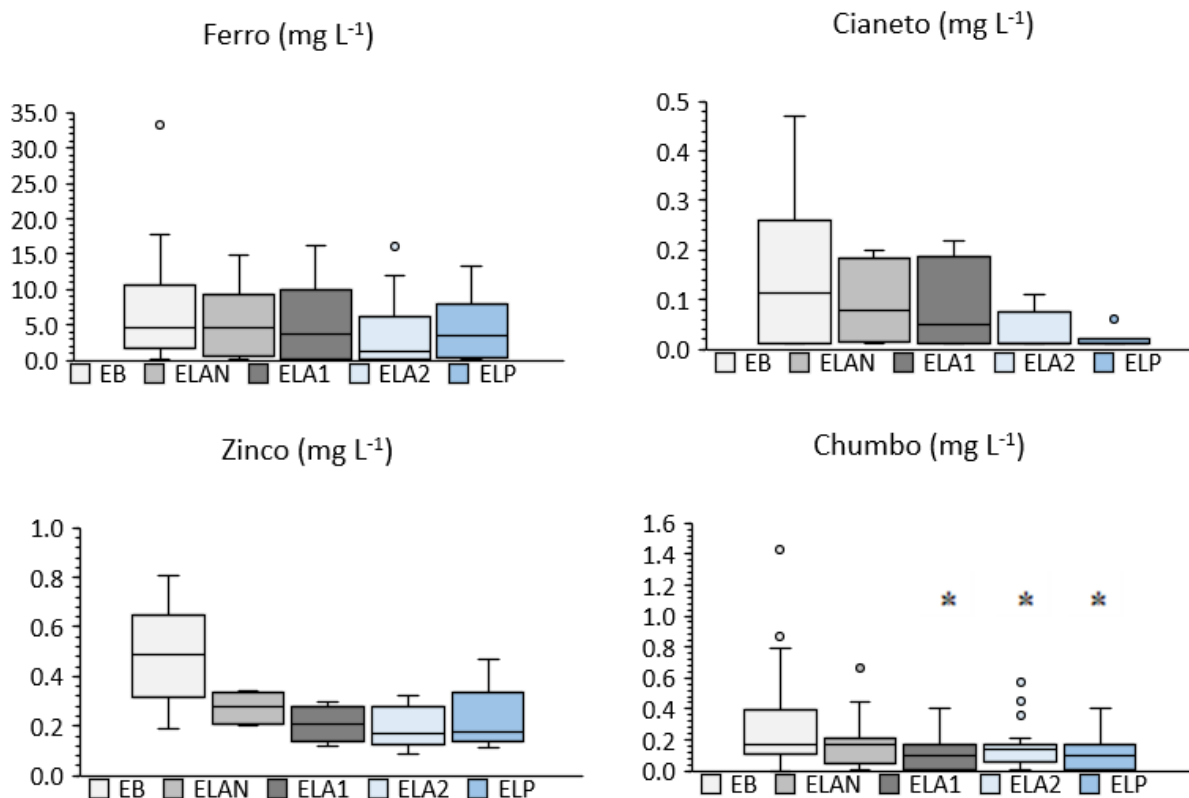


Figura 7. Dinâmica de concentrações de elementos-traço no sistema de tratamento. Análise de Variância (ANOVA) seguido do Teste de *Tukey*, expressos em * $p < 0.05$ quando comparado ao lixiviado bruto.

Apenas o elemento chumbo teve remoção significativa evidenciada pelo teste ANOVA e, posteriormente, o teste de *Tukey* mostrou que a diferença significativa ($p < 0.05$) ocorreu entre o EB em relação à LA1, LA2 e LP, não havendo significância entre as lagoas.

As maiores eficiências de remoção dos elementos-traço ocorreram em unidades de tratamento distintas, exceto para o cianeto e zinco que obtiveram remoções superiores na LAN. Já o ferro teve a maior remoção na LA1 (32.9%) e o chumbo na LP (30.27%). Em contrapartida, após a LP houve um incremento nas concentrações médias de Ferro e Zinco, assim como na LA2 ocorreu o aumento na concentração média de Chumbo.

Lemos (2015) estudou um sistema composto de lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de polimento, encontrando percentuais de redução de zinco equivalente a 67% e 100% de chumbo. A autora afirmou que as concentrações reduzidas foram consequência de elevado TDH e alto pH (>8), ocorrendo precipitação dos metais.

Conclusão

Este estudo concluiu que o sistema de lagoas de estabilização foi capaz de tratar o lixiviado do aterro reduzindo concentrações significativas ($p < 0.05$) para os parâmetros DBO_{5.20}, DQO, Fósforo, NA, NT, OD, pH, SDT, ST, Chumbo e Zinco, ao comparar a concentração afluenta (EB) com às lagoas de tratamento.

Entretanto, a avaliação parâmetro por parâmetro através da análise de *Tuckey*, considerando o intervalo de confiança de 95% ($p < 0.05$), mostrou que entre os tratamentos ELAN x ELA1 x ELA2 x ELP não há diferenças significativas para a remoção dos contaminantes.

Os modos construtivos e de operação das lagoas interferem nos resultados, considerando que, a Lagoa Anaeróbia apresentou zonas facultativas pelos resultados de OD obtidos; as Lagoas Aerada 1 e 2 operaram como lagoas aeradas facultativas; e a Lagoa de Polimento demonstra comportamento de Lagoa de Decantação, não possibilitando formação de algas, inibindo a atividade fotossintética.

Os aumentos em diversos parâmetros ocasionados na Lagoa Aerada 2 podem estar relacionadas com a aeração intermitente e o acúmulo de lodo. Nos períodos em que o aerador é desligado ocorre a sedimentação dos sólidos sedimentáveis e, quando em funcionamento, os sólidos voltam a suspender e junto dele os demais fragmentos de biomassa.

A configuração do tratamento biológico não promove a redução eficiente dos poluentes avaliados, fato que justifica a necessidade de tratamentos adicionais.

Referências bibliográficas

- Arceivala, S. J. (1981) *Wastewater treatment and disposal*. New York: Marcel Dekker, 892 pp.
- Azzouz, L., Boudjema, N., Aouichat, F., Kherat, M., Mameri, N. (2018) Membrane bioreactor performance in treating Algiers' landfill leachate from using indigenous bacteria and inoculating with activated sludge. *Waste Management*, **75**(1), 384-390. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.003>
- Brasil, Y. L., Silva, A. F.R., Gomes, R. F., Amaral, M. C. (2021). Technical and economic evaluation of the integration of membrane bioreactor and air-stripping/absorption processes in the treatment of landfill leachate. *Waste Management*, **134**(1), 110-119. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.08.013>

- Brito, R. A. (2014) *Ozonização catalítica do chorume proveniente do Aterro Sanitário de Cachoeira Paulista -SP na presença de ferro em sistema contínuo*. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade de São Paulo, Lorena, 219 pp.
- Castilhos, A.B., Fernandes, F., Lange, L.C., Lopes, D.D., Costa, R.R., Silva, S.M., Martins, C.L., Ferreira, C., Moravia, W. (2009) Tratamento de Lixiviados de Aterro em Sistema de Lagoas. In: Gomes, L.P. *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 140-171.
- Contrera, R. C., Silva, K. C. C., Morita, D. M., Rodrigues, J. A. D., Zaiat, M., Schalch, V. (2014) First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor. *Journal Of Environmental Management*, **145**(1), 385-393. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.013>
- Costa, A. M., Alfaia, R. G. S. M., Campos, J. C. (2019) Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal Of Environmental Management*, **232**(1), 110-116. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
- Dias, A. L. S. (2013) *Análise de desempenho de lagoas de estabilização empregadas para tratamento de lixiviados de aterros sanitários*, Dissertação de Mestrado, Curso de Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 169 pp.
- Fadili, H. E., Ali, M. B., Mahi, M. E., Cooray, A. T., Lotfi, E. M. (2022) A comprehensive health risk assessment and groundwater quality for irrigation and drinking purposes around municipal solid waste sanitary landfill: a case study in morocco. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, **18**(1), 384-390. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100698>
- Ferrara, R.A., Avci, C.B. (1982). Dinâmica do nitrogênio em lagoas de estabilização de resíduos. *Jornal da federação de controle de poluição da água*, **54**(4), 361-369.
- Fernandes, A., Pacheco, M.J., Ciriaco, L., Lopes, A. (2015) Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: present and future. *Applied Catalysis B: Environmental*, **176**(177), 183-200. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.03.052>
- Fernandes, H., Viancelli, A., Martins, C. L., Antonio, R. V., Costa, R. H.R. (2013) Microbial and chemical profile of a ponds system for the treatment of landfill leachate. *Waste Management*, **33**(10), 2123-2128. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.10.024>
- Kurniawan, T. A., Lo, W., Chan, G., Sillanpää, M.E. (2010) Biological processes for treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Monitoring*, **12**(11), 2032-2047. doi: <https://doi.org/10.1039/c0em00076k>.
- Lange, L.C., Amaral, M.C.S. (2009). Geração e Características do Lixiviado. In: Gomes, L.P. *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 27-59.
- Lebron, Y. A. R., Moreira, V. R., Brasil, Y. L., Silva, A. F. R., Santos, L. V. S., Lange, L. C., Amaral, M. C. C. (2021) A survey on experiences in leachate treatment: common practices, differences worldwide and future perspectives. *Journal Of Environmental Management*, **288**(1), 1-20. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112475>
- Lemos, T. S. (2015) *Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização: estudo de caso do aterro de Cianorte-PR*. 93 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Edificações e Saneamento, Uel, Londrina.
- Liu, J., Gu, Z., Wang, X., Li, Q. (2022) The molecular differences of young and mature landfill leachates: molecular composition, chemical property, and structural characteristic. *Chemosphere*, **287**(2), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132215>
- Maia, I. S. (2015) *Avaliação de lagoas anaeróbias em escala real no tratamento de lixiviados: estudo de caso*. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 276 pp.
- Maia, I. S., Restrepo, J. J. B., Castilhos Junior, A. B., Franco, D. (2015) Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **20**(4), 665-675. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040140926>

- Machado, R. S. (2009) *Avaliação da eficiência do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente por lagoas de estabilização*. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 67 pp.
- Mara, D. D., Pearson, H. W. (1992) *Waste Stabilization Ponds – Design Manual for Mediterranean Europe*. Copenhagen: World Health Organization, 53 pp.
- Martins, C. L., Castilhos Junior, A. B., Costa, R. H. R. (2010) Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **15**(4), 401-410. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000400013>
- Martins, C. L., Fernandes, H., Costa, R. H. R. (2013) Landfill leachate treatment as measured by nitrogen transformations in stabilization ponds. *Bioresource Technology*, **147**(1), 562-568. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.085>
- Mayo, A. W., Abbas, M. (2014) Removal mechanisms of nitrogen in waste stabilization ponds. *Physics And Chemistry Of The Earth, Parts A/B/C*, **72**(75), 77-82. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2014.09.011>
- Moravia, W. G. (2007) *Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas*. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos., UFMG, Belo Horizonte, 161 pp.
- Nakamura, C. Y. (2012) *Study of leachate treatment in stabilization ponds and groundwater in areas surrounding landfills in Minas Gerais*. Dissertação (Mestrado em Geotecnia; Saneamento ambiental) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 146 pp
- Pano, A., Middlebrooks, E. J. (1982) Ammonia nitrogen removal in facultative ponds. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, **54**(4), 344-351.
- Perotti, N. (2020) *Estudo da atenuação da concentração de poluentes em sistema de lagoas de estabilização tratando lixiviado de aterro sanitário*, TCC (graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen, 130 pp.
- Reed, S. C. (1985) Nitrogen removal in stabilization ponds. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, **57**(1), 39-45.
- Rittmann, B.E., McCarty, P.L. (2001) *Environmental biotechnology: principles and applications*. New York: McGraw-Hill, 768 pp.
- Seibert, D., Quesada, H., Bergamasco, R., Borba, F. H., Pellenz, L. (2019) Presence of endocrine disrupting chemicals in sanitary landfill leachate, its treatment and degradation by Fenton based processes: a review. *Process Safety And Environmental Protection*, **131**(1), 255-267. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.09.022>
- Shehzad, A., Bashir, M. J. K., Sethupathi, S., Lim, J. (2015) An overview of heavily polluted landfill leachate treatment using food waste as an alternative and renewable source of activated carbon. *Process Safety And Environmental Protection*, **98**(1), 309-318. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2015.09.005>
- Silva, J. D. (2007) *Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série – estudo em escala piloto*. 2007. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 199 pp.
- Silva, F. J. A. (1994) *Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no nordeste do Brasil*. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal da Paraíba, 125 pp
- Soares, J. (1996) *Nitrogen removal in waste stabilisation ponds in northeast Brazil*. Ph.D. Thesis. Department of Civil Engineering. University of Leeds, 301 pp.
- Von Sperling, M. (2017) *Lagoas de Estabilização: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Belo Horizonte: UFMG, 196 pp.
- Yang, H., Yue, B., Liu, Y., Wu, X., Gao, H., Zhang, Z., Yan, Z. (2019) Rural solid waste—characteristics and leachate pollution assessment for different precipitation levels, China. *Environmental Science And Pollution Research*, **26**(11), p. 11234-11244. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04427-4>
- Zhao, J., Lu X., Luo, J., LIU, J., Xu, Y., Zhao, A., Liu, F., Tai, J., Qian, G., Peng, B. (2013) Characterization of fresh leachate from a refuse transfer station under different seasons. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **85**(1), 631-637. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.05.012>

REVISTA AIDIS

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

MONITORAMENTO AMBIENTAL DOS CÓRREGOS URBANOS NO MUNICÍPIO DE PALMAS – TO

Jéssica Paula de Oliveira Rodrigues ¹
Cláudia da Silva Aguiar Rezende ²
Marcelo Mendes Pedroza ²
Marcelo Grison ³

ENVIRONMENTAL MONITORING OF URBAN STREAM IN THE MUNICIPALITY OF PALMAS – TO

Recibido el 11 de agosto de 2022. Aceptado el 17 de abril de 2023

Abstract

In order to disseminate knowledge about the control of anthropic activities arising from the implementation of large urban centers, this research had the objective to analyze qualitative and quantitative parameters about the water bodies of the Palmas-TO city as a baseline to the actions of Ambiental monitoring in the urban watersheds of this region. The study area is compost for 8 water bodies inside the macrozone of the territorial ordering of the municipium with the streams: Cachimbo, Sussuapara, Brejo Comprido, Prata, Machado, Santa Barbara e Taquari. It was determined the parameters physico-chemistry and microbiology of the stream's quality water. The evaluation of hydrological aspects was made by the flow measurements, using the equipment Flowtracker serial P5001 and Sontek riversurveyor M9. The water quality results were evaluated according to CONAMA Resolution 357/05, for Class 2 water bodies. The results provides evidences that the degradation of the water's quality in the urban streams is a result of the urban expansion, that requires control actions and land use planning in order to minimize the environmental impacts and enabling to follow the the water quality standards pre-established by the Brazilian legislation.

Keywords: water quality, quantitative aspects of water, urban streams, environmental monitoring.

¹ Universidade Federal do Tocantins, Brasil.

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins, Brasil.

³ Fundação Municipal de Meio Ambiente de Palmas – TO, Brasil.

* *Autor correspondente:* Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins (IFTO), Palmas-TO-Brasil. 310 Sul, AV. LO-5, S/N, Plano Diretor Sul, Palmas-TO.CEP. 77-021 090. Email: claudia@ifto.edu.br

Resumo

No intuito de disseminar o conhecimento sobre o controle de atividades antrópicas decorrentes da implantação dos grandes centros urbanos, esta pesquisa buscou analisar os parâmetros qualitativos e quantitativos dos corpos hídricos urbanos no município de Palmas – TO como marco referencial às ações de monitoramento ambiental nas bacias hidrográficas urbanas da região. A área de estudo é composta por 8 corpos hídricos inseridos na macrozona de ordenamento territorial do município compreendendo os Córregos: Cachimbo, Sussuapara, Brejo Comprido, Prata, Machado, Santa Barbara e Taquari. Foram determinados os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da qualidade da água dos córregos. A avaliação dos aspectos hidrológicos foi feita por meio de medições das vazões, utilizando os equipamentos Flowtracker Serial P5001 e Sontek riversurveyor M9. Os resultados de qualidade da água foram avaliados de acordo com a Resolução CONAMA 357/05, para corpos hídricos de Classe 2. Os resultados fornecem evidências de que a degradação da qualidade da água dos córregos urbanos é consequência da expansão urbana, o que requer ações de controle e planejamento do uso do solo com intuito de minimizar os impactos ambientais e viabilizar o atendimento dos padrões de qualidade da água preestabelecidos pela legislação brasileira.

Palavras-chave: qualidade da água, aspectos quantitativos da água, córregos urbanos, monitoramento ambiental.

Introdução

O crescimento urbano exerce um impacto direto na qualidade da água de mananciais em áreas urbanas. Tais impactos são influenciados pelo aporte de poluentes que acabam comprometendo o processo de autodepuração desses mananciais pela acumulação e propagação de resíduos líquidos e sólidos (Wang *et al.*, 2021). Neste aspecto, o processo de despoluição das bacias hidrográficas urbanas resulta em alto custo para a sociedade inviabilizando o uso dos córregos para fins de lazer e recreação, dentre outros (Liquete *et al.*, 2011).

Segundo Ranta *et al.* (2021) o uso e ocupação do solo no entorno das bacias hidrográficas urbanas sofre com a pressão antrópicas de forma muito intensa e desencadeia impactos negativos nos córregos urbanos. Essas áreas são responsáveis por diversos serviços ambientais importantes dos quais se destacam os serviços de: provisão, regulação, culturais e de suporte, além de funções ecológicas indispensáveis para a qualidade de vida e bem-estar populacional (Pereda *et al.*, 2021).

O monitoramento dos recursos hídricos é parte integrada do manejo ambiental, uma vez que a qualidade da água não está ligada apenas à finalidade de abastecimento da população humana, mas também é de essencial importância para o desenvolvimento econômico, preservação ambiental e qualidade de vida (Uprety *et al.*, 2019).

No Brasil, Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, preconiza em seu Art. 2º os objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos que refletem esses cuidados com a qualidade da água: I - assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; II - a utilização racional e integrada dos recursos hídricos,

incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável; e III - a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.

Tendo em vista que os serviços ambientais oferecidos pelos córregos urbanos são essenciais para a sobrevivência e bem-estar populacional, existe a necessidade de implantação de programas de monitoramento da qualidade da água para entender e controlar os impactos ambientais decorrentes da implantação dos grandes centros urbanos.

Neste aspecto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água nos córregos urbanos do município de Palmas-TO, estabelecendo a base inicial para as ações de monitoramento ambiental (qualidade e quantidade de água) nas microbacias da cidade.

Metodologia

Com o intuito de subsidiar o monitoramento ambiental e produzir informações para o enquadramento de corpos d'água no município de Palmas – TO, buscou-se avaliar os padrões de qualidade e quantidade da água de 8 (oito) córregos urbanos localizados no Planos Diretor do município. Para tanto, foram realizadas coletas e análises laboratoriais dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água e avaliação dos aspectos hidrológicos por meio de medição de vazão para caracterização da disponibilidade hídrica.

Área de estudo

A área de estudo compreende os Córregos Cachimbo, Sussuapara, Brejo Comprido, Prata, Machado, Santa Barbara, Taquarí e Cipó, localizados no Município de Palmas – TO. O clima predominante no Estado do Tocantins é o tropical, sendo definido por apresentar estação chuvosa, durante o verão, nos meses de novembro a abril, e estação seca no período de inverno, nos meses de maio a outubro, com temperaturas médias anuais variando entre 22°C e 27°C e precipitação média anual entre 600 e 2.000 mm (MMA, 2007).

Os córregos urbanos objetos deste estudo estão inseridos na Bacia Hidrográfica do Rio Tocantins, margem direita, conforme mostra a Figura 1.

A Tabela 1 apresenta as características dos corpos hídricos urbanos referentes as suas extensões e respectivas sub-bacias hidrográficas.

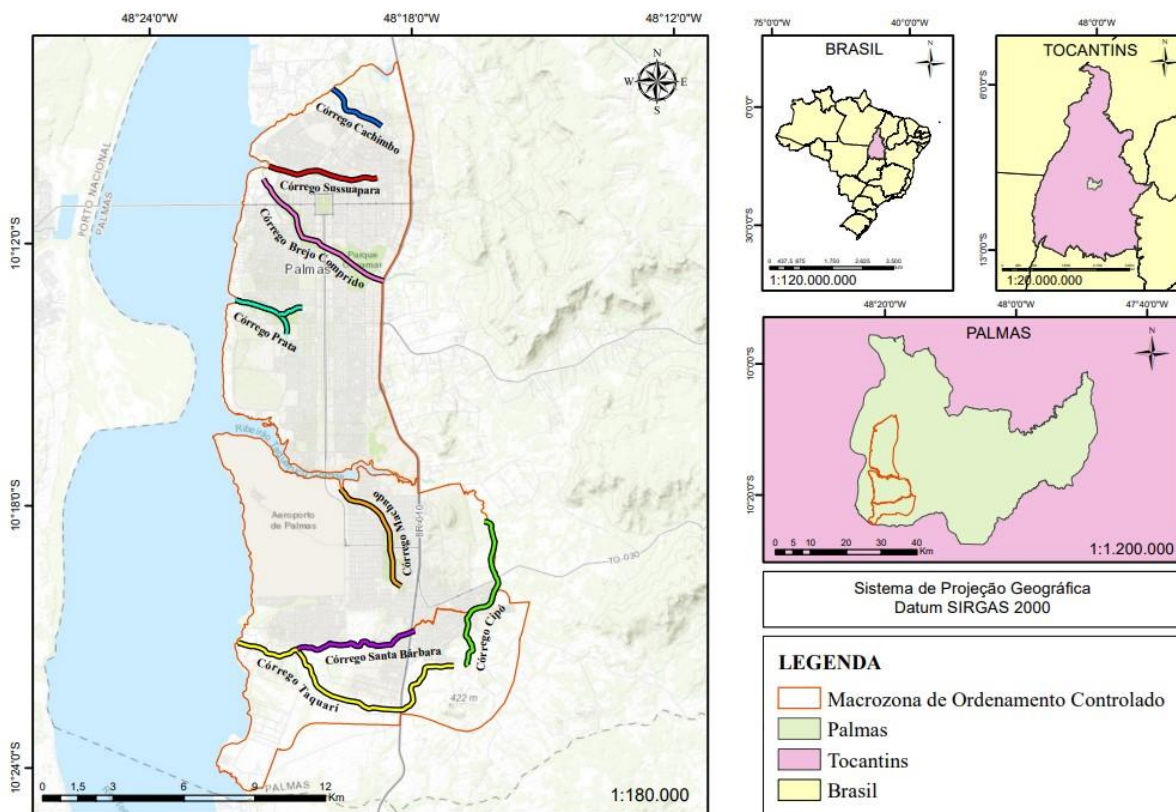


Figura 1. Localização das microbacias hidrográficas de estudo.

Fonte: Autores (2022).

Tabela 1. Características dos corpos hídricos urbanos.

Corpo hídrico	Extensão (m)	Sub-bacia
Córrego Cachimbo	2776	Ribeirão Água Fria
Córrego Sussuapara	4481	Ribeirão Água Fria
Córrego Brejo Comprido	10853	Córrego Brejo Comprido
Córrego do Prata	2828	Córrego do Prata
Córrego Machado	5344	Ribeirão Taquarussu Grande
Córrego Cipó	7525	Ribeirão Taquarussu Grande
Córrego Santa Bárbara	5505	Ribeirão São João
Córrego Taquari	10719	Ribeirão São João

Fonte: Autores (2022)

Para a escolha dos corpos hídricos foram utilizados critérios de inclusão, tendo como fator principal os córregos que têm suas nascentes dentro na macrozona de ordenamento territorial do município de Palmas. Entretanto, o único córrego que não entrou nesse critério foi o Córrego Brejo Comprido, pois sua nascente é situada fora da macrozona, porém, tal inclusão foi efetivada, haja vista a grande importância desse recurso hídrico para a região central do município, no qual oferece serviços recreativos essenciais para qualidade de vida da população.

Os pontos de coleta de água foram determinados de acordo com os fatores antrópicos locais, como exemplo: contribuição de vias urbanas, lançamento de drenagem, pontos de drenagem, lançamento de efluentes e pontes (Figura 2).

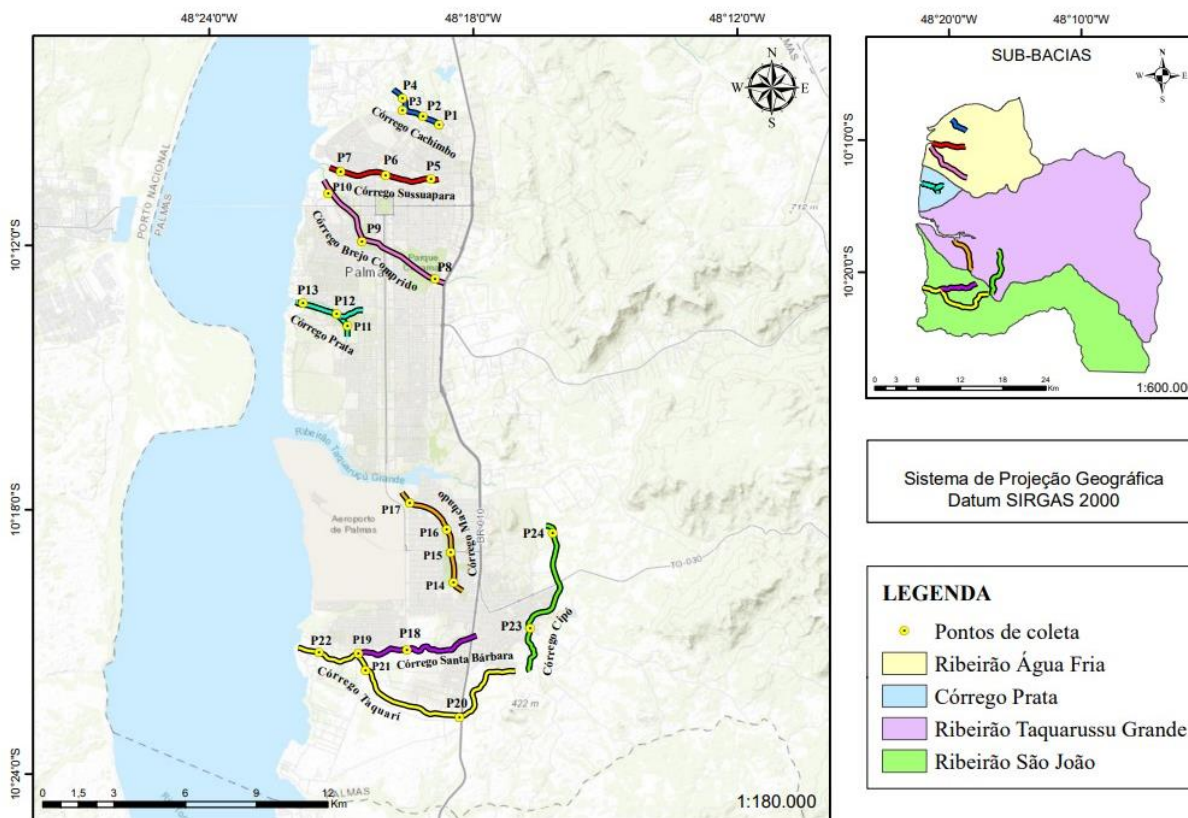


Figura 2. Pontos de coleta de água.

Fonte: Autores (2022)

Análise da qualidade da água

Para os procedimentos do estudo foram analisados os parâmetros físico-químicos e microbiológicos dos córregos urbanos conforme padrões de qualidade aplicáveis a águas doces, estabelecidos na Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005).

Os parâmetros físico-químicos e microbiológicos são indicadores qualidade das águas (Peluso *et al.*, 2021), sendo assim, os resultados possibilitam a avaliação das condições das águas superficiais dos mananciais. As amostras de água foram coletadas em 24 (vinte e quatro) pontos distribuídos pelos oito corpos hídricos. Os parâmetros analisados estão descritos no Quadro 1.

Parâmetros	Unidade	Método de Referência
Temperatura	°C	Medida Direta – APHA (2017)
Condutividade Elétrica	µS/cm	Medida Direta – APHA (2017)
Turbidez	NTU	Medida Direta – APHA (2017)
Sólidos Totais Dissolvidos	PPM	Medida Direta – APHA (2017)
pH	Escala	Medida Direta – APHA (2017)
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/L	Diferenciação – APHA (2017)
Oxigênio Dissolvido	mg/L	Medida Direta – APHA (2017)
Amônia	mg/L	Espectrofotometria – APHA (2017)
Nitrito	mg/L	Espectrofotometria – APHA (2017)
Nitrato	mg/L	Espectrofotometria – APHA (2017)
Fósforo total	mg/L	Espectrofotometria – APHA (2017)
Clorofila - a	µg/L	Espectrofotometria – APHA (2017)
Coliformes totais	NMP/100 mL	Método Cromogênico – APHA (2017)
Escherichia coli	NMP/100 mL	Método Cromogênico – APHA (2017)

Quadro 1. Parâmetros de análise da qualidade da água.

Fonte: Autores (2022)

Os parâmetros coliformes totais, pH, DBO, nitrogênio, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, temperatura, turbidez, sólidos totais dissolvidos e oxigênio dissolvido, foram avaliados a fim de determinar a qualidade da água de um córrego de acordo com o Índice de Qualidade da Água - IQA (Amaral e Saron, 2017). A condutividade elétrica está relacionada à quantidade de sais e íons dissolvidos na água, sendo um indicador de contaminação por despejos de efluentes industriais e domésticos (Bollmann *et al.*, 2006). A temperatura da água é um dos parâmetros que pode ser alterada por fatores como despejo de esgoto, latitude, altitude, período sazonal, fluxo de vazão e profundidade de um corpo hídrico (Mandarić *et al.*, 2018). Segundo Peluso *et al.* (2021) o pH é dado pela atividade do íon hidrogênio (H⁺), sua escala indica se o meio é ácido, básico ou neutro.

Análises in situ e ex situ

A primeira campanha de análise de qualidade da água foi executada no mês de abril de 2021, sendo esta época caracterizada pelo período chuvoso, já a segunda campanha foi realizada no mês de outubro de 2021, ou seja, no período de estiagem.

As análises de qualidade da água foram realizadas no Laboratório de Pesquisa em Ensino de Química e Tecnologias Educativas – LAPEQ da Universidade Federal do Tocantins - UFT. Alguns parâmetros foram avaliados *in situ* devido à suscetibilidade a alterações, já outros parâmetros foram avaliados no laboratório.

Aspectos Hidrológicos dos Córregos Urbanos

As medições de vazões (Figura 3) foram realizadas na foz de cada córrego, devido a maior concentração do fluxo hidrográfico nestas zonas, em duas campanhas, nos meses de abril e outubro de 2021. Foi utilizado o Equipamento FlowTracker serial P5001/ CPU Firmware Version 3.9 software version 2.30/Mounting Corretion 0.0%, para a medição da vazão dos Córregos: Cachimbo, Sussuapara, Brejo Comprido, Machado, Santa Barbara, Taquarí e Cipó. Conforme especificações técnicas do equipamento, o mesmo é indicado para medição de vazão com a até 1 m de profundidade, fluxo linear homogêneo e de pouca turbulência. Já a medição da vazão do Córrego do Prata foi realizada com o Equipamento SonTek RiverSurveyor® S5 and M9 (U.S) (Patent 8, 125, 849). De acordo com especificações técnicas do equipamento, o mesmo é ideal para medição de corpos hídricos com profundidade acima de 1 m, sendo uma característica identificada preliminarmente no Córrego do Prata em ambas as estações. Os equipamentos foram disponibilizados pela Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH) do Estado do Tocantins.



a) Flowtracker serial P5001



b) Sontek riversurveyor M9

Figura 3. Medições de Vazão nos Córregos Urbanos do Município de Palmas.

Fuente: Autores (2022)

Resultados e discussões

Análise da qualidade da água

A Tabela 2 mostra os resultados das análises realizadas no Córrego Cachimbo, localizado na região norte do Plano Diretor de Palmas - TO em dois períodos climáticos, período chuvoso (C) e período de seca (S). A área apresenta no seu entorno parte da expansão da cidade com ocupação urbana sem planejamento de uso e ocupação do solo, além de pequenas chácaras. Os resultados mostram que os parâmetros de turbidez, sólidos totais dissolvidos, demanda bioquímica de oxigênio, nitrito, nitrato e clorofila-a mantiveram-se dentro dos padrões estipulados para Classe 2, conforme Resolução CONAMA nº 357/2005.

No período de seca (S) foi observado que o oxigênio dissolvido (OD) encontrava-se abaixo dos parâmetros preconizados pela Resolução CONAMA 357/2005 nos pontos P2, P3 e P4. O oxigênio dissolvido é fundamental para os seres aquáticos. Os valores de OD inferiores à saturação indicam presença de matéria orgânica em excesso para os níveis de Classe 2. Nos locais foram observados pontos de lançamentos de efluentes domésticos das habitações do entorno da microbacia bacia hidrográfica. Quanto ao pH, verificaram-se valores levemente inferiores ao preconizado para corpos d'água de Classe 2 no período chuvoso.

Além dos parâmetros físico-químicos, notou-se a ocorrência de coliformes totais superiores ao preconizado pela legislação nos pontos amostradas, a exceção do ponto P1 (S). As bactérias patogênicas são organismos protistas unicelulares comumente associadas à presença de esgoto doméstico e que podem ser responsáveis por doenças diarreicas.

Tabela 2. Qualidade da água do Córrego Cachimbo.

Parâmetro	Unidades	P1		P2		P3		P4	
		C	S	C	S	C	S	C	S
Temperatura	°C	26.82	S/a	27.68	29.3	28.99	29.2	28.44	28.1
Condutividade	µS/cm	56	S/a	59	43.7	47	34.4	68	51.2
Turbidez	NTU	11.1	S/a	3.8	8.82	19.1	63.4	8.1	28.9
STD	PPM mg/L	37	S/a	38	21.9	31	17.2	44	25.6
pH	(-)	6.03	S/a	5.35	6.54	5.68	6.18	5.52	6.18
DBO	mg/L	0.55	S/a	1.31	1.64	2.12	2.21	2.91	3.46
OD	mg/L	7.72	S/a	5.41	4.99	7.34	4.48	7.54	4.34
Amônia	mg/L	0.05	S/a	0.07	0.04	0.17	0.33	0.12	0.14
Nitrito	mg/L	0.007	S/a	0.008	0.005	0.007	0.004	0.007	0.006
Nitrato	mg/L	1.2	S/a	1.8	1.6	1.6	0.9	2.4	2.3
Fósforo total	mg/L	0.06	S/a	0.05	0.04	0.08	0.09	0.06	0.03
Clorofila-a	µg/L	0.29	S/a	0.22	<0.002	0.8	0.01	0.63	<0.002
Coliformes totais	NMP/100 mL	2419.6	S/a	1299.7	>2419.6	>2419.6	>2419.6	>2419.6	>2419.6
Escherichia coli	NMP/100 mL	304.4	S/a	111.2	1413.6	378.4	344.8	365.4	235.9

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; OD: Oxigênio Dissolvido; C: período chuvoso; S: período de seca; S/a: sem água.

Fonte: Autores, 2022.

O Córrego Sussuapara também se localiza na região norte de Palmas, entretanto tem sua nascente e foz totalmente dentro da área urbana. A área conta com a estrutura de um parque para atividades de recreação e lazer. A Tabela 3 apresenta os resultados da análise da qualidade água e nota-se que os parâmetros de turbidez, sólidos totais dissolvidos, DBO, oxigênio dissolvido, nitrito, nitrato e clorofila-a mantiveram-se dentro dos padrões permitidos e estipulados na Resolução CONAMA 357/2005 durante os dois períodos climáticos, para a Classe 2. Entretanto, o pH, que indica o nível de acidez, apresentou-se superior ao preconizado pela norma no período chuvoso nos pontos P5, P6 e P7. Além disso, o fósforo total apresentou-se superior a legislação nos pontos P5 e P6. O aporte de fósforo no ambiente aquático pode desencadear o crescimento desordenado de microalgas o que pode indicar processo de eutrofização. Na microbacia do Córrego Sussuapara foram localizados três pontos de lançamentos de rede de águas pluviais e vários pontos de lançamentos clandestinos de efluentes domésticos o que pode explicar a alteração no parâmetro Coliformes totais e Escherichia coli.

Tabela 3. Qualidade da água do Córrego Sussuapara.

Parâmetro	Unidades	P5		P6		P7	
		C	S	C	S	C	S
Temperatura	°C	27.63	S/a	27.79	27.7	28.46	26.4
Condutividade	µS/cm	104	S/a	26	20.11	27	23.64
Turbidez	NTU	1.7	S/a	0.4	3.19	1.6	6.74
STD	PPM mg/L	67	S/a	17	10.05	0.018	11.8
pH	(-)	5.61	S/a	5.66	6.33	5.86	6.69
DBO	mg/L	2.3	S/a	0.35	1.01	1.67	0.96
OD	mg/L	6.67	S/a	6.74	5.7	7.58	5.55
Amônia	mg/L	0.11	S/a	0.04	0.04	<0.02	0.2
Nitrito	mg/L	0.007	S/a	0.006	0.004	0.06	0.006
Nitrato	mg/L	0.5	S/a	0.7	0.7	0.9	0.8
Fósforo total	mg/L	0.15	S/a	0.14	0.07	0.06	0.1
Clorofila-a	µg/L	0.36	S/a	0.55	<0.002	0.25	<0.002
Coliformes totais	NMP/100 mL	>2419.6	S/a	>2419.6	>2419.6	>2419.6	125.9
Escherichia coli	NMP/100 mL	1553.1	S/a	64.4	178.9	613.1	56.7

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; OD: Oxigênio Dissolvido; C: período chuvoso; S: período de seca; S/a: sem água.

Fonte: Autores, 2022.

No caso do Córrego Brejo Cumprido, localizado na região central do Plano Diretor de Palmas-TO, foram realizadas coletas de amostras de águas somente na parte contida dentro da área urbana. A área acomoda um importante parque de lazer e recreação contando com um lago que funciona também como bacia de contenção e sedimentação da rede de águas pluviais. Assim, na Tabela 4 é possível observar os indicadores de qualidade da água associados às atividades de uso e ocupação do solo em seu entorno. Os resultados, quando comparados com a legislação,

mostram-se alterados para os parâmetros pH nos pontos P8, local acima da barragem do Lago do Parque Cesamar, nos dois períodos observados, e nos pontos P9 e P10, apenas no período de chuvoso. O oxigênio dissolvido também apresentou alteração nos períodos de estiagem nos três pontos. Além disso, observou-se presença de coliformes totais nos três pontos na estação chuvosa. Alterações no fósforo total também foram verificadas nos pontos P9 e P10 no período de estiagem. Nesse sentido, se verifica que as alterações nos parâmetros de qualidade da água estão relacionadas com os vários pontos de lançamentos de efluentes domésticos, embora a área conte com rede de esgoto e de águas pluviais ao longo de todo o trajeto do corpo d'água no perímetro urbano, além de contribuições à montante do Lago provenientes da área rural desassistida com a rede coletora de esgotamento sanitário.

Tabela 4. Qualidade da água do Córrego Brejo Comprido (área urbana).

Parâmetro	Unidades	P8		P9		P10	
		C	S	C	S	C	S
Temperatura	°C	26.76	27.9	28.18	27.7	28.53	28.9
Condutividade	µS/cm	25	14.11	28	20.55	30	28.24
Turbidez	NTU	6.2	13.7	92	32.7	7.7	23.1
STD	PPM mg/L	0.016	7.02	0.018	10.26	20	14.12
pH	(-)	5.58	5.83	5.47	6.13	5.57	6.43
DBO	mg/L	1.5	0.73	1.64	0.57	0.33	0.48
OD	mg/L	8	3.15	7.54	3.65	5.73	4.5
Amônia	mg/L	0.13	0.09	0.16	1.73	0.16	0.13
Nitrito	mg/L	0.007	0.003	0.008	0.002	0.007	0.004
Nitrato	mg/L	0.6	0.4	0.8	0.5	0.9	0.5
Fósforo total	mg/L	0.09	0.09	0.08	0.28	0.09	0.65
Clorofila-a	µg/L	0.42	<0.002	0.65	1.18	0.36	<0.002
Coliformes totais	NMP/100 mL	>2419.6	103.5	>2419.6	135.3	>2419.6	47.1
Escherichia coli	NMP/100 mL	517.2	60.5	686.7	49.6	579.4	36.9

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; OD: Oxigênio Dissolvido; C: período chuvoso; S: período de seca; S/a: sem água.

Fonte: Autores, 2022.

A Tabela 5 apresenta os resultados analíticos de qualidade da água no Córrego do Prata. Este Córrego tem sua microbacia inserida totalmente na área urbana onde, anteriormente, existia uma estação de tratamento de esgoto. Os resultados demonstram alterações no pH nos pontos P11 e P12 nos dois períodos observados, a exceção do ponto P13 no período de estiagem, confirmando condições ácidas de qualidade da água. Para o OD foi verificou-se que, no período de estiagem, os resultados se apresentam abaixo dos níveis estabelecidos pela norma e que estas condições são desfavoráveis para o desenvolvimento de peixes, por exemplo. Além disso, foi observado alterações nos valores de fósforo total apenas nos pontos P11 e P13 no período chuvoso. O parâmetro coliforme total apresentou-se acima dos níveis preconizados pela Resolução CONAMA

nº 357/2005 nos três pontos, nas duas estações do ano. O parâmetro *Escherichia coli* apresentou resultado acima da norma no ponto P13, tanto no período chuvoso quanto no período de estiagem. O Córrego do Prata recebe lançamentos de vários pontos da rede de drenagem de águas pluviais, associados aos lançamentos de efluentes domésticos o que interfere na qualidade da água do corpo hídrico sobretudo no período de estiagem. Os demais parâmetros mantiveram-se dentro dos valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 em ambas as estações.

Tabela 5. Qualidade da água do Córrego do Prata.

Parâmetro	Unidades	P11		P12		P13	
		C	S	C	S	C	S
Temperatura	°C	29.61	31.1	28.85	28.9	27.23	28.3
Condutividade	µS/cm	15	10.06	45	36.1	24	37.9
Turbidez	NTU	3.8	5.63	2.1	2.57	9.9	10.9
STD	PPM mg/L	10	4.82	29	18	15	19
pH	(-)	4.51	5.03	4.79	5.56	4.88	6.32
DBO	mg/L	1.02	0.51	0.99	0.4	1.04	0.24
OD	mg/L	6.98	2.95	7.24	1.03	6.62	2.78
Amônia	mg/L	<0.02	0.03	0.11	0.05	0.11	0.04
Nitrito	mg/L	0.007	0.006	0.006	0.006	0.005	0.003
Nitrato	mg/L	0.11	0.4	0.08	0.9	1	0.4
Fósforo total	mg/L	0.11	0.04	0.08	0.04	0.08	0.11
Clorofila-a	µg/L	0.28	<0.002	0.26	<0.002	0.08	0.2
Coliformes totais	NMP/100 mL	1553.1	1553.1	>2419.6	>2419.6	>2419.6	>2419.6
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100 mL	140.3	52	436	436	1203.3	1413.6

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; OD: Oxigênio Dissolvido; C: período chuvoso; S: período de seca; S/a: sem água.

Fonte: Autores, 2022.

O Córrego Machado está localizado em uma região com alta taxa de uso e ocupação do solo, o que aumenta o nível de pressão antrópica provocada pelo desmatamento da mata ciliar e a deposição de resíduos sólidos e líquidos nas margens do corpo hídrico. Nesse sentido, a Tabela 6 apresentou as alterações nos parâmetros de qualidade da água: (a) oxigênio dissolvido, nos quatro pontos de coleta, no período de seca, quando há redução vazão; (b) fósforo total, no ponto P14, nas duas estações, e no ponto P16 na estação de seca; (c) Coliformes totais em todos os pontos, nos dois períodos analisados; e (d) *E. coli* no ponto P16, em ambas as estações, e no ponto P17 na estação de estiagem. As alterações na qualidade da água observadas nas análises estão relacionadas a presença de dejetos orgânicos que alteram as condições e padrões de qualidade da água em desconformidade com os requisitos para corpos d'água classe 2.

Os demais parâmetros mantiveram-se dentro dos valores aceitáveis preconizados na Resolução CONAMA 357/2005 em ambos os períodos.

Tabela 6. Qualidade da água do Córrego Machado.

Parâmetro	Unidades	P14		P15		P16		P17	
		C	S	C	S	C	S	C	S
Temperatura	°C	27.1	32.2	25.96	28.8	26.19	28.3	26.66	28.08
Condutividade	µS/cm	97	63.9	100	78.9	91	75.5	88	72.8
Turbidez	NTU	2.4	12.7	3.4	41.9	4.2	30.5	18.6	22.3
STD	PPM	62	31.9	65	39.5	58	37.8	57	36.4
pH	(-)	6.86	6.49	6.82	6.33	6.69	6.52	6.4	6.82
DBO	mg/L	1.21	0.31	2.19	0.82	2.93	1.41	1.87	1.22
OD	mg/L	5.37	4.29	7.88	2.31	7.67	4.46	5.81	4.8
Amônia	mg/L	0.33	0.14	0.43	0.27	0.2	0.1	0.2	0.2
Nitrito	mg/L	0.006	0.009	0.006	0.007	0.006	0.069	0.004	0.0091
Nitrato	mg/L	2.6	1.3	1.7	0.7	1.8	0.9	2.1	0.9
Fósforo total	mg/L	0.12	0.13	0.008	0.03	0.06	0.15	0.08	0.3
Clorofila-a	µg/L	0.05	0.2	0.26	0.39	0.18	<0.002	0.27	<0.002
Coliformes terotolerantes	NMP/100 mL	>2419.6	>2419.6	>2419.6	1413.6	>2419.6	>2419.6	>2419.6	>2419.6
Escherichia coli	NMP/100 mL	218.7	131.7	344.8	185	1046.2	686.7	>2419.6	1119.9

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; OD: Oxigênio Dissolvido; C: período chuvoso; S: período de seca; S/a: sem água.

Fonte: Autores, 2022.

O Córrego Santa Bárbara, afluente do Córrego Taquarí pela margem direita, está localizado na região de expansão urbana do município de Palmas-TO com alta concentração de uso e ocupação do solo próximo à sua cabeceira. A Tabela 7 mostra os resultados das análises de água do Córrego onde foram observados a desconformidade com a Resolução CONAMA nº 357/2005 nos parâmetros: (a) pH e DBO no ponto P19, próximo a sua foz, na estação de seca; (b) fósforo total nos pontos P18 e P19 no período de estiagem; e (c) Coliformes totais nos pontos P18 e P19, nas duas estações. As alterações na qualidade da água estão relacionadas aos lançamentos de água da rede de drenagem urbana na área de cabeceira e anterior a sua foz. Os valores de coliformes totais indicam a presença de lançamentos de esgotos domésticos juntamente com a rede de drenagem.

A Tabela 8 representa os resultados das análises de qualidade da água realizadas no Córrego Taquarí. Os resultados demonstram que os parâmetros mantiveram-se dentro dos valores determinados na Resolução CONAMA 357/2005 em todos os períodos, com exceção dos parâmetros de DBO, OD e pH para o ponto P21. Neste ponto está localizado a foz do Córrego Santa Bárbara e, provavelmente, é responsável pelo aporte de nutrientes carreados pela rede de drenagem. O parâmetro coliforme total apresentou-se acima dos valores estabelecidos pela norma em todos os pontos nas duas estações do ano indicando presença de desejos orgânicos provenientes do lançamento de esgoto doméstico.

Tabela 7. Qualidade da água do Córrego Santa Barbara.

Parâmetro	Unidades	P18		P19	
		C	S	C	S
Temperatura	°C	26.76	29.1	26.81	29.2
Condutividade	µS/cm	111	77.6	81	22.06
Turbidez	NTU	2.9	17.4	3.6	8.15
STD	PPM mg/L	72	38.8	53	11.02
pH	(-)	6.91	6.65	6.88	5.76
DBO	mg/L	0.41	1.65	1.94	5.76
OD	mg/L	5.21	3.18	6.02	3.03
Amônia	mg/L	0.21	0.12	0.22	0.09
Nitrito	mg/L	0.006	0.004	<0.002	0.005
Nitrato	mg/L	2.1	0.6	1.8	1
Fósforo total	mg/L	0.08	0.04	0.09	0.09
Clorofila-a	µg/L	0.26	0.59	0.25	<0.002
Coliformes totais	NMP/100 mL	>2419.6	>2419.6	>2419.6	>2419.6
Escherichia coli	NMP/100 mL	488.4	488.4	435.2	108.1

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; OD: Oxigênio Dissolvido; C: período chuvoso; S: período de seca; S/a: sem água.

Fonte: Autores, 2022.

Tabela 8. Qualidade da água do Córrego Taquarí.

Parâmetro	Unidades	P20		P21		P22	
		C	S	C	S	C	S
Temperatura	°C	27.19	S/A	26.57	28.7	26.74	29.7
Condutividade	µS/cm	30	S/A	20	9.88	48	17.79
Turbidez	NTU	1.4	S/A	4.3	12.3	5	12.5
STD	PPM mg/L	20	S/A	13	4.93	32	8.9
pH	(-)	6.75	S/A	6.65	5.27	6.97	6.12
DBO	mg/L	1.51	S/A	1.34	5.27	2.4	0.23
OD	mg/L	6.19	S/A	7.89	0.49	7.69	3.7
Amônia	mg/L	0.16	S/A	0.16	<0.02	0.15	0.04
Nitrito	mg/L	0.006	S/A	0.003	0.014	0.005	0.004
Nitrato	mg/L	0.8	S/A	0.6	0.4	1.3	0.6
Fósforo total	mg/L	0.08	S/A	0.06	0.03	0.09	0.02
Clorofila-a	µg/L	0.4	S/A	0.21	0.2	0.1	0.002
Coliformes totais	NMP/100 mL	>2419.6	S/A	>2419.6	>2419.6	>2419.6	>2419.6
Escherichia coli	NMP/100 mL	298.7	S/A	325.5	111.2	206.4	686.7

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; OD: Oxigênio Dissolvido; C: período chuvoso; S: período de seca; S/a: sem água.

Fonte: Autores, 2022.

O Córrego Cipó é um dos afluentes pela margem esquerda do Ribeirão Taquaruçu, responsável pelo abastecimento de água no Município de Palmas, e considerado uma das áreas de expansão urbana. A Tabela 9 apresenta os resultados analíticos de qualidade da água realizadas no Córrego onde pode ser observado que, dentre os parâmetros analisados, os níveis de coliformes encontram-se acima dos níveis preconizados pela Resolução CONAMA nº 357/2005 em ambos os períodos observados. Também verificou a presença de E. coli no ponto P24 no período chuvoso. Essas ocorrências indicam presença de dejetos orgânicos oriundos do lançamento de esgotos domésticos. No período chuvoso os parâmetros mantiveram-se dentro dos padrões estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005, com exceção de Escherichia coli no ponto P24. O Córrego Cipó é um corpo d'água intermitente por isso não foi possível realizar coleta de água no período de seca nos pontos P23 e P24.

Tabela 9. Qualidade da água do Córrego Cipó

Parâmetro	Unidades	P23		P24	
		C	S	C	S
Temperatura	°C	27.72	S/A	26.94	S/A
Condutividade	µS/cm	39	S/A	45	S/A
Turbidez	NTU	0.6	S/A	3.9	S/A
STD	PPM mg/L	26	S/A	30	S/A
pH	(-)	6.71	S/A	6.99	S/A
DBO	mg/L	1.61	S/A	1.71	S/A
OD	mg/L	5.22	S/A	7.72	S/A
Amônia	mg/L	0.15	S/A	0.16	S/A
Nitrito	mg/L	0.004	S/A	<0.002	S/A
Nitrato	mg/L	0.8	S/A	0.9	S/A
Fósforo total	mg/L	0.06	S/A	0.08	S/A
Clorofila-a	µg/L	0.13	S/A	0.18	S/A
Coliformes totais	NMP/100 mL	>2419.6	S/A	>2419.6	S/A
Escherichia coli	NMP/100 mL	920.8	S/A	1046.2	S/A

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; OD: Oxigênio Dissolvido; C: período chuvoso; S: período de seca; S/a: sem água.

Fonte: Autores, 2022.

Aspectos hidrológicos

A Tabela 10 mostra os resultados das medições de vazões realizadas durante o período chuvoso e de estiagem. Os seguimentos demonstram que durante o período chuvoso havia fluxo hidrográfico em todos os pontos de medições de vazões, entretanto, no período de estiagem houve redução significativa dos volumes hidrológicos sobretudo no Córrego Cipó. Segundo relatos dos moradores locais há mais de 20 anos o córrego seca completamente nesse período. Esses aspectos caracterizam o curso d'água como intermitente, ou seja, apresenta fluxo de água apenas no período chuvoso.

Tabela 10. Medição de vazões (Q).

Corpo hídrico	Período Chuvoso (m ³ /s)	Período de Seca (m ³ /s)
Córrego Cachimbo	0.1392	0.0200
Córrego Sussuapara	0.1854	0.0353
Córrego Brejo Comprido	0.7065	0.1194
Córrego do Prata	0.2770	0.0880
Córrego Machado	0.2211	0.0435
Córrego Santa Barbara	0.1857	0.0145
Córrego Taquarí	0.2169	0.0001
Córrego Cipó	0.5286	S/F

S/F: sem fluxo.

Fonte: Autores (2022)

A tendência de redução das vazões dos corpos hídricos pode estar correlacionada, em partes, pela redução do regime chuvoso. Entretanto, existe a possibilidade de que as vazões mínimas dos corpos hídricos correntes reflitam as condições de recarga dos aquíferos durante o período de estiagem, desta forma, o regime de chuvas, as condições de infiltrabilidade, o uso e ocupação do solo e as características fisiológicas da cobertura vegetal, influenciam diretamente nos aspectos hidrológicos dos corpos d'água (Santos *et al.*, 2010).

Conclusões

Os resultados laboratoriais foram capazes de fornecer indicadores importantes de qualidade da água dos corpos hídricos inseridos na macrozona de ordenamento controlado do município de Palmas-TO. Com base nos resultados, os córregos urbanos possuem concentrações de *Escherichia coli* e coliformes totais acima dos limites permitidos para corpos d'água Classe 2, conforme estabelece a Resolução CONAMA 357/05.

Os resultados do monitoramento dos aspectos hidrológicos mostram que a variação sazonal exerce grande influência no fluxo de água dos corpos hídricos durante o período de estiagem. No entanto, além das variações climáticas, o uso e ocupação do solo impacta no ciclo hidrológico e na qualidade da água, pois o escoamento superficial, evapotranspiração, infiltração, propagação de sedimentos, recarga, drenagem e descarga de esgoto são condições que alcançam e intervêm nas bacias hidrográficas. Os efeitos combinados da poluição urbana e do desempenho hidrológico, demonstram que os serviços dos ecossistemas aquáticos, como absorção de nutrientes ou decomposição de matéria orgânica, são prejudicados pelas entradas de efluentes, especialmente no caso de esgoto não tratado, levando ao empobrecimento da biota dentro desses ecossistemas, por fim, constata-se que o estresse hidrológico aumenta o impacto da poluição urbana. As variações hidrológicas desencadeiam efeitos na estrutura e funcionamento

dos sistemas fluviais, na diminuição do fluxo, no aumento à exposição dos raios ultravioleta, na variação da temperatura da água elevando a concentrações de nutrientes, poluentes e disseminando espécies não nativas, com efeitos em cascata sobre a biodiversidade aquática, terrestre e no funcionamento do ecossistema.

O presente estudo demonstrou que as ações antrópicas decorrentes a implantação dos grandes centros urbanos é o principal impulsionador da ameaça sobre os serviços ambientais oferecidos pelas bacias hidrográficas existentes nessas áreas. As funções ecossistêmicas e seus benefícios podem ser comprometidas se os recursos naturais forem continuamente alterados por atividades humanas, tais como, industrialização, crescimento populacional e falta de planejamento urbano, uma vez que o crescimento das cidades aumenta a demanda por recursos hídricos.

Nesse contexto, propõe-se a implantação de um programa de monitoramento da qualidade da água nos córregos urbanos do município de Palmas-TO, estabelecendo bases para tomada de decisão e proposição de medidas de prevenção e correção da degradação ambiental nas bacias hidrográficas urbanas da região contribuindo para a melhoria da qualidade ambiental.

Referências bibliográficas

- Amaral, C.L.C., Saron, A. (2017). Aprendizagem de índice de qualidade da água a partir da aplicação de uma unidade de ensino potencialmente significativa. *EOL* 87–101. Acesso em 16 de agosto de 2020, disponível em: <https://doi.org/10.36556/eol.vi25.278>
- Bollmann, H.A., Marques, D.M.L. da M. (2006). Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária. *Doutorado em Engenharia Ambiental (Imperial College)*. 11, 343–352. Acesso em 16 de agosto de 2020, disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000400007>
- Wang, R., Kim, J., Li, M. (2021). Predicting stream water quality under different urban development pattern scenarios with an interpretable machine learning approach, *Science of the Total Environment*, 761, 144057. Acesso em 20 de outubro de 2021, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144057>
- Brasil (1997) Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 *Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989*. Brasília, Brasil, D.O.U de 09/01/1997, 470 pp. Acesso em: 05 de junho de 2020. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução nº 357 (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*. Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília - DF, 17 de março de 2005.. Acesso em 06 de outubro de 20, disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>
- Liquete, C., Maes, J., Notte, A.L., Bidoglio, G. (2011). Securing water as a resource for society: an ecosystem services perspective, *Ecohydrology & Hydrobiology*, 11(3-4), 247-259. Acesso em 15 de julho de 2020, disponível em: <https://doi.org/10.2478/v10104-011-0044-1>

- Khan, I., Lei, H., Muhammad, I., Zhao, M. (2021). Do residential localities matter? Revisiting preference heterogeneity and ranking of ecological attributes of an inland river basin. *Science of The Total Environment*, **763**, 142970. Acesso em 22 de janeiro de 2022, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142970>
- MMA, Ministério do Meio Ambiente (2007) Biodiversidade do Cerrado e Pantanal: áreas e ações prioritárias para conservação. Acesso em 16 de ago. de 2020, disponível em: <http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/5127>
- Mandaric, L., Mor, J.-R., Sabater, S., Petrovic, M. (2018). Impact of urban chemical pollution on water quality in small, rural and effluent-dominated Mediterranean streams and rivers. *Science of The Total Environment*, **613–614**, 763–772. Acesso em 16 de agosto de 2020, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.128>
- Pereda, O., Schiller, D.V., García-Baquero, G., Mor, J.R., Acuña, V., Sabater, S., Elozegi, A. (2021). Combined effects of urban pollution and hydrological stress on ecosystem functions of Mediterranean streams, *Science of The Total Environment*, **753**, 141971. Acesso em 12 de fevereiro de 2022, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141971>
- Peluso, J., Pérez Coll, C.S., Aronzon, C.M. (2021). In situ exposure of amphibian larvae (*Rhinella fernandezae*) to assess water quality by means of oxidative stress biomarkers in water bodies with different anthropic influences. *Chemosphere*, **271**, 129598. Acesso em 12 de fevereiro de 2022, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129598>
- Peluso, J., Pérez Coll, C.S., Cristos, D., Rojas, D.E., Aronzon, C.M. (2021). Comprehensive assessment of water quality through different approaches: Physicochemical and ecotoxicological parameters. *Science of The Total Environment*, **800**, 149510. Acesso em 16 de janeiro de 2022, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149510>
- Ranta, E., Vidal-Abarca, M.R., Calapez, A.R., Feio, M.J. (2021). Urban stream assessment system (UsAs): An integrative tool to assess biodiversity, ecosystem functions and services, *Ecological Indicators*, **121**, 106980. Acesso em 12 de fevereiro de 2022, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106980>
- Risal, A., Parajuli, P.B., Dash, P., Ouyang, Y., Linhoss, A. (2020). Sensitivity of hydrology and water quality to variation in land use and land cover data, *Agricultural Water Management*, **241**, 106366. Acesso em 10 de setembro de 2021, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106366>
- Santos, E.H.M., Griebeler, N.P., Oliveira, L.F.C. (2010). Relação entre uso do solo e comportamento hidrológico na Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite, *Rev. bras. eng. agríc. Ambiente*, **14**, 826–834. Acesso em 23 de setembro de 2020, disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000800006>
- Uprety, M., Ochoa-Tocachi, B.F., Paul, J.D., Regmi, S., Buytaert, W. (2019). Improving water resources management using participatory monitoring in a remote mountainous region of Nepal, *Journal of Hydrology: Regional Studies*, **23**, 100604. Acesso em 15 de julho de 2020, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100604>
- Wang, R., Kim, J., Li, M. (2021). Predicting stream water quality under different urban development pattern scenarios with an interpretable machine learning approach, *Science of the Total Environment*, **761**, 144057. Acesso em 20 de outubro de 2021, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144057>

REVISTA AIDIS

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

PREPARAÇÃO DE CARVÃO ATIVADO A PARTIR DA PIRÓLISE DE VAGENS DE FLAMBOYANT (*Delonix regia*)

*Marcelo Mendes Pedroza¹
Alexandre Cotrin da Silva²
Pedro Alexandre Pinto Cerqueira Barros¹
Cláudia da Silva Aguiar Rezende¹
Ranyere do Nascimento Lôbo¹
Matheus Gomes Arruda¹

PREPARATION OF ACTIVATED CARBON FROM PYROLYSIS OF FLAMBOYANT PODS (*Delonix regia*)

Recibido el 21 de agosto de 2022. Aceptado el 25 de enero de 2023

Abstract

In recent years a growing problem that has been gaining space is the issue involved with the waste produced by human activities. The amount of solid waste produced and collected daily has taken on worrying proportions, since if not properly disposed of, this waste can cause damage to the environment, and to human beings themselves, being necessary to search for new technologies for the reuse of solid waste. The flamboyant (*Delonix regia*), is an ornamental species widely used for landscaping purposes, due to its beauty. The pruning residues of the flamboyant can be expressive, due to their quantity in several places. This work aimed to use the flamboyant pruning residue in the pyrolysis process for the production of activated carbon. The biomass was characterized through immediate analysis: volatile material (84.56%), ash (3.84%) and fixed carbon (11.57%). The pyrolysis experiments of the residue were carried out in a fixed bed reactor, at two different temperatures (350°C and 550°C) during 30 minutes of thermal degradation, in which an initial residue mass yield of 25.99% was obtained for the pyrolysis at 550° and 35.49% for pyrolysis at 350°C. After the pyrolysis tests, the charcoal samples obtained during the process were collected, stored and characterized by the same analytical techniques used with in Nature biomass, in addition to the methylene blue adsorption test on an orbital shaker table in which multivariable planning was used the delineation of centered faces with 7 types of combinations of mass and dye concentration, where all results had more than 80% efficiency, being the highest of them 85.93%.

Keywords: flamboyant, activated carbon, pyrolysis, pruning residue, solid waste.

¹ Laboratório de Inovação em Aproveitamento de Resíduos e Sustentabilidade Energética (LARSEN) no Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Tocantins (IFTO), Palmas – Tocantins, Brasil.

² Laboratório de Energia Renovável da Universidade Federal do Tocantins (UFT), Palmas – Tocantins, Brasil.

* *Autor correspondente:* Laboratório de Inovação em Aproveitamento de Resíduos e Sustentabilidade Energética (LARSEN) no Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Tocantins (IFTO), Palmas – Tocantins, Brasil. 310 Sul, Av. LO 5, s/n - Plano Diretor Sul, Palmas – TO. CEP: 77021-090.. Email: mendes@ifto.edu.br

Resumo

Nos últimos anos uma crescente problemática que vem ganhando espaço é a questão envolvida com os resíduos produzidos pelas atividades humanas. A quantidade de resíduos sólidos produzidos e coletados diariamente tem tomado proporções preocupantes, visto que se não forem corretamente destinados, esses resíduos podem causar danos ao meio ambiente, e aos próprios seres humanos, sendo necessária a busca por novas tecnologias para reutilização de resíduos sólidos. O flamboyant (*Delonix regia*), é uma espécie ornamental muito utilizada para fins de paisagismo, devido a sua beleza. Os resíduos de poda do flamboyant podem ser expressivos, devido a sua quantidade em diversos locais. Este trabalho teve como objetivo utilizar o resíduo da poda de flamboyant no processo de pirólise para a produção de carvão ativado. A biomassa foi caracterizada através das análises imediatas: material volátil (84.56%), cinzas (3.84%) e carbono fixo (11.57%). Os experimentos de pirólise do resíduo foram realizados em reator de leito fixo, em duas temperaturas diferentes (350 e 550 °C) durante 30 minutos de degradação térmica na qual foram obtidas um rendimento da massa inicial do resíduo de 25.99% para a pirólise a 550 °C e de 35.49% para a pirólise a 350°C. Após os ensaios de pirólise, as amostras de carvão obtidas durante o processo foram coletadas, armazenadas e caracterizadas pelas mesmas técnicas analíticas empregadas com a biomassa in natura além do teste de adsorção de azul de metileno em mesa agitadora orbital no qual foi utilizado o planejamento multivariável do delineamento de faces centradas com 7 tipos de combinações de massa e concentração de corante, onde todos os resultados tiveram mais de 80% de eficiência, sendo o maior deles de 85.93%.

Palavras-chave: flamboyant, resíduos de poda, resíduos sólidos, carvão ativado, pirólise.

Introdução

Segundo o Ministério do Meio Ambiente, o Brasil abriga a maior biodiversidade do mundo, contendo cerca de 20% do número total de espécies do planeta. Além de ter tamanha diversidade, durante o período colonial, foram trazidas para o Brasil diversas outras espécies que não eram nativas dessa região como a cana de açúcar da Nova Guiné, o café da Etiópia, arroz das Filipinas, eucaliptos da Austrália, bovinos da Índia, carpas da China dentre outras outras espécies que, facilmente se adaptaram devido ao clima e solo do país (Nabais *et al.*, 2008).

O Flamboyant (*Delonix regia*), é uma árvore ornamental com origem na ilha de Madagascar e que foi levada por todo o mundo devido sua beleza, com copas largas e flores vermelhas como fogo, o que a faz ser utilizada principalmente como elemento de paisagismo em parques, canteiros, bosques, dentre outros. Seu cultivo está presente em quase todo o território nacional, de norte a sul do país (Vargas *et al.*, 2011).

Uma preocupação que vem cada vez mais tomando espaço e ganhando representatividade é a respeito do destino correto a ser dado aos resíduos sólidos gerados pelas atividades humanas. De acordo com Paz *et al.* (2021), a falta de modelos para a gestão de resíduos da arborização urbana está contribuindo para agravar problemas ambientais, sociais e econômicos derivados da disposição inadequada desses materiais.

De acordo com o plano estadual de resíduos sólidos do estado do Tocantins (Tocantins, 2017), na capital Palmas, são geradas cerca de 1337.40 toneladas de resíduos de limpeza urbana mensalmente. O que representa 37% do total de resíduos de limpeza urbana gerados em todo o estado. A secretaria de infraestrutura e serviços públicos (SEISP) tem um cronograma mensal de coleta de galhas em Palmas e os trabalhos atendem todas as regiões da capital. As equipes percorrem ruas internas das quadras e avenidas coletando galhas descartadas após a poda de árvores (Pedroza *et al.*, 2021).

No Brasil os resíduos de poda urbana são geralmente depositados em lixões ou aterros, contribuindo assim para a produção de metano e chorume e acelerando o preenchimento das valas e por consequência acelerando o esgotamento das áreas dos aterros. Os lixões podem poluir lençóis freáticos e aquíferos subterrâneos por meio da infiltração no solo. Em se tratando de madeira de poda, a deposição final em aterro sanitário consiste em um desperdício de matéria com potencial energético, esses resíduos podem ser aproveitados como matéria prima para a fabricação de produtos sólidos, geração de energia por meio da fabricação de carvão, entre outros. Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), o Brasil perde cerca de 14 bilhões de reais por ano com a falta de reciclagem de resíduos sólidos (Pedroza *et al.*, 2021).

Uma alternativa viável que vem sendo estudada em diversos segmentos é a utilização de biomassa para a produção de adsorventes de baixo custo ou biossorventes. De acordo com Pedroza *et al.* (2014), a biomassa é todo material de caráter orgânico no qual através de fotossíntese, pode armazenar energia radiante do sol dentro sua composição química, podendo ser convertida em outras formas de energia. Segundo Bridgwater (2012), são dois os principais tipos de tecnologias empregados na conversão de biomassa em energia, os processos termoquímicos e bioquímicos. A pirólise se trata de uma das principais tecnologias termoquímicas para essa conversão, na qual produtos como bio-óleo, carvão ativado e biogás são gerados.

Processos e métodos de tratamento como coagulação, floculação, biodegradação, separações de membrana, troca iônica, oxidação, processo de oxidação avançado e adsorção são usados para remover vários tipos de poluentes. Esses métodos têm algumas desvantagens, como elevada produção de lodo, processos lentos, capacidade limitada, grande consumo de energia, e podem requerer um ambiente favorável ideal.

Adsorção, usando principalmente carvão ativado, é um método simples e economicamente viável de remoção de poluentes. Algumas de suas vantagens em relação aos outros métodos convencionais de tratamento incluem, a necessidade de uma área menor, menor sensibilidade a variações diurnas, e um design melhor ou flexibilidade operacional (Paz *et al.*, 2021; Marin *et al.*, 2014; Wu *et al.*, 2005).

O carvão ativado se tornou um dos mais importantes e amplamente usados adsorventes devido a sua porosidade interna altamente desenvolvida e grande área superficial, permitindo assim sua alta capacidade de adsorção. A demanda de carvão ativado tem crescido em vários tipos de indústrias, como a farmacêutica por exemplo, fazendo assim com que a demanda por carvão ativado cresça cada vez mais (Pedroza *et al.*, 2014).

Este trabalho consiste em avaliar a aplicabilidade da espécie de poda de árvore, Flamboyant (*Delonix regia*), para a produção de carvão ativado através do processo de pirólise, visando a sua utilização industrial.

Metodologia

A metodologia a ser usada nessa pesquisa é baseada no diagrama esquemático da Figura 1.

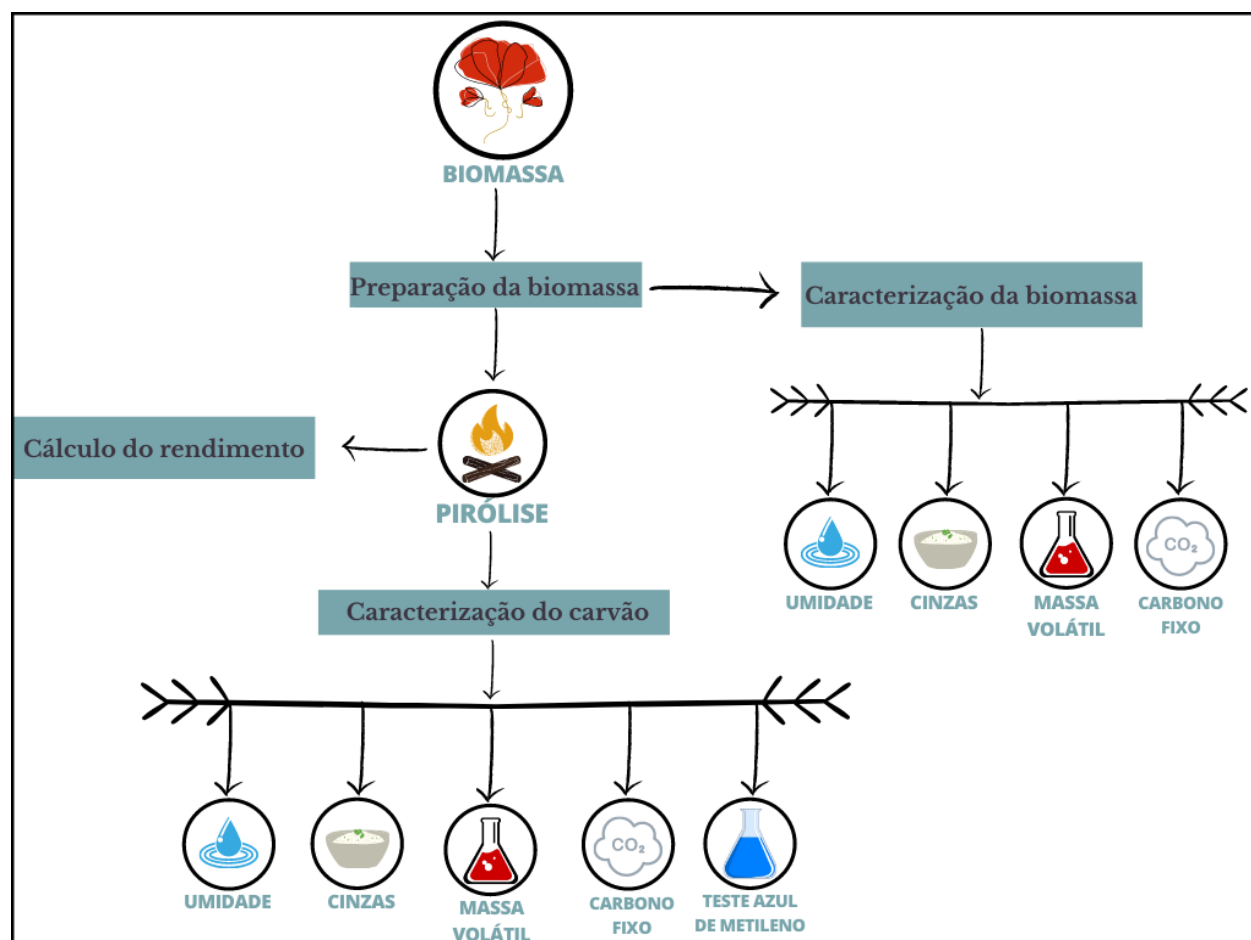


Figura 1. Diagrama dos procedimentos metodológicos abordados nesse trabalho.

Coleta e preparo da amostra

Nessa pesquisa foi usada vagens de Flamboyant (com a retirada da semente). A amostra foi adquirida através de coleta em canteiros da cidade de Palmas-TO, na qual pode-se encontrar exemplares da espécie por diversas partes da cidade. As vagens (Figura 2) foram coletadas nas árvores e seus arredores, após a coleta as mesmas foram levadas para o laboratório de inovação em aproveitamento de resíduos e sustentabilidade energética (LARSEN) do Instituto federal do Tocantins (IFTO), campus Palmas, onde foi realizada a retirada das sementes de dentro das vagens.



Figura 2. Biomassa empregada nos ensaios de pirólise.

Procedimentos analíticos empregados na caracterização do resíduo

A análise imediata (umidade, cinzas, material volátil e carbono fixo) do resíduo foi realizada no laboratório de inovação em aproveitamento de resíduos e sustentabilidade energética do Tocantins (LARSEN) – campus Palmas.

Pirólise do resíduo

A biomassa foi inserida ao reator para cada procedimento de pirólise. A conversão térmica foi efetuada em um reator de leito fixo (Figura 3) de aço inox de 60 cm de comprimento e diâmetro externo de 5.0 cm. O reator foi aquecido por forno bipartido reclinável (marca FLYEVER, modelo FE50RPN e linha 05/50), sendo operado em regime de batelada. O gás inerte de arraste empregado na reação foi o vapor de água aquecido a 133 °C em autoclave com pressão de 2 kgf/cm². Foram efetuados ensaios com duas temperaturas do reator (350 e 550 °C). A vazão de gás inerte foi de 6 mL/min e taxa de aquecimento igual a 20 °C/min. A duração da pirólise para cada experimento foi programada com tempo de 15 min iniciais em temperatura de 150 °C e 30 min para as temperaturas de pirólise. Para fins de balanço de massa, após a reação e o

resfriamento da unidade de pirólise, o material sólido foi recuperado diretamente do reator, pesado e armazenado. Não há relatos na literatura do uso de vapor de água aquecido em processo de pirólise de vagens de Flamboyant em escala de laboratório. Esse tipo de fluido empregado como gás de arraste de vapores do reator tem a finalidade de melhorar as características químicas do carvão obtido no processo, bem como diminuir os custos com o uso de gases inertes comumente empregados (nitrogênio, argônio, hélio).



Figura 3. Reator empregado nos ensaios de pirólise.

Procedimentos analíticos empregados na caracterização do carvão

O carvão obtido no processo foi caracterizado através da análise imediata (material volátil, cinzas e carbono fixo), com a utilização das mesmas metodologias empregadas durante a caracterização do resíduo *in natura*.

Foi realizado o teste de adsorção de azul de metileno com o carvão ativado obtido nessa pesquisa, sendo usada uma mesa agitadora orbital da marca TECNAL modelo TE-141 (Figura 4).



Figura 4. Testes de adsorção.

A análise dos resultados foi obtida com o auxílio do software *Protimiza Experimental Design* no qual foi utilizado o planejamento multivariável do delineamento de faces centradas (DFC) com o efeito de dois fatores, sendo o fator 1 a concentração de azul de metileno e o fator 2 a massa de carvão utilizado. Esse planejamento teve como finalidade observar como as duas variáveis influenciam na adsorção do azul de metileno observando as melhores dosagens aplicadas durante o processo. Não há relatórios anteriores sobre a otimização do processo de adsorção de corante em carvão ativado proveniente da pirólise de vagens de Flamboyant usando a metodologia de superfície de resposta.

Foi utilizado o planejamento experimental do tipo Delineamento de faces centradas (DFC), sem repetições e com 7 tipos de combinações entre os fatores, sem que houvesse perda da qualidade. Os ensaios foram efetuados de acordo com os fatores e níveis expostos na Tabela 1.

Tabela 1. Fatores e níveis utilizados no planejamento experimental.

Fatores	Níveis		
	(-1)	0	(+1)
Concentração de azul de metileno	20 mg/L	60 mg/L	100 mg/L
Massa de carvão	0.5 g	0.75 g	1.0 g

Em seguida foi elaborada a ordem dos experimentos que foram adotados nesta pesquisa, como mostra a Tabela 2.

Tabela 2. Ordem dos experimentos.

Ordem dos experimentos	Fatores	
	Concentração (mg/L)	Massa de carvão (g)
1	20	0.50
2	20	1.00
3	100	0.50
4	100	1.00
5	60	0.75
6	60	0.75
7	60	0.75

Determinados então os ensaios que precisavam ser feitos, foram separados em 7 erlenmeyers diferentes cada uma das soluções, contendo a massa de carvão e o azul de metileno com determinada concentração. Após 30 minutos na mesa agitadora as amostras foram retiradas, filtradas para separar do carvão do líquido. Para medição da absorbância da solução efluente, empregou-se um espectrofotômetro de duplo feixe da marca PERKIN ELMER, modelo LAMBDA 750, em 650 nm. Além disso, foi realizada uma curva de calibração para analisar as soluções com concentrações iguais a: 1, 2, 3, 5, 7 e 10 mg/L. As soluções de concentração menor foram obtidas a partir da diluição da solução inicial de azul de metileno a 100 mg/L.

Resultados e discussão

Essa etapa do trabalho relata os resultados que foram obtidos nos ensaios executados para a caracterização da biomassa e do carvão ativado, de acordo com a metodologia descrita anteriormente. Os ensaios de caracterização da biomassa são o ensaio de umidade, de teor de cinzas, massa volátil e de carbono fixo. Para a caracterização do carvão ativado foram utilizados os mesmos ensaios de caracterização da biomassa, além do teste de adsorção do corante azul de metileno.

Caracterização da biomassa

A Tabela 3 apresenta os resultados dos ensaios realizados para a caracterização da biomassa do resíduo de poda de flamboyant em um comparativo de resultados de outros trabalhos que executaram esses mesmos ensaios com outros tipos de biomassas, mais especificamente, diferentes tipos de madeira. A amostra de biomassa analisada nesta etapa da pesquisa apresentou níveis baixos de umidade, sendo em alguns ensaios a característica anidra do material. A amostra empregada nesta pesquisa passou por secagem em estufa a 60 °C por 24 horas antes das etapas de caracterização e ensaios de pirólise.

Tabela 3. Resultado da análise imediata da biomassa.

Ensaio	Resultados (%)	Resultados comparativos (%)		
		Maia (2020) Casca de castanha de caju	Silva (2021) Castanha do Brasil	Rodrigues (2018) Casca de arroz
Umidade (%)	-	6.10	5.06	6.95
Material Volátil (%)	84.56	75.1	69.21	83.32
Teor de cinzas (%)	3.87	2.00	1.5	9.54
Carbono fixo (%)	11.57	16.80	24.12	1.19

Pode-se dividir a degradação térmica de biomassa em duas etapas, a secagem, etapa onde o material perde a água contida nele, e a devolatilização, que pode ser descrita como a liberação de uma vasta gama de espécies voláteis que emergem em diferentes taxas. A etapa de secagem se apresenta em uma faixa de temperatura que vai até os 150°C, enquanto o estágio de devolatilização se encontra geralmente em um intervalo de 150 a 700°C (Silva, 2021).

Quanto maior o teor de material volátil, maior é a reatividade da ignição, dessa forma o teor de material volátil determina a facilidade com que uma biomassa queima (Maia, 2020; Mullen *et al.*, 2010). Comparando com os valores de material volátil de outras pesquisas, é possível notar que o resultado obtido nos ensaios com o resíduo de poda (84.56%) é um bom valor, sendo um material adequado para o processo de pirólise.

As cinzas são compostas por materiais não orgânicos e geralmente são indesejadas nos processos industriais pois podem diminuir o poder calorífico ocasionando perdas energéticas (Andrade, 2015; Danish *et al.*, 2015). Quando possuem altos teores de cinzas os carvões podem gerar problemas de incrustações, entupimentos e até mesmo corrosão em processos de combustão e pirólise, tendo como resultado um aumento do custo operacional (Silva, 2016; Chen *et al.*, 2014). O baixo teor de cinzas do material estudado (3.87%) demonstra que é um material com um bom potencial para utilização na pirólise e fabricação do carvão ativado.

Um elevado teor de material volátil está diretamente relacionado à facilidade de uma biomassa entrar em combustão em baixas temperaturas, e com estabilidade de chama, sendo que o teor de carbono fixo está diretamente ligado ao material volátil (Meira, 2010; Biswas *et al.*, 2017). O carbono fixo representa a massa restante após a liberação dos compostos voláteis presentes na biomassa, excluindo as cinzas e teores de umidade (Bridgwater, 2012).

O processo de carbonização pode então ser resumido em concentrar carbono e expulsar o oxigênio, obtendo como resultado o aumento do conteúdo energético do produto (Froehlich *et al.*, 2014).

O resultado do carbono fixo para a biomassa de resíduo de poda foi de 11.57%, menor que a maioria dos resultados que foram usados como comparativo. O baixo teor de carbono fixo na biomassa junto com o alto teor de material volátil, significa que esse material tem uma combustão rápida, favorecendo assim o processo de pirólise.

Rendimento de carvão obtido durante a pirólise de biomassa

Os resultados obtidos nos experimentos iniciais de pirólise da biomassa para produção de carvão estão apresentados na Tabela 4. Os dados da pirólise foram processados aplicando o teste- t presumindo variâncias equivalentes no tratamento estudado para que fosse possível verificar se havia diferença entre eles, conforme na Tabela 5.

Tabela 4. Dados de rendimento do carvão obtidos durante o ensaio de pirólise.

Experimentos	Temperaturas	
	550°C	350°C
1	25.86	31.65
2	25.52	38.95
3	26.59	35.86
Desvio padrão	0.44	2.99
Grau de liberdade	4	4

Tabela 5. Análise estatística obtida com o teste-t considerando variância equivalentes para a produção de carvão nos ensaios de pirólise.

Termos estatísticos	Temperatura (°C)	
	550°C	350°C
Média	25.99	35.49
Variância	0.296857702	13.43776385
Observações	3	3
Variância agrupada	6.86731	
Hipótese da diferença de média	0	
Gl	4	
Stat t	-4.439387969	
P(T<=t) uni-caudal	0.00566966	
t crítico uni-caudal	2.131846786	
P(T<=t) bi-caudal	0.01133932	
t crítico bi-caudal	2.776445105	

Fonte: Autor (2021)

De acordo com os dados obtidos nos ensaios e nas análises, como pode ser observado nas Tabelas 4 e 5, existe uma diferença com o nível de confiança de 95% entre as médias de rendimento das duas temperaturas diferentes adotadas (550°C e 350°C). Visto isso, partindo como referência apenas o rendimento do carvão, sem levar em conta suas características químicas, o recomendado seria em se optar pela produção com o reator a temperatura de 350°C, visto que a mesma gera um rendimento maior e tem um gasto energético bem inferior comparado ao processo executado na temperatura de 550°C.

Segundo Pedroza et al (2021), o máximo rendimento de carvão é obtido quando a taxa de aquecimento e a temperatura são baixas, sendo que a devolatilização dos compostos orgânicos sólidos, pode ser o fator que causa a redução no rendimento da fração sólida com o aumento da temperatura. A temperatura final da pirólise desempenha um papel muito importante nas diversas reações químicas envolvidas no processo e também influencia nas características químicas e físicas dos produtos gerados. Para a maioria das biomassas, o aumento da temperatura e do tempo de reação reduz a produção final de bio-óleo e carvão ativado, favorecendo a formação de gases (Siebeneichler *et al.*, 2017; Hossain *et al.*, 2009; Veloso *et al.*, 2022).

Na Tabela 6 estão os resultados obtidos com a pirólise para produção do carvão ativado em reator de leito fixo, além de mostrar resultados de outros trabalhos para um comparativo. Pode se observar que os resultados obtidos na pesquisa com o resíduo de poda estão dentro dos intervalos obtidos em outras pesquisas.

Tabela 6. Comparativo entre os resultados de rendimento do carvão.

Rendimento (%)		Vargas <i>et al.</i> (2011)	Silva (2021)	Nabais <i>et al.</i> (2008)
550°C	350°C	Serragem de Angelim	Castanha do Brasil	Resíduo de indústria de madeira
		Pedra (%)	(%)	(%)
25.99	35.49	22.27 a 29.71	37.65 a 54.08	43.60

Saber o rendimento do material é fundamental, principalmente quando se trata de comercializar o mesmo, pois através do rendimento é possível que se possa calcular quanto da matéria prima seria necessária para produzir uma certa quantidade do carvão ativado. Por exemplo, para que se possa produzir 100Kg de carvão ativado oriundo da pirólise do resíduo estudado nessa pesquisa, seriam necessários aproximadamente 282Kg de biomassa, visto que o rendimento é de 35.49. Com base nos dados levantados por Machado (2019), no qual relata que o custo do carvão

ativado é de R\$ 3.89/Kg, e considerando a situação discutida por ele na qual a empresa BRK ambiental, no ano de 2018, utilizou 10.575Kg de carvão ativado no tratamento de água da ETA 006 em 4 meses, resultando num custo total de R\$ 41.136 podemos levar em consideração que uma grande parte desse valor poderia ser poupado caso houvesse a produção de carvão ativado a partir de biomassa, a qual poderia ser obtida com parcerias com os órgãos que fazem os serviços de poda (como companhias elétricas por exemplo).

Teste de adsorção de azul de metileno em carvão ativado

Nessa etapa foi realizado o ensaio de adsorção do corante azul de metileno. Para o ensaio foi utilizado o carvão ativado obtido no processo de pirólise da vagem de flamboyant. A partir do ensaio avaliou-se a capacidade de adsorção do carvão e a eficiência de remoção do corante. O modelo escolhido para os ensaios de adsorção foi o Delineamento Experimental de Faces Centradas - DFC. A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos no planejamento experimental, sendo a massa de carvão (X1) e a concentração de corante (X2) as variáveis independentes do processo.

Tabela 7. Resultado do teste de adsorção realizado.

Experimento	Massa do carvão (g)	Concentração do corante (mg/L)	Absorbância do filtrado	Eficiência de remoção (%)	Capacidade de adsorção
1	0.5	20	0.62	80.81	0.98
2	1	20	0.45	85.93	0.51
3	0.5	100	2.87	82.51	4.95
4	1	100	2,95	82.03	2.46
5	0.75	60	1.83	81.31	1.95
6	0.75	60	1.70	82.69	1.98
7	0.75	60	1.64	83.3	1.99

A capacidade máxima de adsorção de um carvão diz respeito ao poder de adsorção que um carvão tem em determinadas condições de trabalho, ou seja, refere-se a eficiência do carvão ativado no ensaio realizado. Os dados referentes à obtenção do modelo matemático que relaciona a interação dos fatores X1 e X2 com a variável de resposta (capacidade de adsorção), são dispostos na Tabela 8.

A partir da análise do Diagrama de Pareto (Figura 5), observa-se que ambos os fatores envolvidos no teste de adsorção (X1 e X2) influenciaram de maneira significativa na capacidade máxima de adsorção do carvão em estudo.

Tabela 8. Coeficientes de regressão do planejamento DFC para obtenção do modelo matemático que relaciona X1 e X2 com a capacidade de adsorção do carvão de vagem de flamboyant.

Fatores	Coefficiente de Regressão	Erro padrão	t-calculado	p-valor
Média	2.12	0.07	29.33	0.0001
X1	-0.74	0.10	-7.75	0.0045
X2	1.48	0.10	15.50	0.0006
X1.X2	-0.51	0.10	-5.29	0.0132

Fonte: Autor (2021)

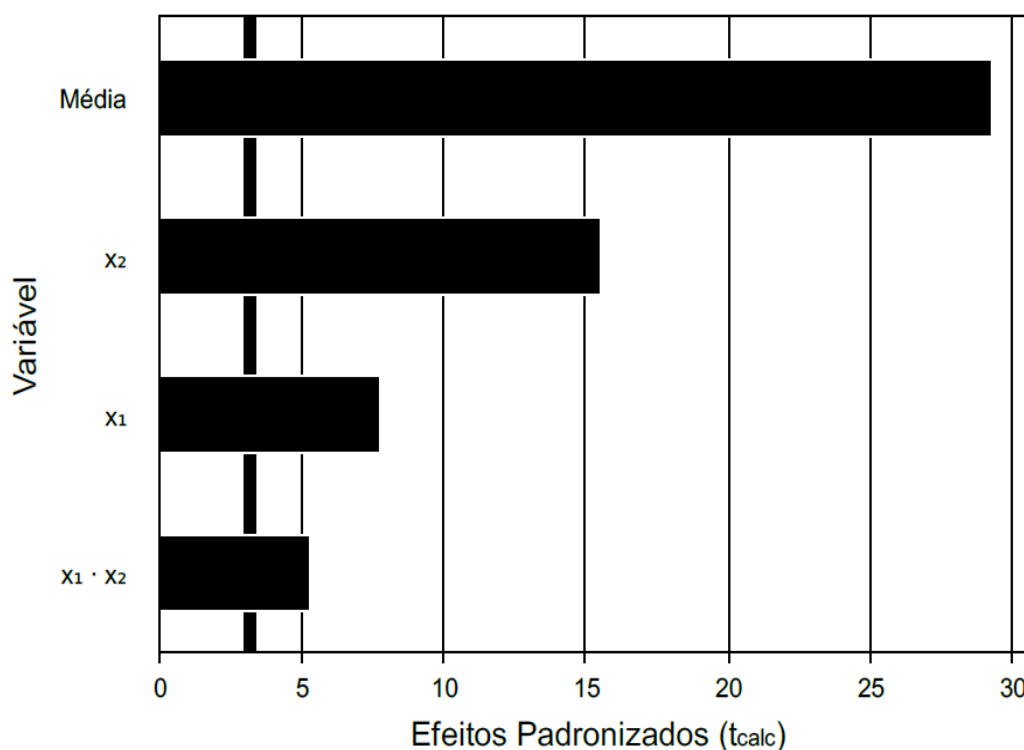


Figura 5. Diagrama de Pareto da capacidade máxima de adsorção (Q) do carvão.

Com os coeficientes da análise de regressão foi possível construir o modelo estatístico que representa a capacidade de adsorção do carvão ativado produzido através da pirólise de vagens de Flamboyant, conforme Equação 1.

$$Q = 2.12 - 0.74X1 + 1.48X2 - 0.51X1.X2$$

Equação (1)

X1 = massa de carvão

X2 = Concentração de azul de metileno

Na Tabela 9 está demonstrada a análise de variância (ANOVA) da capacidade máxima de adsorção (Q) das amostras de carvão ativado de resíduo de poda de flamboyant.

Tabela 9. ANOVA para capacidade máxima de adsorção da absorvância das amostras de carvão ativado na adsorção de azul de metileno.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	F calculado	P valor
Regressão	12	3	4.0	109.4	0.001
Resíduos	0.1	3	0.0		
Falta de ajuste	0.1	1	0.1	250.6	0.003
Erro Puro	0.0	2	0.0		
Total	12.1	6			

$R^2 = 99.09\%$

Os resultados obtidos evidenciam que a ANOVA tem elevada significância sobre a precisão do método. A Figura 6 mostra os valores analisados em comparação aos valores pressupostos para o teste de adsorção do índice de azul de metileno.

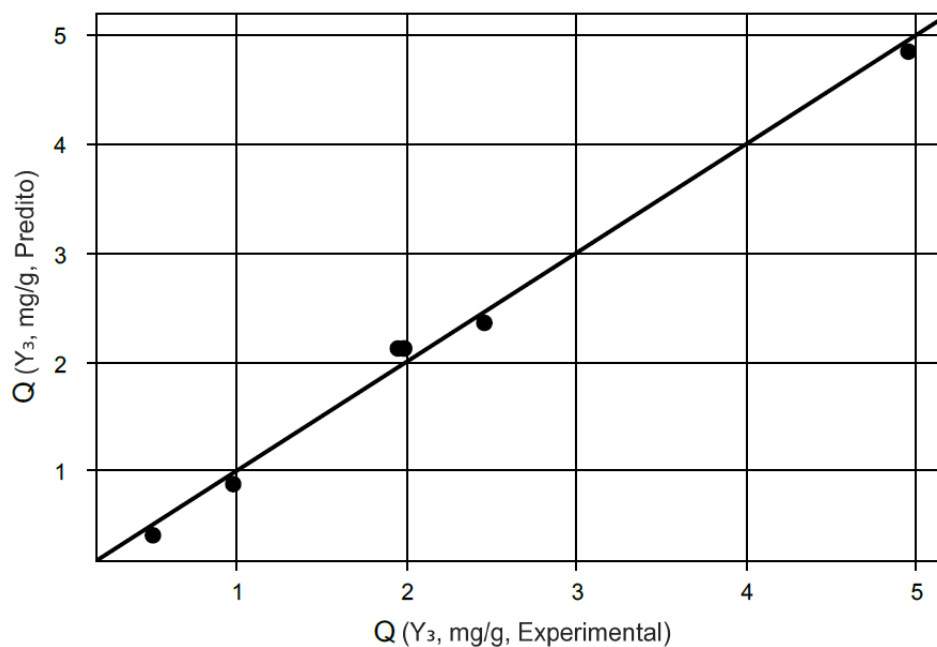


Figura 6. Valores analisados X valores pressupostos da capacidade máxima de adsorção.

O modelo bem ajustado representado pelas proximidades dos pontos a linha central ajustada constata-se que dentro deste intervalo de dados fica condicionado que alterações na variável preditora implica em mudanças na variável resposta. Tal fato também é justificado pelo p-valor baixo presente na análise de regressão.

Na Figura 7 que representa a superfície de resposta, pode-se verificar que a capacidade máxima de adsorção do carvão ativado foi obtida em circunstâncias de baixa quantidade de massa de carvão e alta concentração do corante azul de metileno, conforme ilustra a área em vermelho.

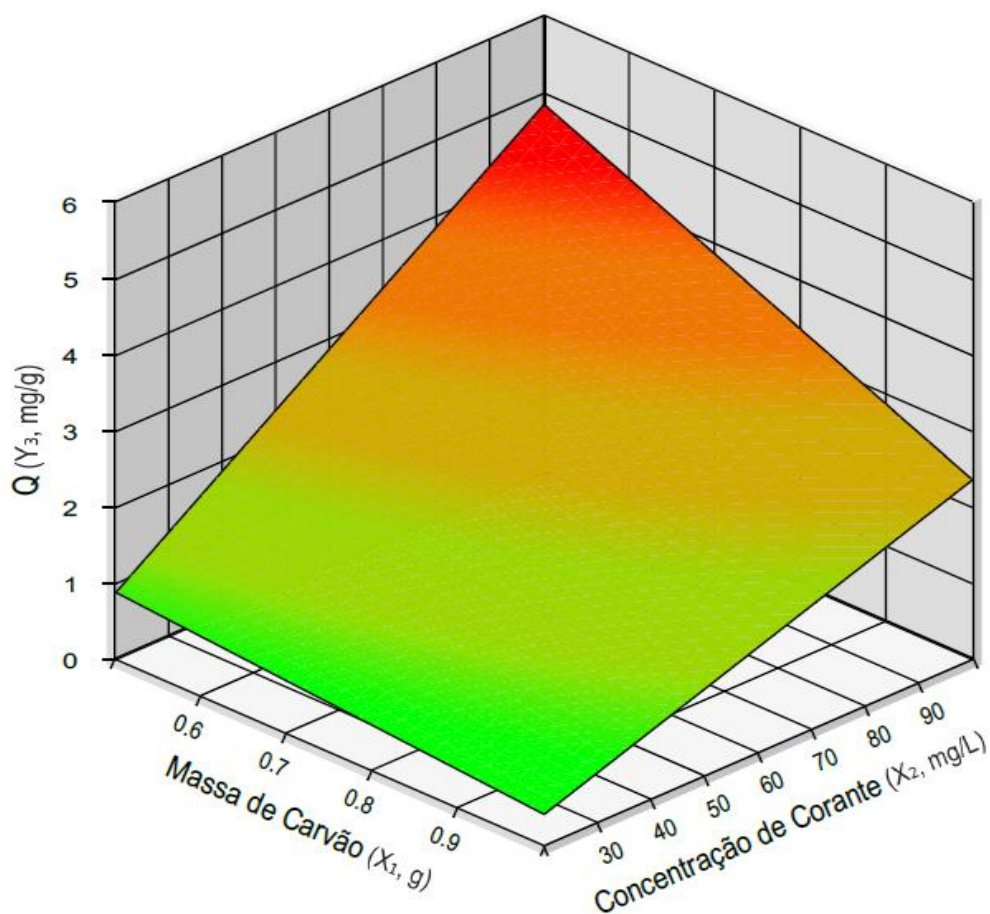


Figura 7. Superfície de resposta que representa a capacidade máxima de adsorção do carvão desta pesquisa

Conclusões

Com base nos resultados apresentados nessa pesquisa (caracterização da biomassa, planejamento experimental, testes de adsorção), conclui-se que:

O teor elevado de material volátil da biomassa de resíduo de poda de flamboyant, mostra que a mesma se encontra adequada para o processo de pirólise.

O processo de pirólise das vagens de flamboyant realizado em diferentes condições proporcionou um melhor ajuste para obtenção de maiores rendimentos da fração sólida. Ao variar a temperatura do processo de 350°C para 550°C notou-se uma redução de 9,5% na massa final de carvão ativado, sendo uma diminuição de 35,49% a 25,99%, respectivamente. Dessa forma, a baixa variação indica um rendimento favorável às condições de trabalho definidas para o ponto central do DFC.

Conforme observado nos resultados do DFC, temperaturas mais elevadas provocam menores rendimentos de carvão quando se comparado a temperaturas mais baixas. Isso ocorre devido ao efeito negativo que a temperatura do processo de pirólise tem no rendimento final de carvão, consoante ao apresentado no Diagrama de Pareto. Dessa forma, a temperatura se apresenta como um importante fator nos processos aos quais se utilizam subprodutos provenientes da pirólise das vagens de flamboyant.

O baixo teor de carbono fixo da biomassa, aliado ao alto teor de material volátil, demonstram que é um material adequado para a produção de carvão, pois quanto maior o teor de material volátil e menor o teor de carbono fixo, mais rápida a combustão acontece.

Após a pirólise, o índice de carbono fixo aumentou para 55.75% no carvão obtido através do processo de pirólise a 350°C e para 64.53% no carvão obtido na pirólise a 550°C, isso demonstra que durante o processo de pirólise, o rearranjo da estrutura converteu a matéria volátil em carbono fixo, o que demonstra a eficiência da pirólise realizada, e a qualidade do carvão obtido. Vale destacar que durante a realização do processo a 350 °C o gasto energético é bem menor quando comparado com a outra temperatura adotada nesta pesquisa (500 °C).

O teste de adsorção de azul de metileno realizado em mesa giratória orbital e posteriormente analisado estatisticamente, resultou que o carvão obtido na pirólise de biomassa do resíduo de poda de flamboyant tem uma alta capacidade de adsorção apresentando em todos os ensaios uma eficiência acima dos 80%.

Além dos bons resultados obtidos, o carvão ativado de resíduo de poda de flamboyant pode ajudar na economia de carvão ativado utilizado em diversos fins, afinal, é uma biomassa de fácil

acesso que é descartada sem nenhum tipo de reaproveitamento, podendo assim, através de programas e parcerias ser feita a aquisição desse material sem custos.

É importante ressaltar que a disposição final destes resíduos em aterros sanitários, apesar de ser legalmente correta, resulta no abarrotamento deste espaço, tendo em vista, que a biomassa estudada tem grande potencial de valor agregado quando reaproveitado.

Referências bibliográficas

- Andrade, L.A. (2015) *Aproveitamento do caroço de manga: um estudo de viabilidade da pirólise usando energia solar*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Federal de Uberlândia, 126 pp.
- Biswas, B., Pandey, N., Bisht, Y., Singh, R., Kumar, J., Bhaskar, T. (2017) Pyrolysis of agricultural biomass residues: Comparative study of corn cob, wheat straw, rice straw and rice husk. *Bioresource Technology*, **237**, 57 – 63 p. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.046>
- Bridgwater A.V. (2012) Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. *Biomass and Bioenergy*, **38**, 68 – 94 p. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.048>
- Chen, G., Liu, C., Ma, W., Zhang, X., Li, Y., Yan, B., Zhou, W. (2014) Co-pyrolysis of corncob and waste cooking oil in a fixed bed. *Bioresource Technology*, **166**, 500 – 507 p. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.090>
- Danish, M., Naqvi, M., Farooq, U., Naqvi, S. (2015) Characterization of South Asian Agricultural Residues for Potential Utilization in Future 'energy mix'. *Energy Procedia*, **75**, 2974 – 2980. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.604>
- Froehlich, P.L. (2014) *Carvão vegetal: propriedades físico-químicas e principais aplicações*. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo, 199 p.
- Hossain, M.K., Strezov, V., Nelson, P.F. (2009) Thermal characterisation of the products of wastewater sludge pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, **85**, 442 – 446. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2008.09.010>
- Machado, P.R.S. (2019) *Prospecção de bioprodutos a partir da degradação termoquímica do sabugo de milho visando aplicação industrial*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, 85 pp.
- Maia, D. S. (2020) *Aproveitamento do carvão ativado obtido da casca de castanha de caju no processo de tratamento de águas cinzas*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, 90 pp.
- Marin, P., Borga, C.E., Módones, A.N., Espinoza-Quinones, F.R., de Oliveira, S.P.D., Kroumov, A.D. (2014) Determination of the mass transfer limiting step of dye adsorption onto commercial adsorbent by using mathematical models. *Environmental Technology*, **35**(18), 2356–2364. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.904445>
- Meira, A.M. (2010) *Gestão de resíduos da arborização urbana*. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo, 179 pp.
- Mullen, C.A., Boateng, A.A., Goldber, N.M., Lima, I.M., Laird, D.A., Hicks, K.B. (2010) Bio-oil and bio-char production from corn cobs and stover by fast pyrolysis. *Biomass & Bioenergy*, **34**, 67 - 79. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.09.012>
- Nabais, J.V., Carrott, P., Ribeiro Carrott, M.M.L., Luz, V., Ortiz, A.L. (2008) Influence of preparation conditions in the textural and chemical properties of activated carbons from a novel biomass precursor: the coffee endocarp. *Bioresour. Technol.* **99**, 7224-7231 p. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.068>

- 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 Biorefiner.* **11**, 1-13 p. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01561-3>
- Pedroza, M.M., Sousa, J.F., Vieira, G.E.G., Bezerra, M.B.D. (2014) Characterization of the products from the pyrolysis of sewage sludge in 1 kg/h rotating cylinder reactor. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, **105**, 108-115. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.10.009>
- Pedroza, M.M., Neves, L.H.D., Paz, E.C.S., Silva, F.M., Rezende, C.S.A., Colen, A.GN., Arruda, M.G. (2021) Activated charcoal production from tree pruning in the Amazon region of Brazil for the treatment of gray water. *Journal of Applied Research and Technology*, **19**, 49-65. <https://doi.org/10.22201/icat.24486736e.2021.19.1.1492>
- Rodrigues, C.R. (2019) *Degradação térmica da casca de arroz e utilização do carvão obtido no processo para polimento de águas cinzas*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Tocantins, 72 pp.
- Siebeneichler, E.A., Costa, L.M., Figueredo, N.A., Tronto, J., Rocha, P.A. (2017) Influência de temperatura e taxas de aquecimento na resistência mecânica, densidade e rendimento do carvão da madeira de *Eucalyptus cloeziana*. *Brazilian Journal of Wood Science*, **8**, 82 - 94p. <https://doi.org/10.12953/2177-6830%2FRCM.V8N2P82-94>
- Silva, D.P. (2016) *Avaliação do processo de adensamento de resíduos de poda de árvore visando ao aproveitamento energético: o caso do campus da USP na capital*. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade de São Paulo, 125 pp.
- Silva, A.S. (2021) *Aplicação de resíduos da indústria de beneficiamento da castanha do Brasil (Bertholletia excelsa) para produção de materiais renováveis por meio da pirólise*. Tese (Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental), Universidade de Ribeirão Preto, 164 pp.
- Tocantins (2017) *Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Tocantins*. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Tocantins, 126 pp.
- Vargas, A.M.M., Cazetta, A.L., Garcia, C.A., Almeida, V.C. (2011) Preparation and characterization of activated carbon from a new raw lignocellulosic material: Flamboyant (*Delonix regia*) pods. *Journal of Environmental Management*, **92**, 178 – 184. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.013>
- Veloso, V.L., da Silva, F.B.V., dos Santos, N.M., Nascimento, C.W.A. (2022) Phytoattenuation of Cd, Pb, and Zn in a Slag-contaminated Soil Amended with Rice Straw Biochar and Grown with Energy Maize. *Environmental Management*, **69**, 196 – 212. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01530-6>
- Wu, F.C., Tseng, R.L., Juang, R.S. (2005) Preparation of highly microporous carbons from fir wood by KOH activation for adsorption of dyes and phenols from water. *Separation and Purification Technology*, **47**, 10-19. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.03.013>

REVISTA AIDIS

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

LOGÍSTICA REVERSA DE EMBALAGENS VAZIAS DE AGROTÓXICOS: ESTUDO DE CASO SOBRE O RECEBIMENTO ITINERANTE NO ESTADO DO CEARÁ

* Brena Karoline Valentim Paiva ¹
Marisete Dantas de Aquino ¹

REVERSE LOGISTICS OF EMPTY AGROCHEMICAL PACKAGES: A CASE STUDY ON THE ITINERANT RECEPTION IN THE STATE OF CEARÁ

Recibido el 31 de agosto de 2022. Aceptado el 28 de febrero de 2023

Abstract

The market for pesticides has expanded rapidly in recent years, especially in Brazil. When not handled properly, there is a great risk of ingestion of food treated with pesticides. Moreover, its use in agricultural activities can generate problems with the final disposal of empty packages, which are often disposed of inappropriately. From this perspective, this research aims to describe the reverse logistics system and present data on the itinerant collection of empty containers of pesticides in the state of Ceará. In order to collect information on the subject, technical visits were conducted to the Secretary of Environment of the State of Ceará and to the Reception Post for Empty Pouches of Agrochemical of Ubajara-CE. The data collected allowed us to verify that Ceará has three reception posts for empty containers of pesticides, located in the municipalities of Abaiara, Quixeré and Ubajara, to serve the 184 municipalities. The amount of information and official data available on the collection of empty containers of pesticides in the state does not allow us to know in depth the real situation of the reverse logistics system. The Campo Limpo System has revealed itself as a positive initiative in relation to the return of containers, however, it is essential to expand inspection and educational work in the field to increase the adhesion of farmers to the reverse logistics system.

Keywords: empty agrochemical packages, reverse logistics, itinerant receiving.

¹ Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil. Bloco 713 - 1º Andar, Centro de Tecnologia, CEP: 60400-900, Brasil. Email: karolvalentimm@gmail.com

Resumo

O mercado dos agrotóxicos se expandiu rapidamente nos últimos anos, principalmente no Brasil. Quando não manipulado de forma adequada, é grande o risco de ingestão de alimentos tratados à base de agrotóxicos. Ademais, seu uso nas atividades agrícolas pode gerar problemas com a destinação final das embalagens vazias, que, muitas vezes, são descartadas de forma inadequada. Nesta perspectiva, esta pesquisa objetiva descrever o sistema de logística reversa e apresentar dados relativos ao recolhimento itinerante das embalagens vazias de agrotóxicos no Estado do Ceará. Buscando coletar informações sobre o assunto, realizou-se visitas técnicas à Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Ceará e ao Posto de Recebimento de Embalagens Vazias de Agrotóxicos de Ubajara-CE. Os dados coletados permitiram constatar que o Ceará possui três postos de recebimento de embalagens vazias de agrotóxicos, localizados nos municípios de Abaiara, Quixeré e Ubajara, para atender os 184 municípios pertencentes. A quantidade de informações e dados oficiais disponibilizados sobre o recolhimento das embalagens vazias de agrotóxicos no Estado, não permite conhecer em profundidade a real situação do sistema de logística reversa. O Sistema Campo Limpo tem se revelado como uma iniciativa positiva no que se refere ao retorno das embalagens, porém, é fundamental ampliar a fiscalização e os trabalhos educativos no campo para aumentar a adesão dos agricultores ao sistema de logística reversa.

Palavras-chave: embalagens vazias de agrotóxicos, logística reversa, recebimento itinerante.

Introdução

Os agrotóxicos foram desenvolvidos no período da 1ª Guerra Mundial, mas sua intensa propagação ocorreu durante a 2ª Guerra, como arma química, e, após esse período, como defensivo agrícola (Zappe, 2011).

Em meados da década de 60, com o surgimento da “Revolução Verde” no Brasil, ocorreu um processo de mudança na política agrícola e, conseqüentemente, um aumento considerável no consumo dos agrotóxicos e afins (Benvenuti, 2012).

Nos últimos anos, o mercado dos agrotóxicos tem se expandido rapidamente, principalmente no Brasil, que, conforme o Instituto Nacional de Câncer – INCA (2015), no ano de 2009, teve um consumo de mais de 1 milhão de toneladas de agrotóxicos, e assim, passou a liderar o ranking de maior consumidor mundial.

O Estado do Ceará também teve um crescimento no uso de agrotóxicos, ocupando a 13ª posição do ranking de estados consumidores desses produtos no país (Ministério da Saúde, 2015). Por conseguinte, as vendas de agrotóxicos no Estado, no ano de 2020, resultaram em mais de 1.150 toneladas de ingrediente ativo (IBAMA, 2020).

Quando não manipulado de forma adequada, é grande o risco de ingestão de alimentos tratados à base de agrotóxicos. Desencadeado pela expansão do agronegócio, o uso em grandes

proporções desses produtos pode contaminar a água, os alimentos e o ar. Além dos prejuízos ao meio ambiente, pode, ainda, ocasionar danos às pessoas que vivem ou trabalham no entorno das áreas onde são aplicados (Londres, 2011).

Ademais, a utilização de agrotóxicos nas atividades agrícolas pode ocasionar outra adversidade: a destinação inadequada das embalagens vazias, que, com frequência, são descartadas em terrenos baldios, corpos hídricos, queimadas ou enterradas.

A legislação (Lei Federal nº 9.974/2000) prevê que os usuários de agrotóxicos, seus componentes e afins, deverão efetuar a devolução das embalagens vazias dos produtos aos estabelecimentos comerciais em que foram adquiridos [...] para que as empresas produtoras e comercializadoras procedam com a destinação das embalagens [...] com vistas à sua reutilização, reciclagem ou inutilização (Brasil, 2000).

Atendendo às determinações legais, surgiu, em 2001, o Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias (InpEV), uma entidade criada por fabricantes de agrotóxicos, com o objetivo de promover a correta destinação das embalagens vazias de seus produtos. Dessa forma, foram estabelecidos princípios para o manejo e a destinação ambientalmente adequada das embalagens vazias a partir de responsabilidades compartilhadas entre os agentes da produção agrícola (agricultores, canais de distribuição, cooperativas, indústria e poder público).

Diante disso, esta pesquisa objetiva descrever o sistema de logística reversa e apresentar dados relativos ao recolhimento itinerante das embalagens de agrotóxicos do Estado do Ceará.

Logística Reversa de Embalagens de Agrotóxicos

A logística reversa das embalagens vazias de agrotóxicos pode ser compreendida como o processo pelo qual viabiliza-se a coleta e a restituição dos resíduos ao setor empresarial, visando seu reaproveitamento em novos ciclos produtivos ou outra destinação final ambientalmente adequada.

Por meio da Lei Federal nº 9.974/2000, os usuários de agrotóxicos, seus componentes e afins, têm a responsabilidade de efetuar a devolução das embalagens vazias dos produtos aos estabelecimentos comerciais em que foram adquiridos, conforme instruções previstas nas respectivas bulas (Brasil, 2000).

Para atender às determinações legais, criou-se, em 2001, sob responsabilidade dos fabricantes, o InpEV, uma entidade sem fins lucrativos que tem como objetivo promover a correta destinação das embalagens vazias e seus produtos. Para tanto, foram estabelecidos princípios para o manejo

e a destinação final ambientalmente adequada a partir de responsabilidades compartilhadas entre todos os agentes da produção agrícola: agricultores, canais de distribuição, cooperativas, indústria e poder público.

Outro marco importante foi a publicação da Lei Federal nº 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e, além de disciplinar e orientar empresas e o poder público sobre suas responsabilidades na destinação das embalagens pós-consumo, determina aos fabricantes a responsabilidade pela logística reversa e destinação final ambientalmente adequada.

Legalmente (Lei Federal nº 12.305/2010), entende-se por responsabilidade compartilhada:

O conjunto de atribuições individualizadas e encadeadas dos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, dos consumidores e dos titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos, para minimizar o volume de resíduos sólidos e rejeitos gerados, bem como para reduzir os impactos causados à saúde humana e à qualidade ambiental decorrentes do ciclo de vida dos produtos (BRASIL, 2010).

A Figura 1 apresenta os elos da cadeia da responsabilidade compartilhada. A forma que o inPEV encontrou para operacionalizar a logística reversa das embalagens vazias de agrotóxicos, foi através da criação de um programa descentralizado, chamado Sistema Campo Limpo (logística reversa no campo), para recebimento das embalagens em postos, centrais e por meio de recebimentos itinerantes.

A Resolução nº 465/2010 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) aborda as definições de posto e central, a saber:

- Posto: unidade que se destina ao recebimento, controle e armazenamento temporário das embalagens de agrotóxicos e afins, vazias ou contendo resíduos, até que as mesmas sejam transferidas à central ou diretamente à destinação final ambientalmente adequada;

- Central: unidade que se destina ao recebimento, controle, redução de volume, acondicionamento e armazenamento temporário de embalagens de agrotóxicos e afins, vazias ou contendo resíduos, que atenda aos consumidores, estabelecimentos comerciais e postos, até a retirada das embalagens e resíduos para a destinação final ambientalmente adequada.

O recebimento itinerante, também chamado unidade volante, consiste em um veículo destinado à coleta regular de embalagens de agrotóxicos e afins, vazias ou contendo resíduos, para posterior entrega em posto, central ou local de destinação final ambientalmente adequada (Brasil, 2014).

<p style="text-align: center;">AGRICULTORES</p>  <ul style="list-style-type: none"> - Lavar, inutilizar e armazenar temporariamente o material; - Devolver as embalagens no local indicado na nota fiscal; - Guardar o comprovante de devolução por um ano. 	<p style="text-align: center;">CANAIS DE DISTRIBUIÇÃO E COOPERATIVAS</p> <ul style="list-style-type: none"> - Indicar na nota fiscal o local para devolução da embalagem; - Receber e armazenar adequadamente o material; - Emitir comprovante de devolução aos agricultores; - Educar e conscientizar produtores sobre os procedimentos corretos.
<p style="text-align: center;">INDÚSTRIA FABRICANTE</p>  <ul style="list-style-type: none"> - Retirar as embalagens armazenadas nas unidades de recebimento; - Dar a correta destinação ao material (reciclagem ou incineração); - Educar e conscientizar os produtores; 	<p style="text-align: center;">PODER PÚBLICO</p>  <ul style="list-style-type: none"> - Fiscalizar o cumprimento das atribuições legais dos diferentes agentes; - Conceder licenciamento às unidades de recebimento; - Educar e conscientizar os produtores.

Figura 1. Responsabilidade compartilhada entre os atores da logística reversa. Fonte: Autores.

Existem, ainda, outras questões a considerar, como é o caso da lavagem das embalagens vazias, que é, legalmente, de responsabilidade do consumidor. Considerada uma prática indispensável, a lavagem das embalagens reduz consideravelmente os resíduos de agrotóxicos nelas contidos, sendo fundamental para a destinação final correta e segura. Neste sentido, duas formas de procedimentos podem ser feitos com as embalagens: a lavagem sob pressão ou a tríplice lavagem.

As embalagens que passam pela tríplice lavagem e apresentam resíduo remanescente na água da última lavagem abaixo de 100 mg/L, são consideradas resíduos comuns (Norma Brasileira NBR 13968). Já as embalagens vazias não lavadas, são classificadas pela Norma Brasileira nº 10.004/2004 como resíduo sólido perigoso, exigindo procedimentos especiais para as etapas de manuseio e destinação adequada.

Por fim, cabe ao poder público e aos órgãos responsáveis o trabalho de inspecionar e fiscalizar o funcionamento do sistema logístico de destinação final das embalagens vazias de agrotóxicos.

Metodologia

A pesquisa baseou-se no funcionamento do sistema de logística reversa com foco no recebimento itinerante das embalagens vazias de agrotóxicos, no Estado do Ceará, e foi dividida em quatro etapas.

Na primeira etapa da pesquisa foram realizadas buscas e leituras de arquivos virtuais e impressos (leis, normas, decretos, artigos, monografias, dissertações, teses etc.) sobre a logística reversa de embalagens vazias de agrotóxicos.

Na segunda etapa foram realizadas visitas técnicas à Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Ceará (SEMA) e ao Posto de Recebimento de Embalagens Vazias de Agrotóxicos de Ubajara-CE, com o intuito de coletar dados oficiais sobre o retorno das embalagens. Na ocasião, foram coletados dados quantitativos sobre o recebimento itinerante das embalagens entre os anos de 2017 e 2019.

Na terceira etapa houve o acompanhamento ao recebimento itinerante, organizado pelo inpEV, no município de Baturité, conforme ilustra a Figura 2.



Figura 2. Recebimento itinerante, Baturité-CE. Fonte: Autores.

Na quarta etapa houve o tratamento dos dados obtidos junto à SEMA, a fim de fornecer visão sistêmica das informações coletadas.

Resultados e discussões

O Sistema de Logística Reversa do Estado do Ceará

Atualmente, o Estado do Ceará possui três postos de recebimento de embalagens vazias de agrotóxicos, localizados nos municípios de Abaiara, Quixeré e Ubajara, conforme ilustra a Figura 3, abaixo.



Figura 3. Localização dos postos de recebimentos de embalagens vazias de agrotóxicos no Estado do Ceará.

A unidade localizada em Abaiara, na região caririense, é gerenciada pela Associação dos Distribuidores e Revendedores de Insumos Agrícolas do Cariri (ADIAC), foi inaugurada em 2019 e atende a demanda da Região Sul do Estado, além disso, possui capacidade para receber, anualmente, cerca de 30 toneladas de embalagens.

Já o posto de Quixeré, gerenciado pela Associação do Comércio Agropecuário do Semiárido (ACASA), tem capacidade para receber 60 toneladas de material, anualmente, e atende aos agricultores da região da Chapada do Apodi/CE.

Por fim, o posto de Ubajara, gerenciado pela Associação do Comércio Agropecuário de Ibiapaba (ACAI), foi o primeiro a ser instalado no Estado e tem capacidade para receber até 100 toneladas do material por ano, atendendo aos agricultores da Serra da Ibiapaba. É importante mencionar que a referida unidade já foi uma central de recebimento, mas por questões logísticas, converteu-se a posto novamente - conforme os técnicos, houve uma queda considerável no quantitativo de embalagens recolhidas e existem metas de recebimento. Portanto, o Estado do Ceará não possui, atualmente, central de recebimento de embalagens vazias.

O gerenciamento dos postos de recebimento é feito pelo canal de distribuição (associações de vendas e cooperativas), e são realizados os serviços de recebimento das embalagens lavadas e não lavadas, inspeção e classificação das embalagens, emissão de recibo com os dados da entrega das embalagens pelos agricultores e o encaminhamento das embalagens às centrais de recebimento.

O Recebimento itinerante de embalagens de agrotóxicos no Ceará

Outro meio de atuação do inpEV (por meio do Sistema Campo Limpo), é através do recebimento itinerante - processo em que são definidos locais temporários de recebimento, divulgados com antecedência pelos meios de comunicação (rádio, cooperativa/associação de produtores, jornal local, carro de som etc.) para que os agricultores possam preparar suas embalagens para devolução. No Estado do Ceará, a ação também conta com a divulgação de calendários no site da Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Ceará (ADAGRI), como mostra a Figura 4.

O recebimento itinerante é uma realidade em diversas regiões e tem como objetivo facilitar o acesso de pequenos e médios produtores (que, geralmente, vivem distantes das unidades fixas de recebimento) a efetuarem a correta devolução das embalagens vazias.

O Estado do Ceará possui 184 municípios, dado que, entre os anos de 2017 e 2019, apenas 26 (15%) apresentaram informações oficiais sobre o recebimento de embalagens de agrotóxicos (Quadro 1). A Figura 5 exibe o evolutivo do recebimento itinerante entre 2017 e 2019.

Em 2017 foram realizados 30 recebimentos itinerantes no Ceará, em 18 municípios. Ao todo, 688 agricultores foram atendidos e destinaram de forma adequada suas embalagens vazias, resultando, em termos quantitativos, em 16,230 kg, conforme ilustra a Figura 5.

CALENDÁRIO RECEBIMENTO ITINERANTE - CE/2022

Nº	MUNICÍPIO	DATA	LOCAL	HORÁRIO
2	Marco (Baixo Acaraú)	29/03/2022	DIBAU - Distrito de Irrigação Baixo Acaraú	08:00 as 12:00hrs
3	Ibiapina	06/04/2022	Alto Lindo - Praça da Igreja	08:00 as 11:30hrs
4	Ubajara	19/04/2022	Distrito de Jaburuna - ao lado do campo do Noroeste	08:00 as 11:30hrs
5	Mombaça	17/05/2022	Praça do Lions	08:00 as 11:30hrs
6	Acopiara	17/05/2022	Arco da Santa	14:00 as 17:00hrs
7	Iguatu	18/05/2022	Secretaria de Agricultura de Iguatu	08:00 as 11:30hrs
8	Ipú	02/06/2022	Baixa Larga, sede da associação comunitaria	08:00 as 11:30hrs
9	Croatá	02/06/2022	ESCOLA AGRÍCOLA	14:00 as 16:30hrs
10	Viçosa do Ceará	30/06/2022	Guatiguaba - Estufa São Francisco	08:00 as 11:30hrs
11	São Benedito	30/06/2022	Próximo ao Cemitério Municipal	08:00 as 11:30hrs
12	Baturité	04/07/2022	Rodovia Municipal de Baturité	08:00 as 11:30hrs
13	Varjota	07/07/2022	DIPAN	08:00 as 11:30hrs
14	Barro	12/07/2022	Quadra de Micena Pereira de Sousa - Sítio Prazeres	08:00 as 11:30hrs
15	Barro	12/07/2022	Fazenda Wagner Silveira ao Lado da Arena Silveira Próxima da Br 116 - Baratão Móveis	14:00 as 17:00hrs
16	Mauriti	13/07/2022	Parque de Exposição Agropecuario	08:00 as 11:30hrs
17	Brejo Santo	14/07/2022	Avenida de acesso ao parque de eventos	08:00 as 11:30hrs
18	Ubajara	04/08/2022	Nova Veneza - Próximo ao Guifertil	08:00 as 11:30hrs
19	Tianguá	15/09/2022	Assentamento Val Paraíso	08:00 as 11:30hrs
20	Tianguá	06/10/2022	Em frente a Escola de Ensino Médio Miguel Carneiro da Cunha, localizado no Sítio Cajuacu	08:00 as 11:30hrs
21	Russas	25/10/2022	Distar - Distrito de Irrigação Tabuleiro de Russas NH1	no 08:00 as 12:00hrs
22	Morada Nova	27/10/2022	Secretaria de Agricultura	08:00 as 12:00hrs
23	Guaraciaba do Norte	07/12/2022	Lateral da Quadra Esportiva - Escola EJA	08:00 as 12:00hrs
24	Cascavel	15/12/2022	Secretaria de Agricultura	08:00 as 12:00hrs
25	Beberibe	23/12/2022	Associação Palmeira	08:00 as 12:00hrs



Figura 4. Calendário do recebimento itinerante de embalagens de agrotóxicos no Ceará. Fonte: ADAGRI.

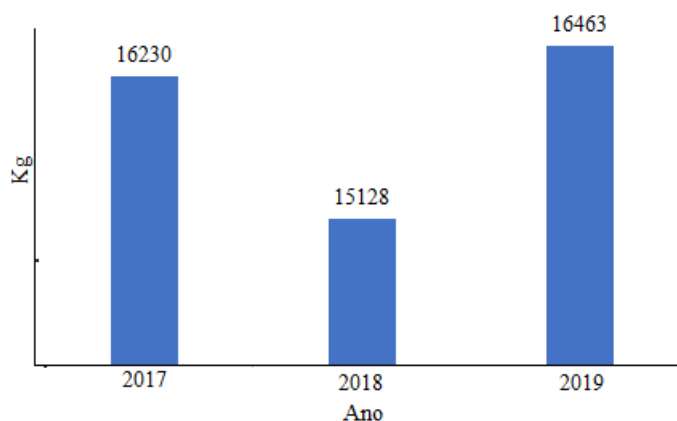


Figura 5. Quantidade de embalagens recolhidas (em quilogramas), de forma itinerante, no Ceará. Fonte: Autores.

Como se pode observar, entre 2017 e 2018, houve queda na quantidade de embalagens vazias recolhidas. Conforme o inpeV, alguns municípios foram retirados do cronograma devido à baixa adesão dos agricultores, provavelmente, em função da estiagem no período - de acordo com Paiva e Santos (2018), “sem chuvas não há produção agrícola, o que reduz consideravelmente o consumo de produtos químicos na agricultura e, conseqüentemente, a geração de embalagens”. Ao todo, foram realizados 32 recebimentos itinerantes em 20 municípios, resultando em 664 agricultores atendidos, no ano de 2018.

Constatou-se que a maior quantidade de embalagens foi recolhida em 2019 (16,463 kg). Conforme os técnicos, alguns fatores colaboraram para esse resultado, a saber: o início das atividades do posto de Abaiara, a elevada quantidade de pontos de recebimentos itinerantes, que totalizou 32 recebimentos em 23 municípios cearenses, e a quantidade de agricultores atendidos, que foi de 776, no ano em questão.

É possível observar no Tabela 1, abaixo, que em 3 anos realizou-se o recolhimento de 47,821 kg de embalagens de agrotóxicos, sendo que alguns municípios não registraram informações consecutivas ao longo do período considerado (como Beberibe, Brejo Santo, Carnaubal, Croatá, Paraipaba, Pentecoste, Varjota, entre outros).

Com relação ao destino final e considerando que, atualmente, o Estado não possui central de recebimento, ao chegarem nos postos, as embalagens são encaminhadas para as centrais do Rio Grande do Norte, Pernambuco e/ou Piauí, para, de lá, seguirem para a reciclagem ou incineração.

A Lei Federal nº 9.974/00 impõe que “os usuários devem devolver as embalagens vazias de agrotóxicos aos estabelecimentos comerciais em que foram adquiridos (podendo a devolução ser intermediada por postos ou centrais de recolhimento)”, porém, percebeu-se que, apesar da determinação legal, há, ainda, muitas dificuldades, principalmente para os pequenos consumidores de municípios que não são contemplados com o recebimento itinerante.

O recebimento itinerante, embora se manifeste como uma iniciativa assertiva no que concerne ao retorno das embalagens vazias no Estado, é ainda pequeno, diante da escassa quantidade de municípios que apresentam dados oficiais.

Nesse sentido, a literatura aponta que a falta de um controle efetivo quanto ao retorno das embalagens vazias (pós-consumo), favorece ao descarte inadequado das mesmas (Aragos; Gabriel Filho; Braga Junior, 2021). Também foi possível perceber os vários destinos inadequados que foram/são dados às embalagens vazias mencionados na literatura, tais como: corpos d’água, terrenos baldios, lixões, assim como a queima das mesmas após o uso e/ou a reutilização por parte dos agricultores para armazenamento de alimentos e água (Pianowski, 2017; Nogueira; Santos; Ribeiro, 2020).

Tabela 1. Dados oficiais de embalagens de agrotóxicos devolvidas por municípios

MUNICÍPIO	PERÍODO CONSIDERADO (anos)			TOTAL (kg)
	2017	2018	2019	
ACOPIARA	240	180	28	448
ARACATI	390	312	430	1,132
BATURITÉ	1,230	680	277	2,187
BEBERIBE	-	-	312	312
BREJO SANTO	-	-	430	430
CARNAUBAL	-	30	-	30
CASCAVEL	1,380	670	850	2,900
CROATÁ	510	-	-	510
FRECHEIRINHA	-	2	1	3
GUARACIABA DO NORTE	1,560	1,680	2,661	5,901
IBIAPINA	360	450	617	1,427
IGUATU	720	145	604	1,469
IPÚ	300	330	357	987
MARCO	3,060	2,370	3,520	8,950
MAURITI	720	1,205	208	2,133
MISSÃO VELHA	2,220	1.320	105	3,645
MOMBAÇA	-	210	3	213
MORADA NOVA	-	392	290	682
PARAIPABA	90	-	-	90
PENTECOSTE	60	-	-	60
RUSSAS	-	512	660	1,172
SÃO BENEDITO	450	560	641	1,651
TIANGUÁ	930	1,350	1,099	3,379
UBAJARA	1,350	1,770	2,525	5,645
VARJOTA	-	-	306	306
VIÇOSA DO CEARÁ	660	960	539	2,159
TOTAL	16,230	15,128	16,463	47,821

Fonte: Autores.

Para Marques (2016), o principal gargalo no retorno das embalagens está na falta de postos de coleta ou mesmo pontos de apoio de uma coleta itinerante que possa atender a todos os produtores rurais e na falta de fiscalização intensiva, visto que imporia a determinação legal.

A cooperação de todos os envolvidos no processo, a divulgação de campanhas educativas e a maior participação dos governos são fatores relevantes para o cumprimento da legislação.

Diante do exposto, é imprescindível priorizar a continuidade de ações de educação ambiental junto aos agricultores, a ampliação do recebimento itinerante nos municípios que não são contemplados e fiscalizações, a fim de proporcionar maior atendimento à legislação que regula o descarte das embalagens vazias de agrotóxicos.

Conclusão

A pesquisa trouxe um conjunto de informações sobre a problemática ambiental das embalagens vazias de agrotóxicos e traçou a descrição do sistema de logística reversa do Estado do Ceará.

A quantidade (escassa) de dados e informações oficiais sobre o recolhimento das embalagens vazias de agrotóxicos no Estado, não permite conhecer em profundidade a real situação do sistema de logística reversa.

O Sistema Campo Limpo tem se mostrado como uma iniciativa favorável no que se refere ao retorno das embalagens, no entanto, insuficiente diante do consumo total desses produtos. Além disso, precisa ampliar sua abrangência nos municípios cearenses.

É fundamental intensificar a fiscalização e os trabalhos educativos no campo para aumentar a adesão dos agricultores ao sistema de logística reversa.

Agradecimentos

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Funcap) por todo o suporte prestado durante a pesquisa.

Referências

- Aragos, K.P.C., Gabriel Filho, L.R.A., Braga Junior, S.S. (2021) Reverse logistics of empty pesticides packaging and the difficulties for effective implementation. *Revista Research, Society and Development*, **10**(2).
- Benvenuti, P. (2012) Da guerra para a agricultura. Acesso em: 06 de dezembro de 2021, disponível em: <https://www.brasildefato.com.br/node/9807>
- Brasil (2000) Lei nº 9.974, de 06 de junho de 2000. Altera a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 07 jun. 2000.
- Brasil (2010) Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 03 ago. 2010. p. 2.
- Brasil (2015) Ministério da Saúde – MS. (2015) Posicionamento do Instituto Nacional do Câncer – INCA – José Gomes de Alencar Acerca dos Agrotóxicos.
- Brasil (2015) Vigilância do Câncer Relacionado ao Trabalho e ao Ambiente. (2015) Instituto Nacional do Câncer - INCA, Rio de Janeiro. Acesso em: 25 de novembro de 2021, disponível em: http://www1.inca.gov.br/vigilancia/docs/ex_ocup_ambient2006.pdf

- Brasil (2020) Ministério do Meio Ambiente - MMA. (2020) Relatório de comercialização de agrotóxicos, 2020. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. Acesso em: 08 de maio de 2022, disponível em: http://ibama.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=594&Itemid=54#:~:text=Em%202019%2C%20os%20agrot%C3%B3xicos%20mais,%3B%20Malationa%3B%20Enxofre%20e%20Corpif%C3%B3s
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2014) Resolução n° 465, de 05 de dezembro de 2014. Revoga a Resolução CONAMA n° 334, de 03 de abril de 2003. Dispõe sobre os requisitos e critérios técnicos mínimos necessários para o licenciamento ambiental de estabelecimentos destinados ao recebimento de embalagens de agrotóxicos e afins, vazias ou contendo resíduos. Diário Oficial da União, Brasília, 08 dez. 2014.
- Londres, F. (2011) Agrotóxicos no Brasil: um guia para ação em defesa da vida. Rio de Janeiro: AS-PTA – Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa, 190 pp.
- Marques, M.D. (2016) *Logística reversa de embalagens de agrotóxicos: uma análise da região da Alta Paulista*. 2016. 103 f. Dissertação (Mestrado em Agronegócio e Desenvolvimento) - Faculdade de Ciências e Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Tupã.
- Nogueira, M.P., Santos, R.B., Ribeiro, S. (2020) The importance of reverse logistics of pest packages. *Revista de Ciência e Tecnologia Fatec Lins*, 6(2), 221-234.
- Paiva, B.K.V., Santos, G.O. (2018) Embalagens vazias de agrotóxicos no Ceará: um estudo preliminar sobre a problemática social, ambiental e da saúde do trabalhador. *Revista Conexões - Ciência e Tecnologia*, 12(1), 61-71.
- Pianowski, S.M. (2017) *Logística reversa de embalagens em atendimento à Política Nacional de Resíduos Sólidos: estudos de caso da Alemanha e do Brasil*. 2017. 97f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- Zappe, J.A. (2011) *Agrotóxicos no contexto químico e social*. 2011. 135 f. Dissertação (Mestrado em Educação em Ciências: Química da Vida e Saúde) – Centro de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul.

REVISTA AIDIS

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

CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DE SOLOS DE COBERTURA E DE RESÍDUOS SÓLIDOS DO ATERRO SANITÁRIO METROPOLITANO OESTE DE CAUCAIA, CEARÁ, BRASIL

* Michael Lima Silva ¹
Gemmelle Oliveira Santos ¹
Roberto Antônio Cordeiro da Silva ²

PHYSICAL CHARACTERIZATION OF COVERAGE SOILS AND SOLID WASTE FROM THE METROPOLITAN LANDFILL WEST OF CAUCAIA, CEARA, BRAZIL

Recibido el 11 de septiembre de 2022. Aceptado el 13 de febrero de 2023

Abstract

The composition of the waste studied, by itself, anticipates that many internal changes will occur within the massifs after the end of the useful life of the landfill studied. In view of this, in this study tests were carried out on the gravimetric composition, apparent loose specific mass and moisture content and volatile solids of the MSW received in two areas (Area 1 and 2) of the Sanitary Landfill of Caucaia, Ceará, Brazil. At the same time, the permeability coefficients of the cover soils were determined, and their compaction and granulometric composition were determined. The research showed that between 2012 and 2021, the landfill received more than 20.5 million tons of MSW, its composition being mostly of easily degradable material, and the apparent specific mass of this material varied between 123.75 and 295.42 kg /m³. In Area 1, the humidity of the landfilled waste ranged from 20.97% to 34.54% and the volatile solids from 9.12% to 31.49%. In Area 2, these values were: humidity (24.25% to 63.13%) and volatile solids (24.36% to 95.44%). These results indicate that the organic matter of waste landfilled in a closed area (Area 1) is practically stabilized, while the waste landfilled in the new operating area (Area 2) showed higher values, showing the potential for degradation and biogas generation. The permeability of the covering soils in Area 1 of the landfill (3.6x10⁻⁴ at 1.0x10⁻³ cm/s) were higher than in Area 2 (1.9x10⁻⁶ at 3.1x10⁻⁵ cm/s), showing that over time, and under the weather, these layers lose their efficiency. In addition, the region's rainfall had a positive influence on the moisture content of the landfilled waste.

Keywords: landfill, municipal solid waste, cover layer.

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, campus Fortaleza, Brasil.

² Universidade Federal do Ceará, Brasil.

* Autor correspondente: Instituto Federal do Ceará. Av. Treze de Maio, 2081 – Benfica, Fortaleza – CE – CEP: 60040-531; Email: contatomichaells@gmail.com

Resumo

A composição dos resíduos estudados, por si só, antecipa que muitas alterações internas ocorrerão dentro dos maciços após o encerramento da vida útil do aterro sanitário estudado. Tendo em vista isso, neste estudo foram realizados ensaios de composição gravimétrica, massa específica aparente solta e teores de umidade e sólidos voláteis dos RSU recebidos em duas áreas (Área 1 e 2) do Aterro Sanitário de Caucaia, Ceará, Brasil. Paralelamente, foram determinados os coeficientes de permeabilidade dos solos de cobertura, e determinada sua compactação e composição granulométrica. A pesquisa mostrou que entre 2012 e 2021, o aterro recebeu mais de 20.5 milhões de toneladas de RSU, sendo sua composição majoritariamente de material facilmente degradável, e a massa específica aparente solta desse material variou entre 123.75 e 295.42 Kg/m³. Na Área 1, a umidade dos resíduos aterrados variou de 20.97% a 34.54% e o sólidos voláteis entre 9.12% e 31.49%. Na Área 2, esses valores foram: umidade (24.25% a 63.13%) e sólidos voláteis (24.36% a 95.44%). Os resultados indicam que a matéria orgânica dos resíduos aterrados numa área encerrada (Área 1) está praticamente estabilizada, ao passo que os resíduos aterrados na nova área em operação (Área 2) apresentaram valores superiores, mostrando o potencial de degradação e geração de biogás. A permeabilidade dos solos de cobertura da Área 1 do aterro (3.6×10^{-4} a 1.0×10^{-3} cm/s) foram maiores do que a Área 2 (1.9×10^{-6} a 3.1×10^{-5} cm/s), mostrando que com o tempo, e sob as intempéries, essas camadas vão perdendo sua eficiência. Ademais, a pluviosidade da região exerceu influência positiva sobre os teores de umidade dos resíduos aterrados.

Palavras-chave: aterro sanitário, resíduos sólidos urbanos, camada de cobertura.

Introdução

A rotina operacional de um aterro sanitário envolve a preparação da célula (limpeza da área, escavação da trincheira, impermeabilização de fundo, instalação dos dispositivos de drenagem para líquidos e gases), recepção dos resíduos, pesagem, despejo na frente de serviço, espalhamento, compactação e cobertura.

A composição dos Resíduos Sólidos Urbanos - RSU, sob influência de condições internas e externas, tem grande impacto sobre as condições de operação, encerramento e reuso das áreas dos aterros sanitários, já que os RSU passam por alterações físicas, químicas e biológicas.

A composição gravimétrica, a massa específica aparente, o teor de umidade e de sólidos voláteis são parâmetros dos RSU que ajudam a entender os processos de degradação e a compor um diagnóstico e prognóstico do desempenho ambiental e geotécnico dos aterros sanitários.

A camada de cobertura, por sua vez, possui importância ambiental e geotécnica já que regula a transferência de massa entre a atmosfera e os resíduos, controla o escoamento e a entrada de água no maciço e evita e/ou minimiza a dispersão das emissões de gases (Cossu, 2019).

O aumento do volume de líquidos dentro dos aterros sanitários reduz a estabilidade geotécnica do local, influencia no ritmo de degradação dos resíduos e na formação de gases e, de acordo com as características de cada aterro, podem sobrecarregar os sistemas de drenagem e tratamento. Por isso, os aterros sanitários precisam de monitoramento geotécnico e ambiental.

O maior aterro sanitário do estado do Ceará tem 123 hectares, localiza-se no município de Caucaia, Região Metropolitana de Fortaleza, e encerrou suas operações no segundo semestre de 2021, quase 30 anos após sua inauguração.

Essa pesquisa foi realizada no último ano de operação do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC) e seus dados servem para elaboração dos planos de recuperação, monitoramento e de uso futuro da área do empreendimento, além de contribuir para a operação da nova área localizada ao lado do ASMOC, que vem recebendo 6000 toneladas por dia de RSU e tem vida útil estimada em 20 anos.

O levantamento quanti-qualitativo dos resíduos recebidos na véspera de encerramento do ASMOC e os ensaios sobre as camadas de cobertura representam um registro histórico que poderá ser utilizado futuramente e constituem um conjunto de informações-chave para o planejamento da ocupação da nova área.

Além desses aspectos, tais variáveis são importantes para o planejamento e desenvolvimento do setor, para a correta estruturação das operações de coleta e transporte, bem como para o estabelecimento de novas infraestruturas de triagem, tratamento, recuperação e outras opções de destinação (ABRELPE, 2020).

Desse modo, o objetivo deste estudo foi caracterizar, do ponto de vista físico, os solos de cobertura e os resíduos sólidos urbanos dispostos no ASMOC. Para os resíduos sólidos foram determinados os volumes e as tipologias do material recebido pelo aterro durante uma década (2012 - 2021), a sua composição gravimétrica e sua massa específica aparente solta (ρ). Além disso, foram determinados os teores de umidade e de sólidos voláteis desses resíduos a fim de avaliar o seu comportamento de degradação.

Nos solos que compõem a camada de cobertura do aterro estudado, foram determinadas a composição granulométrica, compactação proctor normal e o coeficiente de permeabilidade (*in situ* e em laboratório).

Ademais, foram analisados os dados pluviométricos da região na qual o ASMOC está inserido, a fim de verificar possíveis influências desses dados na umidade dos resíduos aterrados.

Metodologia

Local de estudo

O estudo foi realizado no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia, situado na Região Metropolitana de Fortaleza, que dista 30 Km, pelas BR-222 ou BR-020, da cidade de Fortaleza, capital do estado do Ceará, Brasil.

A disposição final dos resíduos sólidos coletados em Fortaleza-CE estava em transição: uma área em encerramento (Área 1) e outra sendo iniciada (Área 2). A Figura 1 mostra o município de Caucaia e a localização da área do aterro.

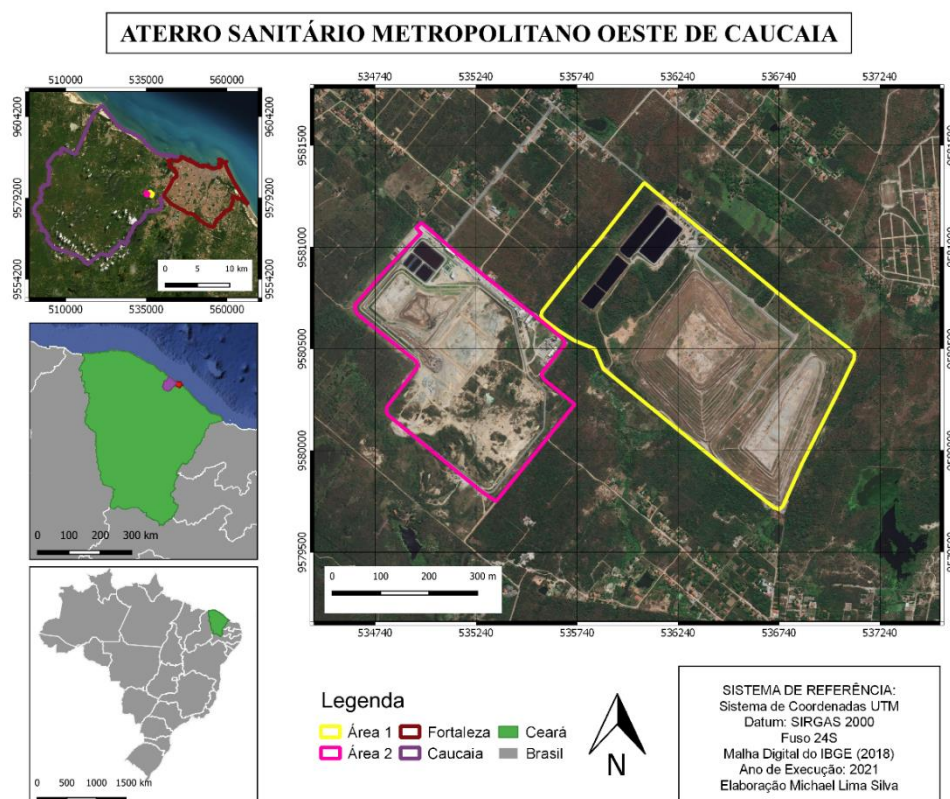


Figura 1. Mapa de localização das áreas de estudo (2021).

Apesar de contíguas, as áreas comportam aterros sanitários com tecnologias bem diferentes: a Área 2 conta com impermeabilização de fundo de geomembrana de PEAD, pós-tratamento dos lixiviados, inclusive com uma planta piloto de osmose reversa, e implantação da rede de aproveitamento do gás metano desde a fundação de cada célula. A Área 1 utilizou apenas o solo

local na impermeabilização de fundo, seus lixiviados eram tratados em lagoas de estabilização e há pouco tempo vinha sendo perfurada para instalação dos poços de gás (adequados ao aproveitamento).

Determinação da quantidade e tipologia dos resíduos

Para conhecer a origem dos resíduos encaminhados ao aterro, foram levantadas informações junto ao setor de monitoramento da ACFOR (Autarquia de Regulação, Fiscalização e Controle dos Serviços Públicos de Saneamento Ambiental de Fortaleza), com dados das quantidades/pesagens e das tipologias dos RSU recebidos no ASMOC entre 2012 e 2021.

Determinação da composição gravimétrica dos resíduos

As amostras de resíduos utilizadas para a determinação da composição gravimétrica foram coletadas após a chegada dos caminhões ao aterro sanitário. O material analisado foi os RSU oriundos dos três tipos de veículos utilizados na coleta de Fortaleza. O resíduo domiciliar é coletado por caminhões compactadores, as carretas transportam os resíduos de uma estação de transbordo para o aterro sanitário e as caçambas basculantes coletam resíduos de limpeza urbana.

O procedimento de obtenção das amostras de cada veículo seguiu as recomendações da CETESB (1990) e do CEMPRE (2018). Dessa forma, cada caminhão foi descarregado no pátio da frente de operação do aterro, onde cada pilha de resíduos foi dividida em quatro partes iguais (os quartis), sendo tomados dois quartis opostos entre si, descartando-se os dois restantes. As partes previamente separadas foram novamente misturadas e o processo de quarteamento foi repetido até que se obtivesse o peso final desejado, que neste caso foi de 200 Kg para cada veículo. Foram selecionadas duas amostras de cada veículo.

Cada amostra foi disposta sobre uma lona, onde houve a triagem desse material, separando-se os resíduos dos grupos desejados. Após esse processo de separação, pesou-se cada classe obtida e calculou-se a porcentagem de cada uma. Como o trabalho de campo ocorreu em plena pandemia, buscou-se abreviar a manipulação dos resíduos, determinando apenas 03 grupos de materiais, genericamente chamados:

- Grupo 1: resíduos degradáveis (restos de alimentos, papel, papelão, podas e resíduos de jardim).
- Grupo 2: resíduos dificilmente ou não degradáveis (vidros, plásticos e metais).
- Grupo 3: rejeitos (entulho e demais itens não classificados anteriormente), Figura 2.



Figura 2. Realização do quarteamento para o ensaio de composição gravimétrica (2021).

Determinação da massa específica aparente solta dos resíduos (ρ)

Foram extraídas 04 amostras de cada veículo, totalizando 24 amostras. Os materiais, ainda misturados, foram colocados em tambores de 100 litros (0.1m^3) e imediatamente pesados em uma balança eletrônica de plataforma sem compactação. A (ρ) foi expressa em Kg/m^3 e a metodologia adotada foi a mesma preconizada pela Cempre (2018).

Determinação dos teores de umidade e sólidos voláteis

Foram coletadas e analisadas 04 amostras de resíduos domiciliares *in natura* de veículos compactadores recepcionadas na frente de transbordo da Área 2. Para a coleta das amostras de resíduos aterrados, foram realizadas perfurações nas células das duas áreas. Na Área 1, foram perfurados dois pontos em três diferentes profundidades: 4, 8 e 12 metros, em março de 2021.



Figura 3. Pontos de coleta de resíduos aterrados na Área 1 (2021).

Na Área 2, os furos foram realizados em dois momentos. Numa primeira campanha, realizada entre abril e julho de 2021, foram coletadas 16 amostras (ponto 3 ao ponto 18) com profundidade de 4 metros. Numa segunda campanha (abril a junho de 2022), foram amostrados mais 05 pontos (ponto 19 ao ponto 23) em profundidades de 4, 8 e 12 metros e em diferentes células da Área 2.

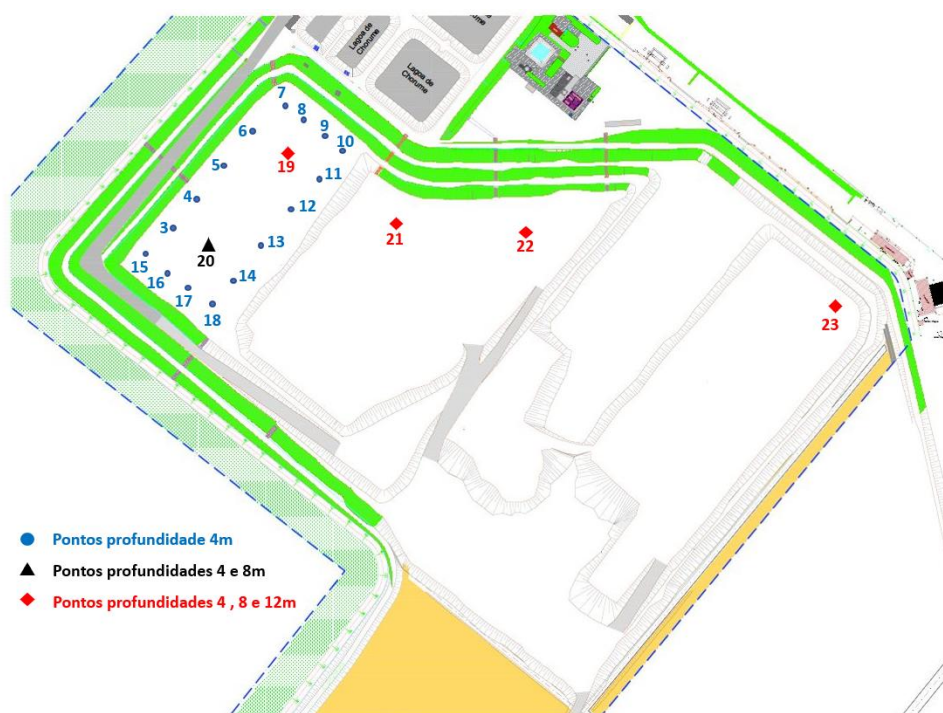


Figura 4. Pontos de coleta de resíduos aterrados na Área 2 (2022).

Os 16 pontos da primeira campanha se concentraram em uma célula recém-concluída, e a escolha da profundidade de 4m foi escolhida a fim de se traçar um perfil horizontal dos parâmetros analisados (umidade e sólidos voláteis).

Durante a segunda campanha, as condições operacionais e o alteamento do novo aterro sanitário permitiam realizar uma maior amostragem, inclusive com a exploração de mais profundidades. Diferentemente da localização dos pontos da primeira campanha (mais próximos), durante a segunda campanha os pontos ficaram mais esparsos, pois, com isso, buscou-se coletar amostras de resíduos em diferentes idades de aterramento, de forma a atender também as demandas da empresa que explora o gás.

Para a perfuração dos pontos, foram utilizados dois tipos de máquinas: uma perfuratriz (A) para as coletas em maiores profundidades (4, 8 e 12 m) e uma retroescavadeira (B) para as coletas mais rasas (4m), conforme mostra a Figura 5 (equipamentos do próprio aterro).



Figura 5. Máquinas utilizadas nas coletas das amostras.

Os teores de umidade foram determinados no Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), Universidade Federal do Ceará (UFC). Em cada ponto e profundidade amostrada, foram selecionadas amostras de 30g, que foram levadas à estufa a 60°C durante 48h. Todas as determinações de umidade foram feitas em duplicata, e o método empregado foi o da base úmida (Aires, 2013). A determinação do teor de sólidos voláteis foi executada conforme a norma WHO (1979), com amostras 5g previamente secas na estufa. Cada amostra ficou durante 2 horas dentro do forno mufla com temperatura ajustada a 550°C.

Determinação dos coeficientes de permeabilidade à água dos solos de cobertura do aterro

Em janeiro de 2021 foram coletadas oito amostras de solos (quatro na Área 1 e outras quatro na Área 2). A coleta dessas amostras foi realizado por meio do cravamento de um cilindro de ferro sobre a camada de cobertura, onde se extraíram as amostras indeformadas de solo que posteriormente foram submetidas ao ensaio de permeabilidade à água de carga variável em laboratório.

Em fevereiro de 2021 foram realizados oito ensaios de infiltração *in situ*, pelo método dos anéis concêntricos, sendo quatro ensaios sobre a Área 1 e quatro sobre a Área 2, conforme Bernardo *et al.* (2006). A fim de explorar outros parâmetros dos solos que compõem as camadas de cobertura, foi realizada análise granulométrica conforme Nbr 7181 (ABNT, 2016) e ensaio de compactação conforme Nbr 7182 (ABNT, 2016).

Resultados

Quantidade e tipologias dos resíduos

Entre 2012 e 2021 (última década de funcionamento do ASMOC) foram recebidas mais de 20,5 milhões de toneladas de RSU, Tabela 1, ficando o maior quantitativo registrado em 2014 (10.8% do total), e o menor em 2017 (7.9%), Figura 3.

A média geral de recebimento de RSU apontou para 5 642.87 toneladas por dia. Ao longo do período analisado, os resíduos provenientes da coleta domiciliar de Fortaleza-CE representaram 32.6% do acumulado, seguidos pelos resíduos das coletas especiais realizadas nos “pontos de lixo” (26.4%), e que juntos representaram 59.0% de todo o material.

Tabela 1. Quantidades de resíduos por tipo recebidos pelo ASMOC entre 2012 e 2021

Origem do Resíduo	Quantidade (toneladas)	%
Coleta Domiciliar - Fortaleza	6 722 451.59	32.6
Coleta Especial Urbana - Pontos de Lixo	5 439 223.37	26.4
Coleta Especial Urbana - Entulho	2 912 534.82	14.1
Coleta Particular (Grandes Geradores)	2 131 864.58	10.4
Coleta Domiciliar - Caucaia	1 784 467.47	8.7
Serviço de Capina/Raspagem	992 929.49	4.8
Coleta Especial Urbana - Poda	325 110.12	1.6
Serviços de Varrição	260 982.32	1.3
Serviços Prestados pela Emlurb/Urbfor	26 933.24	0.1
Total	20 596 497.00	100.0

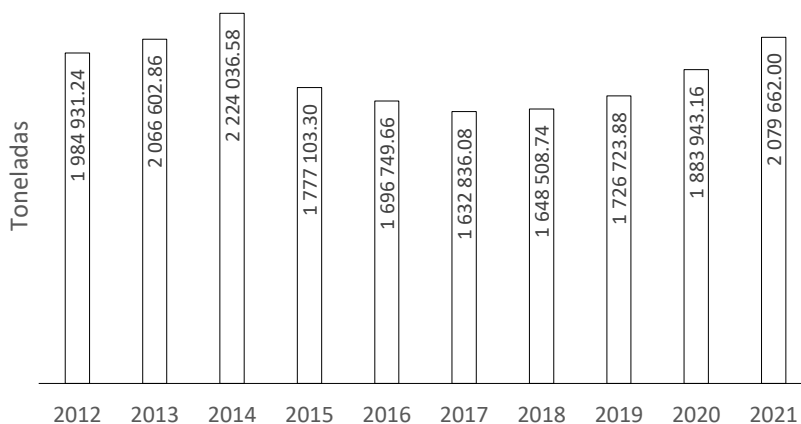


Figura 3. Evolução anual dos quantitativos de RSU recebidos pelo ASMOC.

Entre 2012 e 2021 foi possível observar dois períodos bem diferentes: nos primeiros 03 anos houve aumento das quantidades recebidas no ASMOC e nos 07 anos posteriores uma redução, mesmo que haja uma tendência de voltar ao patamar inicial.

Esses dados possuem, de alguma forma, relação com a aplicação local da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12305/2010), ou seja, com as iniciativas municipais pré-aterro, dentre as quais a política de coleta seletiva via pontos de entrega voluntária (Ecopontos).

Também é importante destacar que a redução da geração dos RSU em Fortaleza acompanhou uma redução a nível nacional, que se deveu a redução do consumo, decorrente da crise econômica, conforme observou a ABRELPE (2017).

A atualização da legislação municipal foi outra importante medida voltada à redução da geração de resíduos. A Lei 10340 (Fortaleza, 2015) estabeleceu que os grandes geradores de resíduos e aqueles que geram resíduos perigosos (independente do volume) são responsáveis pelo custeio dos serviços de gerenciamento, ou seja, o custo desse processo leva o gerador a reduzir a produção de resíduos, diminuindo, ao máximo, a quantidade que será coletada pela empresa contratada. Esse cenário, certamente, influenciou as posturas dos geradores desde 2015, já que foram obrigados a elaborar e cumprir um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos.

O aumento da fiscalização, por parte da Agência de Fiscalização Municipal - AGEFIS, também tem pressionado os grandes geradores. Na Lei 10340/2015, entende-se por grande gerador: aqueles que produzem resíduos sólidos Classe II, não perigosos, em volume igual ou superior a 100 (cem) litros por dia; aqueles que geram resíduos da construção civil em volume igual ou superior a 50 (cinquenta) litros por dia.

Composição Gravimétrica

As amostras de resíduos provenientes dos veículos compactadores apresentaram entre 46.7 e 46.9% de materiais do Grupo 1 (restos de alimentos, papel, papelão, podas e resíduos de jardim), entre 29.3 e 31.6% de materiais do Grupo 3 (entulho e demais itens não classificados anteriormente) e entre 21.5 e 24.0% de materiais do Grupo 2 (vidros, plásticos e metais), Figura 6.

A presença de material reciclável indica grande desperdício de recursos naturais e financeiros. A falta de uma coleta seletiva porta a porta, somado a carência de programas de educação ambiental para incentivo à segregação, contribui para esse quadro. Apenas os rejeitos (exceto entulhos), conforme a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12305/2010), seriam o grupo mais adequado para disposição no referido aterro.

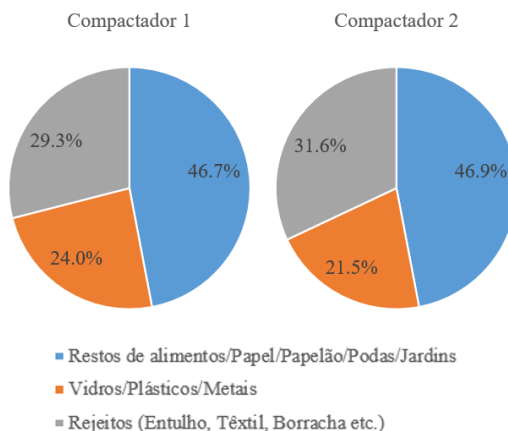


Figura 6. Composição gravimétrica dos RSU coletados pelos veículos compactadores.

A entrada de entulho no aterro sanitário, em particular, representa diminuição da sua vida útil (caso não seja bem processado e empregado como material de cobertura intermediária ou na preparação de vias internas). Atualmente, a maior parte do entulho que chega ao ASMOC vem das atividades de limpeza urbana (e dos conhecidos “pontos de lixo”) e chegam misturados a outras tipologias de resíduos (poda, lixo domiciliar), tornando sua segregação inviável.

As amostras de resíduos das carretas - provenientes da estação de transbordo do Jangurusu - apresentaram entre 49.3 e 50.2% de materiais do Grupo 1, entre 41.1 e 41.7% de materiais do Grupo 3, entre 8.1 e 9.6% de materiais do Grupo 2, Figura 7.

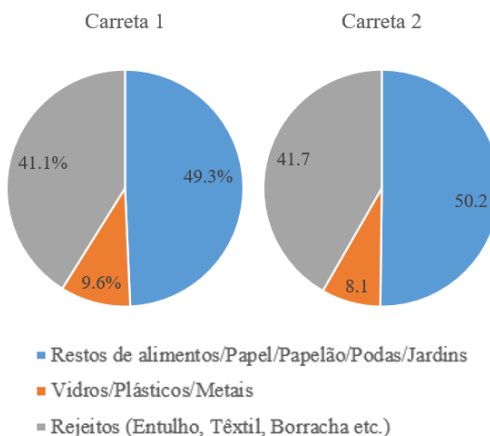


Figura 7. Composição gravimétrica dos RSU coletados pelas carretas.

Assim como nos veículos compactadores, a parcela de material facilmente degradável foi maior, por dois motivos principais: os resíduos da estação do Jangurussu são majoritariamente de origem domiciliar e o trabalho informal dos catadores naquele espaço reduz, significativamente, a presença dos recicláveis. Dessa forma, o que sai da área de transbordo para o ASMOC é majoritariamente fração orgânica e de rejeitos, que relativamente pesam mais.

Por fim, as amostras de resíduos provenientes das caçambas apresentaram entre 38.0 e 39.3% de materiais do Grupo 1, entre 47.9 e 50.0% de materiais do Grupo 3, entre 12.0 e 12.8% de materiais do Grupo 2, Figura 8.

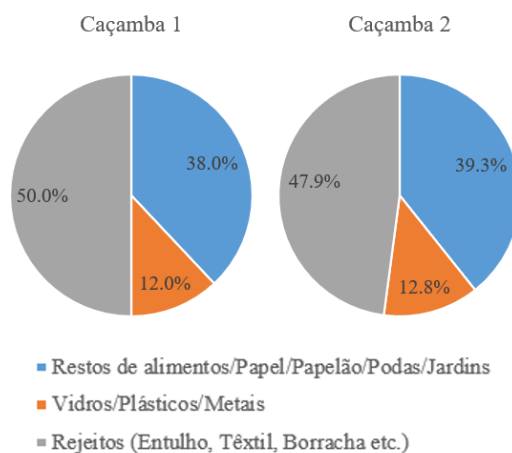


Figura 8. Composição gravimétrica dos RSU coletados pelas caçambas.

Essa composição tem relação direta com o tipo de serviço realizado: as caçambas são utilizadas nas atividades da limpeza urbana, onde há o recolhimento de resíduos de capina, variação, poda de árvores, entulho, entre outros. Elas também são empregadas nos serviços de coleta dos materiais descartados pela população em esquinas, calçadas, terrenos abandonados etc. (chamados em Fortaleza-CE de “pontos de lixo”). Essa tipologia, em geral, não atrai os catadores, por isso a presença de recicláveis é praticamente inalterada.

De modo geral, a composição gravimétrica apontou para grande presença de resíduos degradáveis que, por um lado potencializam a geração e o aproveitamento do metano na usina em operação no aterro, por outro repercutem na geração de maiores volumes de lixiviados (a depender do regime de chuvas e outras variáveis).

Os percentuais de resíduos que formam o Grupo 1, considerando apenas os RSU dos compactadores, apresentaram-se próximos da média brasileira citada pela Abrelpe (2020): 45.3%. Porém, ficou abaixo daqueles observados nas pesquisas em cidades da região nordeste, como em Campina Grande/PB: 56% (Aires, 2013), Recife/PE: 68.60% (Alcântara, 2007), e Barra de São Miguel/PB: 74% (Araújo *et al.*, 2015), resguardadas as particularidades de cada cidade e época da pesquisa.

Massa específica aparente solta

A massa específica aparente solta dos resíduos analisados variou entre 123.75 e 295.42 Kg/m³ (média das 24 amostras: 228.11 Kg/m³). Os maiores valores médios foram registrados nos resíduos provenientes dos veículos compactadores (259.84 Kg/m³), seguidos pelos resíduos das carretas (256.46 Kg/m³) e caçambas (168.02 Kg/m³). Esse comportamento era esperado em função da própria tipologia dos resíduos e diferenças tecnológicas e de operação de cada veículo.

Em linhas gerais, os resíduos coletados pelos compactadores sofrem constante esmagamento do início da coleta até chegarem no aterro sanitário, ou seja, a cada nova “recarga”, os garis acionam o sistema de compactação, aumentando a massa específica. Além disso, os compactadores são deslocados para coleta de resíduos domiciliares, que naturalmente pesam mais em função do elevado teor de umidade e presença de orgânicos, além de menor granulometria.

Os resíduos coletados pelas carretas, além de serem previamente alterados pelo trabalho dos catadores do pátio do Jangurussu, sofrem apenas um esmagamento com pá carregadeira para melhor acomodação e ajuste da lona de cobertura.

Os resíduos coletados pelas caçambas não sofrem nenhum tipo de compactação; são simplesmente arremessados pelos garis sobre o veículo, por isso, apresentaram os menores valores.

A massa específica aparente dos resíduos de Fortaleza esteve dentro do intervalo considerado típico para resíduos soltos: entre 102 e 300 Kg/m³ (Silveira, 2004), acima do registro encontrado por Duarte (2016): 101.75 Kg/m³ e próximo ao encontrado por Alcântara (2007): 227 a 295 Kg/m³. Além disso, os registros de (ρ) do RSU da capital cearense se situaram dentro do intervalo encontrado em uma pesquisa local anterior (Silva e Santos, 2010), ressaltando a importância do rigor no processo de compactação desses resíduos quando colocados dentro das trincheiras, para se alcançar o triplo da massa por m³ (desejável).

Caracterização do solo

Com base nos resultados da caracterização geotécnica, observou-se teor de finos (silte/argila) de 22.5% para o solo da Área 1 e de 30.25% para o solo da Área 2. A CETESB (1993) recomenda um percentual de finos maior que 30% para camada de cobertura de aterro sanitário, e a USEPA (2004) sugere valores no intervalo de 30% a 50%. Nesse quesito, apenas o solo da Área 2 atendeu aos requisitos normativos.

As amostras de solos do aterro velho apresentaram, em média, massa específica seca máxima de 1.93 g/cm^3 , e os do aterro novo, 2.01 g/cm^3 . Esses valores se mostram adequados para camadas de coberturas de aterros sanitários de acordo com os critérios estabelecidos por Kabir e Taha (2004), que recomendam valores acima de 1.45 g/cm^3 .

O estudo geotécnico da camada de cobertura final do ASMOC (Área 1) realizado por Freire (2022) fornece mais dados sobre os solos empregados na cobertura do aterro. Os resultados da caracterização geotécnica revelaram teores de finos (silte/argila) variando entre 11% e 18%, com maiores percentuais de areia fina (41% a 51%). O índice de plasticidade encontrado foi de 5%, e a densidade real dos grãos foi de 2.65 g/cm^3 . Além desses resultados, o estudo também revelou massa específica aparente seca máxima de 2.1 g/cm^3 e massa específica aparente seca natural *in situ* de 1.7 g/cm^3 , o que representou um grau de compactação de 88%.

Segundo Freire (2022), o grau de compactação encontrado no estudo é considerado baixo comparado a outros aterros, sendo esse parâmetro influenciado pelo tipo de equipamento compactador utilizado durante a confecção da camada de cobertura. No ASMOC, o espalhamento do solo de cobertura é realizado por meio de trator de esteira D6T, sendo em seguida compactado com equipamento de rolo liso, o que segundo a autora justifica o baixo valor de grau de compactação encontrado.

Os solos da camada de cobertura da Área 2 (novo aterro) apresentaram menor permeabilidade à água que os solos da Área 1 (aterro desativado), considerando todas as amostras analisadas sob o método da carga variável.

Os resultados das amostras da Área 2, carga variável, variaram entre 1.9×10^{-6} a $3.1 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$, enquanto os resultados da Área 1 apresentaram permeabilidade à água entre 3.6×10^{-4} e $1.0 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$ (Tabela 2).

Pelo método dos anéis concêntricos, as diferenças entre os valores das permeabilidades das áreas foram menores; na realidade, apenas uma amostra da Área 1 teve ordem de grandeza menor, ou seja, a medição *in situ* confirmou o observado nos ensaios de permeabilidade de carga variável (permeabilidade da Área 2 menor que a permeabilidade da Área 1).

Tabela 2. Permeabilidade à água dos solos de cobertura do ASMOC

Período	Permeabilidade (cm/s)			
	Área 1		Área 2	
	Carga variável	Anéis concêntricos	Carga variável	Anéis concêntricos
Janeiro de 2021	3.6×10^{-4}	-	1.9×10^{-6}	-
	4.9×10^{-4}	-	6.2×10^{-6}	-
	4.5×10^{-4}	-	1.2×10^{-5}	-
	1.0×10^{-3}	-	3.1×10^{-5}	-
Fevereiro de 2021	-	2.66×10^{-4}	-	2.12×10^{-4}
	-	1.33×10^{-4}	-	8.87×10^{-5}
	-	5.11×10^{-5}	-	3.22×10^{-4}
	-	5.08×10^{-3}	-	5.32×10^{-5}

A permeabilidade dos solos da Área 1 não atendeu aos limites estabelecidos pela NBR 13896/1997 (10^{-6} cm/s) e pela EPA (2016), 10^{-7} cm/s. Isso indica que a camada de cobertura final dessa área não está cumprindo suas funções adequadamente.

A condutividade hidráulica da camada de cobertura da Área 2 também não atendeu aos requisitos exigidos na norma nacional e internacional, porém, é importante ressaltar que essa cobertura é constituída de camadas intermediárias, já que a nova área do aterro iniciou suas atividades recentemente (2019), onde periodicamente novas células de resíduos são sobrepostas àquelas já existentes. Dessa forma, a permeabilidade da cobertura da Área 2 não pode ser muito baixa, a fim de não comprometer a drenagem dos líquidos no interior do maciço.

Outros estudos encontrados na literatura mostram que solos com alta massa específica seca máxima, associado a altos teores de finos repercutem numa menor permeabilidade à água das camadas de cobertura.

Araujo (2018) analisando os solos de cobertura do aterro em Campina Grande-PB encontrou coeficiente de permeabilidade em laboratório da ordem de 2.77×10^{-6} cm/s, e *in situ* da ordem de 3.87×10^{-6} cm/s, para o solo que apresenta massa específica seca máxima de 1.61 g/cm³, teor de finos de 52.7% e índice de plasticidade de 8%.

Dorneles *et al.* (2016) encontrou para a cobertura do aterro em Santa Maria-RS permeabilidade em laboratório de 1.07×10^{-4} cm/s e *in situ* (anéis concêntricos) de 3.40×10^{-3} cm/s para o solo que apresentou massa específica seca máxima de 1.17 g/cm³, teor de finos de 84% e índice de plasticidade de 23%.

Já Pereira *et al.* (2013) registrou permeabilidade de 1.56×10^{-5} cm/s por meio do ensaio *in situ* dos anéis concêntricos nos solos naturais utilizados na execução de células de aterro de resíduos industriais na cidade de Mossoró - RN. Esse solo apresentou massa específica seca máxima de 1.75 g/cm^3 , teor de finos de 68% e índice de plasticidade de 18%.

Teores de umidade e sólidos voláteis

Nos resíduos sólidos recém-chegados ao aterro

Os teores de umidade (base úmida) nas amostras dos resíduos domiciliares recém coletados e despejados na frente de transbordo variaram entre 60.35 e 67.96%, Tabela 4. A média das 04 amostras ficou em 64.51% de umidade. Já os teores de sólidos voláteis variaram entre 73.09 e 85.54% (média das 04 amostras: 79.41%).

Tabela 4. Teores de umidade e de sólidos voláteis dos resíduos recém-chegados ao aterro

Amostra	Umidade – base úmida (%)	Sólidos Voláteis (%)
A1	65.05	73.09
A2	64.69	85.54
A3	67.96	80.04
A4	60.35	78.97
Média	64.51	79.41

Em linhas gerais, a umidade alta acompanhou os altos teores de sólidos voláteis, revelando que os componentes orgânicos do RSU levam uma parcela considerável de umidade para dentro do aterro.

Resguardada a realidade de cada pesquisa citada na literatura (época, município, tamanho da amostra, idade dos resíduos), pode-se afirmar que os teores de umidade obtidos foram maiores que os observados por Santos (2012), que também estudou os resíduos do ASMOC (19.4 a 29.8%), Oliveira (2011), 37.00%; Melo (2015), 38.31%, ficando mais próximos dos valores encontrados por Aires (2013), 56.51% e Holanda (2016), 70.42%. Sobre os sólidos voláteis, observou-se proximidade com resultados obtidos por Aires (2013): 78.00%.

Nos resíduos aterrados

Os teores de umidade nas amostras dos resíduos aterrados na Área 1 cresceram com a profundidade, indicando a presença de dois fenômenos principais: perda parcial de umidade nas camadas mais superficiais do maciço - em função das trocas com o ambiente externo - e possível acúmulo de líquidos nas camadas mais profundas do maciço.

Tabela 5. Teores de umidade e de sólidos voláteis dos resíduos aterrados na Área 1

Ponto	Profundidade	Umidade (%)	Sólidos Voláteis (%)
1	4m	22.72	25.08
	8m	29.22	24.07
	12m	33.01	9.12
2	4m	20.97	31.49
	8m	26.60	15.20
	12m	34.54	13.10

Na mesma área, os teores de sólidos voláteis diminuíram com a profundidade, mostrando a estratigrafia vertical da degradação dos resíduos. A literatura especializada mostra que, no decorrer do tempo, os teores de sólidos voláteis tendem a diminuir.

A Figura 9 mostra o perfil horizontal dos parâmetros dos RSU aterrados na Área 2. Na primeira campanha (abril - julho de 2021) é possível observar uma heterogeneidade nos resultados de umidade e sólidos voláteis, inclusive essas diferenças ficaram visíveis no momento de escavação para coletar as amostras, com certos locais da célula bastante secos e com pouca matéria orgânica, enquanto outros pontos apresentavam maior presença de orgânicos na massa de lixo aterrada.

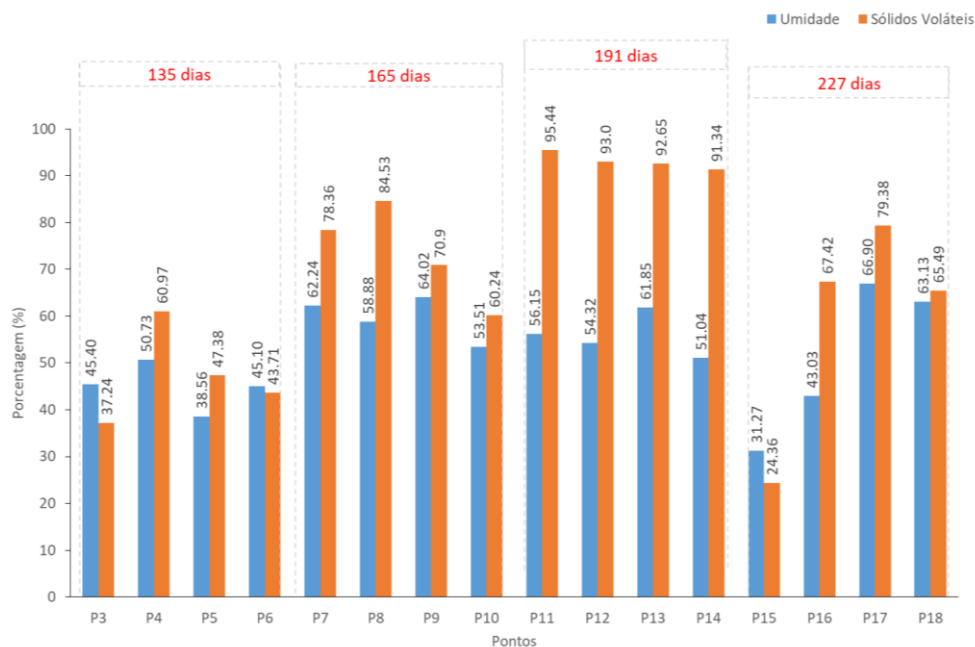


Figura 9. Umidade e sólidos voláteis dos resíduos aterrados a 4m (Área 2) e suas respectivas idades de aterramento.

De certa forma, esse comportamento está associado ao fato do aterro receber diferentes tipologias de resíduos, sendo que algumas classes (resíduos domiciliares) carregam consigo alto teor de umidade e de orgânicos, enquanto outros tipos (resíduos de construção, têxteis, etc.) são mais secos e possuem baixo teor de matéria orgânica. Como já foi discutido anteriormente, os ensaios de composição gravimétrica dos resíduos encaminhados ao ASMOC revelaram percentuais de material facilmente degradável inferiores a 50%, valor considerado baixo quando comparados aos resíduos de outras cidades. Além disso, os percentuais de rejeitos (grupo 3) foram altos, sobretudo nos RSU provenientes das carretas e das caçambas basculantes.

Dessa forma, o teor de sólidos voláteis na profundidade de 4m variou de 24.36% a 95.44%, enquanto o teor de umidade se situou entre 31.27% e 52.88%. Os dados apresentados na Figura 9 ainda mostram pouca influência da idade de aterramento dos resíduos nos seus teores de umidade e sólidos voláteis.

Um ano depois (2ª campanha, abril - junho 2022), esses teores foram menores (indicando o consumo da umidade e/ou desidratação natural dos resíduos com o tempo). Neste caso, é possível observar que os teores de sólidos voláteis variaram em função da profundidade e do tempo de aterramento, enquanto os teores de umidade variam, especialmente, em função da profundidade (Figura 10).

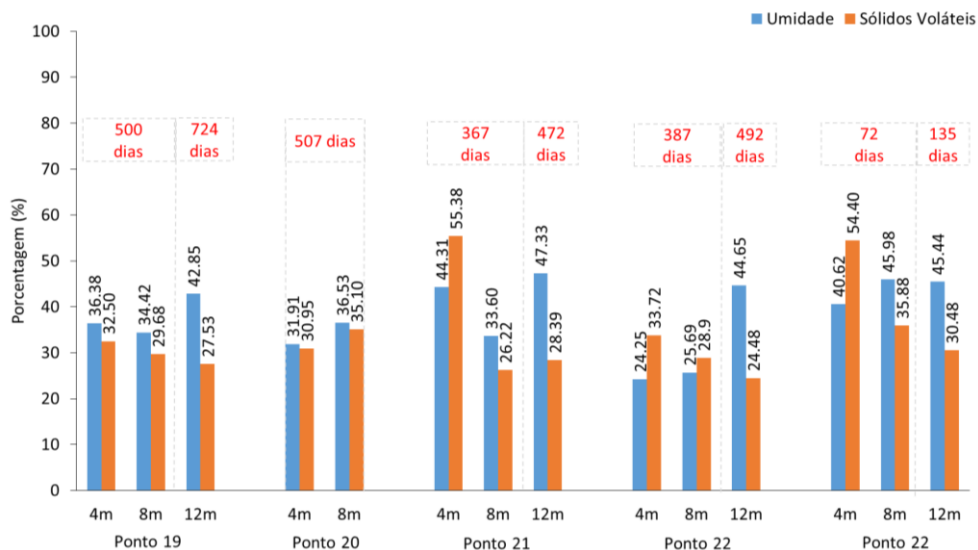


Figura 10. Teores de umidade e sólidos voláteis em diferentes profundidades e idades de aterramento.

As médias dos teores de umidade foram de 35.49% (4m), 35.24% (8m) e 45.07% (12m). Já as médias dos teores de sólidos voláteis foram as seguintes: 41.39% (4m), 38.94% (8m) e 22.18% (12m). Esses dados confirmam um comportamento já esperado para os aterros sanitários: umidade aumentando com a profundidade, pois a tendência é que os líquidos lixivem até o fundo do maciço; e os SV das camadas mais profundas (resíduos antigos) sendo menores do que os das camadas superiores (resíduos novos), tendo em vista que os maciços de aterro são construídos de baixo para cima (alçamento).

Os menores valores de SV se deram no ponto 19, ou seja, aquele em que os resíduos estão submetidos ao maior tempo de aterramento. No ponto 22, onde os resíduos possuem o menor tempo de aterramento, os valores de SV foram maiores. Tendo como base as 16 amostras aterradas a 4m (1ª campanha) e as amostras coletadas a 4m nos pontos 19 e 20 (2ª campanha), observa-se que o teor médio de SV foi de 68.28% para 31.72% após aproximadamente 365 dias, ou seja, uma redução média de 36.56% em um ano. A comparação foi feita entre esses pontos porque eles foram coletados na mesma célula do aterro em períodos distintos.

Em um estudo realizado por Aires *et al.* (2020) numa célula experimental com resíduos do município de Campina Grande – PB, houve uma redução de 45% de sólidos voláteis após 704 dias de aterramento. Durante o monitoramento de um biorreator também em Campina Grande-PB, Ribeiro *et al.* (2016) observaram uma redução de cerca de 60% de sólidos voláteis nos resíduos após 734 dias de aterramento desse material. Alcântara (2007), por meio de seu estudo envolvendo biorreatores, obteve uma redução de 36% de sólidos voláteis nos resíduos da cidade de Recife – PE, ao se passar um período de 365 dias de aterramento.

Dados pluviométricos e suas influências

Os teores de umidade dos resíduos aterrados, sob a influência das precipitações pluviométricas observadas no período de estudo, estão descritos na Figura 11. Os dados de chuvas utilizados foram dos postos de coleta da Fundação Cearense de Meteorologia – FUNCEME, mais próximos ao aterro sanitário.

Observou-se que a incidência das chuvas em 2021 se concentrou entre fevereiro e maio e que a chuva tem um efeito positivo na umidade dos resíduos, porém, o impacto sobre os teores de umidade não se deu, como esperado, de forma imediata. Isso ocorre porque do volume de chuva que cai sobre o terreno, uma parte evapora, outra escorre e outra infiltra até saturar a camada de cobertura. Somente após isso, essa água alcança a massa de resíduos, onde uma parcela será consumida nos processos biológicos, outra alterará a umidade dos resíduos e o excedente constituirá parte dos lixiviados.

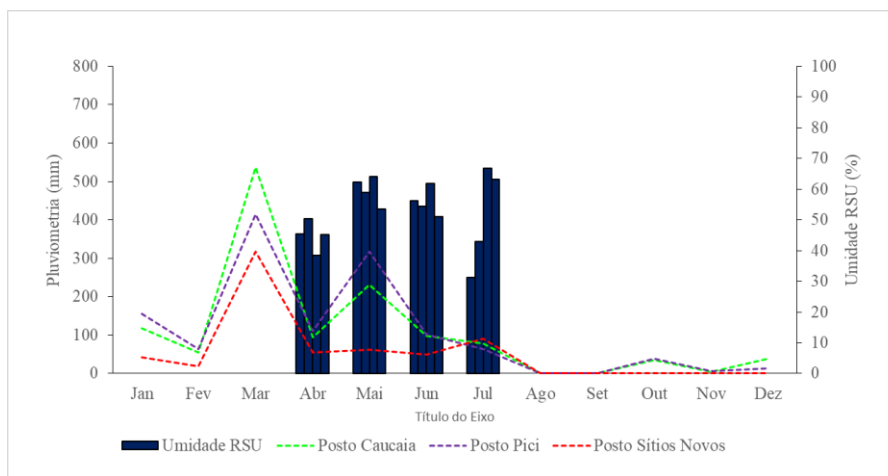


Figura 11. Relação entre a pluviosidade e os teores de umidade dos resíduos aterrados na Área 2.

Catapreta e Simões (2008), em um estudo realizado na CTR de Belo Horizonte, observaram que as vazões de lixiviados não são afetadas imediatamente pelas precipitações, levando certo tempo para que seja observado o efeito das chuvas sobre o volume de líquidos produzidos.

Oliveira (2011) também observou que o lixiviado gerado variava com a pluviosidade, apresentando um tempo de resposta; que no caso foi de aproximadamente 20 dias. O autor observou, por exemplo, que o volume de lixiviado de agosto refletia as chuvas de junho e julho, e que o baixo volume de dezembro refletia a ausência de chuva em novembro.

Capelo Neto *et al.* (1999) buscaram correlacionar o regime pluviométrico e o volume de lixiviado gerado no ASMOC - mesmo aterro desta pesquisa - por meio do monitoramento em escala real e por simulação computacional. Os resultados mostraram que durante o período observado, o volume de lixiviado gerado manteve relação com a precipitação, porém, as curvas obtidas para os dois parâmetros ficaram numa escala menor do que aquelas previstas na simulação computacional.

Esses autores acreditam que isso se deu por conta da atuação da camada de cobertura composta de argila com baixa permeabilidade e pela retenção de líquido no interior da célula de resíduos, trazendo a importância do conhecimento da capacidade de campo dos resíduos nos estudos de balanço hídrico em aterros sanitários, e o fato de que a percolação da água no aterro pode ser acelerada ou atrasada dependendo das condições dos materiais que compõem o maciço (solo e resíduos).

É importante considerar que é exatamente no período chuvoso que ocorre um aumento na geração e captação de metano no ASMOC. Cavalcante (2021) avaliou a qualidade do biogás captado por poços horizontais e verticais dispostos no maciço do referido aterro e os resultados revelaram que as concentrações de gás metano variaram entre a estação chuvosa e a seca. Na primeira campanha, realizada em maio de 2019 (mês chuvoso), a concentração de metano foi de 61%. Na segunda campanha, realizada em julho de 2019, esse valor reduz para 57%, e permanece abaixo desse valor até dezembro do corrente ano. Entre julho e dezembro de 2019, a pluviometria da região do aterro foi próxima a zero.

Conclusões

A análise dos quantitativos de RSU encaminhados ao ASMOC entre 2012 e 2021 mostraram que a coleta domiciliar de Fortaleza e os pontos de lixo da cidade são responsáveis por 60% da geração de resíduos. A composição gravimétrica desses resíduos indicou a predominância de materiais facilmente degradáveis e uma parcela significativa de materiais recicláveis nos resíduos sólidos domiciliares, sinalizando a perda de materiais com valor agregado. Esse cenário demonstra o grande desafio que a cidade de Fortaleza enfrenta na gestão de seus resíduos, evidenciando a necessidade do reforço de políticas públicas e de outros mecanismos que incentivem a redução, reutilização, coleta seletiva, reciclagem e tratamento desses materiais.

A análise dos parâmetros dos resíduos aterrados revelaram um processo de biodegradação rápida. Com base nos teores de umidade e sólidos voláteis da Área 1, percebeu-se resíduos em estágio avançado de decomposição, o que indica um material com matéria orgânica praticamente estabilizada. Na Área 2, os altos teores de umidade e sólidos voláteis, somados à boa relação da pluviosidade com a umidade interna do maciço revelam alto potencial de geração de biogás.

Com relação às camadas de cobertura, os resultados dos ensaios de permeabilidade à água *in situ* e em laboratório mostram que os solos utilizados nas duas áreas estão em desconformidade com o que preconizam as norma brasileira e americana. Embora algumas características desses solos (teor de finos e massa específica aparentes seca máxima) estejam em conformidade com os requisitos exigidos para camada de cobertura, o coeficiente de permeabilidade não atingiu o valor recomendado. Tendo como base a NBR 13896/1997 que estabelece a condutividade hidráulica como o critério essencial para a escolha do solo que será empregado na impermeabilização superficial dos resíduos aterrados, verifica-se que as camadas de cobertura do ASMOC, sobretudo da Área 1, não cumprem sua função adequadamente.

O presente estudo é um dos primeiros sobre o tema no novo aterro sanitário, e seus resultados ajudam a compreender o processo de degradação dos resíduos e o comportamento da camada

de cobertura quanto à permeabilidade. Certamente, os dados aqui apresentados servirão de base para novos estudos no ASMOC e também para subsidiar melhorias na eficiência dos processos de operação do aterro, contribuindo para um melhor controle tecnológico.

Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira De Normas Técnicas (1997) *NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos – critérios para projeto, implantação e operação*. Rio de Janeiro. 12 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2000) *NBR 14545: Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável*. Rio de Janeiro. 12 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016) *NBR 7181: Solo - Análise Granulométrica*. Rio de Janeiro. 13 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016) *NBR 7182: Solo – Ensaio de Compactação*. Rio de Janeiro. 11 pp.
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2017) *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017*. São Paulo, SP. 2017.
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2020) *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020*. São Paulo, SP. 2020.
- Aires, K.E. (2013) *Monitoramento das concentrações de gases em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande-PB*. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2013, 118 pp.
- Aires, K. E., Melo, M. C, Oliveira, R., Monteiro, V. E. D. (2020) Análise do processo biodegradativo em resíduos sólidos urbanos aterrados. *Revista DAE*, **68**(223), 136–152.
- Alcântara, P.B. (2007) *Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007, 364 pp.
- Amaral, O.C. (2016) *Avaliação da influência do tempo de aterramento dos resíduos sólidos domiciliares com a vazão e a composição dos gases gerados no aterro sanitário de rio claro – SP*. Monografia (Graduação em Engenharia ambiental), Universidade estadual Paulista, Rio Claro, SP, 93 pp.
- Araújo, N.C., Queiroz, A.J.P., Guimarães, P.L.F., Gomes, A. A. (2015) Gravimetria e abordagem econômica dos resíduos sólidos urbanos do município de Barra de São Miguel – Paraíba. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental (REGETA)*, **19**(3), 67-72.
- Araujo, P. S. (2018) Proposta de monitoramento de camada de cobertura de solo compactado de aterros sanitários: Estudo de caso. *Revista Especializa Online IPOG*, **1**(15), 1-18.
- Belfort, N.T., Santana, D.S., Santos Filho, D.A., Jucá, J.F.T. (2019) Permeabilidade de um solo de comportamento anômalo utilizado para cobertura do Aterro Sanitário de Altinho/PE, *IX Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental*, São Carlos, Brasil.
- Bernardo, S., Soares, A.A., Mantovani, E.C. (2006) *Manual de irrigação*, 8a ed., UFV, Viçosa, Brasil, 625pp.
- Brasil (2010) *Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 03 ago. 2010. Seção 1, p. 3.
- Capelo Neto, J., Mota, S., Silva, F.J.A. (1999) Geração de percolado em aterro sanitário no semi-árido nordestino: uma abordagem quantitativa. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, **4**(3), 160-167.

- Carvalho Júnior, F.H., Aquino, M.D., Aquino, A.D., Capelo Neto, J. (2012) Correções no projeto executivo do Aterro Metropolitano Oeste de Caucaia – ASMOC, com vistas a solucionar problemas de concepção da drenagem dos líquidos percolados. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, **5**(3), 105-113.
- Catapreta, C.A.A., Simões, G.F. (2008) Avaliação da relação chuva-vazão de líquidos lixiviados em um aterro sanitário experimental, *XXXI Congresso Interamericano AIDIS*, Santiago, Chile.
- Cavalcante, C.L.A. (2021) *Estudo da composição dos gases de aterro sanitário sob diferentes condições de bombeamento*. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental), Instituto Federal do Ceará, Fortaleza, 2021, 101 pp.
- CEMPRE, Compromisso Empresarial para Reciclagem (2018) *Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado*. 4 ed., São Paulo, Brasil.
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (1993) *Resíduos sólidos industriais*. 2 ed., São Paulo, Brasil.
- Cossu, R. (2019) Physical landfill barriers: principles and engineering. In: Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.). *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies*, Elsevier, Amsterdã (Holanda), 575-631.
- Dornelles, L.E., Antunes, H.B., Sangueluche, T.R., Veras, A., Pinheiro, R.J.B. (2016) Avaliação da condutividade hidráulica de um solo utilizado em aterro sanitário em Santa Maria através de ensaios de campo e de laboratório, *XVIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica*, Belo Horizonte, Brasil.
- Duarte, D.P. (2016) *Avaliação da bioestabilização dos resíduos sólidos urbanos em lisímetro. Estudo de caso: Cuiabá – Mato Grosso*. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental), Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2016, 128 pp.
- EPA, Environmental Protection Agency (2016) *Environmental Guidelines Solid waste landfills*. EPA: Sydney, 95 pp.
- Freire, S.C. (2022) *Estudo geotécnico da camada de cobertura final do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC), Ceará*. Dissertação (Mestrado em Geologia), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2022, 118 pp.
- Fortaleza (2015) *Lei nº 10.340, de 28 de abril de 2015*. Altera os arts. 1º ao 33º da Lei 8.408, de 24 de dezembro de 1999, e dá outras providências. Poder Executivo, Fortaleza, CE, 28 abr. 2015.
- Fortaleza (2021) *Ecopontos*. Prefeitura Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente. Acesso em 18 ago. 2021, Disponível em: <https://catalogodeservicos.fortaleza.ce.gov.br/categoria/urbanismo-meio-ambiente/servico/324>.
- Holanda, S.H.B. (2016) *Uso de consórcio microbiano facultativo no estudo da biodegradação e geração de biogás de resíduos sólidos urbanos envelhecidos em aterros*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil - Geotecnia), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016, 144 pp.
- Kabir, M.H., Taha, M.R. (2004) Assessment of physical properties of a granite residual soil as an isolation barrier. *Electronic Journal of Geotechnical Engineering*, **92c**, 13 pp.
- Melo, F. H. F. A. (2015) *Caracterização e estudo do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos em um consórcio municipal do estado de Pernambuco*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2015, 123 pp.
- Oliveira, A.L. (2011) *Estudo da variação do teor de umidade e sólidos totais voláteis dos resíduos sólidos urbanos com a precipitação pluviométrica e suas implicações na geração de lixiviados no Aterro Sanitário Integrado de Cruz das Almas – BA*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2011, 140 pp.
- Oliveira, C.A.A. (2011) *Análise do fluxo de gases na camada de cobertura do Aterro Sanitário Municipal Oeste de Caucaia (ASMOC)*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011, 97pp.
- Pereira, A.C., Porto Filho, F.Q., Freitas Neto, O., Severo, R.N.F. (2013) Avaliação da condutividade hidráulica para solos compactados utilizados em camadas selantes e análise de estabilidade de aterro para resíduos sólidos da perfuração de poços de petróleo. *Holos*, **4**(1), 16-36.

- Ribeiro, L.S., Silva, A.S., Alves, F.S., Melo, M. C., Paiva, W., Monteiro, V.E.D. (2016) Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **21**(1), 1–9.
- Santos, G.O. (2012) *Avaliação do cultivo de gramíneas na superfície de aterro sanitário, com ênfase para a redução da emissão de metano e dióxido de carbono para a atmosfera*. Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012, 313pp.
- Silva, M.C., Santos, G.O. (2010) Densidade aparente de resíduos sólidos recém coletados, *V Congresso Norte-Nordeste de Pesquisa e Inovação*, Maceió, Brasil.
- Silveira, A.M.M. (2004) *Estudo do peso específico de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004, 112 pp.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (2004) *Technical guidance for RCRA/CERCLA final covers*. Washington, DC, 121 pp.
- WHO, International Reference Center for Wastes Disposal (1979) *Methods of Analysis of Sewage Sludge Solid Waste and Compost*. Switzerland, 44 pp.

REVISTA AIDIS

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

**TRATAMIENTO FOTOCATALÍTICO DE FÁRMACOS
UTILIZANDO TiO₂: UMA ANÁLISE SISTÊMICA DOS
MECANISMOS DE DEGRADAÇÃO, REUSABILIDADE
E VIABILIDADE DO PROCESSO EM ESCALA REAL**

* Raqueline Caldas do Nascimento¹
Elisângela Maria Rodrigues Rocha²
Larissa Granjeiro Lucena¹
Arthur Marinho Cahino¹

**PHOTOCATALYTIC TREATMENT OF DRUGS USING TiO₂: A SYSTEMIC ANALYSIS OF
DEGRADATION MECHANISMS, REUSABILITY AND FEASIBILITY OF THE PROCESS ON A REAL
SCALE**

Recibido el 12 de septiembre de 2022. Aceptado el 25 de enero de 2023

Abstract

Water contamination by pharmaceutical compounds into aquatic matrices is a current problem of our society. Heterogeneous photocatalysis is a widespread treatment to assess contamination by pharmaceutical compounds because it can neutralize and mineralize various organic contaminants. This paper did an analysis of the scientific publications about the use of heterogeneous photocatalysis in the treatment of pharmaceutical compounds. This was accomplished through a systematic review and a systemic analysis of a bibliographic portfolio (BP) using the Knowledge and Constructivist Development Process methodology (ProKnow-C). After a preliminary survey 33 out of 3,498 papers were selected to make up the BP. Those papers addressed the treatment of the following types of drugs: antibiotics, antihypertensives, analgesics and anti-inflammatory drugs. They also used TiO₂ as a reference catalyst. The studies mostly focused on improving TiO₂ photocatalysis by modification with metal doping and heterojunctions for the formation of new composites. The major reactive species identified in photocatalysis for the treatment of pharmaceutical contaminants was the hydroxyl radical (\bullet OH) regardless of different semiconductors being used, whereas the degradation mechanisms are repeated during the reaction, being intensified, or not, by experimental conditions. A catalyst was reutilized at most 5 times without a significant loss of efficiency, but some catalysts showed the best performance after the fourth reutilization. It is known that a real-world application of the process suffers from a gap in the performance analysis of photocatalysts in more adverse and complex conditions.

Keywords: emerging contaminants, photocatalysts, Proknow-C, systematic review.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba.

² Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Campus I. Cidade Universitária, s/n, Bairro Castelo Branco, João Pessoa, Paraíba. CEP: 58051-900. Brasil. Email: caldasraqueline@gmail.com

Resumo

A contaminação das águas por compostos farmacêuticos em matrizes aquáticas é um problema recorrente em nossa sociedade. Um dos tratamentos mais conhecidos e utilizados para enfrentar essa questão é a fotocatalise heterogênea, capaz de destruir e mineralizar diversos contaminantes orgânicos. Por isso, o objetivo desta pesquisa foi realizar uma investigação das produções científicas acerca da fotocatalise heterogênea aplicada ao tratamento de contaminantes fármacos. Para tanto, utilizou-se o método da revisão sistemática em conjunto com uma análise sistêmica de um portfólio bibliográfico final (PBF) elaborado por meio do método construtivista PROKNOW-C. Dos 3.498 artigos selecionados, 33 foram escolhidos para comporem o PBF. As publicações analisadas abordavam as classes dos antibióticos, anti-hipertensivos, analgésicos e anti-inflamatórios e utilizavam o TiO_2 como catalisador de referência. Observou-se que a maioria das pesquisas se concentrou no aprimoramento da fotocatalise de TiO_2 por modificação com dopagem de metais e heterojunções para a formação de novos compósitos. A principal espécie reativa identificada no processo foi o radical hidroxila ($\bullet OH$), ainda que sejam utilizados diferentes semicondutores, uma vez que os mecanismos de degradação se repetem durante a reação e podem ser intensificados pelas condições experimentais empregadas. A reusabilidade do catalisador em número de ciclos ocorreu no máximo até 5 vezes sem que houvesse perda de eficiência, sendo quatro a quantidade de vezes que alguns catalisadores obtiveram maior desempenho após a sua reutilização. Quanto ao uso em escala real, compreende-se que existe uma lacuna sobre as análises de desempenho dos fotocatalisadores utilizados em condições mais adversas e complexas.

Palavras-chave: contaminantes emergentes, fotocatalisadores, Proknow-C, revisão sistemática.

Introdução

A presença de compostos farmacêuticos em águas naturais é considerada um problema ambiental recorrente devido à entrada regular de efluentes contaminados nesse sistema sendo, portanto, necessárias a utilização de diversas formas de processos para o tratamento adequado dessas matrizes.

De acordo com Montagner *et al.*, (2014), há uma crescente preocupação com a saúde ambiental de matrizes aquosas em consequência da utilização de muitas substâncias cujos efeitos sobre o homem e os demais seres vivos ainda são desconhecidos. Essas substâncias, que ainda não foram inseridas em programas de monitoramento oficial, mas que podem, potencialmente, produzir efeitos adversos aos ecossistemas ambientais e a saúde e segurança humana, mesmo em níveis baixos, são denominadas contaminantes de preocupação emergentes – CE (Farre, *et al.*, 2008; Jardim *et al.*, 2012; Montagner *et al.*, 2014; Noguera-Oviedo e Aga, 2016).

O foco nestes contaminantes se deve ao crescente aumento no consumo de produtos provenientes de diversos setores de alto consumo, como fármacos, hormônios, produtos de higiene pessoal, dentre outros (Farre *et al.*, 2008). Esses compostos são liberados continuamente no meio ambiente através de uma série de rotas, sendo frequentemente detectados em efluentes de estações de tratamento (ETE's), em diversas concentrações (Tran, Reinhard e Gin, 2018). As ETE's costumam apresentar uma remoção altamente variável para muitos produtos orgânicos, principalmente

farmacêuticos, devido às suas diversas propriedades físico-químicas (estrutura química, solubilidade), bem como às condições operacionais do processo biológico (Nogueira e Jardim, 1997; Michael, *et al.* 2013; Starling, Amorim e Leão, 2019).

Nesse contexto, têm surgido novos métodos de destruição de contaminantes por oxidação química, como a Fotocatálise Heterogênea, um processo que utiliza da luz solar ou artificial para ativar um material semiconductor, caracterizado por bandas de valência (BV) e bandas de condução (BC) sendo a região entre elas chamada de “bandgap”, como ilustrado na Figura 1.

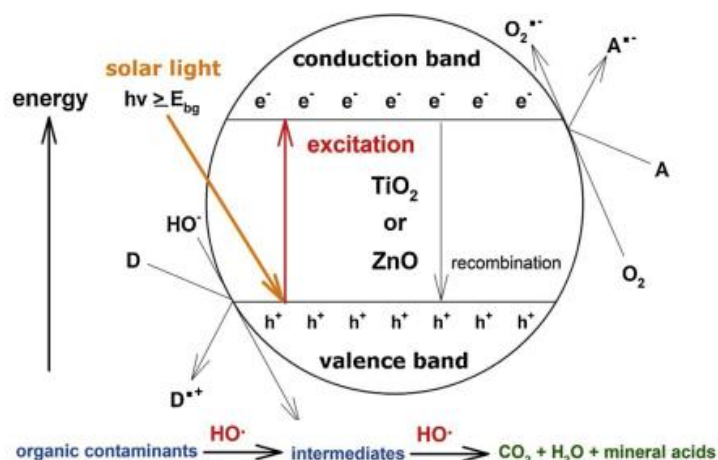


Figura 1. Mecanismo de fotocatalise solar usando TiO_2 ou ZnO como semiconductor. Fonte: Ghosh *et al.*, 2019.

Essa ativação acelera ou facilita as fotorreações, maximizando a absorção de fótons. Seu principal mecanismo baseia-se na geração do radical hidroxila ($\bullet\text{HO}$), um oxidante altamente reativo e não seletivo que, devido à sua capacidade de reagir com uma ampla gama de contaminantes, promove uma mineralização completa em substâncias inócuas (Nogueira e Jardim, 1997; Comninellis *et al.*, 2008; Kanakaraju *et al.*, 2015; Ribeiro *et al.*, 2015; Fagan *et al.*, 2016).

Para tanto, são utilizados semicondutores sólidos que podem ser ativados por fótons de energia maior (ou igual a) seu bandgap. Um catalisador ideal deve apresentar estabilidade química e fotoestabilidade, ter baixo custo e estar facilmente disponível (Ziylan e Ince, 2011; Ribeiro *et al.*, 2015; Malekshoar *et al.*, 2014). Um dos mais conhecidos e empregados na degradação fotocatalítica é o dióxido de titânio (TiO_2) devido às suas características de alta estabilidade, não toxicidade, resistência à corrosão, insolubilidade na água e custo-benefício, podendo ser dopado com óxidos de metal ou combinado com componentes catalíticos (Nogueira e Jardim, 1997; Shafaei *et al.*, 2010; Ziylan e Ince, 2011; Ribeiro, *et al.*, 2015; Zhao *et al.*, 2018; Gosh *et al.*, 2019).

A complexidade do processo de fotocatalise heterogênea, a dinâmica dos catalisadores utilizados e as características do efluente a ser tratado têm se tornado um campo de pesquisa com um número expressivo de publicações nos últimos dez anos (Taoufik, *et al.*, 2020; Barboza, *et al.*, 2019; Zhao, *et al.*, 2018; Fagan, *et al.*, 2016; Noguera-Oviedo e Aga, 2016; Rizzo *et al.*, 2019). A partir dessa constatação, realizou-se uma investigação a respeito do uso de diferentes fotocatalisadores a base de TiO_2 no tratamento fotocatalítico de contaminantes fármacos em meio aquoso.

Dessa maneira, esta revisão teve como objetivo a realização de uma análise sistêmica do conteúdo dos artigos de um portfólio bibliográfico final (PBF), por meio do processo de revisão sistemática utilizando a metodologia construtivista *Proknow-C*. Com isso, foi avaliado o uso do catalisador TiO_2 no processo de fotocatalise heterogênea para o tratamento de compostos farmacêuticos em matriz aquosa no período de 2010 a 2020, a fim de verificar os seus principais mecanismos de degradação, a formação de compostos intermediários, reusabilidade do catalisador em número de ciclos e a viabilidade do processo em escala real.

Metodologia

Foi utilizada uma adaptação do método *PROKNOW-C* (*Knowledge Development Process – Constructivist*) (Ensslin, *et al.*, 2014) desenvolvido pelo Laboratório de Metodologias Multicritério em Apoio à Decisão (LabMCDA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). O processo metodológico desta pesquisa foi dividido em duas etapas.

Seleção do Portfólio Bibliográfico Final

A seleção do portfólio baseou-se em critérios de inclusão e exclusão para selecionar os artigos relevantes para o tema de estudo, nos quais foi realizado um mapeamento de dados, investigando alguns resultados obtidos pelos autores, pertinentes a esta pesquisa.

As principais delimitações utilizadas para a pesquisa foram: artigos publicados em periódicos científicos indexados nas bases *Web of Science* e *Scopus*; divulgados a partir de 2010; disponibilizados em formato integral pelo portal da CAPES em outubro de 2020. O processo foi dividido em quatro etapas estruturadas: (1) identificação; (2) triagem; (3) elegibilidade e; (4) inclusão.

A primeira etapa consistiu na identificação e escolha das palavras-chave, que foram divididas em dois eixos temáticos e norteadores da pesquisa (eixo I: catalisador/processo e eixo II: contaminante) e, posteriormente, combinadas por meio dos operadores booleanos (*OR*, *AND*), formando a *string* de busca: ("*emerging pollutants*" *OR* "*emerging contaminants*") *OR* ("*pharmaceuticals*" *OR* "*caffeine*") *AND* ("*photocatalysis*" *OR* "*photocatalytic degradation*").

Em seguida, os arquivos foram importados para o gerenciador bibliográfico *StArt (State of the Art through Systematic Review)*, do Laboratório de pesquisa em Engenharia de Software (LaPES) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), onde foi realizada a filtragem dos artigos por meio da leitura dos títulos. Para a etapa de elegibilidade, os documentos foram classificados de acordo com o número de citações conforme o *Google Scholar*, a fim de que fosse verificada a relevância científica de cada artigo para posterior leitura dos resumos. Por fim, na etapa de inclusão, após verificar a disponibilidade dos documentos na *web*, procedeu-se à leitura completa do repositório, em que foram excluídos os que não estavam alinhados ao escopo da pesquisa. Os artigos considerados alinhados permaneceram na relação e passaram a compor o Portfólio Bibliográfico Final. As etapas sistematizadas de filtragem aplicadas no estudo estão ilustradas na Figura 2.

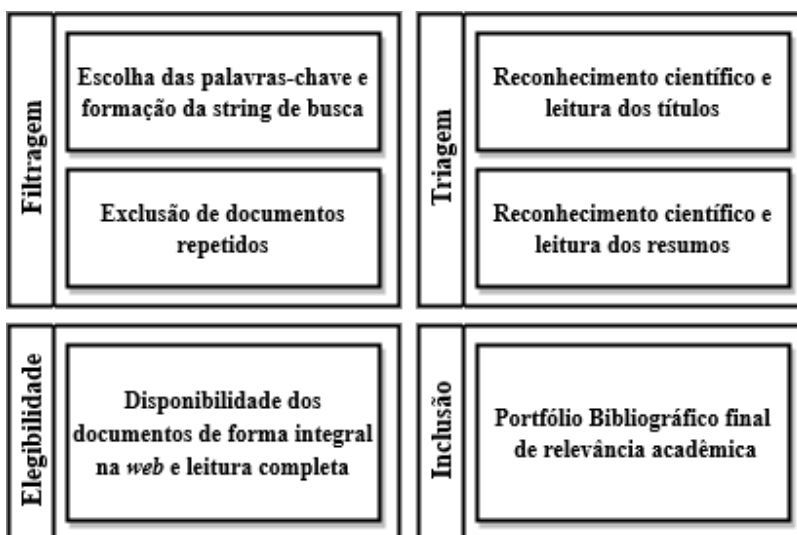


Figura 2. Representação esquemática das etapas de filtragem do banco de artigos bruto para a obtenção do portfólio bibliográfico final.

Análise sistêmica do portfólio bibliográfico final

Foi realizada uma análise sistêmica do conteúdo de uma amostra de artigos representativa do tema de pesquisa, em que, a partir da visão ampla de uma investigação individual, foram evidenciados os principais resultados encontrados nesse portfólio. Esta etapa teve como objetivo a verificação dos mecanismos de degradação, reusabilidade em número de ciclos do TiO_2 puro e combinado e a viabilidade do uso do processo de fotocatalise heterogênea em escala real aplicada ao tratamento de três classes de contaminantes farmacêuticos.

Resultados

Elaboração do portfólio bibliográfico final

O processo iniciou-se com a exportação dos 3498 artigos encontrados nas bases de dados (portfólio bruto) para a ferramenta de gerenciamento bibliográfico *Start*, onde foi encontrado um total de 1257 artigos duplicados. Dos 2241 documentos remanescentes foi realizada a leitura dos títulos, selecionando 1030 que estavam alinhados ao tema, os quais foram levados para a fase de relevância acadêmica. Nessa fase fixou-se uma porcentagem de 80% relativa à representatividade do grupo de artigos frente ao número de maiores citações. Com isso, obteve-se um total de 270 artigos para proceder à leitura dos resumos. Após essa etapa, foram excluídos 165 documentos, obtendo-se um total de 133 artigos para a verificação da disponibilidade na *web* e da leitura integral. Ao final, foram selecionados 33 documentos do repositório para a fase de análise sistêmica, os quais utilizavam o TiO_2 como catalisador de referência.

Para conclusão do processo, os artigos foram subdivididos em três classes de contaminantes (antibióticos, anti-hipertensivos analgésicos/anti-inflamatórios), uma vez que esses medicamentos são consumidos em larga escala em todo mundo, sendo também os mais estudados no tratamento de contaminantes emergentes por fotocatalise heterogênea. A Figura 3 apresenta o fluxograma da revisão sistemática.

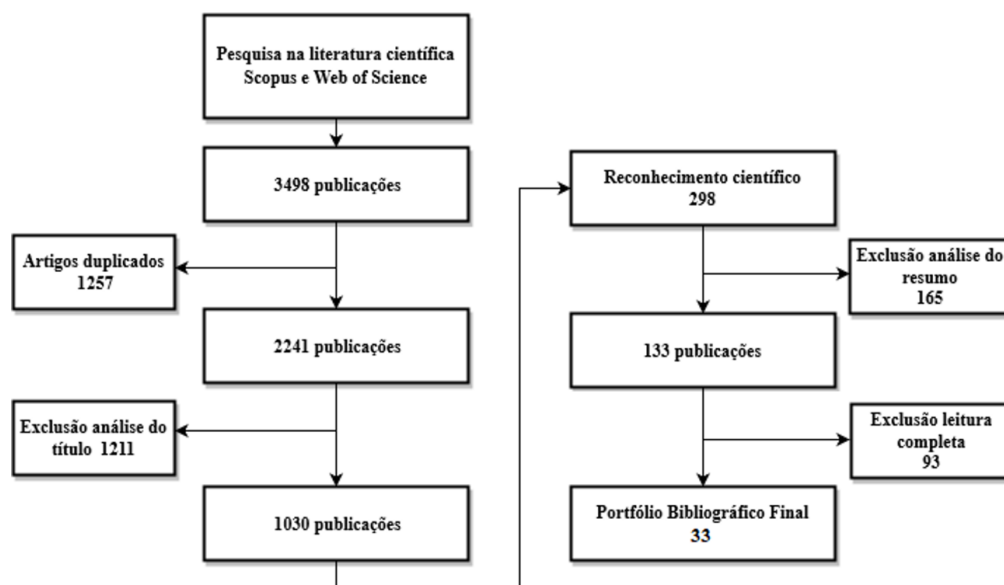


Figura 3. Fluxograma geral de seleção e filtragem do banco de artigos bruto para a obtenção do portfólio bibliográfico final no período de 2010 a 2020.

A Tabela 1 apresenta uma síntese temática das publicações do portfólio bibliográfico final, categorizada de acordo com o tipo de catalisador e contaminante utilizados em cada artigo.

Tabela 1. Síntese temática do Portfólio Bibliográfico Final no período de 2010 a 2020.

Composto	Condições experimentais	Tempo e degradação	Referência
ANTI- HIPERTENSIVOS	Metoprolol	$\lambda = 280 \text{ nm}$; LA ⁽¹⁾ ; SINT ⁽²⁾ ; 5%B- TiO ₂ (0.4 g/L); pH 6.3; [C] ⁽³⁾ 50 mg/L	70% - 180min Cavalcante <i>et al.</i> , 2015a
	Atenolol	$\lambda = 365 \text{ nm}$; LA; SINT e AR ⁽⁴⁾ ; TiO ₂ (2.0 g/L); pH 6.8; [C] 37.6 μM	SINT 100% - 60min AR 100% - 180min Ji <i>et al.</i> , 2013
	Propranolol	$\lambda = 290\text{-}400 \text{ nm}$; LA; SINT e ES ⁽⁵⁾ ; 5%Ce-TiO ₂ (0.14 g/L); pH 7.5; [C] 25 mg/L	SINT 100% - 90min ES 100% - 360min Santiago-Morales <i>et al.</i> , 2013
	Propranolol	$\lambda = 280 \text{ nm}$; LA e luz solar; SINT; TiO ₂ (0.4 g/L); [C] 50 mg/L	Artificial 94% - 240min Solar 81% - 240min De La Cruz <i>et al.</i> , 2013
	Metoprolol	$\lambda = 280 \text{ nm}$; LA; SINT e ES; 5%B-TiO ₂ (0.4 g/L AU; 2.0 g/L ES); pH 6.3; [C] 50 mg/L	SINT 70% - 180min ES 44% - 180min Cavalcante <i>et al.</i> , 2015
	Metoprolol Propranolol	$\lambda = 290\text{-}400 \text{ nm}$; LA; SINT; TiO ₂ (0.4 g/L); pH 4.2 e 5.7; [C] 50 mg/L	100% - 300min 100% - 360min Romero <i>et al.</i> , 2011
ANTI-INFLAMATÓRIOS E ANALGÉSICOS	Diclofenaco	$\lambda = 366 \text{ nm}$; LA; SINT; TiO ₂ anatase (0.5 g/L); pH 6.22; [C] 8 mg/L	100% - 30min Martínez <i>et al.</i> , 2011
	Acetaminofeno	$\lambda = 800\text{-}200 \text{ nm}$; LA; SINT; BaTiO ₃ /TiO ₂ (1 g/L); pH 7; [C] 5 mg/L	95% - 240min Kurniawan <i>et al.</i> , 2018)
	Acetaminofeno Antipirina	$\lambda = 320 \text{ nm}$; LA; SINT; TiO ₂ -0.5%ZnO/argila (0.25 g/L); [C] 10 mg/L	95% - 360min Tobajas, <i>et al.</i> , 2017
	Paracetamol	$\lambda = 200\text{-}800 \text{ nm}$; LA; SINT; 3%WO ₃ /TiO ₂ /SiO ₂ (1.5 g/L); pH 9; [C] 5 mg/L	95% - 240min Yanyan <i>et al.</i> , 2017
	Ibuprofeno	$\lambda = 382 \text{ nm}$; LA; SINT e FARM ⁽⁶⁾ ; TiO ₂ (1.0 g/L); pH 5.3; [C] 213 mg/L	SINT - 100% - 30min FARM - 18% - 30min Jallouli <i>et al.</i> , 2018
	Paracetamol	$\lambda = 420 \text{ nm}$; LA; SINT; 0.1%Cu-TiO ₂ (4 g/L); pH 6.0; [C] 50 mg/L	100% - 180min Lin e Yang, 2014
	Acetaminofeno	$\lambda = 254 \text{ nm}$; LA; SINT; 40% TiO ₂ /zeólito (1.0 g/L); pH 6.4; [C] 15 mg/L	96% - 180min Chang <i>et al.</i> , 2015
	Ácido salicílico Ibuprofeno Naproxeno Diclofenaco	SINT; luz solar, P25-TiO ₂ ortossilicato de tetraetila; (3 mg); pH 6; [C] 5 mg/L	76% - 600min 85% - 600min 94% - 600min 65% - 600min Zhang <i>et al.</i> , 2015
	Cetorolaco de trometamina	Luz solar; SINT; TiO ₂ /pontos quânticos (0.5 g/L); pH 4.4; [C] 750 mg/L	99% - 120min Kaur <i>et al.</i> , 2015
	Paracetamol	LA, ES; TiO ₂ /vidro (0.5 g/L); [C] 51 mg/L	100% - 240min Borges <i>et al.</i> , 2015
	Naproxeno	$\lambda = 200\text{-}600 \text{ nm}$; LA; SINT; TiO ₂ (0.1 g/L); [C] 30 mg/L	100% - 25min Kanakaraju <i>et al.</i> , 2015
	Ibuprofeno Aceaminofeno Antipirina	$\lambda = 320 \text{ nm}$; LA; SINT; ZnO/sepiolita (0.25 g/L); [C] 10 mg/L	100% - 600min 85% - 600min 70% - 600min Akkari <i>et al.</i> , 2018
	Antipirina	$\lambda=300\text{-}400 \text{ nm}$; LA; SINT; Zr-TiO ₂ (0.25 g/L); [C] 10 mg/L	90% - 360min Belver, <i>et al.</i> , 2017
	Nimesulida	$\lambda = 290 \text{ nm}$; LA; SINT; TiO ₂ (0.1 g/L); pH 6; [C] 5 mg/L	100% - 45min Koltsakidou <i>et al.</i> , 2019

ANTIBIÓTICOS	Tetraciclina	$\lambda = 253\text{--}2500$ nm; LA e solar; SINT; Estrutura metal-orgânica Fe/TiO ₂ (1 g/L); pH 7; [C] 20 mg/L	Solar 92.76% - 10min Visível 91.24% -360min	He <i>et al.</i> , 2019
	Amoxicilina	$\lambda = 350\text{--}400$ nm; LA; SINT e ES; TiO ₂ Degussa P25 (0.25 g/L); pH 5 (AUP); 7.5 (ES); [C] 10 mg/L (0.2 g/L); pH 5; [C] 10 mg/L	SINT 100% - 25min ES 100% - 60min	Dimitrakopoulou <i>et al.</i> , 2012
	Tetraciclina	$\lambda = 240$ nm; LA; FARM; Nanotubos de carbono de paredes múltiplas/TiO ₂	100% - 100min	Ahmadi <i>et al.</i> , 2017
	Oxitetraciclina	$\lambda = 420$ nm; LA; SINT; TiO ₂ -Ag (0,5 g/L); pH 5.8; [C] 0.5 mg/L	100% UV-visível - 60mi 100% Visível - 360min	Han <i>et al.</i> , 2014
	Cloridrato de tetraciclina	$\lambda = 254$ nm; LA; SINT; TiO ₂ /biochar (0.5 g); pH 4; [C] 5 mg/L	91% - 360min	Kim e Kan 2016
	Amoxicilina Cloxacilina Ampicilina	$\lambda = 365$ nm; LA; SINT; TiO ₂ (1 g/L); pH 5; [C] 104 AMOX, 105 CLOX, 103 AMP mg/L	100% - 30min	Elmolla e Chaudhuri 2010
	Oxitetraciclina	$\lambda = 290\text{--}400$ nm; LA e luz solar; SINT; TiO ₂ (0.5 g/L); [C] 20 mg/L	Artificial 95% - 35min Solar 95% - 35min	Pereira <i>et al.</i> , 2011
	Trimetoprim	$\lambda = 254$ nm; LA; SINT; TiO ₂ -P25 dopado Au/Ag/Cu/Ni (0.25 g/250ml); [C] 40 mg/L	100% - 40min	Oros-Ruiz <i>et al.</i> , 2013
	Tetraciclina	$\lambda = 254$ nm; LA; SINT; FeNi ₃ /SiO ₂ /TiO ₂ (0.005 g/L); pH 9; [C] 10 mg/L	100% - 200min	Khodadadi <i>et al.</i> , 2018
	Tetraciclina	$\lambda = 400$ nm; LA; ES; BiOCl/TiO ₂ /sepiolita (60mg/100mL); [C] 10 μ M	92% - 180min	Hu <i>et al.</i> , 2019
	Amoxicilina	$\lambda = 200$ e 600 nm; LA; SINT; Adsorventes fotocatalíticos integrados/TiO ₂ /zeólita (2 g/L); [C] 30 mg/L	88% - 240min	Kanakaraju <i>et al.</i> , 2015
	Isoniazida Metronidazol Sulfadiazina Sulfametoxazol Trimetoprima Norfloxacina Moxifloxacina Lincomicina	Luz solar, LA; SINT e ES; Tereftalato de etileno-TiO ₂ (0.5 g/L); [C] 1 mg/L	SINT 100%; ES 90% - 10h SINT 100%; ES 90% - 10h SINT 100%; ES 80% - 14h SINT 100%; ES 80% - 14h SINT 100%; ES 70% - 14h SINT 100%; ES 90% - 10h SINT 100%; ES 90% - 10h SINT 100%; ES 90% - 10h	Malesic- Eleftheriadou <i>et al.</i> , 2019
	Azitromicina	$\lambda = 254\text{--}185$ nm; LA UV-C; SINT e ES; TiO ₂ /vidro; pH 7; [C] 10 mg/L	SINT 100% - 30min ES 95% - 120min	Cizmic <i>et al.</i> , 2019

(1)Luz Artificial (2)Sintético (3) Concentração do composto (4) Água de rio (5) Efluente secundário (6) Farmacêutico

Análise sistêmica

Grande parte dos estudos teve como foco o uso do catalisador TiO₂ puro ou combinado com outros materiais não metais ou semicondutores para degradação de contaminantes farmacêuticos. Do ponto de vista prático, uma combinação de semicondutores estável na forma de um compósito pode ter atividade fotocatalítica favorável devido à formação de uma maior área de superfície, tamanho de partícula e eficiência de utilização da luz visível (Ahmed *et al.*, 2021, Cavalcante *et al.*, 2015). Esses aspectos influenciam diretamente nas espécies reativas que se sobressaem durante o processo de fotocatalise heterogênea no tratamento de contaminantes emergentes de difícil degradação.

O uso da dopagem (união entre não metais e TiO_2) e de heterojunções (união entre um semicondutor e o TiO_2) permite tanto gerar uma modificação na estrutura eletrônica do material combinado, assim como aumentar a faixa de absorção do espectro solar, situações que favorecem o aumento da eficiência fotocatalítica, em que ocorre a diminuição da taxa de recombinação dos pares e⁻/h⁺ fotogerados (Yalçın *et al.*, 2010; Akpan e Hameed, 2009; Pelaez *et al.*, 2012; Tobajas, Belver e Rodriguez, 2017). Assim, os catalisadores utilizados apresentaram características intrínsecas que determinaram a sua capacidade de degradar o contaminante.

O radical hidroxila $\bullet\text{OH}$, por ser um oxidante móvel que pode se difundir na solução em massa e reagir com a maior parte do composto (Ji *et al.*, 2013), foi uma das principais espécies reativas responsáveis pela rápida degradação de contaminantes fármacos em suspensões com TiO_2 obtidas nos resultados do conjunto de artigos analisados, independente da classe de contaminantes estudados.

Destaca-se que comparar a forma como o TiO_2 é utilizado em cada classe de contaminante durante o processo pode ser útil para avaliar o desempenho geral da sua aplicação no tratamento desses compostos em matrizes aquosas, embora as condições operacionais dos trabalhos analisados no PBF sejam bastante variáveis quanto ao tipo de contaminante, concentração, fontes de luz, energia, matriz, tempo de reação e pH.

Condições operacionais do processo

Radiação

A intensidade da luz incidente determina o quanto ela poderá ser absorvida pelo catalisador, sendo a sua distribuição na solução determinante para a eficiência de degradação (Dong *et al.*, 2010). Kurniawan *et al.* (2018) utilizaram irradiação UV-vis no compósito $\text{BaTiO}_3/\text{TiO}_2$, que atingiu uma remoção satisfatória de 73% de acetaminofeno após 4h de degradação. Enquanto Jallouli *et al.* (2018) observaram que a taxa de remoção de ibuprofeno utilizando TiO_2 aumentou com o número de lâmpadas LEDs UV utilizadas, uma vez que a irradiação de luz produz os fótons necessários para a transferência de elétrons da banda de valência para a banda de condução.

Concentração do catalisador e do poluente fármaco

A taxa de degradação fotocatalítica aumenta em direção a um valor limite a depender das concentrações utilizadas (Martínez *et al.*, 2011), devido aos locais ativos do semicondutor que se tornam mais ou menos acessíveis na solução (Chang *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2015). No estudo realizado por Salimi *et al.* (2019), a degradação máxima de cefixima foi obtida com um acréscimo na concentração de catalisador de 10 para 30 mg/L. Kurniawan *et al.* (2018) mostraram que a taxa de remoção de acetaminofeno diminuiu de 81% para 19%, conforme a concentração inicial do contaminante aumentou de 5 para 25 mg/L. Efeito semelhante foi verificado por Yanyan *et al.* (2017), quando a concentração de acetaminofeno aumentou de 5 para 25 mg/L, a sua taxa de

fotodegradação do diminuiu de 85% para 26%. Logo, conclui-se que a concentração do poluente alvo deve ser compatível com a capacidade de absorção do catalisador.

Tipo de matriz aquática

O tipo de matriz aquática utilizada pode determinar a cinética de degradação, alterando o mecanismo catalítico final do processo e a velocidade de reação, uma vez que os constituintes naturais da solução competem pelos sítios ativos do catalisador, diminuindo a degradação dos contaminantes (Ji *et al.*, 2013). Segundo Jallouli *et al.* (2018), a fotocatalise heterogênea de TiO₂ foi eficiente para remover ibuprofeno de água ultrapura e de águas residuais da indústria farmacêutica, ambos enriquecidos com o contaminante, e menos eficiente no tratamento de águas residuais da estação de tratamento municipal, devido à complexidade dessa matriz.

pH

O pH das águas residuais é variável e desempenha um papel importante na degradação fotocatalítica de contaminantes orgânicos, pois influencia na distribuição das espécies presentes na matriz aquática, determina a carga superficial do fotocatalisador e o tamanho dos agregados que ele forma (Eslami *et al.*, 2015; Malato *et al.*, 2016). No estudo conduzido por Koltzakidou *et al.* (2019), observou-se que a maior taxa de reação inicial ocorreu em pH 6. A remoção de acetaminofeno pelo composto BaTiO₃/TiO₂ tendeu a melhorar com o aumento do pH de 3 para 7. A taxa de remoção máxima de acetaminofeno ocorreu em pH 7 e 95% da degradação foi alcançada (Kurniawan *et al.*, 2018). Segundo Cizmic *et al.*, (2019) a azitromicina foi removida com sucesso de águas residuais reais simuladas durante o processo de fotocatalise usando filme de TiO₂, onde a utilização de um pH alcalino contribuiu para a formação de espécies OH⁻ que, por sua vez, tornou a formação de •OH, principal responsável pela rápida degradação do contaminante.

Mecanismos de degradação do TiO₂ puro e combinado por classe de contaminantes e suas eficiências

Anti-Hipertensivos

Ji *et al.*, (2013) atribuíram ao TiO₂ Degussa P25 a degradação extremamente considerável de atenolol, provavelmente devido à formação dessas espécies transitórias altamente reativas, como o •OH e orifícios de banda de valência positiva. Romero *et al.*, (2011) consideraram que a oxidação do metoprolol e propranolol por TiO₂ foi realizada principalmente devido ao ataque do radical •OH aos anéis aromáticos com a posterior clivagem do grupo naftaleno no caso do propranolol e formação de compostos alifáticos após a oxidação do metoprolol. Ao passo que De la Cruz, *et al.* (2013) verificaram que a principal reação para a remoção do propranolol durante a fotocatalise utilizando TiO₂ foi aquela entre o composto e o radical hidroxila formado durante a reação.

No entanto, quando se utiliza a dopagem do TiO_2 com compostos não metais, como nitrogênio, cério, flúor, enxofre e boro, é observada uma melhora na reatividade fotocatalítica do TiO_2 , uma vez que ocorre uma modificação na estrutura eletrônica do material. Assim, Cavalcante *et al.*, (2015) e Cavalcante *et al.*, (2015a) observaram que as alterações físicas e químicas provocadas nas partículas do catalisador após a dopagem de TiO_2 com 5%B (aumento da área superficial, formação da estrutura mesoporosa, uniformidade no tamanho da superfície das partículas, formação da estrutura de fase dupla de anatásio e rutilo, diminuição do cristal e tamanho da partícula de TiO_2) foram responsáveis pelo excelente desempenho fotocatalítico desse compósito. Essa combinação mostrou uma estrutura de fase dupla de anatase e rutilo, onde a fase de rutilo aumenta com o conteúdo de boro. Isso demonstra que a dopagem com B afeta a estrutura cristalina das amostras, favorecendo uma maior diversidade de fases cristalinas.

Para Santiago-Morales *et al.*, (2013) o TiO_2 dopado com cério provocou uma oxidação nos orifícios do catalisador, sendo responsável por 60% da constante de taxa de degradação do propranolol. A presença de Ce desviou a absorção da luz para comprimentos de onda mais elevados, o que provavelmente é a razão de seu desempenho melhorado. Além do mais, a presença de Ce^{4+} na superfície do catalisador pode promover a produção de radicais hidroxilas a partir do oxigênio dissolvido, aumentando a eficiência pela qual um elétron foto gerado é transferido, que resulta na formação da lacuna, criando o par elétron-lacuna (e^-/h^+).

Analgésicos e Anti-inflamatórios

Martínez *et al.*, (2011) utilizaram TiO_2 Degussa P25 com distribuição de cristal de 80% anatase e 20% rutilo na degradação do diclofenaco, que proporcionou uma maior atividade fotocatalítica, atribuída à essa mistura de cristalitos com pequenos rutilos se dispersando em uma matriz de anatase, situação que é proveniente das interações eletrônicas entre as duas fases. Enquanto Jallouli *et al.*, (2018) alcançaram a oxidação do ibuprofeno por meio de radicais $\bullet\text{OH}$ produzidos através dos pares e^-/h^+ gerados quando o TiO_2 puro foi exposto à radiação ultravioleta. Segundo Eslami *et al.*, (2015) a maior atividade do catalisador TiO_2 produzido também pode estar relacionada à sua estrutura que contém anatase (72%) e rutilo (28%), de modo que a atividade da fase mista é maior do que as atividades das fases cristalinas puras.

Por outro lado, a alta atividade fotocatalítica de N, S- TiO_2 foi atribuída aos efeitos colaborativos da co-dopagem de nitrogênio e enxofre em TiO_2 , resultando em melhor separação de elétrons foto gerados e lacunas e maior adsorção de luz visível na degradação de ibuprofeno e naproxeno.

Kurniawan *et al.*, (2018) obtiveram uma taxa de fotodegradação de acetaminofeno de águas residuais sintéticas aumentada com o acréscimo da quantidade do compósito BaTiO_3 em todas as amostras contendo TiO_2 . A melhora da atividade fotocatalítica do compósito de Bário e Titânio - $\text{BaTiO}_3/\text{TiO}_2$ foi atribuída à capacidade do BaTiO_3 de evitar a recombinação de pares elétron-

buraco fotogerados, caso contrário, a recombinação impediria a geração de pares de lacunas de elétrons necessários para a produção de $\bullet\text{OH}$. Como a valência e a banda de condução do BaTiO_3 são maiores do que as do TiO_2 , um composto de BaTiO_3 e TiO_2 não apenas estimula uma transferência rápida de elétrons, mas também gera buracos adicionais entre o primeiro e o último sob irradiação de luz UV-vis.

Para Tobajas, Belver, Rodriguez (2017) o par sintetizado de TiO_2 -ZnO/argila criou uma heterojunção que foi capaz de aumentar a eficiência fotocatalítica e diminuir a taxa de recombinação dos pares e^-/h^+ durante a remoção dos compostos acetaminofeno e antipirina. Enquanto Martínez *et al.*, (2011) constataram que, com a utilização do composto nanotubo de carbono de parede múltipla oxidado (MWCNTox) combinado ao TiO_2 na degradação de diclofenaco, foi possível aumentar a absorção de luz solar em comparação ao TiO_2 , devido à ampliação do comprimento de onda.

Yanyan *et al.*, (2017) compreenderam que a incorporação do SiO_2 ao TiO_2 aumentou seu valor de band-gap, levando a uma menor recombinação dos portadores de carga, o que contribuiu para uma degradação eficiente de acetaminofeno em águas residuais sintéticas. Por sua vez, quando mais um composto (WO_3) foi incorporado a esse compósito ($\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$), a área de superfície do $\text{WO}_3/\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$ foi ligeiramente ainda maior do que a do $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2$.

Por fim, Lin e Yang (2014) verificaram que a introdução de cobre em mesoestruturas de TiO_2 exibiu um aumento considerável na fotodegradação do paracetamol sob irradiação de luz visível, devido à alta área de superfície e à melhor cristalização. Quando o cobre é superdopado, os nanocristais de CuO isolados se formam para transformar levemente a anatase em uma estrutura de rutilo e diminuir amplamente a área de superfície específica. As esferas de TiO_2 com dopagem de 0,1% em peso de Cu têm uma taxa máxima de degradação fotocatalítica do paracetamol que é cerca de quatro vezes a das esferas de TiO_2 não dopadas.

Antibióticos

Nos estudos de He *et al.*, (2019), foi verificado que a eficiência de degradação do antibiótico tetraciclina utilizando o catalisador de estrutura metal orgânica à base de Fe acoplado ao TiO_2 apresentou maior eficiência de degradação sob luz solar, quando comparada a sua degradação sob luz visível. Essa característica pode ser devido ao fato de que a luz ultravioleta na luz solar pode ativar o Ti^{4+} para gerar vários radicais $\bullet\text{O}_2^-$ e radicais $\bullet\text{OH}$.

Para Ahmadi *et al.*, (2017), a degradação da tetraciclina iniciou pela absorção de luz UV pelo compósito formado por nanotubo de carbono de parede múltipla oxidado e TiO_2 (MWCNTox/ TiO_2), levando à formação de elétrons excitados e que, posteriormente, foram transferidos para a banda de condução do TiO_2 . A difusão dos pares e^-/h^+ para a superfície do

fotocatalisador foi mais eficaz do que a sua recombinação e, na presença de oxigênio molecular, foi reduzida pelo e- excitado na superfície do TiO_2 para formar o radical superóxido. Além disso, os elétrons localizados na banda de valência do TiO_2 migraram para a superfície do MWCNTox para gerar lacunas, que por sua vez oxidaram os ânions hidróxidos para formar radicais hidroxila e, assim, decompor as moléculas do contaminante.

A atividade fotocatalítica aprimorada de TiO_2 depositado em prata foi estudada por Han *et al.*, (2014), que observaram que a absorção de luz visível de TiO_2 para degradação fotocatalítica da oxitetraciclina pode ser aumentada porque o metal nobre doa elétrons livres para formar espécies reativas sob iluminação de luz visível. Além disso, os átomos de prata podem desempenhar um papel como centros de separação elétron-lacuna e transferir elétrons para moléculas de oxigênio ou água, formando espécies reativas para o aumento da atividade fotocatalítica de TiO_2 sob iluminação de luz visível.

Não obstante vários fotocatalisadores possam ser aplicados, os principais fatores na seleção para o tratamento de contaminantes emergentes em águas residuais são sua atividade fotocatalítica e a taxa de remoção desses poluentes (Yanyan *et al.*, 2017).

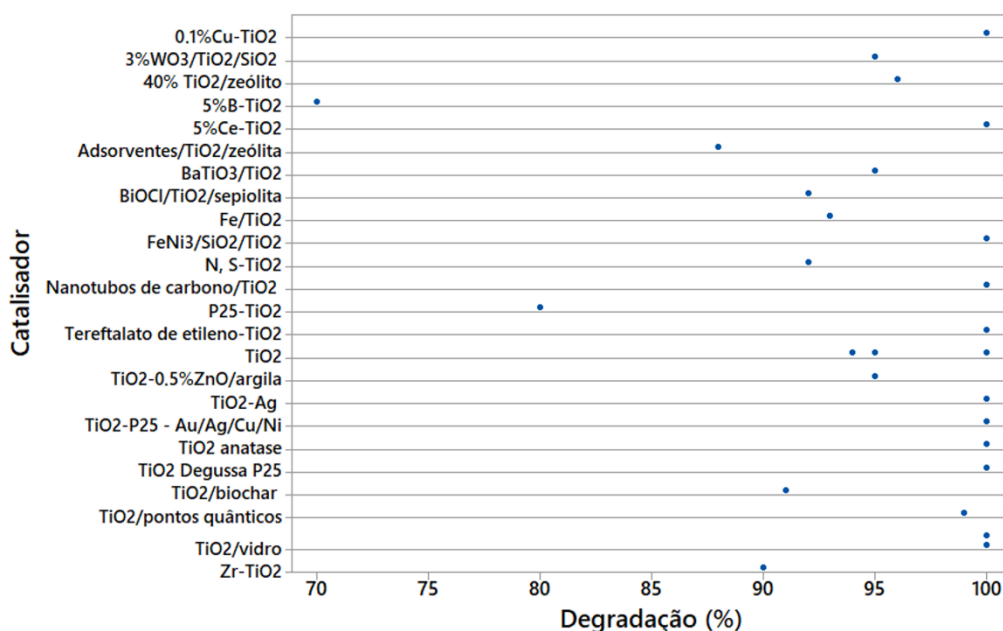


Figura 4. Porcentagem de degradação do contaminante em efluente sintético por tipo de catalisador utilizado no portfólio bibliográfico final, no período de 2010-2020.

Sendo assim, a seleção de um novo catalisador deve considerar a triagem e o detalhamento de diversos materiais para comparar sua atividade com um catalisador de referência (TiO_2 P25) na degradação fotocatalítica dos contaminantes sob irradiação, considerando sua estabilidade e eficiência, a fim de que sejam definidos a melhor maneira de implementação dos fotocatalisadores.

A Figura 4 mostra que o material semiconductor TiO_2 combinado com outros compósitos apresentou desempenho excelente entre os diversos fotocatalisadores, com a grande maioria das eficiências de degradação acima de 90%.

Compostos intermediários do processo

A degradação fotocatalítica de poluentes orgânicos provoca uma transformação química do composto original, desejável para eliminar sua toxicidade e persistência. (Romero *et al.*, 2011; Malato *et al.*, 2016; Ahmed *et al.*, 2021). A oxidação contínua de compostos promovida pela reação com radicais hidroxilas favorece a formação de subprodutos intermediários que podem ser mais ou menos tóxicos ou biodegradáveis, a depender do tipo de contaminante em estudo e do tempo de tratamento total do efluente (Taoufik *et al.*, 2020; Koltsakidou *et al.*, 2019). No entanto, apenas alguns artigos discutem os mecanismos e intermediários gerados na degradação fotocatalítica de compostos farmacêuticos.

Um fator que compromete o grau de mineralização e a consequente formação de intermediários de fármacos é a presença de matéria orgânica na matriz de água. O bloqueio de sítios ativos na superfície do catalisador, a atenuação da luz incidente e a competição com o composto orgânico alvo por radicais reativos não-alvo leva a uma diminuição da eficiência de degradação (Tobajas *et al.*, 2017; Jallouli, *et al.*, 2018; Eslami *et al.*, 2015; Brazon *et al.*, 2016; Belver; *et al.*, 2017; Deng *et al.*, 2018).

Cavalcante *et al.*, (2015) demonstraram que um efluente secundário enriquecido é suscetível à oxidação, contudo, é muito resistente à mineralização por fotocatalise, levando a formação de intermediários de degradação. Enquanto Ji *et al.*, (2013) verificaram que na água ultrapura os intermediários atingiram seu máximo de concentrações em torno de 15 minutos e diminuíram progressivamente até o desaparecimento, após 60 minutos. No entanto, na matriz hídrica do rio, os intermediários atingiram o máximo em tempos maiores e desapareceram muito mais lentamente.

Os estudos de Romero *et al.* (2011) demonstraram que alguns compostos, como o propranolol, geraram subprodutos mais tóxicos do que o composto original nas primeiras etapas de oxidação, onde foi necessária a utilização de um tempo de irradiação mais prolongado para que fosse alcançada uma redução geral da toxicidade. Ao passo que Lin e Yang (2014) verificaram que nas

reações fotocatalíticas com Cu-TS, alguns compostos aromáticos e ácidos carboxílicos foram determinados como os intermediários da reação. Após mineralização adicional, ácido oxâmico e amônio foram os produtos finais predominantes. Chang *et al.*, (2015) encontraram Hidroquinona e 1,4-benzoquinona como os principais intermediários da via de reação.

Sendo assim, estimar a eficiência de degradação de poluentes nas etapas iniciais do processo não é suficiente para garantir a ausência de produtos residuais, uma vez que o tratamento fotocatalítico pode dar origem a uma variedade de intermediários orgânicos que podem ser mais persistentes do que o substrato original (Malato *et al.*, 2016).

Reusabilidade do catalisador e viabilidade do processo em escala real

O teste de reusabilidade do catalisador se apresenta como um desafio quando são consideradas as diversas alternativas existentes, uma vez que se deve verificar a ocorrência, ou não, na diminuição da sua atividade catalítica, nas condições operacionais utilizadas e, conseqüentemente, a eficiência da taxa de degradação do contaminante. Além disso, existe a necessidade de investigar as causas da redução da atividade do catalisador, se houver, após a sua utilização por vários ciclos de degradação.

Dentre os artigos do portfólio bibliográfico final, 42% realizaram testes de reusabilidade do catalisador com amostra sintética, demonstrando um potencial médio para este fim (numa escala de 0 a 10). Grande parte dos catalisadores foi reutilizada no máximo até 5 vezes sem que houvesse perda de eficiência, sendo quatro a quantidade de vezes que alguns catalisadores obtiveram maior eficiência após a reutilização, como pode ser verificado na Figura 5.

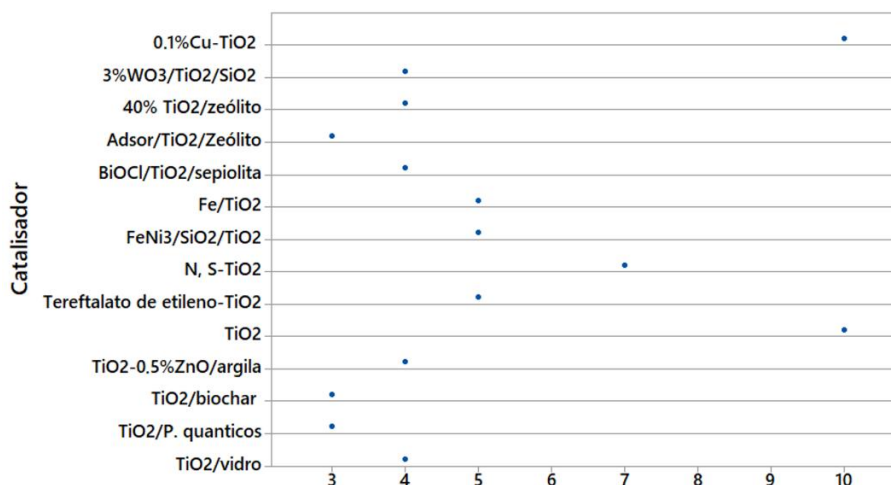


Figura 5. Representação gráfica de pontos do quantitativo de reutilização do catalisador dos artigos do portfólio bibliográfico final no período de 2010 a 2020.

Com isso, foi observado após a análise sistêmica dos artigos, que o uso de novos compósitos sintetizados acoplados ao TiO_2 pode contribuir sobremaneira para a reutilização dos fotocatalisadores em matrizes reais, como pontuado no estudo de He et al. (2019), que mostraram que os compósitos M-MIL-101 (Fe)/ TiO_2 podiam ser separados da suspensão aquosa usando ímã. Os resultados revelaram que o catalisador apresentou eficiência de degradação de tetraciclina mesmo após 5 ciclos de reuso, exibindo uma excelente reutilização.

Foi investigada por Hu et al., (2019) a estabilidade e reutilização do compósito heterogêneo ternário $\text{BiOCl}/\text{TiO}_2$ /sepiolita utilizando efluente secundário e os resultados mostraram que a fotoatividade do compósito ainda teve um desempenho fotocatalítico superior após quatro ciclos, indicando que este novo compósito possui uma boa reciclabilidade e estabilidade fotocatalítica. Já Malesic-Eleftheriadou et al., (2019) avaliaram a estabilidade fotocatalítica do compósito poli (tereftalato de etileno) (PET) PET-10% em peso de TiO_2 por 5 ciclos diferentes, sendo bastante estável, uma vez que nenhuma redução significativa na cinética de oxidação fotocatalítica foi observada.

Toda a literatura pesquisada demonstrou que a fotocatalise heterogênea é eficaz na degradação de fármacos, no entanto, a maior parte das pesquisas ainda realizam ensaios em laboratório e com efluentes sintéticos, em que a grande maioria dos estudos foi conduzida sob condições bem planejadas, usando sistemas experimentais que podem não permitir uma aplicação simplificada dos resultados para operações de tratamento em escala real, como observado na Figura 6.

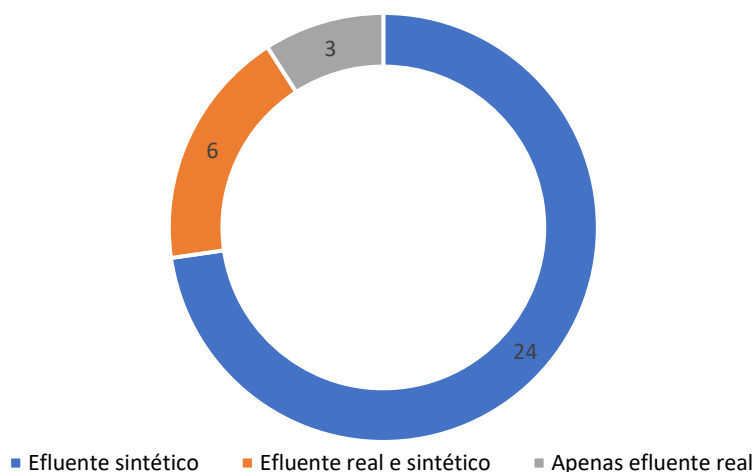


Figura 6. Representação gráfica quantitativa dos tipos de efluentes utilizados em cada artigo do portfólio bibliográfico final, no período de 2010 a 2020.

A realização de testes em escala piloto e real foi bastante escassa durante os estudos, sem o uso de efluentes em fluxo contínuo ou com a presença de constituintes interferentes na matriz ambiental real, fatores estes que podem limitar a maior usabilidade do catalisador. Em consequência disso, compreende-se que existe uma lacuna de análises de desempenho dos fotocatalisadores utilizados em condições mais adversas e complexas. Essa omissão pode desencadear grandes dificuldades de garantir a eficiência de degradação que foi alcançada em uma matriz sintética, numa matriz real, em um tempo de reação considerável e em larga escala, como foi observado por Ji *et al.*, 2013 Cavalcante *et al.*, 2015 e Jallouli *et al.*, 2018.

Este fato pode se torna bastante decisivo, uma vez que o número de testes em matrizes reais é bastante limitado para corroborar o uso da aplicação dessa tecnologia em escala real, devido aos custos de obtenção dos catalisadores e aplicação do processo. A Figura 7 demonstra as eficiências de degradação entre os catalisadores utilizados em matrizes de efluentes reais do portfólio bibliográfico final.

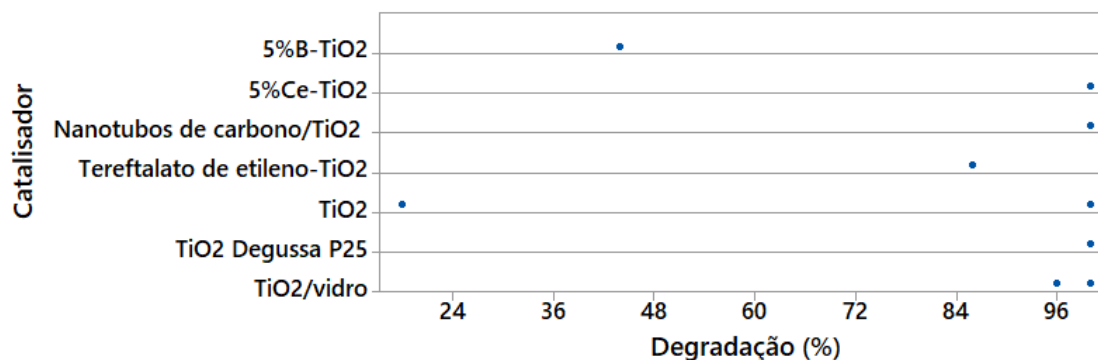


Figura 7. Porcentagem de degradação do contaminante em efluente real por tipo de catalisador utilizado no portfólio bibliográfico, final no período de 2010-2020.

Apesar dos resultados apresentados se mostrarem bastante promissores, é necessário, antes de tudo, compreender quais condições operacionais foram utilizadas durante o processo, uma vez que diversos autores demonstraram dificuldades em atingir boas eficiências de degradação de contaminantes fármacos em matrizes reais, devido às características intrínsecas de cada efluente considerado.

Malesic-Eleftheriadou *et al.* (2019) e Dimitrakopoulou *et al.*, (2012) observaram que cinéticas mais lentas são obtidas conforme a complexidade da matriz aumenta. Menores valores de velocidade e maiores metades de vidas foram registrados para todos os fármacos estudados,

quando a fotocatalise foi realizada no efluente de esgoto em comparação com a água destilada. A grande quantidade de matéria orgânica no efluente constitui um dos principais retardadores, pois consome grande parte dos radicais hidroxila formados e das espécies oxidativas em geral, competindo com a degradação dos fármacos. Além disso, os constituintes orgânicos ou inorgânicos podem ser adsorvidos na superfície do catalisador, deixando menos locais ativos disponíveis para o composto alvo (Kanakaraju *et al.*, 2015).

Malesic-Eleftheriadou *et al.* (2019) e Dimitrakopoulou *et al.*, (2012) observaram que cinéticas mais lentas são obtidas conforme a complexidade da matriz aumenta. Menores valores de velocidade e maiores metades de vidas foram registrados para todos os fármacos estudados, quando a fotocatalise foi realizada no efluente de esgoto em comparação com a água destilada. A grande quantidade de matéria orgânica no efluente constitui um dos principais retardadores, pois consome grande parte dos radicais hidroxila formados e das espécies oxidativas em geral, competindo com a degradação dos fármacos. Além disso, os constituintes orgânicos ou inorgânicos podem ser adsorvidos na superfície do catalisador, deixando menos locais ativos disponíveis para o composto alvo (Kanakaraju *et al.*, 2015).

Com isso, é imprescindível identificar o comportamento do catalisador e sua potencialidade de uso em escala real, uma vez que, além de uma boa eficiência de degradação, é necessário haver grande aplicabilidade do catalisador, especialmente em águas naturais residuais farmacêuticas, em processos de fluxo contínuo e com tempos mais prolongados de processo.

Estudos de revisão recentes desenvolvidos por diferentes autores corroboram o entendimento de que a viabilidade da fotocatalise heterogênea utilizando diferentes catalisadores em escala real ainda é insipiente, possuindo um longo caminho a ser percorrido, de maneira que os problemas decorrentes do processo sejam minimizados. Alguns desafios elencados são, principalmente, a natureza da amostra empregada, a formação de subprodutos intermediários e toxicidade do efluente gerado, a reusabilidade do catalisador, a relação custo-benefício, designs simples e configurações descomplicadas de equipamentos, que possam coletar a luz solar com eficiência ou usar iluminação LED de baixo custo, testes com degradação de vários produtos farmacêuticos, entre outros (Velemplini *et al.*, 2021; Ahmed *et al.*, 2021; Khasawneh e Palaniandy, 2021). Assim, tem-se que essa discussão apresenta uma lacuna de pesquisa, sendo necessária a realização de futuros projetos para a construção de sistemas de fotocatalise de aplicação prática para a remoção de poluentes emergentes de águas contaminadas.

Conclusão

O presente estudo teve como objetivo realizar uma revisão sistemática seguida de uma análise sistêmica de um portfólio bibliográfico final. A utilização da metodologia *ProKnow-C* para esta

finalidade demonstrou-se bastante eficaz, no que tange à seleção de artigos publicados em bases de dados relevantes e de reconhecimento científico. O portfólio bibliográfico resultante desta análise, constituído por 33 artigos, revelou, portanto, o estado da arte a respeito do tratamento de fármacos por fotocatalise heterogênea utilizando TiO_2 puro e combinado no período de 2010-2020.

Diante da análise dos mecanismos observadas no portfólio bibliográfico final, o TiO_2 combinado com outros compósitos foi o catalisador bastante promissor para o tratamento dos antibióticos, anti-hipertensivos, anti-inflamatórios/analgésicos em águas residuais sintéticas na presença de luz, seja ela artificial ou solar, uma vez que diminuiu as chances de recombinação dos pares elétrons-buraco que, por sua vez, permaneceram livres para a produção da principal espécie reativa identificada na fotocatalise, o radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$). Ainda que sejam utilizados diferentes semicondutores e contaminantes, os mecanismos de degradação se repetem durante a reação, sendo intensificados, ou não, pelas características de ambos, assim como pelas condições experimentais empregadas.

Com isso, concluiu-se também que os novos catalisadores, os quais são produzidos com características mais refinadas e, principalmente, quando associados ao dióxido de titânio, estão apresentando maior capacidade de reutilização, estabilidade e eficiência frente ao semicondutor utilizado de forma isolada, especialmente quando utilizados em efluentes sintéticos. Grande parte dos catalisadores foi reutilizada no máximo até 5 vezes sem que houvesse perda de eficiência, sendo quatro a quantidade de vezes que alguns catalisadores obtiveram maior eficiência após a sua reutilização.

A maior parte das pesquisas realizaram ensaios em laboratório e com efluentes sintéticos, com a grande maioria dos estudos sendo conduzido sob condições bem planejadas, usando sistemas experimentais que podem não permitirem uma aplicação simplificada dos resultados para operações de tratamento em escala real. Esse fato pode desencadear grandes dificuldades de garantir a eficiência de degradação que foi alcançada em uma matriz sintética, numa matriz real.

Nesse sentido, as pesquisas futuras, para que possam avançar no campo do tratamento dos contaminantes fármacos em efluentes reais, deverão estar cada vez mais focadas em combinações de semicondutores e não-metals, uma vez que essa tem se tornado uma técnica promissora para o tratamento de contaminantes de difícil degradação por fotocatalise heterogênea. Além de se propuserem a realizar um maior número de testes em escala piloto, onde podem ser identificados os impactos e a eficiência dessas estruturas durante o tratamento, de forma que possa maximizar os benefícios da sua aplicação e reutilização num futuro próximo.

Referências bibliográficas

- Ahmadi, M., Motlagh, H. R., Jaafarzadeh, N., Mostoufi, A., Saeedi, R., Barzegar, G., Jorfi, S. (2017) Enhanced photocatalytic degradation of tetracycline and real pharmaceutical wastewater using MWCNT/TiO₂ nanocomposite, *Journal of Environmental Management*, **186**(1), 55-63. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.088>
- Ahmed, S., Khan, F. S. A., Mubarak, N. M., Khalid, M., Tan, Y. H., Mazari, S. A., Karri, R. R., Abdullah, E. A. (2021) Emerging pollutants and their removal using visible-light responsive photocatalysis – A comprehensive review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **9**, 1-27. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106643>
- Barboza, L. S., Sánchez, P. S. V., Gil, S. A. A. (2019) Removal of estrone in water and wastewater by photocatalysis: a systematic review. *Revista Producción + Limpia*, **14**(1), 18-32. <https://doi.org/10.22507/pml.v14n1a7>
- Belver, C., Bedia, J., Rodriguez, J.J. (2017) Zr-doped TiO₂ supported on delaminated clay materials for solar photocatalytic treatment of emerging pollutants. *Journal of Hazardous Materials*, **322**, 233-242. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.02.028>
- Borges, M. E., García, D. M., Hernández, T., Ruiz-Morales, R. C. Esparza, P. (2015) Supported Photocatalyst for Removal of Emerging Contaminants from Wastewater in a Continuous Packed-Bed Photoreactor Configuration. *Catalysts*, **5**, 77-87. <https://doi.org/10.3390/catal5010077>
- Cavalcante, R. P., Dantas, R. F., Wender, H., Bayarri, B., González, O., Giménez, J., Esplugas, S., Machulek, A. Jr. (2015) Photocatalytic treatment of metoprolol with B-doped TiO₂: Effect of water matrix, toxicological evaluation and identification of intermediates. *Applied Catalysis B: Environmental*, **176**(177), 173-182. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.04.007>
- Cavalcante, R. P., Dantas, R. F., Bayarri, B., González, O., Giménez, J., Esplugas, S., Machulek, A. Jr. (2015) Synthesis and characterization of B-doped TiO₂ and their performance for the degradation of metoprolol, *Catalysis Today*, **252**, 27-34. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cattod.2014.09.030>
- Comminellis, C., Kapalka, A., Malato, A., Parsons, S. A., Poullos, I., Mantzavinos, D. (2008) Advanced oxidation processes for water treatment: advances and trends for R&D. *Journal Chemical Technology Biotechnology*, **83**(6), 769-776. <https://doi.org/10.1002/jctb.1873>
- Cizmic, M., Davor Ljubas, D., Rozman, M., Asperger, D., Curkovic, I., Sandra Babic, S. (2019) Photocatalytic Degradation of Azithromycin by Nanostructured TiO₂ Film: Kinetics, Degradation Products, and Toxicity. *Materials*, **12**(873) 1-16. <https://doi.org/10.3390/ma12060873>
- Chang, C-T., Wang, J-J. Ouyang, T., Zhang, Q., Jing, Y-H. (2015) Photocatalytic degradation of acetaminophen in aqueous solutions by TiO₂/ZSM-5 zeolite with low energy irradiation. *Materials Science and Engineering B*, **196**, 53-60. <https://doi.org/10.1016/j.mseb.2014.12.025>
- De la Cruz, N., Dantas, R.F., Giménez, J., Esplugas, S. (2013) Photolysis and TiO₂ photocatalysis of the pharmaceutical propranolol: Solar and artificial light. *Applied Catalysis B: Environmental*, **130**(131), 249-256. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apcatb.2012.10.003>
- Dimitrakopoulou, D., Rethemiotaki, I., Frontistis, Z., Xekoukoulotakis, N. P., Venieri, D., Mantzavinos, D. (2012) Degradation, mineralization and antibiotic inactivation of amoxicillin by UV-A/TiO₂ photocatalysis. *Journal of Environmental Management*. **98**, 168-174. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.01.010>
- Dong, D., Li, P. Li, X., Zhao, Q., Zhang, Y, Jia, C., Li, P. (2010) Investigation on the photocatalytic degradation of pyrene on soil surfaces using nanometer anatase TiO₂ under UV irradiation. *Journal of Hazardous Materials*, **174**, 859-863. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.132>
- Ebele, A. J., Mohamed Abou-Elwafa Abdallah, M. A-E., Harrad, S. (2017) Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants*, **3**(1), 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.004>

- Elmolla, E. S., Chaudhuri, M. Photocatalytic degradation of amoxicillin, ampicillin and cloxacillin antibiotics in aqueous solution using UV/TiO₂ and UV/H₂O₂/TiO₂ photocatalysis. *Desalination*, **252**, 46–52. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.11.003>
- Ensslin, S. R., Ensslin, L. Processo estruturado de revisão da literatura e análise bibliométrica sobre avaliação de desempenho de processos de implementação de eficiência energética. *Revista Brasileira de Energia*. **20**(1), 21–50
- Eslami, A., Amini, M. M., Yazdanbakhsh, A. R., Anoushiravan Mohseni-Bandpei, A., Safari, A. A., Asadi, A. (2015) N,S co-doped TiO₂ nanoparticles and nanosheets in simulated solar light for photocatalytic degradation of non-steroidal anti-inflammatory drugs in water: a comparative study. *Journal Chemical Technology Biotechnology*, **91**(10), 2693-2704. <https://doi.org/10.1002/jctb.4877>
- Fagan, R., Declan E. McCormack, D. E., Dionysiou, D. D., Pillai, S. C. (2016) A review of solar and visible light active TiO₂ photocatalysis for treating bacteria, cyanotoxins and contaminants of emerging concern. *Materials Science in Semiconductor Processing*, **42**, 2–14. <https://doi.org/10.1016/j.mssp.2015.07.052>
- Farré, M. Pérez, S. Kantiani, L. Barceló, D. (2008) Fate and toxicity of emerging pollutants, their metabolites and transformation products in the aquatic environment. *Trends in Analytical Chemistry*, **27**(11). <https://doi.org/10.1016/j.trac.2008.09.010>
- Ghosh, M., Manoli, K., Shen, X., Wang, J., Ray, A. K. (2019) Solar photocatalytic degradation of caffeine with titanium dioxide and zinc oxide nanoparticles. *Journal of Photochemistry & Photobiology A: Chemistry*, **377**, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2019.03.029>
- Han, C., Likodimos, V., Khan, J. A., Nadagouda, M. N., Andersen, J., Falaras, P., Rosales-Lombardi, P., & Dionysiou, D. D. (2014) UV-visible light-activated Ag-decorated, monodisperse TiO₂ aggregates for treatment of the pharmaceutical oxytetracycline. *Environmental Science and Pollution Research*, **21**, 11781–11793. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2233-5>
- Haque, M. M., Muneer, M., Bahnemann, D. W. (2006) Semiconductor-Mediated Photocatalyzed Degradation of a Herbicide Derivative, Chlorotoluron, in Aqueous Suspensions. *Environmental Science & Technology*, **40**, 4765–4770. <https://doi.org/10.1021/es060051h>
- He, L., Dong, Y., Zheng, Y., Jia, Q., Shan, S., Zhang, Y. (2019) A novel magnetic MIL-101(Fe)/TiO₂ composite for photo degradation of tetracycline under solar light. *Journal of Hazardous Materials*. **361**, 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.079>
- Hu, X., Sun, Z. Song, J., Zhang, X., Li, C., Zheng, S. (2019) Synthesis of novel ternary heterogeneous BiOCl/TiO₂/sepiolite composite with enhanced visible-light-induced photocatalytic activity towards tetracycline. *Journal of Colloid and Interface Science*, **533**, 238–250. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2018.08.077>
- Jallouli, N., Pastrana-Martínez, L. M., Ribeiro, A. R., Moreirab, N. F. F., Faria, J. L., Hentatia, O., Adrián M.T. Silva, A. M. T., Ksibi, M. (2018) Heterogeneous photocatalytic degradation of ibuprofen in ultrapure water, municipal and pharmaceutical industry wastewaters using a TiO₂/UV-LED system. *Chemical Engineering Journal*, **334**, 976–984. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.045>
- Jardim, W. F., Montagner, C. C., Pescara, I. C., Umbuzeiro, G. A., Bergamasco, A. M. D., Eldridge, M. L., Sodr e, F. F. (2012) An integrated approach to evaluate emerging contaminants in drinking water. *Separation and Purification Technology*, **84**, 3 – 8. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.06.020>
- Ji, Y. Zhou, L., Ferronato, C., Yang, X. Salvador, A., Zeng, C., Chovelon, J-M. (2013) Photocatalytic degradation of atenolol in aqueous titanium dioxide suspensions: Kinetics, intermediates and degradation pathways. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, **254**, 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2013.01.003>
- Kaur, A., Umar, A., Kansal, S. K. (2015) Sunlight-driven photocatalytic degradation of non-steroidal anti-inflammatory drug based on TiO₂ quantum dots. *Journal of Colloid and Interface Science*, **459**, 257–263. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2015.08.010>

- Kanakaraju, D., Kockler, J., Motti, C. A., Glass, B. D., Oelgemöller, M. (2015a) Titanium dioxide/zeolite integrated photocatalytic adsorbents for the degradation of amoxicillin. *Applied Catalysis B: Environmental*, **166**(167) 45–55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apcatb.2014.11.001>
- Kanakaraju, D., Kockler, J., Motti, C. A., Glass, B. D., Oelgemöller, M. (2015) TiO₂ photocatalysis of naproxen: Effect of the water matrix, anions and diclofenac on degradation rates. *Chemosphere*, **139**, 579–588. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.07.070>
- Khasawneh, O. F. S., Palaniandy, P. (2021) Removal of organic pollutants from water by Fe₂O₃/TiO₂ based photocatalytic degradation: A review. *Environmental Technology & Innovation*, **21**, 1-20. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101230>
- Kim, J. K., Kan, E. Heterogeneous photocatalytic degradation of sulfamethoxazole in water using a biochar-supported TiO₂ photocatalyst. *Journal of Environmental Management*, **180**, 94–101. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.016>
- Koltsakidou, A., Katsiloulis, C., Evgenidou, E., Lambropoulou, D. A. (2019) Photolysis and photocatalysis of the non-steroidal anti-inflammatory drug Nimesulide under simulated solar irradiation: Kinetic studies, transformation products and toxicity assessment. *Science of the Total Environment*, **689**, 245–257. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.172>
- Kurniawan, T. A., Yanyan, L., Ouyang, T., Albadarin, A. B., Walker, G. (2018) BaTiO₃/TiO₂ composite-assisted photocatalytic degradation for removal of acetaminophen from synthetic wastewater under UV–vis irradiation. *Materials Science in Semiconductor Processing*, **73**, 42–50. <https://doi.org/10.1016/j.mssp.2017.06.048>
- Kummerer, K. (2009) The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use – present knowledge and future challenges. *Journal of Environmental Management*, **90**, 2354–2366. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.023>
- Khodadadi M., Ehrampoush M. H., Ghaneian M. T., Allahresani A. Mahvi A. H. (2018) Synthesis and characterizations of FeNi₃@SiO₂@TiO₂ nanocomposite and its application in photo-catalytic degradation of tetracycline in simulated wastewater. *Journal of Molecular Liquids*, **255**, 224–232. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2017.11.137>
- Lin, C.-J., Yang, W.-T. (2014) Ordered mesostructured Cu-doped TiO₂ spheres as active visible-light-driven photocatalysts for degradation of paracetamol. *Chemical Engineering Journal*, **237**, 131–137. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.10.027>
- Malato, S., Maldonado, M. I., Fernández-Ibáñez, P. Oller, Polo, I., Sánchez-Moreno, R. (2016) Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: The pilot plants of the Plataforma Solar de Almería. *Materials Science in Semiconductor Processing*, **42**, 15-23. <https://doi.org/10.1016/j.mssp.2015.07.017>
- Malekshoar, G., Pal, K., He, Q., Yu, A., Ray, A. R. (2014) Enhanced Solar Photocatalytic Degradation of Phenol with Coupled Graphene-Based Titanium Dioxide and Zinc Oxide. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **53**, 18824–18832. <https://doi.org/10.1021/ie501673v>
- Malesic-Eleftheriadou, N., Evgenidou, E. N., Kyzas, G. Z., Bikiaris, D. N., Lambropoulou, D. A. (2019) Removal of antibiotics in aqueous media by using new synthesized bio-based poly(ethylene terephthalate) - TiO₂ photocatalysts. *Chemosphere*, **234**, 746-755. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.239>
- Martínez, M., Canle, M. L. Fernández, M.I., Santaballa, J.A., Faria, J. (2011) Aqueous degradation of diclofenac by heterogeneous photocatalysis using nanostructured materials. *Applied Catalysis B: Environmental*, **107**, 110–118. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2011.07.003>
- Michael, I., Rizzo, L., McArdell, C.S., Manaia, C.M., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C., Fatta-Kassinos, D. (2013) Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: A review. *Water research*, **47**, 957–995. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.027>

- Mompelat, S., Bot, B., Thomas, O. (2009) Occurrence and fate of pharmaceutical products and by-products, from resource to drinking water. *Environment International*, **35**, 803–814. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.10.008>
- Montagner, C. C., Vidal, V., Sodré, F. F., Pescara, I. C., e Jardim, W. F. (2014) in: Canela, M.C., Jardim, W. F., Sodré, F. F., Grassi, M. T. (Ed.), *Cafeína em  guas de abastecimento público no Brasil*. Cubo, São Carlos, São Paulo, Brasil, 11–18. <https://doi.org/10.13140/2.1.3543.3289>
- Nogueira, R. F. P., Jardim, W. F. (1997) Fotocatálise heterogênea e sua aplica o ambiental. *Química Nova*, **21**(1), 69–72. <https://doi.org/10.1590/S0100-40421998000100011>
- Noguera-Oviedo, K., Aga, D. S. (2016) Lessons learned from more than two decades of research on emerging contaminants in the environment. *Journal of Hazardous Materials*, **316**, 242–251. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.058>
- Oros-Ruiz, S., Zanella, R., Prado, B. (2013) Photocatalytic degradation of trimethoprim by metallic nanoparticles supported on TiO₂-P25. *Journal of Hazardous Materials*. **263**, 28–35. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.010>
- Peña-Guzmán, C., Ulloa-Sánchez, S., Mora, K., Helena-Bustos, R., Lopez-Barrera, E., Alvarez, J., Rodriguez-Pinz n, M. (2019) Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: A review of the current literature. *Journal of Environmental Management*, **237**, 408–423. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.100>
- Pereira, J. H. O. S., Vilar, V. J. P., Borges, M. T., González, O., Esplugas, S., Boaventura, R. A. R. Photocatalytic degradation of oxytetracycline using TiO₂ under natural and simulated solar radiation. *Solar Energy*, **85**, 2732–2740. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2011.08.012>
- Ribeiro, A. R., Nunes, O. C., Pereira, M. F.R., Silva, A. M.T. (2015) An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive 2013/39/EU. *Environment International*, **75**, 33–51. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.027>
- Rizzo, L., Malato, S., Antaklyali, D., Beretsou, V. G., Doli , M. B., Gernjak, W., Heath, E. Ivancev-Tumbas, I., Karaolia, P. Ribeiro, A. R. L., Mascolo, G. McArdell, C. S., Schaar, H. Silva, A. M. S., Fatta-Kassinos, D. (2019) Consolidated vs new advanced treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater. *Science of the Total Environment*, **655**, 986–1008. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.265>
- Romero, V., De la Cruz, N. Dantas, R. F., Marco, P. Giménez, J. Esplugas, S. (2011) Photocatalytic treatment of metoprolol and propranolol. *Catalysis Today*. **161**, 115–120. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2010.09.026>
- Salimi, M., Esrafil, A., Jafari, A. J., Gholami, M., Sobhi, H. R., Nourbakhsh, M., Akbari-Adergani, B. (2019) Photocatalytic degradation of cefixime with MIL-125(Ti)-mixed linker decorated by g-C₃N₄ under solar driven light irradiation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, **582**, 123874. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2019.123874>
- Santiago-Morales, J., Ag era, A., Gómez, M. M., Fernández-Alba, A. R., Giménez, J., Esplugas, S. Rosal, R. (2013) Transformation products and reaction kinetics in simulated solar light photocatalytic degradation of propranolol using Ce-doped TiO₂. *Applied Catalysis B: Environmental*, **129**, 13–29. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2012.09.023>
- Shafaei, A., Nikazar, M., Arami, M. (2010) Photocatalytic degradation of terephthalic acid using titania and zinc oxide photocatalysts: Comparative study. *Desalination*, **252**, 8–16. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.11.008>
- Starling, M. C. V. M., Amorim, C. C., Leão, M. M. D. (2019) Occurrence, control and fate of contaminants of emerging concern in environmental compartments in Brazil. *Journal of Hazardous Materials*, **372**, 17–36. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.04.043>
- Taoufik, N., Boumya, W., Janani, F.Z., Elhalil, A., Mahjoubi, F.Z., Barka, N. (2020) Removal of emerging pharmaceutical pollutants: A systematic mapping study review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **8**, 104251. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104251>

- Tijani, J. O., Fatoba, O. O., Petrik, L. F. (2013) A Review of Pharmaceuticals and endocrine-disrupting compounds: sources, effects, removal, and detections. *Water Air Soil Pollut*, **224**(1770), 1–29. doi: 10.1007/s11270-013-1770-3. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1770-3>
- Tobajas, M., Belver, C., Rodriguez, J.J. (2017) Degradation of emerging pollutants in water under solar irradiation using novel TiO₂-ZnO/clay nanoarchitectures. *Chemical Engineering Journal*, **309**, 596–606. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.10.002>
- Tran, N. H. Reinhard, M. Gin, K. Y-H. Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical. *Water Research*. **133**, 182–207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>
- Yanyan, L., Kurniawan, T. A., Ying, Z., Albadarin, A. B., Walker, G. (2017) Enhanced photocatalytic degradation of acetaminophen from wastewater using WO₃/TiO₂/SiO₂ composite under UV–VIS irradiation. *Journal of Molecular Liquids*, **243**, 761–770. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2017.08.092>
- Velempini, T., Prabakaran, E., Pillay, K. (2021) Recent developments in the use of metal oxides for photocatalytic degradation of pharmaceutical pollutants in water: a review. *Materials Today Chemistry*, **19**, 1–31. <https://doi.org/10.1016/j.mtchem.2020.100380>
- Zhao, L., Deng, J., Sun, P., Liu, J., Ji, Y., Nakada, N., Qiao, Z., Tanaka, H., Yang, Y. (2018) Nanomaterials for treating emerging contaminants in water by adsorption and photocatalysis: Systematic review and bibliometric analysis. *Science of the Total Environment*, **627**, 1253–1263. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.006>
- Ziylan, A., Ince, N. H. (2011) The occurrence and fate of anti-inflammatory and analgesic pharmaceuticals in sewage and fresh water: treatability by conventional and non-conventional processes. *Journal of Hazardous Materials*, **187**, 24 – 36. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.01.057>

REVISTA AIDIS

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

PRODUCTION OF GLYCOHYDROLASES FROM RESIDUES FROM THE FLOUR INDUSTRY BY *Aspergillus niger*

Renata Silveira ¹

Glória Marinho ²

Kelly Rodrigues ²

* Bárbara Chaves Aguiar Barbosa ²

Ida C. Pimentel ³

Débora de Oliveira ⁴

José Vladimir de Oliveira ¹

Diogo Robl ⁴

Recibido el 12 de septiembre de 2022. Aceptado el 13 de marzo de 2023

Abstract

The liquid from cassava processing and the peel are agro-waste produced by the flour industry, a sector of great economic importance in Brazil. These residues can cause environmental impacts when disposed of improperly, due to their high concentration of carbohydrates and chemical demand for oxygen - COD. Faced with this demand, the objective of the present study was to carry out the bioremediation of cassava and cassava peel aiming at the production of glycohydrolases by two strains of *Aspergillus niger*, DR02 and AN 400. The tests took place in agitated medium, for 144 hours. The analyzes carried out were: glucose, pH, COD and the enzymes glucoamylase, xylanase and α -amylase. The results obtained showed a maximum COD reduction of 76 and 78% - DR02 and AN 400, respectively. The highest production of enzymes detected during this bioprocess, for the strains of *A. niger* DR02 and AN 400, were α -amylases (11.78 and 3.64 U/mL), glucoamylases (8.21 and 3.80 U/ml) and xylanases (2.66 and 1.43 U/ml), respectively. In view of the results reported here, it can be inferred that mycoremediation can be an alternative to manage waste from the flour industry, simultaneously generating value-added products that can be used in the food industry.

Keywords: biodegradation, remediation, fungi.

¹ Federal University of Santa Catarina, Department of Chemical Engineering and Food Engineering, Florianópolis-SC, Brazil.

² Federal Institute of Education, Science and Technology of Ceará, Laboratory of Environmental Technology, Fortaleza Campus, Fortaleza-CE, Brazil.

³ Federal University of Paraná, Department of Basic Pathology, Curitiba-PR, Brazil.

⁴ Federal University of Santa Catarina, Department of Microbiology, Immunology and Parasitology, Florianópolis-SC, Brazil.

* *Autor correspondente:* Federal Institute of Education, Science and Technology of Ceará, Laboratory of Environmental Technology, Fortaleza Campus, 31 CEP 60040-531. Fortaleza-CE, Brazil. Email: barbara.barbosa@ifma.edu.br

Introduction

The cassava flour industries have a waste generation problem, responsible for environmental contamination, due to the high amount of garbage accumulation (Li *et al.*, 2019). They generate both solid and liquid by-products, which, when disposed in the open field, cause environmental problems. Their rapid decomposition contaminates water bodies, in addition to emanating strong and offensive odors, becoming a nuisance for the producer (Cavalcanti *et al.*, 2020). However, the use of these agro-industrial residues is a promising alternative for of low-cost substrate in bioprocesses. These residues represent one of the best carbon reservoirs in nature, considering their high amounts of carbohydrates. Research have been carried out on the effective use of these residues for large-scale biohydrogen production, biosurfactant, bioplastics, citric acid (Cavalcanti *et al.*, 2020). Figure 1 presents the most common process for the manufacture of cassava flour.

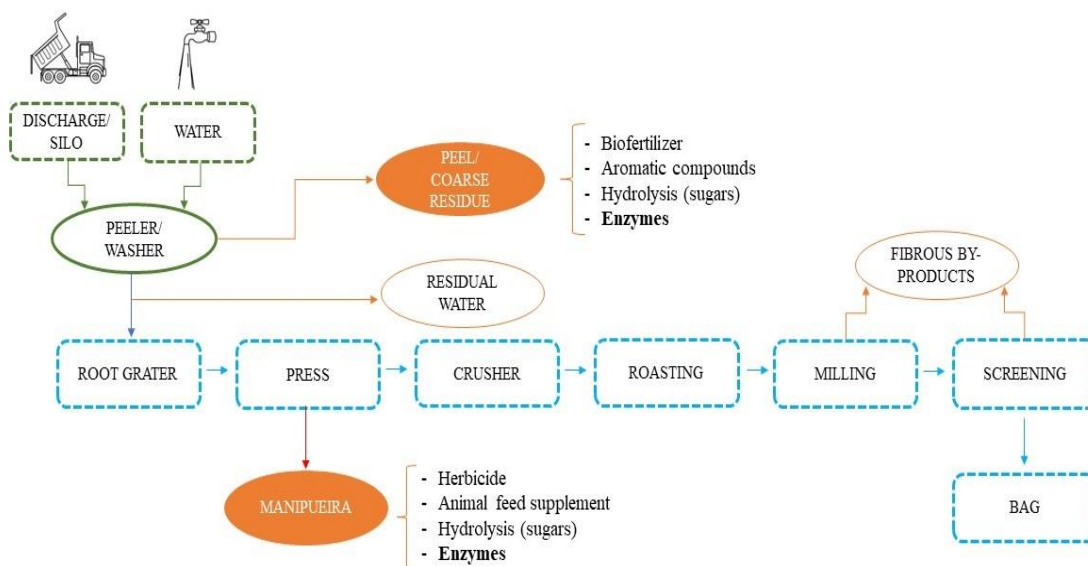


Figure 1. Flowchart of cassava flour production and waste generated. Use of cassava peel and manipueira *in natura* residues.

The first residue from the cassava flour manufacturing process is cassava husk. Residue with high carbohydrate content, is formed by brown husk, between bark and coarse residue, as cassava butts (Costa *et al.*, 2022). Utilization of the peel is limited by its low digestibility and toxicity from high levels of cyanogenic glycosides (Ubalua, 2007). The second residue called *manipueira* in

Brazil is generated from the pressing of cassava roots and consists of tuber water mixed with root washing water (Li *et al.*, 2019). This liquid is rich in sugars, starch, proteins, salts, nitrogen, phosphorus, potassium and others substances (Costa *et al.*, 2022). Cassava root generates at least 300 L of wastewater per ton of processed root and has a high chemical oxygen demand (COD), which can reach 62 g/L (De Carvalho *et al.*, 2018; Santos Ribeiro *et al.*, 2019).

The residue generated by the manioc processing can then be used as a substrate for enzyme production, as reported by Gusmão *et al.* (2018), where the authors observed the capacity of fungal strains isolated from their own manipulation to produce enzymes of economic interest. The maximum production of pectinase, xylanase, amylase and CMCase was observed for the species: *Aspergillus sp.* B5C; at 120 hours (163.6 ± 0.13 nKat mL⁻¹), due to *Aspergillus sp.* B4I; at 144 hours (99.8 ± 0.24 nKat mL⁻¹), by *Penicillium sp.* B3A; e at 48 hours (55.5 ± 0.21 nKat mL⁻¹), due to *Aspergillus sp.* B4O. These enzymes can contribute to advances in the bioeconomy, increasing their various uses in biotechnology, as has been reported by Filiatrault-Chastel *et al.* (2021).

The potential use of fungi for the treatment of organic polluted ecosystems has stimulated interest in the exploitation of agricultural waste as substrates for enzyme production (Robl *et al.*, 2015). *A. niger* is one of the most important fungi in bioprocess industry and has been applied in agri-food areas (Troiano, Orsat and Dumont, 2020; Li *et al.*, 2020). Many of their products are classified as GRAS (Generally Considered Safe) under the Food and Agriculture Organization of The United Nations (FAO) safety examinations of the food industry. Therefore, food processing safety, excellent protein secretion capacity and low-cost culture make *A. niger* one of the most important species to produce food quality products (Li *et al.*, 2020).

Faced with the possible problems caused by the inadequate disposal of residues from the flour industry in the environment, some studies have been carried out with proposals for the use of this effluent (Coutinho Rodrigues *et al.*, 2021; Cavalcanti *et al.*, 2020; Santos Ribeiro *et al.*, 2019). In view of this problem, the present study aimed to investigate the decrease in chemical oxygen demand - COD and the production of glycohydrolytic enzymes using manipueira and cassava peel as a carbon source for the fungus *Aspergillus niger* by two strains, AN 400 and DR02.

Materials and methods

Waste from the flour industry

The *manipueira* and solid residue of cassava peeling was transferred by the cassava processing industry Rocha Alimentos, located in the city of Sangão/SC-BR. The *manipueira* collected was acquired directly at the exit of the pressing process, during the manufacture of the flour, and transported in 5 L bottles. The solid residue was collected from the root peeling tank outlet and transported in 3 kg plastic bags at room temperature to the Laboratory of Microorganisms and Biotechnological Processes (LAMPB) of the Federal University of Santa Catarina (UFSC) and stored in a freezer at -22°C.

To obtain the flour from the peel, the solid residue was dehydrated at 60°C in a drying oven with mechanical circulation (Quimis) in trays and crushed in a Willye mill, model TE-650/1-TECNAL, to obtain some undefined granulometry flour.

Spore production

Production of spores of the fungus *A. niger*, strains AN 400 and DR02, from LATAM (IFCE) and LAMPB (UFSC), respectively, PDA (Potato Dextrose Agar) sterilized in Erlenmeyer (121 °C for 15 minutes) was used. After being sterilized, the media were transferred to glass petri dishes and then seeded using the spread plate technique. The media were transferred to Petri dishes and incubated in a microbiological oven at 28°C for seven days. At the end of the incubation period, the surfactant Tween 80 was added to each plate, so that spores could be released.

After applying the surfactant, the spores were removed from the plate using a previously sterilized pipette, forming a suspension which was stored in amber glass under refrigeration at 4°C. The spores in the suspension were counted in a Neubauer chamber, according to the methodology by Sampaio (2005).

Culture medium

For the production of α -amylase, glycoamylase, xylanase enzymes and determination of chemical oxygen demand, culture medium was prepared with distilled water and unfiltered manipueira (30% v/v); peel flour - 10.0 g/L; peptone - 1.0 g/L; Vishiniac Solution: ZnSO₄.7H₂O, 4.4 g/L; MnCl₂.4H₂O, 1.0 g/L; CoCl₂.6H₂O, 0.32 g/L; CaCl₂.2H₂O, 1.47 g/L; FeSO₄.7H₂O, 1.0 g/L; (NH₄)₆Mo₇O₂₄.4H₂O, 0.22 g/L. The medium was sterilized in an autoclave at 121°C for 15 minutes.

Shake flasks cultures

The composition of the culture medium was adapted from Marinho *et al.* (2011). For each strain (DR02 and AN 400), assays were done in triplicate. A 100 mL volume of culture medium was transferred to 250 mL Erlenmeyer flask and inoculated with 2.0 x 10⁶ spores/mL. The six flasks were incubated in orbital shaking, TE-421, TECNAL, at 120 rpm, at 28 °C for 144 hours.

Two six vials, three or a half of culture with the handle and the species *A. niger* AN 400 and the other three vials or a half of culture with the handle and the species *A niger* DR02. Were taken daily and centrifuged at 13000 rpm for 15 minutes (mini-spin - Eppendorf) to remove the biomass. The supernatant was used to determine the enzymatic activity in triplicate by quantifying reducing sugars (glucose) using the Miller (1959) - 3-5-dinitrosalicylic acid (DNS) method.

Glucose determination

Glucose concentration was determined with Liquiform Glucose Labtest®.

Determination of Chemical Oxygen Demand (COD)

The COD measurement was carried out only in the liquid fraction of the medium, at the beginning and at the end of the reactor operation. The COD was analyzed according to Standard methods for the examination of water and wastewater, 21th ed., APHA, AWWA, Washington, DC, USA; 2012.

Determination of enzyme activity

The measurement of enzymatic activity was performed in microplate and incubated in thermocycler (Mastercycler Personal 5332 - Eppendorf). For glycoamylase, a mixture containing 20 μL of the enzyme extract, 30 μL of citrate buffer (0.05 M - pH 5), 50 μL of starch (0.5% w/v) and incubated at 50°C for 10 minutes. The reaction was stopped by adding 100 μL of the Miller (1959) reagent, incubated at 95°C for 5 minutes and measured at 540 nm (Bio-TEK EL800). The same procedure was performed to determine xylanase, using Beechwood xylan (0.5% w/v). One unit of enzyme activity (U) was defined as the amount of enzyme required to produce 1 μmol of reducing sugar per minute from the polysaccharide used.

The determination of α -amylase was adapted from Xiao *et al.* (2006). A mixture containing 20 μL of enzyme extract, 20 μL of phosphate buffer (0.1 M - pH 6), 20 μL of starch (2 g/L) and 20 μL of distilled water was incubated at 50°C for 30 minutes. The reaction was interrupted by the addition of 20 μL of HCl (1M), followed by the addition of 100 μL of the iodine reagent (5 mM I_2 and 5 mM KI). The mixture was measured at 595 nm (Bio-TEK EL800). One unit (U) for the microplate-based starch-iodine assay is defined as the disappearance of an average of 1 mg of iodine binding starch material per min in the assay reaction.

Statistical Analysis

Statistical analyses were performed using the Statistics software (version 13.5). All data collected were subjected to one-way analysis of variance (ANOVA) and the significance of the differences between means was tested using Tukey's ($p < 0.05$).

Results and discussion

Evaluation of pH and glucose in the medium

The Figure 2 (a) presents the pH for fermented extracts in the different strains of *A. niger*. The initial pH of the cultures was 4.92 ± 0.02 , indicates the acidic nature of the *manipueira*. Magalhães *et al.* (2019) stated that fungi from *Aspergillus* genera growth abundantly in aerobic processes with acidic medium, thus, in this work, the growth of the microorganism may have been favored by the pH of the medium.

Until 72 h of the assay, the probable accumulation of acids in the culture medium seemed to be responsible for the pH variation from 4.92 to 4.76 ± 0.09 and 4.86 ± 0.04 , DR02 and AN 400, respectively. Acidification seems to be an important strategy for filamentous fungi to facilitate or even improve growth conditions (Melzer *et al.*, 2007).

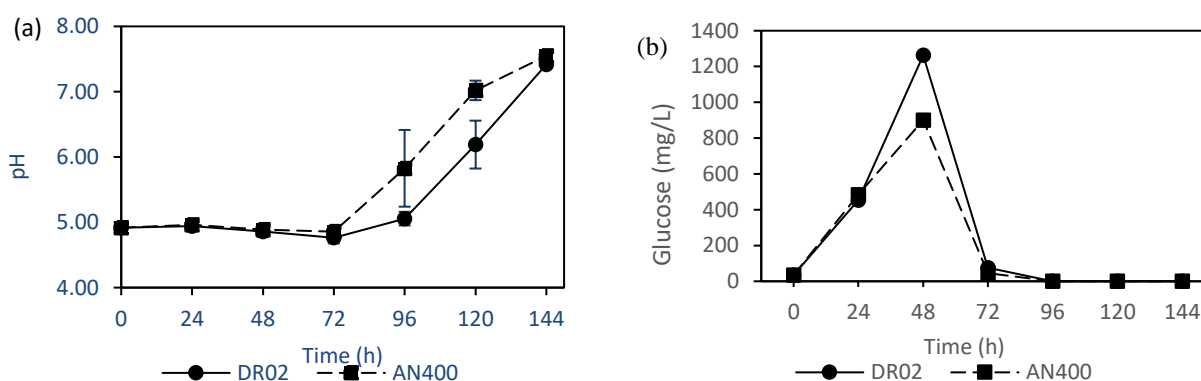


Figure 2. a) pH values for fermented extracts in the different strains of *A. niger*; b) Glucose consumption for the different strains of *A. niger*.

After 96 h of cultivation, the pH (5.06 ± 0.10 and 5.83 ± 0.59) increased until 144h (7.42 ± 0.02 and 7.55 ± 0.07) in the DR02 and AN 400 strains, respectively, at the same time points of glucose exhaustion occurs, Figure 2(b). An adaptation phase of fungal growth can be seen in the first 24 h with glucose production in 32% and 41% by the DR02 and AN 400 strains, respectively. This may be caused by cassava polysaccharides hydrolysis.

The highest glucose production occurred in 48 h ($1262.9 \text{ mg/L} \pm 5.1$ - DR02 and $900.6 \pm 3.2 \text{ mg/L}$ - AN 400) when a greater amount of biomass formed was already visually observed. *A. niger* strains grew vigorously at 28°C at this time, but cell mass could not be determined due to the insoluble carbon source. However, it is observed a decrease in glucose concentration from 72 h of 94% for the two strains ($76.6 \pm 1.1 \text{ mg/L}$ - DR02 and $45.7 \pm 0.0 \text{ mg/L}$ - AN 400).

Biotreatment performance by *A. niger* DR02 and AN 400 strains

To improve the process of bioremediation of manipueira by *A. niger*, the mixture of manipueira (30%) with cassava peel flour (10 g/L) with different strains of *A. niger* was evaluated.

COD was measured at the beginning and end of the experiments (0h and 144h). At 0 h the value determined was $10.09 \pm 0.36 \text{ g/L}$. Coutinho Rodrigues *et al.* (2021) worked with a sample of pure manipueira from three agro-industries located in cities in the state of Santa Catarina and obtained

an initial COD of 90 g/L (Imaruí), 79 g/L (Jaguaruna) and 92 g/L (Paulo Lopes). The value observed in the literature for this variable was higher than the initial value in this study. The compilation of results from other studies demonstrates that the composition of manipueira will change according to its the form of cultivation of the cassava species.

At 144 h, a total removal COD of 76% (2.38 ± 0.48 g/L) and 78% (2.19 ± 0.33 g/L) was observed for the strains DR02 and AN 400, between pH 7.42 and 7.55, respectively. These results showed that the strains presented the same reduction profile and a high COD removal.

In line with the present study, Arikan *et al.* (2020) evaluated the decrease in chemical oxygen demand (COD) using filamentous fungi to biodegrade effluent from the wheat industry, with a pH of 4.5. Among the tested species, *A. parasiticus* showed the highest COD removal efficiency (77.5%) at the end of the incubation period (9 d), which may indicate the fungi affinity for the acidic medium.

Production of enzymes by *A. niger* DR02 and AN 400 strains

In this study, submerged cultures were used to bioremediate and simultaneously produce α -amylase, glucoamylase and xylanase by *A. niger* strains in medium prepared with agro-industrial cassava residues. Despite strains DR02 and AN 400 belonging to the same genus, and having similar morphologies (rough dark brown conidia, spherical vesicles and biserial conidiophores), they had different enzymatic profiles. Figure 3 shows the activities of α -amylase, glucoamylase and xylanase over 144 h of fermentation.

It was found that both strains presented different times for higher enzyme production. The DR02 strain showed its peak production in 96 h and the AN 400 strain showed its production peak at 48 h, except for α -amylase production. The fungi amylolytic and xylanolytic titers differed among strains under the same conditions tested. The DR02 strains showed the highest activity for α -amylase and glucoamylase. However, this was not observed when the AN 400 was used. Low levels of xylanase activity were detected for the two strains, although the strain DR02 highlighted. The xylanase production is associated with hemicellulose presence in media.

The production of glycohydrolases is closely related to the nature of the carbon source, since microbial metabolism is greatly influenced by pH and composition of the medium. Each strain has a distinct metabolic profile, while the enzymatic profile is also distinct and depends on the medium and cultivation time. Physiological variations are the result of the adaptation and evolution of microorganisms, considering original habitats and other factors (Robl *et al.*, 2015). A potential strategy for the glycohydrolase production high added value products, is the use of different carbon sources that induce the production of different specific enzymes.

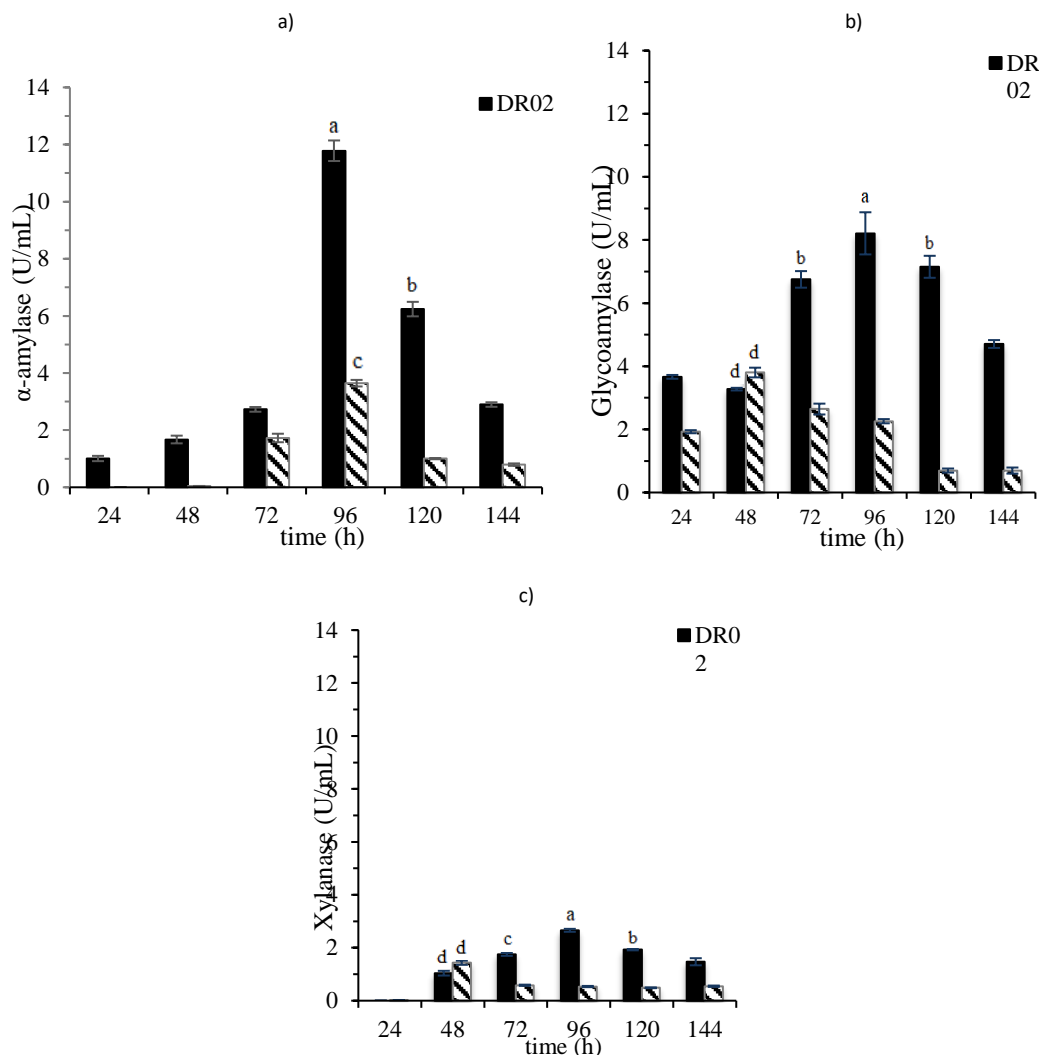


Figure 3. Evolution with time of enzymatic activities for *A. niger* DR02 and AN 400 strains. The shake flask cultivation using maniepeira supplemented with cassava peel at 28°C and 120 rpm. (a) α -amylase, (b) glycoamylase and (c) xylanase. Means calculated from three replications. Data not transformed. Means followed by the same small letter do not differ among them by Tukey test at 5%.

α -amylases

The α -amylase enzyme was the one that the fungi produced most efficiently using cassava as a substrate. At 96 h, amylase production reached the peak of production for both strains, however, strain DR02 showed the greatest significant effect in relation to AN 400.

Also, for the DR02 strain, at 120 h also showed significant effect. To produce amylases, the time of 96 hours could be given at the end of cultivation, since it was the shortest time that provided higher activity values. α -Amylase by *A. niger* AN 400 and DR02 using cassava residues as a carbon source was affected by culture medium pH. It is known that pH affects the enzymatic activity of α -amylases. This is perhaps not surprising, since most α -amylases of fungi are known to have optimal pH in the acid to neutral range (Salgado *et al.*, 2016). Adeniran, Abiose and Ogunsua (2010) investigated the production of α -amylase by *A. niger* in submerged cultivation, using five agricultural residues (cassava peels, yams, banana and brewery grains). *A. niger* produced the highest amount of α -amylase (8.4 EU/mL) in the medium supplemented with cassava peels. The actual study presented better performance with *A. niger* DR02, thus being a good producer of α -amylase using the submerged cultivation method.

Silva *et al.* (2009) used cassava peel as a carbon source for the production of amylolytic enzymes by *A. niveus* in submerged cultivation. The optimized culture medium conditions were initially at pH 5.0, 35°C for 48 h. The amylolytic activity was further improved (50%) with a mixture of cassava peel and soluble starch in a 1:1 (w/w) ratio. However, the crude extract showed optimum temperature and pH of approximately 70°C and 4.5, respectively. Under static conditions the production of α -amylase was superior to agitated condition (50 U/mL and 28 U/mL). The results mentioned were higher than those of this study, probably due to pH adjustment and addition of soluble starch, factors that favor enzymatic activity. It is important to highlight that the purpose of this research was to treat and investigate the potential of the organic and nutritional load of *manipueira* and cassava flour peel, without supplementation of nutrients or reagents to produce these enzymes, since the addition of nutrients would increase production costs.

França and Silva (2021) carried out studies for amylase production with the potato powder and cassava peels, using *Aspergillus niger* UCP 1095, in submerged cultivation. The independent variables evaluated were pH and the tuber peels. The experiments were carried out during 144 h, 150 rpm, temperature of 37°C. The results showed that amylase production occurred using both residues tested, but the best enzymatic result obtained was 0.91 U/mL with the residue of potato peel (11 g).

Glycoamylases

The *A. niger* strains showed promising performance to produce glycoamylases using submerged cultivation, the type of culture used in this study. Glycoamylases are among the most important fungal products used in the food industry, being most active in the range between pH 5 and 6, which improves the starch conversion process (Li *et al.*, 2020).

Glycoamylase production by DR02 strain showed a greater significant difference according to the Tukey test when compared to the AN 400 strain. The highest production of glucoamylase occurred at 96 h by DR02, although 72 h and 120 h were also significant for this same strain. When analyzing the pH of this culture medium, it was found that the medium had a pH between 4.76 ± 0.09 and 6.19 ± 0.37 , considered optimal to produce this enzyme.

The *A. niger* 400 strain reached peak production at 48 h with a value of 3.8 U/mL, this value being obtained when the pH of the medium was 4.89 ± 0.06 . It was observed that in less important media the enzyme values were lower, as at 120 and 144 h, where pHs 7 and 7.6 were recorded, respectively, and reaction times with lower production of glycoylase.

Moshi *et al.* (2016) studied the effect of temperature and pH on the production of glucoamylase by *Aspergillus* MZA-3 that could be used to produce bioethanol. This process used wild cassava flour (210 g/L) as nutrient medium and incubated at 30°C, 110 rpm. During the process, the best pH and temperature for higher enzyme yield (3.3 U/mL) were 5.5 and 30°C, which showed that the fungal species needs a more acidic environment for the production of the enzymes in question.

Xylanases

The experiments conducted in this work using only the *manipueira* did not present satisfactory data to induce xylanase production (data not shown). Thus, the use of cassava peel, another residue with lignocellulose composition was tested in the media formulation. According to Acheampong *et al.* (2021) cassava peels present an abundance of sugar polymers in the form of holocellulose (cellulose and hemicellulose) and for the hydrolysis of hemicellulose, a complex system of enzymes, called hemicellulases, which includes xylanase is required.

The results indicated that the 96 h cultivation period was optimal for xylanase production by the DR02 strain, while the AN 400 strain showed maximum production in 48 h of fermentation. For the other times, significantly different results were obtained to produce the enzyme. Significant differences in xylanase production were found between DR02 and AN 400 species, which reached mean values of 2.66 ± 0.06 and 1.43 ± 0.08 U/mL, respectively.

The DR02 strain was also used to produce xylanase in the studies by Robl *et al.* (2013). The authors verified a maximum production of xylanase in 120 h of cultivation (4.5 U/mL) by *A. niger* DR02 in sugarcane bagasse. The higher concentration produced by the authors can be attributed to the fact that sugarcane has more xylan than manipueira with cassava husk flour and the authors use thermochemical treatment, which may have facilitated the access of enzymes in the degradation of the lignocelulosic material.

Acheampong *et al.* (2021), in one of their experiments, studied the production of xylanase by the *Trametes polyzone* in submerged cultivation using, among others, cassava peel as a substrate. The reactors were incubated for 14 days, at 180 rpm, at 30°C, pH 6, 60% humidity and were supplemented with urea and magnesium. According to the results obtained, the xylanase activity was significantly higher when cassava peel was used, which was approximately 0.87 U/mL. It is important to emphasize that in the present study the averages obtained by the two fungal species were higher than those of Acheampong *et al.* (2021), which presents itself as an attraction, also because there was no increase in the supplement.

Xylanases are produced for the degradation of hemicellulose, present in the constitution of the substrate used in the present study. The lower production of these enzymes compared to amylases can be attributed to the constitution of the fungal growth medium, since one of the main components of the plant cell wall is hemicellulose, which has a content of 0.45% in fresh cassava root. and 1.07% in the bark, while the starch content is 79.30% and 80.43% in the fresh root and bark, respectively (Poonsrisawat *et al.*, 2014). This fact justifies the lower amount of xylanase activity in relation to amylases.

Conclusions

The bioremediation of residues generated by the flour industry such as manipueira and cassava peels by fungal culture of *A. niger* strains AN 400 and DR02 demonstrated the potential of these microorganisms to treat high concentrations of organic matter present in these residues. The COD removal efficiency for these strains showed the same profile. Furthermore, the bioremediation processes of these effluents allowed the simultaneous production of α -amylase and glucoamylase. A positive effect of the mixture of cassava flour and peel was also observed on the production of xylanases. The results obtained in this study demonstrated that submerged culture for 96 h is sufficient time to produce amylolytic enzymes by *A. niger*. Therefore, manipueira mixed with cassava peel flour, residues from the flour industry and rich sources of carbohydrates, can induce the production of enzymes through low-cost production, in addition to minimizing the disposal of residues in the environment without previous treatment.

Acknowledgments

The authors are grateful for the financial support given by the CAPES/ DINTER 1955/2016 process number 23038.021515/2016-97.

References

- Acheampong, N. A., Akanwariwiak, W. G., Mensah, M., Fei-Baffoe, B., Offei, F., Bentil, J. A., Borquaye, L. S. (2021) Optimization of hydrolases production from cassava peels by *Trametes polyzona* BKW001, *Sci. African*, **12**(1), 1-13.
- Adeniran, H. A., Abiose, A. S. H., Ogunsua, O. (2010) Production of fungal β -amylase and amyloglucosidase on some nigerian agricultural residues, *Food Bioprocess Technology*, **3**, 693–698.
- APHA, AWWA; WPCF. (2012) Standards Methods For Examination Of Water And Wastewater . 21th ed. Amer. Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, D. C. USA.
- Arikan, E. B., Bouchareb, E. M., Dizge, N. (2020) Investigation of fungal treatment potential for bulgur cooking process wastewater. *Bioresource Technology Reports*, **11**, 1-7.
- Cavalcanti, J. C. de M., Silva, J. C. de S., Lopes, E. A. P., Lopes, G. J. (2020) Análise da Composição Química e Metodologia de Obtenção do Melaço da Manipueira. *Diversitas Journal*, **5**(3), 1601–1628.
- Costa, R. C., Ramos, M. D. N., Fleck, L., Gomes, S. D., Aguiar, A. (2022) Critical analysis and predictive models using the physicochemical characteristics of cassava processing wastewater generated in Brazil. *Journal of Water Process Engineering*, **47**, 102629.
- Coutinho Rodrigues, O. H., Itokazu, A. G., Rörig, L., Maraschin, M., Corrêa, R. G., Pimentel-Almeida, W., Moresco, R. (2021) Evaluation of astaxanthin biosynthesis by *Haematococcus pluvialis* grown in culture medium added of cassava wastewater. *International Biodeterioration and Biodegradation*, **163**, 105269.
- De Carvalho, J. C., Borghetti, I. A., Cartas, L. C., Woiciechowski, A. L., Soccol, V. T., Soccol, C. R. (2018) Biorefinery integration of microalgae production into cassava processing industry: Potential and perspectives. *Bioresource Technology*, **247**, 1165–1172.
- França, I. B., Silva, C. A. A. (2021) Utilização de resíduos agroindustriais na produção de amilase por *Aspergillus niger* UCP 1095 através de fermentação submersa. *Brazilian Journal Development*, **7**, 51331–51345.
- Gusmão, R. de O., Assis, F. G. do V. de, Cruz, A. R. da, Solidade, L. S., Ferreira, L. F. A. A., & Leal, P. L. (2018) Filamentous fungi producing enzymes under fermentation in cassava liquid waste. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, **40**(1).
- Li, Q., Lu, H., Yin, Y., Qin, Y., Tang, A., Liu, H., Liu, Y. (2019) Synergic effect of adsorption and biodegradation enhance cyanide removal by immobilized *Alcaligenes sp.* strain DN25. *Journal of Hazardous Material*, **364**, 367–375.
- Li, C., Zhou, J., Du, G., Chen, J., Takahashi, S., Liu, S. (2020) Developing *Aspergillus niger* as a cell factory for food enzyme production. *Biotechnology Advances*, **44**, 107630.
- Magalhães, N., Cavalcante, A. V., Andrade, L. S., Wanderley, C. R. P., Marinho, G., Pessoa, K. de A. R. (2019) Citric acid production by *Aspergillus niger* AN 400 from agroindustry waste. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **24**, 101–107.
- Marinho, G., Rodrigues, K., Araujo, R., Pinheiro, Z. B., Silva, G. M. M. (2011) Glucose effect on degradation kinetics of methyl parathion by filamentous fungi species *Aspergillus niger* AN400. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **16**, 225–230.
- Melzer, G., Dalpiaz, A., Grote, A., Kucklick, M., Yvonne, G., Jonas, R., Dersch, P., Franco-lara, E., Bernd, N., Hempel, D. C. (2007) Metabolic flux analysis using stoichiometric models for *Aspergillus niger*: Comparison under glucoamylase-producing and non-producing conditions, *Journal of Biotechnology*, **132**, 405–417.
- Miller, G. L. (1959) Use of Dinitrosalicylic Acid Reagent for Determination of Reducing Sugar. *Analytical Chemistry*, **31**, 426–428.
- Moshi, A. P., Hosea, K. M. M., Elisante, E., Mamo, G., Önnby, L., Nges, I. A. (2016) Production of raw starch-degrading enzyme by *Aspergillus sp.* and its use in conversion of inedible wild cassava flour to bioethanol. *Journal of Bioscience and Bioengineering* **121**, 457–463.
- Pastore, N. S., Hasan, S. M., Zempulski, D. A. (2011) Produção de ácido cítrico por *Aspergillus niger*: Avaliação de diferentes fontes de nitrogênio e de concentração de sacarose. *ENGEVISTA*, **13**(3), 1-11.

- Robl, D. P., Costa P dos S., Büchli, F., Lima, D. J. da S., Delabona, P. da S., Squina, F. M., Pimentel, I. C., Padilla, G., Cruz Pradella, J. G. da. (2015) Enhancing of sugar cane bagasse hydrolysis by *Annulohypoxylon stygium glycohydrolases*. *Bioresource Technology*, **177**, 247–254.
- Robl, D., Delabona, P. da S., Mergel, C. M., Rojas, J. D., Costa, P. dos S., Pimentel, I.C., Vicente, V. A., Pradella, J. G. da C., Padilla, G. (2013) The capability of endophytic fungi for production of hemicellulases and related enzymes. *BMC Biotechnology*, **13**(94), 1-12.
- Salgado, J. M., Abrunhosa, L., Venâncio, A., Domínguez, J. M., Belo, I. (2016) Combined bioremediation and enzyme production by *Aspergillus sp.* in olive mill and winery wastewaters. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **110**, 16-23.
- Santos Ribeiro, J. E. A. M., da Silva S., Martini, C., Sorce, A., Andreucci, D. J., Nóbrega de Melo, F. L., da Silva, H. (2019) *Rhodotorula glutinis* cultivation on cassava wastewater for carotenoids and fatty acids generation. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, **22**, 1- 8.
- Silva, T. M., Alarcon, R. F., Damasio, A. R. D. L., Michelin, M., Maller, A., Masui, D.C., Terenzi, H.F., Jorge, J. A., Polizeli, M. D. L. T. M. (2009) Use of cassava peel as carbon source for production of amylolytic enzymes by *Aspergillus niveus*. *International Journal Food Engineering*, **5**(5).
- Troiano, D., Orsat, V., Dumont, M. J.(2020) Status of filamentous fungi in integrated biorefineries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 117.
- Ubalua, A. O. Cassava wastes: treatment options and value addition alternatives. (2007) *African Journal Biotechnology*, **6**, 2065–2073.
- Xiao, Z., Storms, R., Tsang, A. (2006) A quantitative starch-iodine method for measuring alpha-amylase and glucoamylase activities. *Analytical Chemistry*, **51**, 146–148.

REVISTA AIDIS

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

**PROPOSTA DE ÍNDICE DE TRATAMIENTO DE
ESGOTO SANITÁRIO PARA ESTAÇÕES COM
A TECNOLOGIA UASB NO MUNICÍPIO DE
FORTALEZA, CE**

* Helenamara Fonseca Sobrinho de Oliveira ¹
Ana Bárbara de Araújo Nunes ¹

**PROPOSAL FOR SANITARY SEWAGE TREATMENT
INDEX FOR STATIONS WITH UASB TECHNOLOGY IN
THE MUNICIPALITY OF FORTALEZA, CE**

Recibido el 16 de septiembre de 2022. Aceptado el 6 de marzo de 2023

Abstract

Wastewater Treatment Plants (WWTP) have the function of promoting the treatment of wastewater, thus being an option for mitigating water scarcity. Some of these WWTP, however, have problems in monitoring and evaluating their treatment processes, disposing of their effluents in disagreement with the environmental legislation of release, thus harming the health of the water bodies. The objective of this work consisted in the construction of a Sanitary Sewage Treatment Index (SSTI), as an innovative tool, which qualitatively analyzed parameters based on environmental legislation and assists in decision-making regarding the release of effluents from WWTP. For this, eleven WWTP were chosen, operating with the Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB), located in Fortaleza-Ce, to evaluate their data on treated effluents between 2016 and 2020. The index was built using principal component analysis and WWTP were classified, based on compliance with environmental legislation, into three classes: unsatisfactory, satisfactory, and excellent. From the analysis of the applied indices, four stations were classified as unsatisfactory, four as satisfactory and three with excellent compliance with the legislation evaluated. Therefore, the index objectively represented the effluents and helped the decision making regarding the release into the water bodies.

Keywords: mitigation, discharge, UASB, index.

¹ Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará. Avenida Mister Hull, S/N, Fortaleza, Ce. 60356-000. Brasil. Email: 31.helena.oliveira.22@gmail.com

Resumo

As Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) têm a função de promover o tratamento das águas residuárias, logo sendo uma opção para a mitigação da escassez hídrica. Algumas dessas estações, porém, possuem problemas no monitoramento e na avaliação dos seus processos de tratamento, descartando os seus efluentes em desacordo com as legislações ambientais de lançamento, logo prejudicando a saúde dos corpos hídricos. O objetivo deste trabalho consistiu na construção de um índice de tratamento de esgoto sanitário (ITES), como uma ferramenta inovadora, que analisou qualitativamente parâmetros com base nas legislações ambientais e auxiliaria na tomada de decisão quanto ao lançamento dos efluentes das ETEs. Para isto, foram escolhidas onze estações, que operam com a tecnologia reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), localizadas em Fortaleza-CE, visando avaliar os seus dados de efluentes tratados entre 2016 e 2020. O índice foi construído utilizando análise de componentes principais e as estações foram classificadas, com base no atendimento das legislações ambientais, em três classes: insatisfatório, satisfatório e excelente. A partir da análise dos índices aplicados, quatro estações foram classificadas como insatisfatórias, quatro como satisfatórias e três com atendimento excelente as legislações avaliadas. Portanto, o índice representou objetivamente os efluentes e auxiliou a tomada de decisão quanto ao lançamento em corpos hídricos.

Palavras-chave: mitigação, lançamento, UASB, índice.

Introdução

As estações de tratamento de efluentes (ETEs) têm a função de remover poluentes das águas residuárias e gerar água tratada ambientalmente segura. Logo, são instalações capazes de contribuir para a mitigação da escassez hídrica através dos processos envolvidos no tratamento (Mustapha *et al.*, 2017). Porém, devido à falta de monitoramento adequado e avaliação eficiente das etapas do tratamento, as ETEs têm lançado os seus efluentes em desacordo com as legislações ambientais e têm ocasionado episódios de poluição, que comprometem a qualidade dos corpos hídricos receptores (Gosset *et al.*, 2021).

Esses episódios de poluição podem ser evitados com o uso de ferramentas que orientem o correto lançamento dos efluentes, priorizando a saúde do corpo hídrico receptor. A construção de índices é um exemplo dessas ferramentas, pois o índice pode refletir a qualidade do efluente tratado, através da análise de parâmetros importantes no monitoramento das estações. Logo, sendo uma ferramenta de orientação para a tomada de decisão quanto ao lançamento do efluente tratado (Gémar *et al.*, 2018).

Há vários estudos que aliam os índices às ETEs, seja na avaliação e aprimoramento dos seus processos, como indicadores quantitativos de desempenho ambiental ou para a avaliação de processos específicos dos tratamentos (Liu *et al.*, 2019; Luo *et al.*, 2019). Çelekli e Şahin (2021) avaliaram a sustentabilidade da qualidade de efluentes de águas residuárias através da construção do índice de poluição de algas modificado. Já Mustapha *et al.* (2017)

desenvolveram o índice verde, como um indicador quantitativo geral do desempenho ambiental de ETEs, dentre outros.

Nesse contexto, este trabalho objetivou a construção do Índice de Tratamento de Esgoto Sanitário (ITES) específico para ETEs com foco na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos totais e coliformes termotolerantes. O ITES se tratou de uma ferramenta de auxílio a tomada de decisão quanto ao lançamento dos efluentes, retratando a qualidade do efluente tratado de ETEs quanto ao atendimento das legislações ambientais de lançamento. Para isto foram selecionadas ETEs em operação na região metropolitana de Fortaleza-Ce, que operam com os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB). A aplicação do índice não só auxiliaria a tomada de decisão quanto ao lançamento do efluente, como também se trataria de uma linguagem mais acessível sobre a sua qualidade.

Metodologia

Localização e descrição da área de estudo

A área de estudo está localizada na bacia hidrográfica do rio Cocó, um dos principais recursos hídricos da região metropolitana de Fortaleza, situada na porção centro-norte do estado do Ceará e parte do sistema Cocó/Coaçu (Leal, 2014). Em termos de esgotamento sanitário, a bacia é denominada grande bacia do Cocó, abrange 65 bairros do município de Fortaleza (Fortaleza, 2014).

Estações de tratamento de efluentes e parâmetros selecionados

A capital cearense opera com dois sistemas de esgotamento sanitário; o sistema integrado, que converge o efluente para a estação de pré-condicionamento de esgoto (EPC) e os sistemas isolados. Estes sistemas não estão interligados ao sistema integrado e uma das destinações de seus efluentes ocorre por reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo, do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) com o pós-tratamento (biofiltro aerado submerso - BF) ou sem (Fortaleza, 2014). Essa tecnologia possui limitada capacidade de remoção de poluentes, logo podendo ser necessária a aplicação de pós-tratamento aeróbio nas ETEs que as utilizam. No Brasil, os reatores UASB são a segunda tecnologia mais utilizada para o tratamento de efluentes (Cerqueira e Aisse, 2021).

Para este estudo, foram selecionadas onze estações de tratamento de efluentes (ETEs) integrantes dos sistemas isolados e que operam com o tratamento anaeróbio UASB, sendo o UASB seguido de cloração (7 estações) e UASB com o pós-tratamento biofiltro aerado submerso (BF) também seguido de cloração (4 estações) como pode ser visualizado na Tabela 1. O esquema geral das ETEs analisadas pode ser visualizado na Figura 1.

Tabela 1. Estações de tratamento de efluentes selecionadas

Tecnologia	Sigla	ETE
UASB com pós-tratamento seguido de cloração	UASB + BF + CLOR	Centro de Eventos Aldemir Martins Castelão Rosalina Lago Azul Sítio Santana Zeza Tijolo
UASB sem pós-tratamento seguido de cloração	UASB + CLOR	Novo Barroso Riacho Doce Itaperí Aracapé III

Fonte: Autoria própria, 2022.

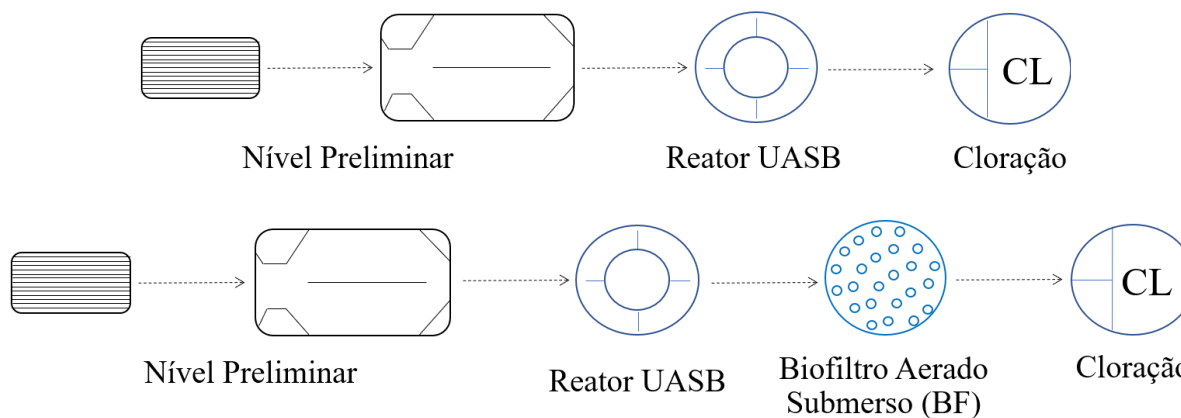


Figura 1. Esquema geral das ETEs com reator UASB seguido de Cloração (A) e com pós-tratamento (BF) seguido de Cloração (B). Fonte: Autoria própria, 2022.

Os dados de qualidade dos efluentes foram solicitados à Companhia de Água e Esgoto do estado do Ceará (CAGECE) através do portal Ceará Transparente. A CAGECE os disponibilizou através de relatórios, do período de 2016 a 2020, e definiu que todas as estações selecionadas se encontram sob a responsabilidade da Unidade de Negócio Metropolitana de Macrocoleta e Tratamento de Esgoto (UNMTE). A partir da análise dos relatórios, os parâmetros foram selecionados com base na quantidade de informações em número suficiente para aplicação da Análise de Componentes Principais (ACP). Dessa forma, foram selecionados: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST) e *Escherichia coli* (*E.coli*).

As concentrações de DQO foram convertidas em Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), devido as legislações para o lançamento dos efluentes, nacional CONAMA nº 430 (Brasil, 2011) e estadual COEMA nº 02 (Ceará, 2017), exigirem limites para este parâmetro. O valor de conversão para a relação DQO/DBO foi baseada em valores da literatura e valores obtidos a partir de algumas análises de DBO que foram disponibilizadas pela CAGECE durante o período estudado. De acordo com Von Sperling (2014), efluentes oriundos de tratamento biológico podem apresentar valores, para a relação DQO/DBO, entre 4.0 ou 5.0. Logo, a partir do conjunto de dados de DBO e DQO analisados, a relação obtida foi de aproximadamente 4.0, sendo este o valor utilizado para a conversão.

Construção do Índice de Tratamento de Esgoto Sanitário

Os dados dos relatórios foram convertidos em planilhas no Excel para aplicação da ACP. A ACP se trata de ferramenta estatística que visa descrever a estrutura de variância e covariância de um conjunto de variáveis ou dimensões, através de combinações lineares dos elementos desse conjunto (Karimi *et al.*, 2021). Há várias aplicações de ACP nas ETEs, que vão desde a detecção direta de falhas, reconstrução de dados, monitoramento do nível de desempenho de ETEs (Ebrahimi *et al.*, 2017; Newhart *et al.*, 2019).

Para a aplicação de ACP, procedeu-se com a realização dos testes de correlação das variáveis a fim de verificar se eram estatisticamente independentes. Pois, nesta condição, não seria possível gerar agrupamentos para a formação de nenhum construto, ou seja, a construção de fatores não faria sentido (Figueiredo Filho e Da Silva Júnior, 2010). Avaliou-se a matriz de correlação (coeficientes > 0.3), os testes de Kaiser-Meyer-Olkin – KMO (≥ 0.5) e de Bartlett – BTS ($p < 0.05$, estatisticamente significativa).

Em seguida, devido a sensibilidade da ACP e com o propósito de reduzir os erros, os dados foram normalizados. Todas as análises estatísticas foram executadas no software *Jamovi* 1.6 (Jamovi, 2021). As análises de comparações utilizaram os valores da média aritmética, em específico as semestrais, para cada variável durante o período de análise. O uso das médias semestrais, após vários testes, se mostrou mais viável para a construção do índice devido inconsistências presentes no conjunto de dados, que dificultaram o seu tratamento. Para cada parâmetro analisado, em geral, houve mais de 50% das análises esperadas, sendo este um dos requisitos para a escolha dos parâmetros. A quantidade de análises por semestre foi variável para cada estação estudada.

A aplicação da ACP ocorreu em algumas etapas, que foram desde a construção da matriz de número de variáveis por número de amostras, até o descarte de componentes principais (CPs) menos relevantes. Para a extração do número de componentes foi utilizado o modelo de análise de fator, que utilizou a variância da combinação linear das variáveis observadas para a realização da extração de fatores (Palácio, 2004). A rotação de fatores foi ortogonal, do tipo varimax, que buscou minimizar o número de variáveis com altas cargas em cada fator (Figueiredo Filho e Da Silva Júnior, 2010).

O cálculo do Índice de Tratamento do Esgoto Sanitário (ITES) teve como base o Índice de Qualidade de Água (IQA) da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2022), cujo cálculo é baseado no produtório ponderado dos parâmetros (Equação 1). Rolim (2016) aplicou metodologia semelhante a esta pesquisa, ao construir o seu índice de estado trófico baseado no produtório ponderado de seus parâmetros e utilizando ACP.

$$ITES = \prod_i^n q_i^{w_i} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde

q_i : Qualidade da i -ésima variável (valor entre 0 e 100, obtido através da concentração ou medida dos parâmetros)

w_i : Peso da variável (valor entre 0 e 1)

Sendo o $\sum w_i = 1$

O peso de cada variável foi calculado de acordo com a Equação 2.

$$w_i = \frac{\sum_{l=1}^L F_l A_l^i}{\sum_{l=1}^L \sum_{i=1}^L F_l A_l^i} \quad \text{Equação (2)}$$

Onde

F : Fatores extraídos para o modelo

A_i : Comunalidade de cada variável no fator

L : Número de componentes

A qualidade das variáveis (q_i) foi definida como um número adimensional entre 0 e 100, quanto melhor a qualidade da variável, maior será o valor do índice e mais próximo de 100. Para isto, foram definidas três faixas baseadas no atendimento a legislação de lançamento para cada parâmetro estudado: insatisfatório (0 – 39.9), satisfatório (40 – 69.9) e excelente (70 – 100). A faixa do insatisfatório consistiu em não atendimento dos parâmetros estudados, a faixa do satisfatório houve o atendimento dos parâmetros e por fim, a faixa do excelente ocorreu o atendimento e as concentrações dos parâmetros foram significativamente inferiores aos limites estabelecidos pelas legislações ambientais.

As concentrações de cada faixa foram definidas para os parâmetros estudados, como visualizado na Tabela 2. Para a faixa do insatisfatório, os valores foram superiores aos limites exigidos nos padrões de lançamento e foram definidos com base em valores da literatura para esgoto bruto e trabalhos locais que avaliaram as estações estudadas nesta pesquisa (Dos Santos, 2008; Monteiro, 2009; Von Sperling, 2014). Para o parâmetro *E.coli*, a construção também ocorreu com base nas legislações de lançamento além dos estudos analisados, sendo definida a concentração de $1,5+04$ org/100mL a fim estabelecer o intervalo da classe 0 – 39,9 que permitisse a diferenciação do q_i dentro da classe. Os valores para essa faixa refletiram a qualidade do efluente em condições de não tratamento ou de tratamento inadequado. A faixa satisfatório foi construída com os valores exigidos pelas legislações de lançamento. Por fim, a faixa excelente consistiu em

concentrações inferiores em mais de 80% as concentrações estabelecidas pelas legislações (resoluções CONAMA nº 430 – Brasil, 2011 e COEMA nº 02 – Ceará, 2017). Os valores das concentrações superiores aos limitados para a faixa zero, automaticamente tiveram suas notas de qualidade iguais a zero. Enquanto os valores das concentrações inferiores aos da faixa 100, tiveram, automaticamente, suas notas de qualidade iguais a 100.

Tabela 2. Faixas para a qualidade das variáveis (q_i)

Faixa	DBO (mg/L)	SST(mg/L)	<i>E.coli</i> (org/100 mL)
0 – 39.9	364 – 121	300 – 101.1	1.50E+04 – 5.01E+03
40 – 69.9	120 – 72.1	100 – 60.1	5.00E+03 – 3.00E+03
70 – 100	72 – 24	120 – 72.1	3.00E+03 – 1.00E+03

Fonte: Autoria própria, 2022.

A qualidade das variáveis (q_i), para cada análise estudada, foi obtida através da interpolação das concentrações de cada faixa para cada parâmetro (Tabela 2). Após obtida a qualidade, esses dados foram introduzidos nas equações construídas, de acordo com a Equação 1. Finalmente, a classificação das estações ocorreu através de três classes; a classe Insatisfatório, com o não atendimento de pelo menos um dos parâmetros estudados, a classe Satisfatório, na qual todos os parâmetros atenderam e, por fim, a classe Excelente, na qual as concentrações se encontraram significativamente inferiores aos valores estabelecidos pela legislação ambiental.

A metodologia do ITES é inovadora, pois baseia-se na análise qualitativa, direta e objetiva, dos parâmetros estudados quanto apenas as legislações ambientais de lançamento (resoluções CONAMA nº 430 – Brasil, 2011 e COEMA nº 02 – Ceará, 2017). Apesar de similaridades metodológicas, não foram encontrados índices relacionados ao esgotamento sanitário baseados no mesmo objetivo. O levantamento de índices identificou metodologias que avaliaram a produtividade das ETEs, a partir da análise de condições operacionais e de parâmetros (Molinos-Senante *et al.*, 2016; Sabia *et al.*, 2020); que realizaram a análise exclusiva de parâmetros biológicos para a reutilização das águas residuárias na irrigação (Çelekli e Şahin, 2021) ou que avaliaram desempenho através da utilização de indicadores relacionados a qualidade, operação e manutenção dos serviços de esgotamento (Lopes *et al.*, 2016). Dessa forma, os resultados foram discutidos a partir de análise comparativa com trabalhos que avaliaram a qualidade de efluentes das estações estudadas, a fim de atestar a robustez do ITES.

Resultados e discussão

Análise de componentes principais e construção das equações do índice

A aplicação da ACP procedeu com a realização dos testes de correlação, nos quais todos indicaram associação entre as variáveis. Para os parâmetros utilizados, estudos como os de Silva *et al.*, (2021), que aplicaram análise de componentes principais (ACP) para a construção do índice de qualidade de água, também selecionaram a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes termotolerantes, dentre outras variáveis, como parâmetros importantes para a construção do seu índice. Além desses, Molinos-Senante (2016) construíram índice de produtividade de ETEs e selecionaram, como variáveis importantes para avaliar o desempenho das estações, sólidos suspensos e matéria orgânica, dentre outras.

A aplicação da ACP com os dados da tecnologia UASB com pós-tratamento BF seguido de cloração gerou resultados que explicaram 81.8% da variação do conjunto de dados para a primeira componente principal (CP1). A partir da análise dos seus resultados, os pesos de cada variável foram determinados e a equação, para esta tecnologia, foi construída (Equação 3).

$$ITES = q_{DBO}^{0.05} \cdot q_{SST}^{0.55} \cdot q_{E.Coli}^{0.40} \quad \text{Equação (3)}$$

Onde

q: Qualidade da variável

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

SST – Sólidos Suspensos Totais

E.coli – *Escherichia coli*

Para a tecnologia UASB seguida de cloração, a ACP gerou resultados com explicação de 57,7% da variação do conjunto de dados, também para a CP1. O resultado das ponderações e respectiva construção da sua equação estão visualizados na Equação 4.

$$ITES = q_{DBO}^{0.05} \cdot q_{SST}^{0.93} \cdot q_{E.Coli}^{0.02} \quad \text{Equação (4)}$$

Onde

q: Qualidade da variável

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

SST – Sólidos Suspensos Totais

E.coli – *Escherichia coli*

Pela aplicação da ACP, o modelo com uma componente principal foi adequado para representar as variáveis, com percentuais de explicação consideráveis. Apesar do pequeno número de variáveis estudadas, foi possível alcançar estes percentuais e identificar os parâmetros com maior contribuição. Isto também foi realizado por Droese *et al.* (2020), que em seu estudo com a ACP não houve redução do número variáveis, mas também identificação das com maiores contribuições.

Índice de Tratamiento de Esqoto Sanitário

Primeiramente, os ITESs foram calculados para as ETEs pertencentes a tecnologia UASB com BF. Após a aplicação dos respectivos cálculos, houve três ETEs destacadas positivamente. As ETEs Centro de Eventos ($ITES_{\text{médio}} = 100$), Castelão ($ITES_{\text{médio}} = 100$) e Aldemir Martins ($ITES_{\text{médio}} = 90$) lançaram seus efluentes com concentrações de DBO, SST e *E.coli* abaixo dos limites exigidos para o lançamento em corpos hídricos receptores, logo gerando ITESs que as classificaram como excelentes (70 – 100) quanto ao atendimento das legislações ambientais. Os dados das concentrações dos parâmetros e equivalentes ITESs podem ser visualizados para a estação Centro de Eventos na Figura 2, na qual a linha vermelha tracejada indica as concentrações limites estabelecidas pelas legislações. A partir da análise da Figura 1 é possível visualizar a conformidade dos seus parâmetros e conseqüente produção de ITESs na faixa excelente de atendimento.

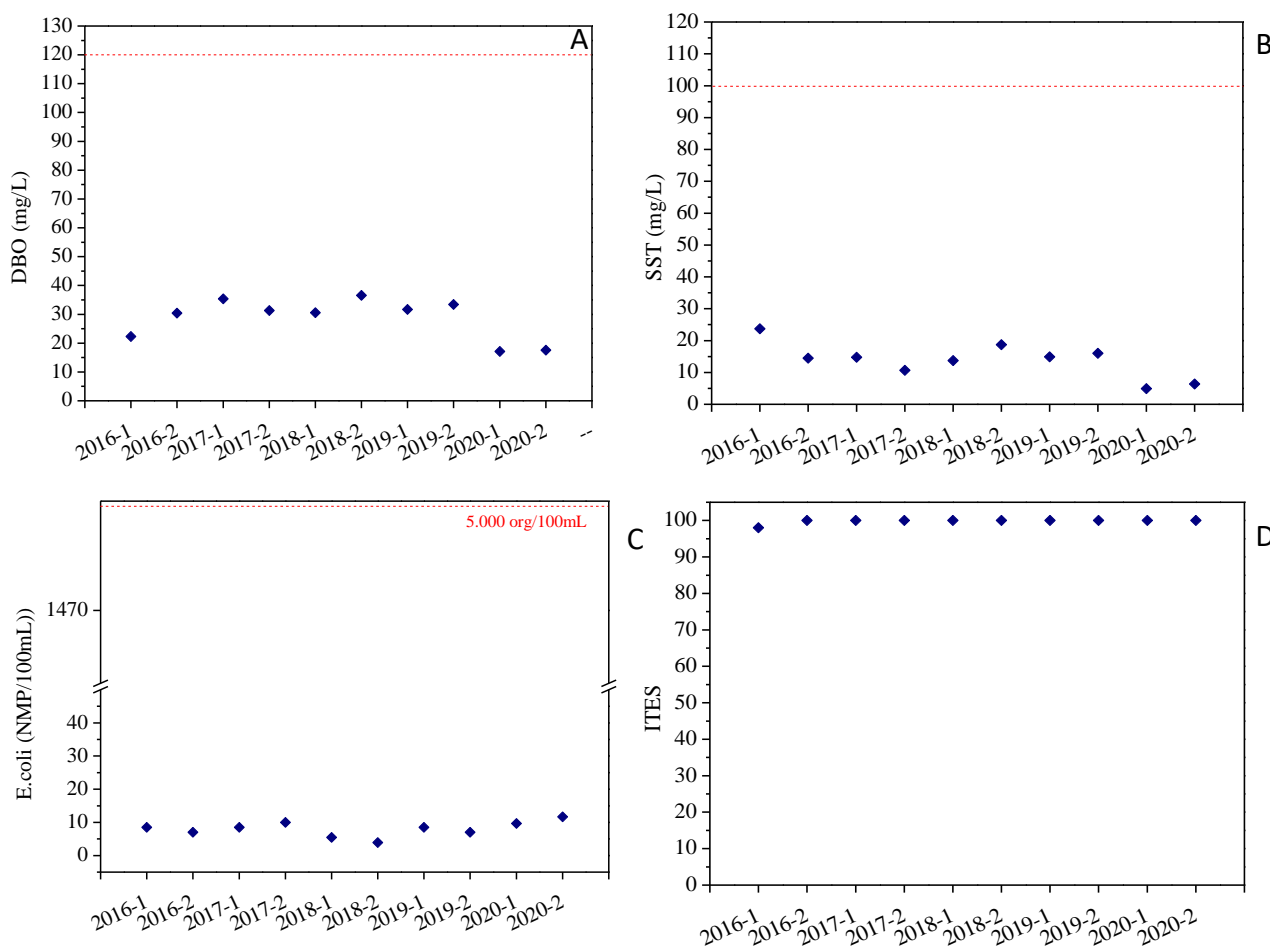


Figura 2. Concentrações médias dos parâmetros DBO (A), SST (B) e *E.coli* (C) e ITESs (D) para a ETE Centro de Eventos. Linha vermelha tracejada representa o limite da legislação ambiental. Fonte: Autoria própria, 2022.

Resultados semelhantes foram encontrados por autores que avaliaram ETEs de Fortaleza. De acordo com Rollemberg (2017), que avaliou o potencial de reúso de efluentes de 64 ETEs da capital cearense, a ETE Castelão atendeu aos limites para o lançamento em todo o período de realização da sua pesquisa. Já para Magalhães (2017), as estações Castelão e Centro de Eventos estiveram conformes ambientalmente e operacionalmente durante o período analisado. Logo, corroborando os resultados encontrados nesta pesquisa.

A realidade para a ETE Rosalina foi diferente das estações supracitadas, como pode ser visualizado na Figura 3, visto que as concentrações de quase todos os seus parâmetros (SST e *E.coli*) estiveram em desacordo com os limites estabelecidos em legislações. Dessa forma, os seus índices se encontraram na classe do insatisfatório (0–39.9; $ITES_{\text{médio}} = 0.0$). Além disso, as concentrações de *E.coli* foram consideravelmente altas, logo seus índices alcançaram valores iguais a zero para a grande maioria das análises semestrais.

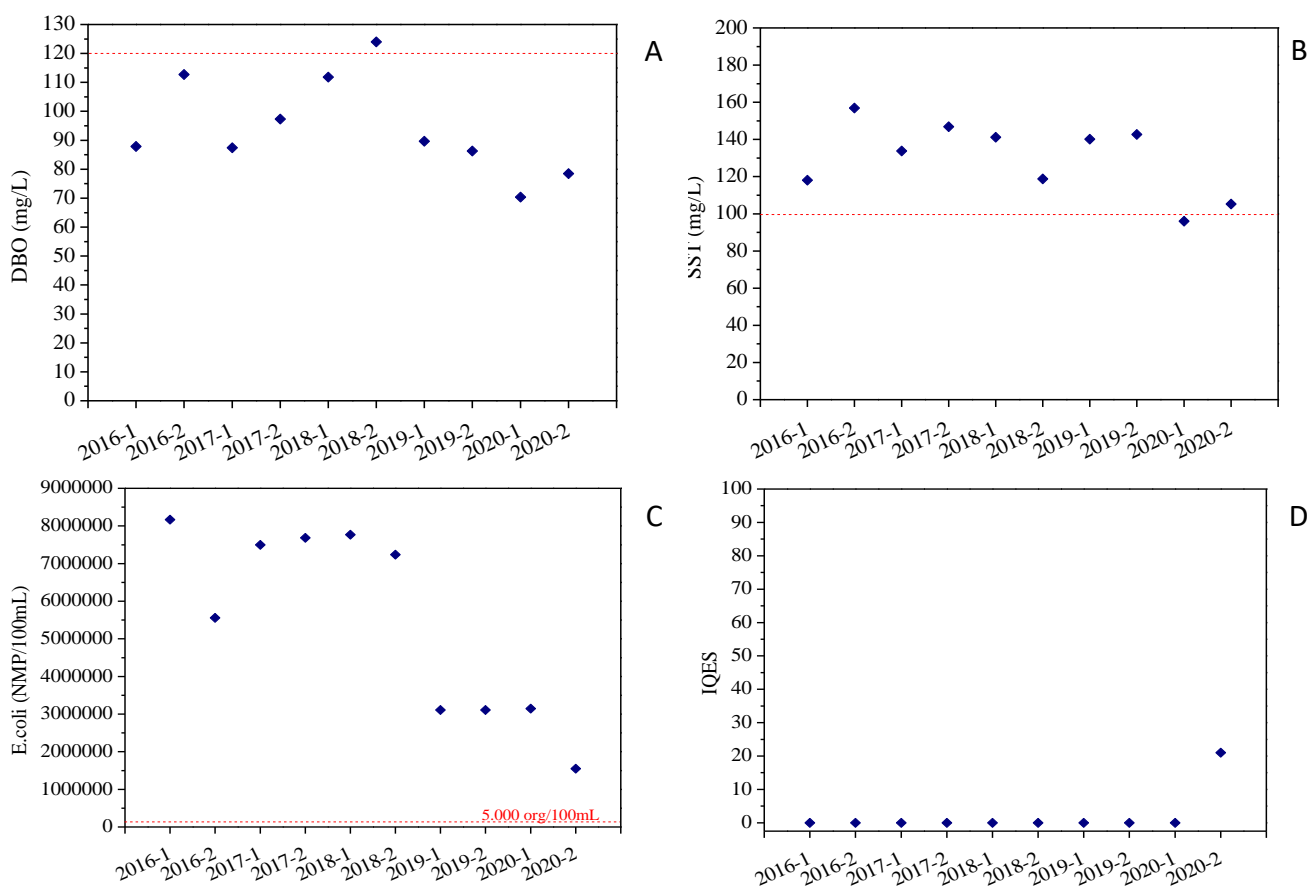


Figura 3. Concentrações médias dos parâmetros DBO (A), SST (B) e *E.coli* (C) e ITESs (D) para a ETE Rosalina. Linha vermelha tracejada representa o limite da legislação ambiental. Fonte: Autoria própria, 2022.

Estudios realizados por Magalhães (2017) e Marques e Nunes (2018) relataram, para a ETE Rosalina, concentrações dos parâmetros superiores aos limites legalmente permitidos. Além disso, buscando esclarecimento sobre as condições operacionais dessa estação, foram solicitadas à Supervisora da Unidade de Negócio Metropolitana de Macrocoleta e Tratamento de Esgoto (UNMTE) informações sobre o seu funcionamento. Através de informação verbal prestada, foi informado que o sistema de tratamento dessa estação se encontra prejudicado, devido a não realização de manutenção em tempo hábil, necessitando de reforma no sistema de tratamento (Comunicação Pessoal, 2022). De maneira geral, na Figura 4 visualiza-se, para a tecnologia UASB com BF, que as estações apresentaram ITESs excelentes, exceto para a ETE Rosalina com atendimento insatisfatório a legislação ambiental. Dessa forma, com exceção da ETE Rosalina, todas as demais estações apresentaram concentrações para os seus parâmetros adequadas ao lançamento nos corpos hídricos receptores.

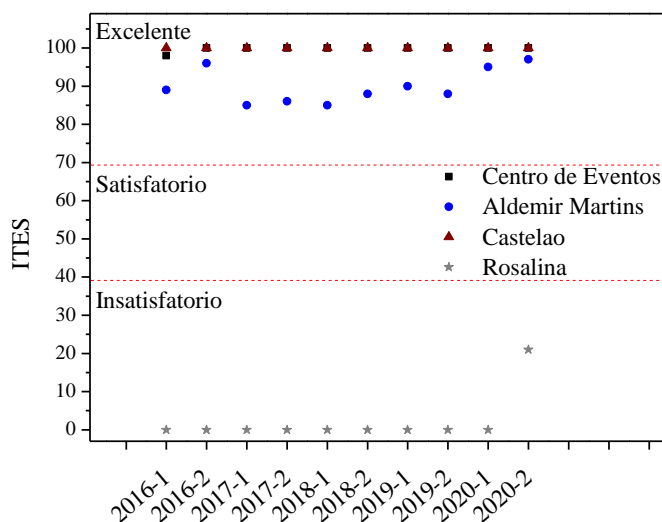


Figura 4. ITESs das estações com tecnologia UASB seguida de pós-tratamento (BF) e cloração. Linha vermelha tracejada representa o limite entre as faixas de classificação. Fonte: Autoria própria, 2022.

Para a tecnologia UASB seguida de cloração, os destaques positivos foram as estações Sítio Santana ($ITES_{\text{médio}} = 60.7$), Aracapé III ($ITES_{\text{médio}} = 55.3$) e Novo Barroso ($ITES_{\text{médio}} = 45.9$) que foram classificadas como satisfatórias (40 – 69.9), com todos os seus parâmetros atendendo as legislações de lançamento. Isto pode-se ser verificado na Figura 5 para a estação Sítio Santana.

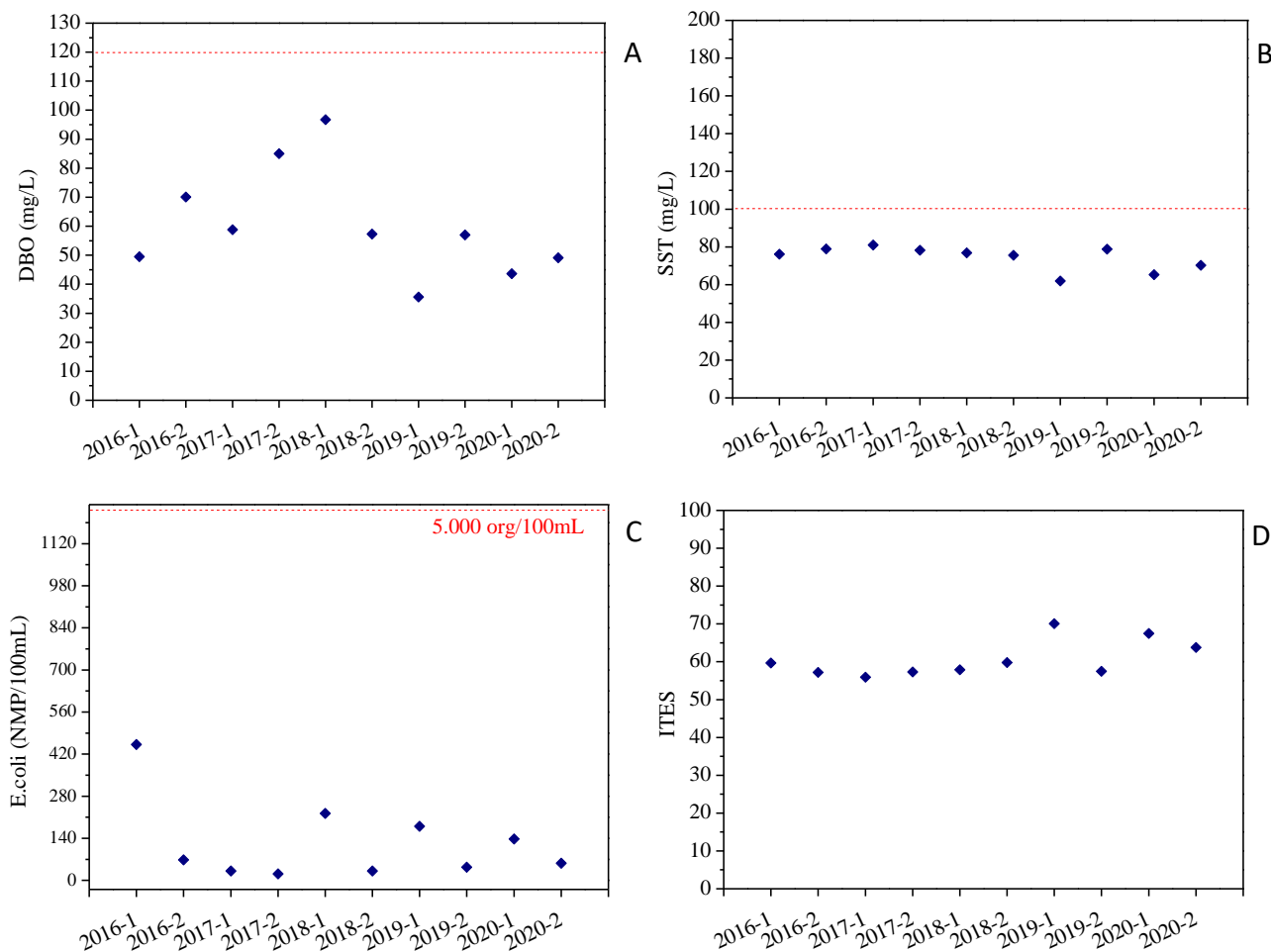


Figura 5. Concentrações médias dos parâmetros DBO (A), SST (B) e *E.coli* (C) e ITESs (D) para a ETE Sítio Santana. Linha vermelha tracejada representa o limite da legislação ambiental. Fonte: Autoria própria, 2022.

Para a ETE Lago Azul, como pode ser visualizado na Figura 6, as concentrações de DBO e SST atenderam a legislação ambiental, porém as de *E.coli* estiveram em desacordo com os limites estabelecidos durante maior parte do período analisado. Dessa forma, com pelo menos um dos seus parâmetros em desacordo, os seus índices foram classificados como insatisfatórios ($ITES_{\text{médio}} = 20.7$). Para a ETE Itaperí ($ITES_{\text{médio}} = 16.3$), perfil semelhante foi verificado, porém com as concentrações de SST e DBO acima dos limites, logo os seus índices também foram classificados como insatisfatórios.

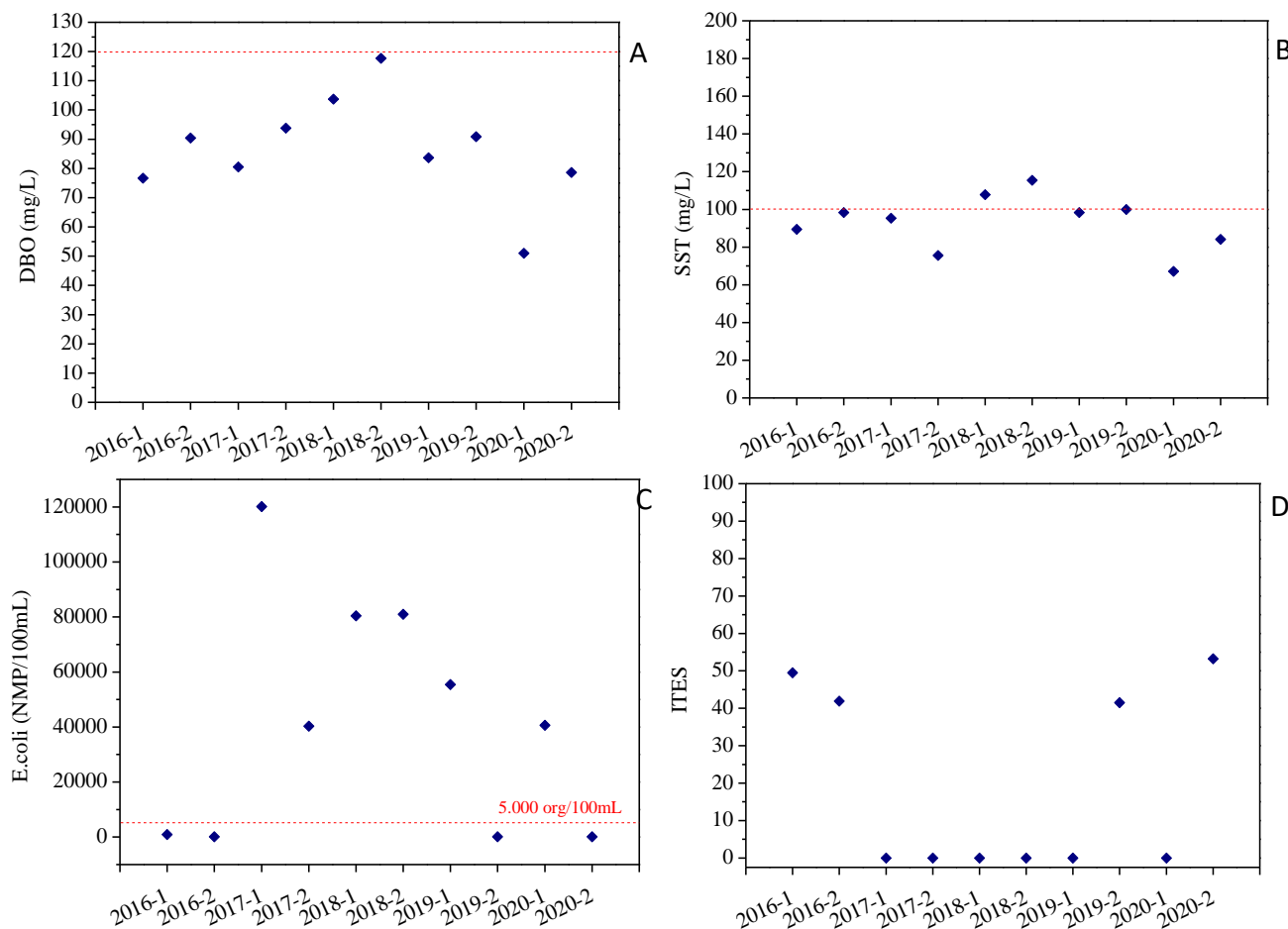


Figura 6. Concentrações médias dos parâmetros DBO (A), SST (B) e *E.coli* (C) e ITESs (D) para a ETE Lago Azul. Linha vermelha tracejada representa o limite da legislação ambiental. Fonte: Autoria própria, 2022.

No estudo de Magalhães (2017), as ETEs Lago Azul e Itaperí apresentaram desconformidades com a legislação ambiental nos históricos analisados, logo corroborando os resultados encontrados nesta pesquisa. A informação verbal prestada pela Supervisora da UNMTE as identificou como estações em fim de plano, ou seja, que recebem vazões superiores à que foram projetadas, justificando essas estações serem classificadas como insatisfatórias no atendimento dos seus parâmetros (Comunicação Pessoal, 2022).

Por fim, a estação Riacho Doce apresentou dois de seus parâmetros (SST e *E.coli*) em desacordo com os limites definidos, dessa forma seus índices também estiveram na classe insatisfatório, com $ITES_{\text{médio}}$ igual a 3.7. A supervisora da UNMTE esclareceu que essa ETE também se trata de estação em fim de plano (Comunicação Pessoal, 2022).

Portanto, na Figura 7, a análise geral das estações apresentou Sítio Santana, Aracapé III e Novo Barroso com os melhores índices quanto ao atendimento da legislação, com a maioria ou todas as análises abaixo dos limites para o lançamento. Essas estações possuem a qualidade dos seus parâmetros adequada para o lançamento nos corpos hídricos receptores. Enquanto, Lago Azul, Riacho Doce e Itaperi, apresentaram índices iguais a zero para a maioria de suas análises, sendo classificadas como insatisfatórias. Para a estação Zeza Tijolo, os ITESs ($ITES_{\text{médio}} = 42.7$) estiveram entre o satisfatório e o insatisfatório, com quatro de suas análises não atendendo aos limites estabelecidos.

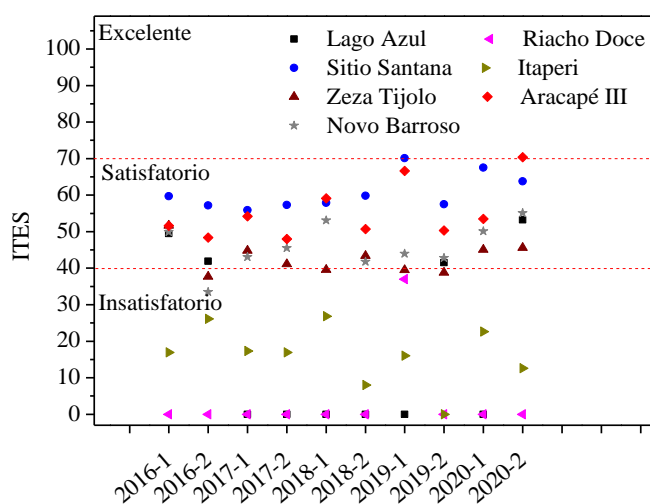


Figura 7. ITESs das estações com tecnologia UASB seguidas de cloração. Linha vermelha tracejada representa o limite entre as faixas de classificação. Fonte: Autoria própria, 2022.

Conclusões

A proposta de Índice de Tratamento de Esgoto Sanitário (ITES), para estações com a tecnologia UASB, atendeu ao objetivo desta pesquisa, visto que funcionou como uma ferramenta de análise objetiva e direta dos efluentes das estações avaliadas quanto ao atendimento dos seus parâmetros as legislações ambientais de lançamento (resoluções CONAMA nº 430 – Brasil, 2011 e COEMA nº 02 – Ceará, 2017). Ressalta-se que mesmo com poucas variáveis conseguiu-se representar a qualidade do efluente através do Índice construído.

Para a tecnologia UASB com biofiltro aerado submerso (BF) seguido de cloração, três estações apresentaram ITESs excelentes. Além dessas, quatro estações geraram índices satisfatórios quanto ao atendimento, pertencentes a tecnologia UASB seguida de cloração. Portanto, as

concentrações dos parâmetros para essas estações se encontram adequadas para o lançamento nos corpos hídricos receptores. Por fim, quatro estações apresentaram pelo menos um de seus parâmetros em desacordo com as legislações ambientais, logo gerando índices que as classificaram como insatisfatórias. Para estas estações, as informações verbais, prestadas pela supervisora Unidade de Negócio Metropolitana de Macrocoleta e Tratamento de Esgoto (UNMTE), esclareceram que há problemas relacionados a falta de manutenção e operação adequada de seus sistemas.

Referencias bibliográficas

- Brasil (2011) *Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011 – Dispõe sobre as condições e padres de lançamento de efluentes*, CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União Maio/2011. Data de acesso: 15 de março de 2022. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=627
- Ceará (2017) *Resolução nº 02 de 02 de fevereiro de 2017 – Dispõe sobre padres e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras*, COEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente. Diário Oficial do Estado, Fevereiro/2017. Data de acesso: 15 de março de 2022. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/46/2019/09/COEMA-02-2017.pdf>
- Çelekli, A., Şahin, G. (2021) Bio-assessment of wastewater effluent conditions with algal pollution and multivariate approach. *Journal of Cleaner Production*, **310**. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127386>
- Cerqueira, P.L.W., AISSE, M.M. (2021) Custos de processamento de lodo em Estações de Tratamento de Esgoto com reatores anaeróbios de manta de lodo e pós-tratamento aeróbio: subsídios para Estudos de Concepção, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **26**(2), 251-262. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190244>.
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2022) *Apêndice D Índices de Qualidade das Águas* Data de acesso: 15 de março de 2022. Disponível em: [Apêndice D – Índices de Qualidade das Águas – Águas Interiores \(cetesb.sp.gov.br\)](https://cetesb.sp.gov.br)
- Dos Santos, A.B. (2007) *Avaliação técnica de sistemas de tratamento de esgotos*, Banco do Nordeste, **1**, 206 pp.
- Drose, A., Valentini, M.H.K., Duarte, V.H., Santos, G.B., Nadaleti, W.C., Vieira, B. (2020) Utilização de Métodos Estatísticos Multivariados no Monitoramento de Qualidade da Água da Lagoa Mirim, *Meio Ambiente (Brasil)*, **2** (4), 58-67. Data de acesso: 15 de março de 2022. Disponível em: <https://meioambientebrasil.com.br/index.php/MABRA/article/view/69>
- Ebrahimi, M., Gerber, E.L., Rockaway, T.D. (2017) Temporal performance assessment of wastewater treatment plants by using multivariate statistical analysis, *Journal of Environmental Management*, **193**(15), 234-246. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.027>.
- Figueiredo Filho, D.B., Da Silva Júnior, J.A. (2010) Visão além do alcance: Uma introdução à análise fatorial, *Opinião Pública*, **16**(1), 160-185. <https://doi.org/10.1590/S0104-62762010000100007>.
- Fortaleza (2014) Plano Municipal de Saneamento Básico de Fortaleza convênio de cooperação técnica entre Companhia de Água e Esgoto do Ceará – CAGECE e Agência Reguladora de Fortaleza – ACFOR, Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente, Julho/2014, 173 pp. Data de acesso: 15 de março de 2022. Disponível em: <https://acervo.fortaleza.ce.gov.br/download-file/documentById?id=1435d89b-1fae-47d9-929c-9b9e5a1c6f73>
- Gémar, G., Gómez, T., Molinos-Senante, M., Caballero, R., Sala-Garrido, R. (2018) Assessing changes in eco-productivity of wastewater treatment plants: The role of costs, pollutant removal efficiency, and greenhouse gas emissions, *Environmental Impact Assessment Review*, **69**, 24-31. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2017.11.007>.

- Gosset, A., Wiest, L., Fildier, A., Libert, C., Giroud, B., Hammada, M., Hervé, M., Sibeud, E., Vulliet, E., Polomé, P., Perrodin, Y. (2021) Ecotoxicological risk assessment of contaminants of emerging concern identified by “suspect screening” from urban wastewater treatment plant effluents at a territorial scale, *Science of The Total Environment*, **778**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146275>.
- Jamovi [Computer Software] (2021) The Jamovi Project, disponível em: <https://www.jamovi.org>.
- Karimi, A.M., Sadeghnejad, S., Rezghi, M. (2021) Well-to-well correlation and identifying lithological boundaries by principal component analysis of well-logs. *Computers and Geosciences*, **15**. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2021.104942>.
- Leal, J.R.L.V. (2014) Mudança de curso do Rio Cocó no paleolítico superior, *Revista do Instituto do Ceará*, 183-217.
- Liu, H., Wang, H., Zhou, X., Fan, J., Liu, Y., Yang, Y. (2019) A comprehensive index for evaluating and enhancing effective wastewater treatment in two industrial parks in China, *Journal of Cleaner Production*, **230**, 854–861. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.134>.
- Lopes, W.S., Rodrigues, A.C.L., Feitosa, P.H.C., Oliveira, M.A.C.R., Barbosa, D.L. (2016) Determinação de um índice de desempenho do serviço de esgotamento sanitário. Estudo de caso: cidade de Campina Grande, Paraíba, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **21** (1), 01-10. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v21n1.p1-10>.
- Luo, L., Dzakpasu, M., Yang, B., Zhang, W., Yang, Y., Wang, X. (2019) A novel index of total oxygen demand for the comprehensive evaluation of energy consumption for urban wastewater treatment, *Applied Energy*, **236**, 253-261. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.11.101>.
- Magalhães, A.M.C. (2017) *Proposta de metodologia multicriterial para priorização de intervenção em ETEs segundo análise da vulnerabilidade socioambiental – Estudo de caso em Fortaleza/CE*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos), Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 189 pp. Data de acesso: 15 de fevereiro de 2022. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/29080/7/2017_dis_amcmagalh%c3%a3es.pdf.
- Marçal, D.A., Silva, C.E. (2017) Avaliação do impacto do efluente da estação de tratamento de esgoto ETE-Pirajá sobre o Rio Parnaíba, Teresina (PI), *Revista DAE*, **66** (212), 95-104. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017148242>.
- Marques, L.C., Nunes, A.B.A. (2018) Análise da eficiência do tratamento de efluentes em reatores UASB em Fortaleza/CE. *Revista DAE*, **66**(212), 95–104. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.025>.
- Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R., Hernández-Sancho, F. (2016) Development and application of the Hicks-Moorsteen productivity index for the total factor productivity assessment of wastewater treatment plants, *Journal of Cleaner Production*, **112**, 3116-3123. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.114>.
- Monteiro, C.R.L. (2009) *Análise da eficiência e confiabilidade em 56 estações de tratamento de esgotos localizadas na região metropolitana de Fortaleza*, Tese de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos), Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 79 pp. Data de acesso: 11 de fevereiro de 2022. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/16482/1/2009_dis_crlmonteiro.pdf.
- Mustapha, M.A., Manan, Z.A., Alwi, S.R.W. (2017) A new quantitative overall environmental performance indicator for a wastewater treatment plant. *Journal of Cleaner Production*, **167**, 815–823. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.169>.
- Newhart, K.B., Holloway, R.W., Hering, A.S., Cath, T.Y. (2019) Data-driven performance analyses of wastewater treatment plants: A review. *Water Research*, **157**, 498–513. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.030>.
- Palácio, H.A. (2004) *Índice de qualidade das águas na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu, Ceará*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, 97 pp. Data de acesso: 14 de fevereiro de 2022. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/18604/1/2004_dis_haqpalacio.pdf6.

- Prasse, C., Stalter, D., Schulte-Oehlmann, U., Oehlmann, J., Ternes, T.A. (2015) Spoilt for choice: A critical review on the chemical and biological assessment of current wastewater treatment technologies. *Water Research*, **87**, 237–270. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.09.023>.
- Rolim, H.O. (2016) *Proposta de índice de estado trófico em reservatórios do semiárido a partir de dados da bacia do Banabuiú, estado do Ceará*, Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos), Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 129 pp. Data de acesso: 17 de fevereiro de 2022. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/22558/1/2016_tese_horolim.pdf.
- Rolleberg, S.L.S. (2017) *Avaliação do potencial de reúso dos efluentes gerados nas ETEs operadas pela CAGECE em Fortaleza-CE*, Tese de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Ceará, 95pp. Data de acesso: 17 de fevereiro de 2022. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/26943/1/2017_dis_slrolleberg.pdf.
- Sabia, g., Petta, L., Avolio, F., Caporossi, E. (2020) Energy saving in wastewater treatment plants: A methodology based on common key performance indicators for the evaluation of plant energy performance, classification and benchmarking, *Energy Conversion and Management*, **220**. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.113067>.
- Silva, M.I., Gonçalves, A.M.L., Lopes, W.A., Lima, M.T.V., Costa, C.T.F., Paris, M., Firmino, P.R.A., De Paula Filho, F.J. (2021) Assessment of groundwater quality in a Brazilian semiarid basin using an integration of GIS, water quality index and multivariate statistical techniques, *Journal of Hydrology*, **598**. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126346>.
- Valente, M.D.R., Queiroz, W.T., Pinheiro, J.G., Monteiro, L.A.S. (2011) Modelo De Predição Para O Volume Total De Quaruba (*Vochysia Inundata* Ducke) Via Análise De Fatores E Regressão. *Revista Arvore*, **35**(2), 307-317.
- Von Sperling, M. (2014) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto*, Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, **4**, 472 pp.

REVISTA AIDIS

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

AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM UMA ÁREA URBANA NA CIDADE DE FORTALEZA, CEARÁ, BRASIL

Cícero Janderson Tavares Neves¹

Michael Lima Silva¹

Jéssica Rocha de Lima¹

Adeildo Cabral da Silva¹

Adriana Guimarães Costa¹

* Rinaldo dos Santos Araújo²

ASSESSMENT OF ATMOSPHERIC POLLUTION IN AN URBAN AREA OF FORTALEZA, CEARÁ, BRAZIL

Recibido el 19 de septiembre de 2022. Aceptado el 27 de junio de 2023

Abstract

The growing economic development associated with urban mobility has intensified the emission of pollutants into the atmosphere, which causes serious environmental and public health problems. Air quality assessment studies are important tools to support technical information that allow the establishment of public policies to mitigate air pollution damages. In this context, this study aimed to evaluate the air quality in an urban stretch in the city of Fortaleza, Ceará. The samplings were carried out between the months of September 2021 to March 2022, comprising the dry and rainy periods. The pollutants analyzed were the total suspended particulate (TSP), inhalable particulate (PM₁₀), fine inhalable particulate (PM_{2.5}), O₃, CO₂ and total volatile organic compounds (TVOC). The results showed mean concentrations of 37.9 µg/m³ of TSP; 25.4 µg/m³ of PM₁₀; 19.9 µg/m³ of PM_{2.5} and 39.8 µg/m³ of O₃ which are in accordance with the limits of the air quality standards recommended by Brazilian legislation. The CO₂ and TVOC levels observed were 564.5 ppm and 248.7 ppb, respectively. In general, the average concentrations of monitored pollutants reveal an urban environment with air quality classified as good.

Keywords: air pollution, air quality, health, urban environmental.

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), Fortaleza, CE, Brasil.

² Departamento de Química e Meio Ambiente. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), Fortaleza, CE, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Química e Meio Ambiente. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Avenida 13 de Maio, 2081, Benfica, Fortaleza, Ceará. 60040-531. Brasil. rinaldo@ifce.edu.br

Resumo

O crescente desenvolvimento econômico associado a mobilidade urbana tem intensificado a emissão de poluentes na atmosfera o que origina sérios problemas ambientais e de saúde pública. Estudos de avaliação da qualidade do ar se constituem em importantes ferramentas para subsidiar informações técnicas que permitam o estabelecimento de políticas públicas para mitigação dos danos da poluição do ar. Neste contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade do ar em um trecho urbano com intenso tráfego de veículos na cidade de Fortaleza, Ceará. Experimentalmente foram realizadas amostragens entre os meses de setembro de 2021 a março de 2022, compreendendo os períodos seco e chuvoso. Os poluentes analisados foram o particulado total em suspensão (PTS), o particulado inalável (MP_{10}), o particulado inalável fino ($MP_{2.5}$), o O_3 , o CO_2 e os compostos orgânicos voláteis totais (COVT). Os resultados mostraram concentrações médias de $37.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PTS; $25.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP_{10} ; $19.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $MP_{2.5}$ e $39.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de O_3 , as quais atendem aos limites dos padrões de qualidade do ar preconizados pela legislação brasileira. Os níveis de CO_2 e COVT observados foram de 564.5 ppm e 248.7 ppb, respectivamente. Em geral as concentrações médias dos poluentes monitorados revelam um ambiente urbano com a qualidade do ar classificada como boa.

Palavras-chave: poluição do ar, qualidade do ar, saúde, ambiente urbano.

Introdução

A degradação da qualidade do ar é um problema enfrentado principalmente nos grandes centros urbanos os quais detêm as maiores fontes de emissão de poluentes de origem veicular e industrial, resultando em prejuízos ao meio ambiente e a sociedade como um todo (O'Leary; Parr; El-Sayed, 2022).

Os veículos automotores representam uma importante fonte de poluição do ar, respondendo por uma quantidade expressiva da emissão de poluentes gasosos e partículas na atmosfera nas grandes cidades (Ferreira e Oliveira, 2016). Segundo a Secretaria Nacional de Trânsito a frota brasileira de veículos automotores cresceu em 2021 cerca de 3.2% em comparação ao quantitativo do ano anterior (Brasil, 2022). Notadamente, no Brasil a pandemia de COVID-19 determinou uma menor mobilidade urbana devido as restrições adotadas pelo governo para conter o aumento da transmissão viral do SARS-CoV-2.

Adam *et al.* (2021) em uma ampla revisão da literatura observaram que em diversos países houve reduções nos níveis de poluição do ar, devido a pandemia de COVID-19. No entanto, estes autores verificaram que os níveis de ozônio (O_3) se elevaram ou se mantiveram estáveis no período pandêmico.

A poluição do ar ocasiona doenças agudas e crônicas, redução da expectativa de vida, prejuízos as funções respiratórias, nervosas e sensorial, além de aumentar os níveis de mortalidade resultantes da piora da qualidade do ar (Derisio, 2012). Markozannes *et al.* (2022) observaram

em seu estudo de revisão sistemática e meta-análise que os níveis de mortalidade decorrentes por acidente vascular cerebral e pneumonia e as hospitalizações ocasionadas por asma e hipertensão possuem forte relação com o grau de poluição do ar em ambiente urbano.

De acordo com os “Objetivos do Desenvolvimento Sustentável” (ODS), preconizados pela Organização das Nações Unidas (ONU), a redução dos impactos ambientais e sociais causados pela poluição do ar faz parte de um conjunto de 169 metas a nível global e 175 metas adequadas a realidade brasileira pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) para atingir o desenvolvimento sustentável até o ano de 2030 (IPEA, 2018; ONU, 2015).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) os principais poluentes recomendados para fins de monitoramento em áreas urbanas são: o material particulado inalável (MP_{10}) e inalável fino ($MP_{2.5}$), O_3 , NO_2 , SO_2 e CO (WHO, 2021). No entanto, as legislações, brasileira (CONAMA 491/18), europeia (*Directive 2008/50/EC*) e americana (EPA, 2015) acrescentam para fins de monitoramento os seguintes poluentes: partículas totais em suspensão (PTS), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), Pb , As , Ni , Cd , fumaça e benzeno. No contexto da saúde ocupacional o monitoramento da poluição do ar se destaca como mecanismo fundamental para mensurar as concentrações de poluentes, estimando os níveis de poluição atmosférica e promovendo políticas públicas que visem a melhoria da qualidade de vida da população e a redução dos gastos públicos em saúde.

No Brasil a maior rede de monitoramento da qualidade do ar de natureza pública está localizada no estado de São Paulo, composta por 90 estações ativas (automáticas e manuais), sendo 41 na região metropolitana e 49 nas cidades do interior paulista (Vormittag, 2021). O estado do Ceará contempla apenas 2 estações de monitoramento, sendo um caráter móvel e outra fixa, a qual está localizada na Estação Ecológica do Pecém, no município de São Gonçalo do Amarante (SEMACE, 2020). Neste contexto é perceptível que o monitoramento da qualidade do ar no Brasil não possui uma abrangência territorial homogênea, o que compromete as ações que visem o acompanhamento e controle da poluição do ar em escala local e nacional.

Particularmente, na cidade de Fortaleza, uma das 5 principais capitais do Brasil em população e desenvolvimento urbano, Lima (2015) realizou no ano de 2014 em um trecho da Avenida 13 de Maio caracterizado como uma área urbana de intenso tráfego veicular, um monitoramento detalhado de poluentes atmosféricos, representados pelos materiais particulados (PTS, MP_{10} , $MP_{2.5}$), fumaça, carbono negro (*black carbon*) e gases inorgânicos (SO_2 , NO_2 e NH_3). Em geral, a qualidade do ar foi considerada “boa” na maioria das campanhas realizadas por este autor.

Assim, o presente estudo visa monitorar poluentes atmosféricos e avaliar a qualidade do ar na cidade de Fortaleza notadamente em um período de retorno das atividades urbanas ainda sob influência de um cenário de pandemia viral representada pela COVID-19.

Metodologia

Área de estudo

Fortaleza é uma cidade litorânea banhada pelo Oceano Atlântico que está localizada no nordeste brasileiro. O índice de desenvolvimento humano (IDH) é de 0.754. A cidade possui clima tropical quente sub-úmido com uma área territorial absoluta de 314.9 km² que abriga cerca de 2,452,185.00 habitantes, conforme o último censo realizado em 2010 (IPECE, 2018). A Figura 1a destaca as regiões urbanas e industriais que exercem influência sobre a área de monitoramento da qualidade do ar, com destaque para as indústrias portuárias, petroquímicas e alimentícias na zona leste da cidade; o distrito industrial na zona sul e a área industrial e portuária na zona oeste (Rocha *et al.*, 2022).

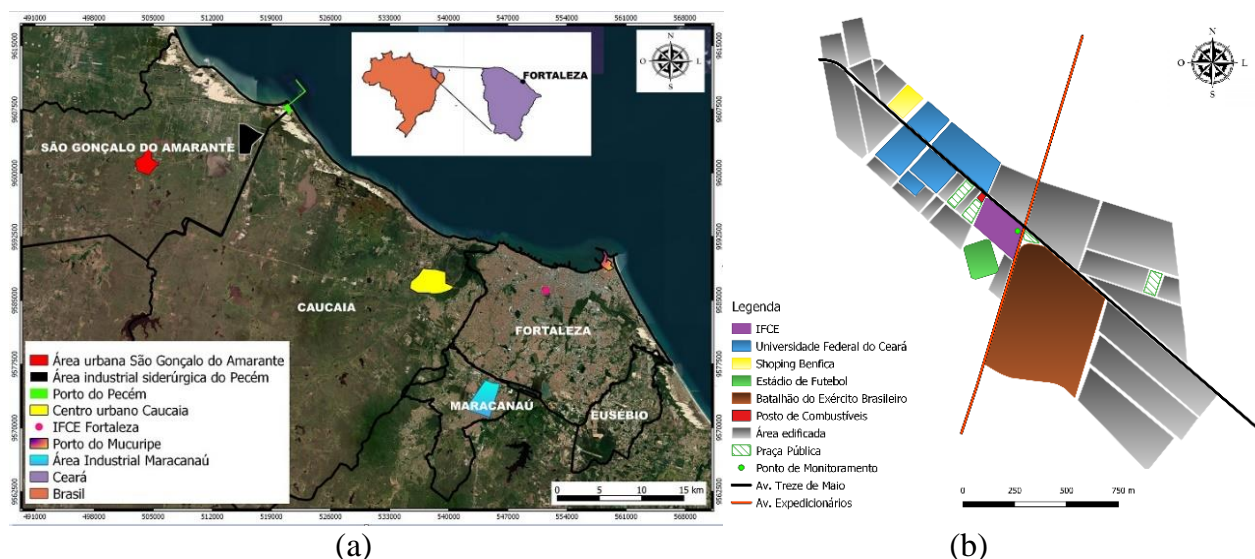


Figura 1. Mapa da cidade de Fortaleza (a) e representação gráfica do trecho urbano em estudo (b). *Fonte: Elaboração própria.*

A Figura 1b ressalta a área de amostragem urbana localizada nas dependências do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) *Campus* de Fortaleza. A estação fixa de monitoramento da qualidade do ar foi instalada a cerca de 35 m do cruzamento entre as avenidas Treze de Maio e Expedicionários, sob coordenadas geográficas de latitude 3° 44' 41" S e longitude 38° 32' 07" W. Segundo relatório divulgado pela Autarquia Municipal de Trânsito e Cidadania (AMC) da cidade de Fortaleza no ano de 2022, a Avenida Treze de Maio é a sétima avenida mais movimentada da cidade de Fortaleza, com média diária de 43,950.00 veículos motorizados (Portal G1, 2022).

Monitoramento dos poluentes

Os parâmetros meteorológicos representados pela temperatura do ar (T_{Ar}), umidade relativa do ar (UR), precipitação pluviométrica (Prec.) e direção e velocidade dos ventos (Vv.) foram mensurados usando uma estação meteorológica *Davis Vantage Vue Wireless K6250* a uma altura de 2 m. Os dados foram registrados de forma contínua em intervalos de 30 min durante os seis meses de experimento.

O monitoramento das concentrações dos poluentes foi realizado conforme as diretrizes da legislação brasileira vigente (Resolução CONAMA N° 491/2018) compreendendo 31 coletas realizadas em um intervalo de seis meses, entre setembro de 2021 e março de 2022, abordando as quadras climatológicas seca e chuvosa. De acordo com Moura *et al.* (2015), o município de Fortaleza possui período chuvoso ocorrendo no intervalo semestral de janeiro a junho e uma estação seca compreendendo os meses de julho a dezembro, tendo em média os meses de abril e novembro como o mais chuvoso e seco, respectivamente.

A frequência amostral utilizada foi de 1 coleta a cada 6 dias a fim de abranger todos os dias da semana (Lima, 2017). Os poluentes: partículas totais em suspensão (PTS), material particulado inalável (MP_{10}) e material particulado inalável fino ($MP_{2.5}$) foram amostrados em um período de 24 h e O_3 em tempos de 8 h (das 9 h às 17 h) com registros de concentração a cada 1 h. Com relação ao CO_2 e os compostos orgânicos voláteis totais (COVT) foi adotado um período de coleta de dados de 24 h com registro de medições a cada 30 min.

As medições de PTS, MP_{10} , $MP_{2.5}$ foram executadas em amostradores de grande volume Hivol HVS 3000® da Ecotech em acordo com as normas técnicas brasileiras NBR 13412/1995 e NBR 9547/1997, sendo a concentração de cada particulado determinada gravimetricamente em uma balança analítica Shimadzu AUW220D. Para a mensuração dos níveis de O_3 foi utilizado um monitor de ozônio Modelo 202 da 2B Technologies posicionado a uma altura de 1.5 m do solo. Os poluentes CO_2 e COVT foram determinados usando um instrumento registrador de dados HOBO U12-013 *data logger* com dois canais externos para sensores tipo TEL-7001 de CO_2 (0 - 2500 ppm) e T-ION-TVOC para compostos orgânicos voláteis totais (0 - 10 ppm) também disposto a uma altura de 1.5 m do solo. Todos os equipamentos foram dispostos conforme a altura de referência para coleta de particulados indicada pela Resolução N° 09 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária do Brasil (ANVISA, 2003).

A fim de comparar as concentrações dos poluentes mensurados (PTS, MP_{10} , $MP_{2.5}$ e O_3) e avaliar seus impactos foram utilizadas a legislação nacional do CONAMA (2018) e as legislações internacionais da *Directive 2008/50/EC*, NAAQS (EPA, 2015) e OMS (WHO, 2021). Com relação ao CO_2 e os compostos orgânicos voláteis totais (COVT) não há legislação nacional para monitoramento em ambientes externos.

A avaliação da qualidade do ar na área em estudo foi realizada a partir da estimativa dos Índice de Qualidade do Ar (*IQAr*) de alguns poluentes monitorados. Para o cálculo do *IQAr* foi utilizado a Equação 1 que converte as concentrações dos poluentes (MP_{10} 24 h, $MP_{2.5}$ 24 h, O_3 8 h, CO 8 h, NO_2 1 h e SO_2 24 h) em um número adimensional, correspondente a um índice que está relacionado a um nível de qualidade do ar representado por uma cor (EPA, 2006).

$$IQAr = I_{ini} + \left(\frac{I_{fin} - I_{ini}}{C_{fin} - C_{ini}} \right) * (C - C_{ini}) \quad \text{(Equação 1)}$$

Onde

I_{ini} : valor do índice que corresponde à concentração inicial da faixa;

I_{fin} : valor do índice que corresponde à concentração final da faixa;

C_{ini} : concentração inicial da faixa em que se localiza a concentração medida;

C_{fin} : concentração final da faixa em que se localiza a concentração medida;

C : concentração medida do poluente.

Na identificação utilizada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) usa-se o seguinte padrão de análise: coloração verde (qualidade do ar é “Boa”, *IQAr*: 0-40), cor amarela (qualidade do ar é “Moderada”, *IQAr*: 41-80), cor alaranjada (qualidade do ar é “Ruim”, *IQAr*: 81-120), coloração vermelha (qualidade do ar é “Muito Ruim”, *IQAr*: 121-200) e coloração violeta (qualidade do ar é “Péssima”, *IQAr* > 200) (CETESB, 2013).

Análise estatística dos dados

A análise estatística dos poluentes foi realizada para os parâmetros de média, desvio padrão, valores máximos e mínimos e coeficiente de variação. Além dessas estatísticas foi aplicado o teste de normalidade (Shapiro-Wilk) e a partir do tipo de distribuição amostral encontrada foram estimadas as correlações de Pearson (normal) ou Spearman (não-normal) a fim de verificar as associações entre os poluentes e as variáveis meteorológicas na área em estudo.

Resultados e discussão

Parâmetros meteorológicos

Os valores das variáveis meteorológicas na área urbana estão mostrados na Figura 2. A figura apresenta o comportamento das variáveis meteorológicas na área em estudo, ressaltando que a temperatura do ar, umidade relativa do ar e velocidade dos ventos alcançaram valores médios de 28.8 °C, 75% e 2.2 m/s, respectivamente. Com relação a precipitação pluviométrica tem-se um acumulado de 142.6 mm durante o experimento, com valor máximo atingindo 46.8 mm no dia 21 de março de 2022. Considerando a dinâmica dos ventos neste trecho urbano, tem-se que a área em análise prevalece as direções nordeste, leste-nordeste, sul e sul-sudoeste com 17.7% correspondendo a ventos calmos e 38.6% dos ventos com velocidades entre 2.1 e 3.6 m/s. Vale salientar que na estação chuvosa, observou-se reduções na intensidade dos ventos e na carga térmica no trecho urbano em estudo.

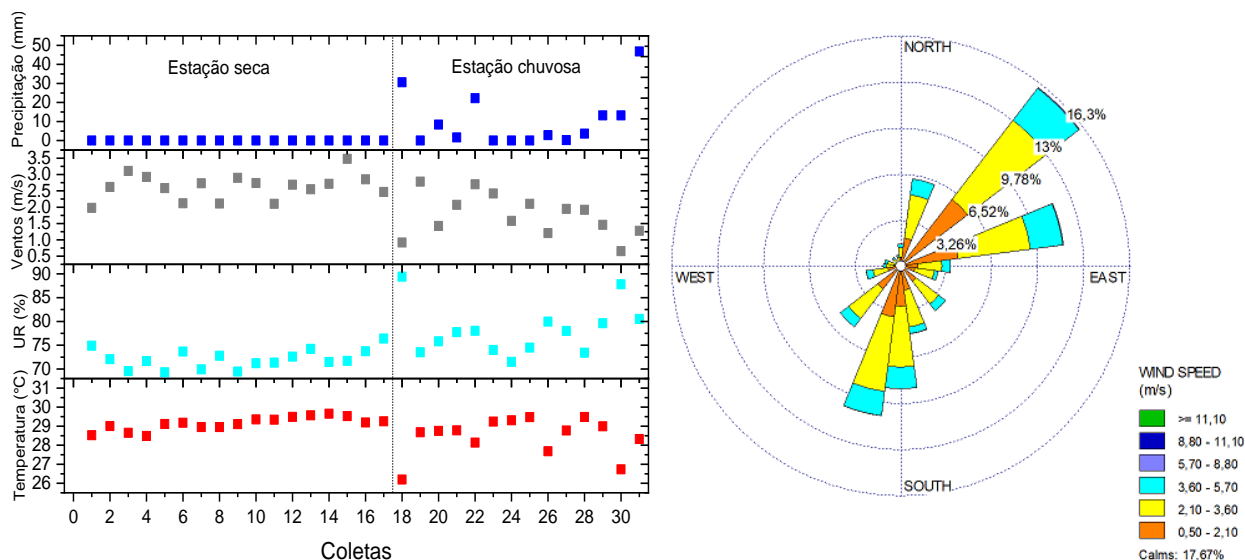


Figura 2. Parâmetros meteorológicos observados na área de estudo durante o período de setembro de 2021 a março de 2022.

Segundo Moreira *et al.* (2008) os parâmetros meteorológicos exercem influência na qualidade do ar urbano, devido a sua contribuição nos processos de dispersão e deposição de poluentes. Han *et al.* (2021) descrevem que uma menor intensidade de ventos pode comprometer a dispersão de poluentes, enquanto o aumento de temperatura do ar pode proporcionar maior formação de O₃. Ademais, também vale ressaltar que uma maior radiação solar tende a propiciar elevação dos níveis de O₃ (Tao *et al.*, 2018).

Concentração dos poluentes

As concentrações médias dos poluentes atmosféricos monitorados na área em estudo no período de 6 meses estão dispostas na Tabela 1.

Tabela 1. Concentração média dos poluentes no período de setembro de 2021 a março de 2022 na área urbana em estudo.

Poluente	Estatística					
	N*	\bar{x}	s	CV (%)	Valor mínimo	Valor máximo
MP _{2.5} (µg/m ³)	30	19.9	5.36	26.9	11.8	36.7
MP ₁₀ (µg/m ³)	30	25.4	7.34	28.9	12.7	47.6
PTS (µg/m ³)	30	37.9	9.05	23.9	20.9	59.3
O ₃ (µg/m ³) ¹	30	39.8	1.14	2.9	37.0	41.5
COVT (ppb)	30	248.7	201.6	81.1	34.3	719.7
CO ₂ (ppm)	30	564.5	61.1	10.8	457.5	657.1

*A coleta 25 foi desconsiderada em função de uma atividade antrópica atípica que ocorreu próxima a área de estudo. ¹Medições de 8 h. N: Número de amostras, \bar{x} : média, s: desvio padrão e CV: coeficiente de variação.

Em geral, os valores médios para o PTS, MP₁₀, MP_{2.5} e O₃ (Tabela 1) permaneceram com níveis abaixo dos limites determinados pela legislação nacional e internacional (CONAMA 491/18, *Directive 2008/50/EC* e NAAQS). No entanto, para os padrões recomendados pela OMS observa-se que o MP_{2.5} atingiu concentração média superior a 15 µg/m³. Ademais, não há normas estabelecendo limites para o monitoramento de COVT e CO₂ em ambientes externos.

A Figura 3 apresenta os valores das concentrações dos materiais particulados no período de monitoramento na área urbana selecionada.

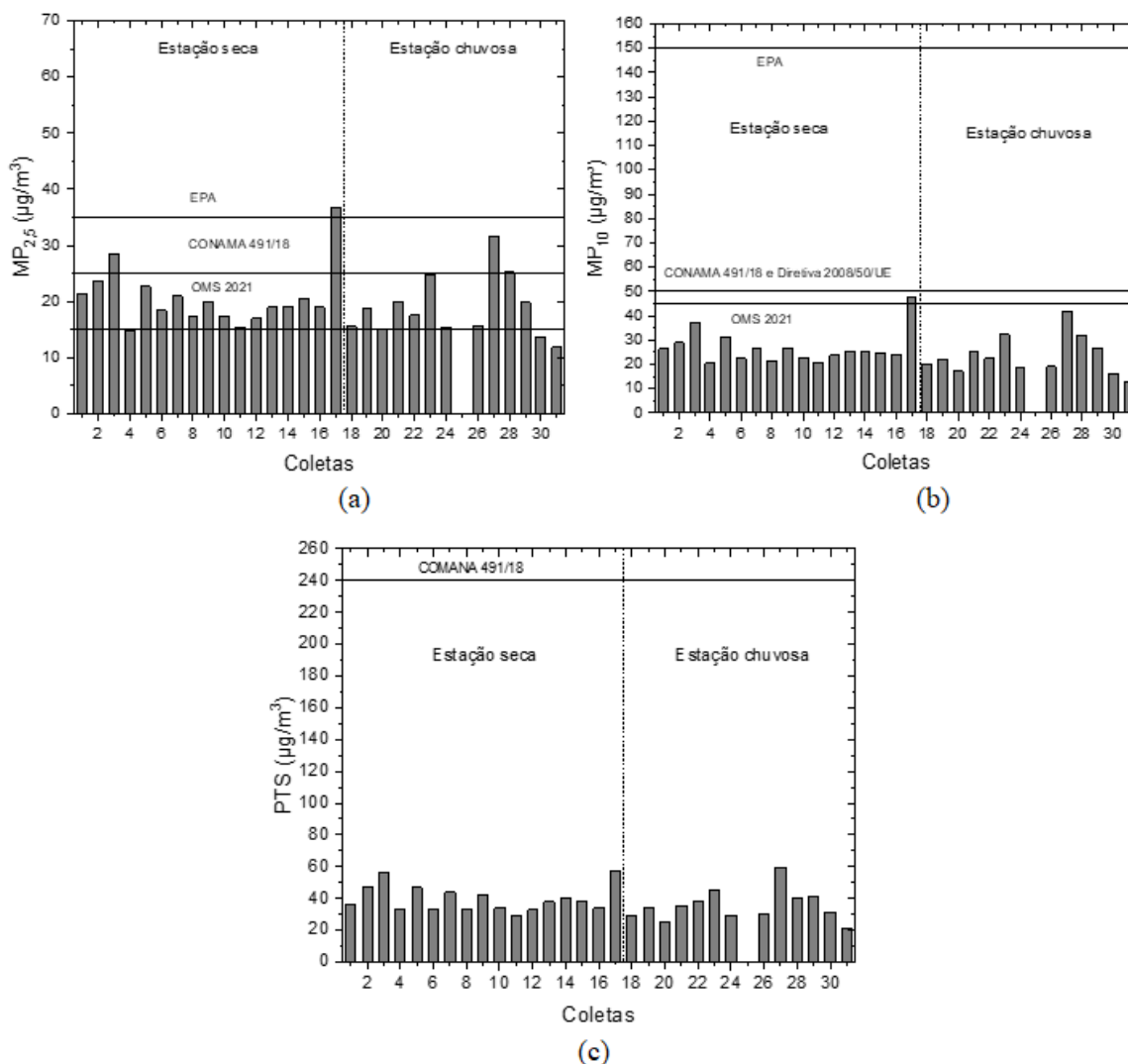


Figura 3. Concentração (24 h) de materiais particulados na área em estudo durante o período de setembro de 2021 a março de 2022. a) MP_{2.5}, b) MP₁₀ e c) PTS.

As concentrações de $MP_{2.5}$ variaram entre $11.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $36.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, observando-se que em 27 campanhas (90% das amostras) os valores ultrapassaram os limites preconizados pela OMS, no entanto, caso seja considerada a legislação brasileira tem-se que em apenas 4 campanhas as concentrações de $MP_{2.5}$ ficaram acima do recomendado. O nível médio de $MP_{2.5}$ atingiu $19.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo que concentrações em período seco e chuvoso foram de $20.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $18.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente, o que indica um decréscimo de 8.7% dos níveis de partículas inaláveis finas no período de chuvas (Figura 3a).

As partículas inaláveis (MP_{10}) apresentaram níveis mínimo de $12.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e máximo de $47.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com valor médio de $25.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figura 3b), no entanto, para as estações seca e chuvosa as concentrações médias foram de $26.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $23.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. A redução dos níveis de MP_{10} foram da ordem de 12.3% na quadra chuvosa. Os níveis de partículas totais em suspensão, PTS, (Figura 3c) estão dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 491/18, com valor médio de $37.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e variação entre $20.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $59.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Quando se comparam as diferentes estações climáticas as concentrações médias de PTS foram $39.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na estação seca e $35.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na estação chuvosa, resultando em um decréscimo de 11% deste poluente no período das chuvas.

Ademais, vale ressaltar que as concentrações médias nos dias da semana (coletas 1, 2, 3, 6, 7, 8, 9, 10, 13, 14, 15, 16, 17, 20, 21, 22, 23, 24, 27, 28, 29, 30 e 31) apresentaram valores de $39.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PTS; $26.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para MP_{10} e $20.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $MP_{2.5}$, os quais são superiores as médias observadas nos fins de semana (coletas 4, 5, 11, 12, 18, 19 e 26) que foram de $33.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PTS; $22.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para MP_{10} e $17.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $MP_{2.5}$. Por comparação observam-se reduções de 14%, 14.4% e 17.4% dos poluentes PTS, MP_{10} e $MP_{2.5}$ nos fins de semana, o que pode ser justificado pelo menor volume de emissões decorrentes do tráfego veicular na área em estudo.

No mesmo sítio urbano de monitoramento da qualidade do ar deste estudo, Lima (2015) no ano de 2014 encontrou concentrações médias de PTS, MP_{10} e $MP_{2.5}$ de $73 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $31.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $21.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Para fins de avaliação os resultados deste estudo foram comparados aos encontrados no período desta investigação (2021-2022) usando o teste não-paramétrico de Mann-Whitney (Nachar, 2008). A análise estatística mostrou que as concentrações de PTS e de MP_{10} apresentaram diferenças significativas entre os períodos de monitoramentos, enquanto para o $MP_{2.5}$ não foram observadas diferenças significativas entre os valores. As diferenças entre as concentrações encontradas em 2014 para os dois anos de 2021-2021 podem ser atribuídas às ações governamentais de restrição da mobilidade urbana como forma de contenção aos efeitos da pandemia de COVID-19. Rocha *et al.* (2022) relatam que na cidade de Fortaleza, Ceará, houve um decréscimo das concentrações de MP_{10} e $MP_{2.5}$ de 34.3% e 50.5%, respectivamente, durante o bloqueio parcial realizado devido a pandemia de COVID-19 no ano de 2020.

Rudke *et al.* (2022) observaram que os níveis de particulados no estado de São Paulo após 30 dias da aplicação de medidas de restrições de mobilidade com o propósito de conter a disseminação do vírus SARS-CoV-2 apresentaram decréscimos de 13.9% de MP₁₀ e 20.4% de MP_{2.5} em relação ao período monitorado de 2015 a 2019. Han *et al.* (2021) monitoraram a qualidade do ar em cinco locais na metrópole chinesa de Xi'na e verificaram que no período de *lockdown* os níveis de MP₁₀ e MP_{2.5} foram reduzidos em 20.7% e 22.4%, respectivamente, em relação ao período de pré-confinamento.

As variações das concentrações dos gases poluentes: O₃, CO₂ e COVT estão apresentadas na Figura 4. Em relação ao ozônio (Figura 4a) observa-se uma variação praticamente insignificante das concentrações diárias de O₃. Os valores médio, mínimo e máximo alcançados foram de 39.8 µg/m³; 37.0 µg/m³ e 41.5 µg/m³, respectivamente.

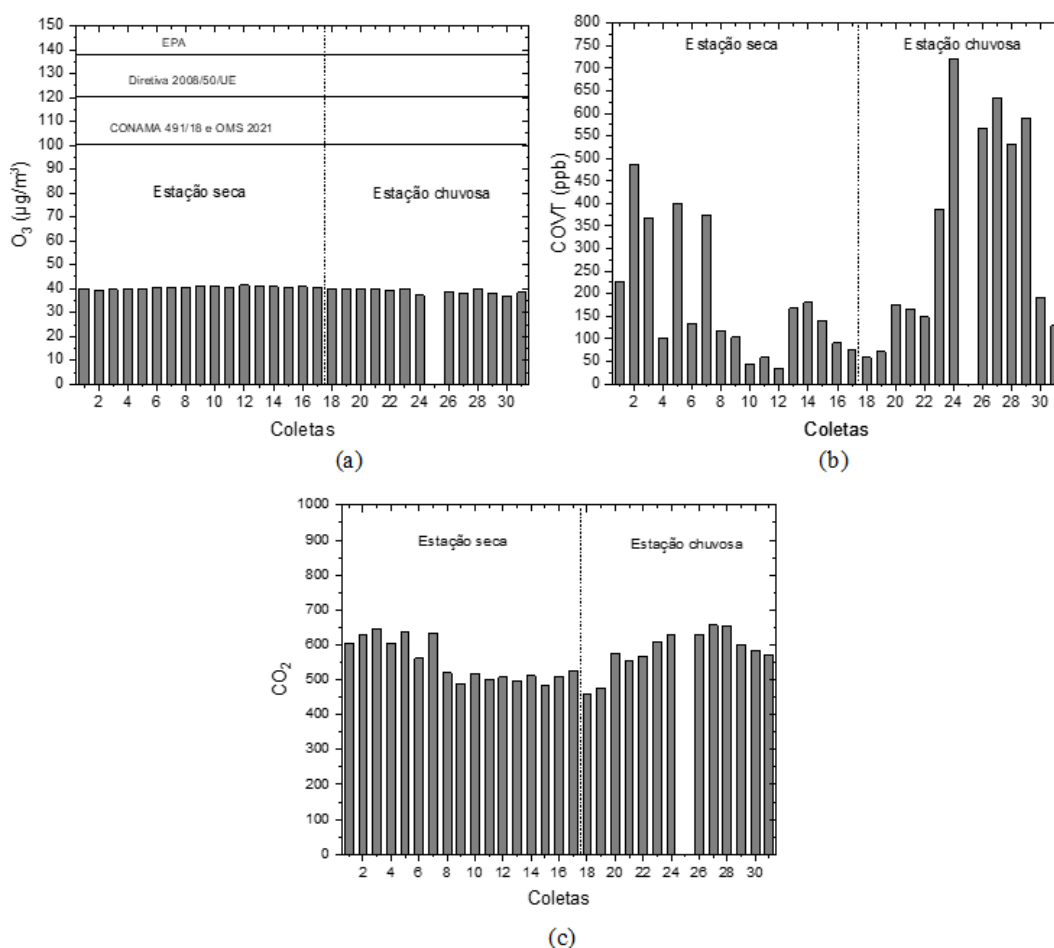


Figura 4. Concentração dos poluentes: a) O₃ (8 h), b) COVT (24 h) e c) CO₂ (24 h) na área em estudo durante o período de setembro de 2021 a março de 2022.

Lima (2017) realizou monitoramento da qualidade do ar no distrito industrial de Maracanaú e observou uma concentração média de O_3 de $38.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, próxima a observada neste estudo, sendo verificado uma elevação dos níveis diários de O_3 no período da tarde. Rocha *et al.* (2022) em período de bloqueio total ocorrido no ano de 2020 em Fortaleza, Ceará, visando conter a propagação viral do SARS-CoV-2 relatam um acréscimo nos níveis de O_3 de 3% em relação ao período pré-pandêmico.

He *et al.* (2021) analisaram a qualidade do ar de 380 cidades em nível global durante o intervalo de março a maio de 2020 e verificaram um acréscimo na concentração de O_3 de 5.4%, sugerindo uma tendência mundial no aumento deste poluente no período pandêmico.

Em relação aos compostos orgânicos voláteis totais (Figura 4b) observa-se que as concentrações médias de COVT alcançaram 248.7 ppb com elevado coeficiente de variação (81.1%), para valores médios mínimo de 34.3 ppb e máximo de 719.7 ppb. Com relação aos níveis de CO_2 relata-se um valor médio de 564.5 ppm com médias de concentração mínima de 457.5 ppm e máxima de 657.1 ppm (Figura 4c). Nos fins de semana há uma redução de 4.5% e 31.5% nas concentrações médias de CO_2 e COVT em relação ao período compreendendo os dias da semana. As reduções de COVT foram as mais significantes e assim como observado para os materiais particulados ratificam o menor impacto das emissões veiculares em dia de baixo tráfego.

Al-Haija *et al.* (2019) relatam que os níveis de COVT em meio urbano incrementam com a intensidade do tráfego veicular e maior presença de vegetação. Adicionalmente, Becerra *et al.* (2020), Chamseddine *et al.* (2019) e Jia *et al.* (2019) sugerem que ambientes internos são mais suscetíveis a maiores concentrações de CO_2 e COVT que em áreas externas.

Becerra *et al.* (2020) observaram na cidade de Ronda, Espanha, concentrações de CO_2 e COVT de 448.7 ppm e 128.8 ppb, respectivamente, as quais são inferiores as encontradas neste estudo. Le e Linh (2020) efetuaram um estudo de qualidade do ar em Hanoi, Vietnam, no ano de 2013 e verificaram sob influência de tráfego veicular concentrações de CO_2 e COVT de 427.6 ppm e 925.2 ppb, respectivamente. Este valor de CO_2 é inferior ao observado nesta pesquisa, enquanto os COVT foram cerca de 3.7 vezes superiores às encontradas na área em estudo.

Krecl *et al.* (2020) realizaram um monitoramento da qualidade do ar no ano de 2016 em uma região central na cidade de Curitiba, Paraná e observaram níveis de COVT com valor médio de 361 ppb e valor máximo alcançando de 2,176 ppb, os quais são superiores ao desse estudo.

Gomes *et al.* (2019) realizaram monitoramento atmosférico em um trecho urbano da Avenida Treze de Maio e encontraram no mês de junho de 2017 uma concentração média

de CO₂ de 716 ppm, com variações entre 447 ppm e 996 ppm. Em comparação com o atual estudo pode-se observar um decréscimo de 21.2% nos níveis médios de CO₂ do ano de 2017 para os anos de 2021 e 2022.

As correlações entre as concentrações dos poluentes atmosféricos e os valores dos parâmetros meteorológicos usando o teste de normalidade Shapiro-Wilk estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Matriz de correlação para os poluentes atmosféricos e parâmetros meteorológicos durante o monitoramento da qualidade do ar na área urbana em estudo.

	MP _{2.5}	MP ₁₀	PTS	O ₃	CO ₂	COVT	T _{Ar}	UR	Prec.	Vv.
MP _{2.5}	1									
MP ₁₀	<u>0.957</u>	1								
PTS	<u>0.917</u>	<u>0.943</u>	1							
O ₃	0.051	0.115	0.014	1						
CO ₂	0.344	0.330	0.352	<u>-0.628</u>	1					
COVT	0.368	0.330	0.391	<u>-0.661</u>	<u>0.804</u>	1				
T _{Ar}	0.280	0.363	0.231	<u>0.617</u>	-0.245	-0.079	1			
UR	-0.220	-0.284	-0.289	-0.514	-0.026	0.071	-0.490	1		
Prec.	-0.312	-0.333	-0.307	<u>-0.633</u>	0.146	0.188	-0.571	<u>0.753</u>	1	
Vv.	0.319	0.353	0.441	<u>0.616</u>	-0.198	-0.337	0.334	<u>-0.696</u>	<u>-0.677</u>	1
Distribuição normal	não	não	sim	não	sim	Não	não	não	Não	sim

As correlações de Pearson (normal) e Spearman (não-normal) foram utilizadas de acordo com os resultados dos testes de normalidade Shapiro-Wilk. Neste estudo foi adotado a classificação de Callegari-Jacques (2009) para as faixas de correlação de r (normal) e r(s) (não-normal): 0 = sem relação; 0 < r, r(s) ≤ |0.3| (fraco); |0.3| < r, r(s) ≤ |0.6| (moderado); |0.6| < r, r(s) ≤ |0.9| (forte); |0.9| < r, r(s) < |1| (muito forte) e ± 1 (correlação perfeita). O sinal de (+) ou (-) significa correlação ascendente (positiva) ou descendente (negativa), respectivamente

Na Tabela 2 destaca-se que entre os particulados (PTS, MP₁₀ e MP_{2.5}) há uma elevada correlação ($0.9 < r, r(s) < 1$) indicando uma correspondência muito forte e positiva entre estes poluentes. As concentrações de O₃ apresentam uma associação forte e positiva ($r, r(s) = +0.617$) com a temperatura do ar e negativa com a precipitação pluvial ($r, r(s) = -0.633$), o que pode ser justificado pela redução da radiação solar devido ao maior nível de nebulosidade. Oportunamente também se constata uma dependência forte e positiva entre as emissões de CO₂ e COVT ($r, r(s) = +0.804$), provavelmente associada as fontes automotivas locais. Entre as variáveis meteorológicas relata-se a associação forte e positiva entre precipitação pluviométrica e umidade relativa do ar ($r, r(s) = +0.753$) e forte e negativa entre a velocidade dos ventos e a precipitação pluviométrica ($r, r(s) = -0.677$).

Lima (2017) em seus estudos de monitoramento da qualidade do ar na no distrito industrial de Maracanaú, Ceará observou correlações de $r = -0.2967$ e $r = -0.3298$ entre a precipitação pluviométrica e o PTS e MP_{10} , respectivamente, os quais são similares aos desta pesquisa.

Wu *et al.* (2021) verificaram em Xangai, China, entre e janeiro e abril de 2020 a existência de correlação entre seis poluentes do ar a partir dos dados de uma estação de monitoramento rodoviária. Os autores destacaram uma associação de $r = +0.660$ entre os níveis de MP_{10} e o $MP_{2.5}$. Lee *et al.* (2020) verificaram a existência de correlação negativa ($r = -0.335$) entre CO_2 e a intensidade dos ventos em medições realizada em área contendo lotes comerciais e a Universidade Sunway, esta associação foi semelhante a encontrada neste trabalho.

Sulaymon *et al.* (2021) observaram na cidade de Wuhan, China em período de *lockdown* que há uma associação com $r = +0.474$ entre a temperatura do ar e a formação de O_3 , enquanto, Saxena e Raj (2021) em período de restrição de mobilidade verificaram na cidade de Agra, Índia, uma correlação de $r = +0.730$ entre o O_3 e a variável meteorológica citada, corroborando com o valor encontrado neste trabalho.

Qualidade do ar

A Figura 5 mostra os perfis de qualidade do ar para os poluentes legislados e monitorados a partir das estimativas dos índices de qualidade do ar (*IQAr*) durante o período do estudo.

Na área em estudo, a qualidade do ar estabelecida para o MP_{10} e O_3 foi avaliada como “boa” em 100% das coletas (Figuras 15a e 15c), enquanto o $MP_{2.5}$ (Figura 15b) mostra um *IQAr* bom em 87% das coletas e moderado em 13%. De acordo com Lima (2015), no ano de 2014 o nível da qualidade do ar realizado no mesmo sítio da atual mostrou para o MP_{10} uma classificação boa em 97% do período analisado, enquanto o $MP_{2.5}$ apresentou qualidades do ar do classificadas como “boa”, “moderada” e “ruim” em 84%, 13% e 3% das coletas, respectivamente.

Lima (2017) em seu monitoramento na cidade de Maracanaú, na região metropolitana de Fortaleza e sob impacto de atividades industriais relatou *IQAr* para o MP_{10} como “bom” em 83% das coletas realizadas, sendo que o O_3 foi classificado como “bom” em todo o seu estudo. Estes resultados mostram concordância com o observado nesta pesquisa para estes poluentes.

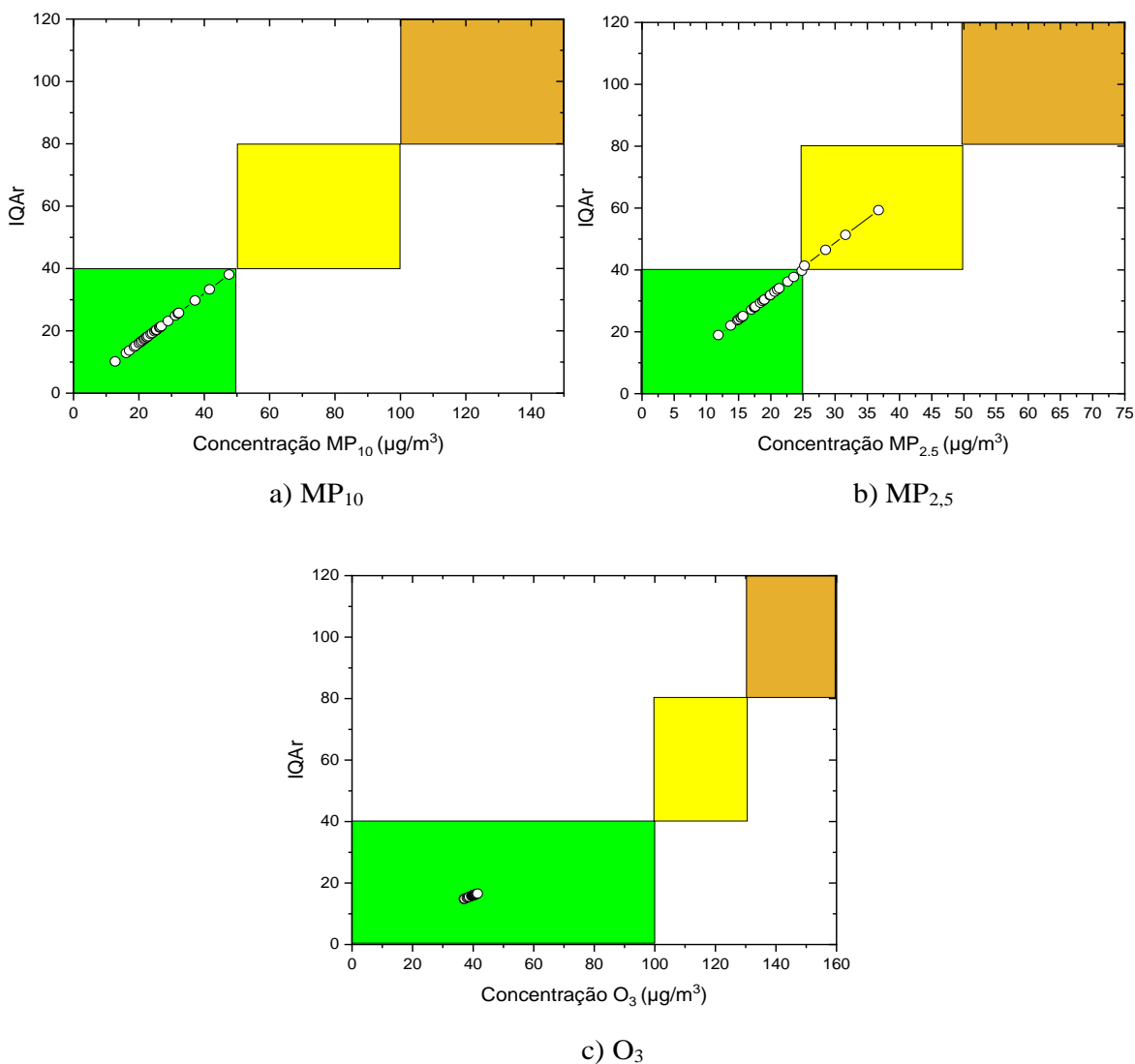


Figura 5. *IQAr* na área em estudo durante o período de setembro de 2021 a março de 2022: a) $\text{MP}_{2.5}$ (24 h), b) MP_{10} (24 h) e c) O_3 (8 h). Cor verde: qualidade do ar é boa, amarela: qualidade é moderada e marrom: qualidade é ruim.

Conclusões

Os níveis materiais particulados e O_3 permaneceram abaixo dos valores limites adotados pela legislação brasileira (CONAMA 491/18) em 100% das amostras de ar durante o período do estudo para o PTS e MP_{10} , entretanto as concentrações de $\text{MP}_{2.5}$ ultrapassaram em 13% esta legislação e em 90% das coletas o limite de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ recomendado pela OMS. Em geral, o *IQAr* no ambiente urbano em estudo foi classificado como bom, considerado o padrão nacional de qualidade do ar.

As variáveis meteorológicas apresentaram efeito relevante nos níveis de poluentes presentes na atmosfera da área urbana em estudo, principalmente para os materiais particulados onde o processo de deposição úmida no período chuvoso contribuiu para a redução das concentrações destes contaminantes.

Embora não haja padrão de qualidade do ar em áreas externas para CO₂ e COVT, quando se consideram os padrões de qualidade do ar em ambientes internos da Resolução 09 da ANVISA de 1000 ppm para CO₂ (ANVISA, 2003) e a recomendação da Agência Ambiental Federal Alemã de 1 mg/m³ (436 ppb de isobutileno) para COVT (UBA, 2007), os valores médios encontrados neste estudo para CO₂ (564.5 ppm) e COVT (248.7 ppb) podem ser caracterizados como adequados para atender os limites de saúde e bem-estar humanos na área urbana investigada.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) pelo apoio financeiro concedido para a realização desta pesquisa.

Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) *NBR 9547: Material particulado em suspensão no ar ambiente - Determinação da concentração total pelo método do amostrador de grande volume*. Rio de Janeiro, 1997, 14 pp.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (1995) *NBR 13412: Material em suspensão na atmosfera - Determinação da concentração de partículas inaláveis pelo método do amostrador de grande volume acoplado a um separador inercial de partículas*. Rio de Janeiro, 1995, 8 pp.
- Adam, M. G., Tran, P. T. M., Balasubramanian, R. (2021). Air quality changes in cities during the COVID-19 lockdown: A critical review, *Atmospheric Research*, **264**, 01-17. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2021.105823>
- AL-Haija, Q. A., Alfarran, I., Alabdullah, A., Aldhafeeri, O., Alkhaldi, M. (2019). The development of wireless sensor network for air quality monitoring using buck-boost converter, *JITCE (Journal of Information Technology and Computer Engineering)*, **3**(02), 54-59. Disponível em: <https://doi.org/10.25077/jitce.3.02.54-59.2019>
- ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária (2003) *Resolução nº 9 de 16 de janeiro de 2003: Padrões Referenciais de Qualidade do Ar Interior, em ambientes climatizados artificialmente de uso público e coletivo*. Ministério da Saúde, Brasil. Disponível em: https://bvsm.sau.gov.br/bvs/sau/legis/anvisa/2003/rdc0009_16_01_2003.html.
- Becerra, J. A., Lizana, J., Gil, M., Barrios-Padura, A., Blondeau, P., Chacartegui, R. (2020). Identification of potential indoor air pollutants in schools, *Journal of Cleaner Production*, **242**, 01-19. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118420>
- Brasil (2022) *Frota de Veículos – 2020 e 2021*. Ministério da Infraestrutura, Brasil. Acesso em: 12 de julho de 2022, disponível em: https://www.gov.br/infraestrutura/pt-br/assuntos/transito/conteudo-Senatran?b_start:int=20
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2018) *Resolução nº 491. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar*. Ministério do Meio Ambiente, Brasil. Acesso em: 11 de julho de 2022, disponível em: https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603

- Callegari-Jacques, S. M. (2009). *Bioestatística: princípios e aplicações*, Artmed Editora, Porto Alegre, 253 pp.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo (2013) *Padrões de Qualidade do Ar*. São Paulo. Acesso em: 16 de agosto de 2022, disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/padroes-de-qualidade-do-ar/>
- Chamseddine, A., Alameddine, I., Hatzopoulou, M., El-Fadel, M. (2019). Seasonal variation of air quality in hospitals with indoor–outdoor correlations, *Building and Environment*, **148**, 689-700. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.11.034>
- Derisio, J. C. (2012). *Introdução ao controle de poluição ambiental*, 4ª ed., Oficina de Textos, São Paulo, 228 pp.
- EC, European Commission (2008) *Directive 2008/50/EC*. 44 pp. Acesso em: 17 de agosto de 2022, disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32008L0050>
- EPA, United States Environmental Protection Agency (2006) *Guidelines for the reporting of Daily Air Quality – the Air Quality Index (AQI)*. EUA. Acesso em: 17 de agosto de 2022, disponível em: <https://www3.epa.gov/ttn/caaa/t1/memoranda/rg701.pdf>
- EPA, United States Environmental Protection Agency (2015) *National Ambient Air Quality Standards (NAAQS)*. EUA. Acesso em: 17 de agosto de 2022, disponível em: <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>
- Ferreira, C. C. M., Oliveira, D. E. (2016). Estimativa da poluição veicular e qualidade do ar nas principais vias do sistema viário da região central da cidade de Juiz de Fora-MG, *Revista do Departamento de Geografia*, 98-114. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/rdg.v0ispe.117682>
- Gomes, C., Silva, M. L., Silva, A. C. (2019). Monitoramento da qualidade do ar e conforto ambiental urbano da avenida treze de maio em Fortaleza, Ceará, *Brazilian Journal of Development*, **5**(10), 22589-22602. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv5n10-373>
- Han, L., Zhao, J., Gu, Z. (2021). Assessing air quality changes in heavily polluted cities during the COVID-19 pandemic: A case study in Xi'an, China, *Sustainable Cities and Society*, **70**, 01-18. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.102934>
- He, C., Hong, S., Zhang, L., Mu, H., Xin, A., Zhou, Y., Liu, J., Liu, N., Su, Y., Tian, Y., Ke, B., Wang, Y., Yang, L. (2021). Global, continental, and national variation in PM_{2.5}, O₃, and NO₂ concentrations during the early 2020 COVID-19 lockdown, *Atmospheric pollution research*, **12**(3), 136-145. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.02.002>
- IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (2018) *Agenda 2030, Objetivos do Desenvolvimento Sustentável: proposta de metas Brasileiras*. Brasília, 546 pp. Acesso em: 12 de julho de 2022, disponível em: https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/livros/livros/180801_ods_metas_nac_dos_obj_de_desenv_susten_propos_de_adequa.pdf
- IPECE, Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (2018) *Perfil Municipal 2017, Fortaleza*. Ceará, 18 pp. Acesso em: 18 de julho de 2022, disponível em: <https://www.ipece.ce.gov.br/perfil-municipal-2017/>
- Jia, C., Cao, K., Valaulikar, R., Fu, X., Sorin, A. B. (2019). Variability of total volatile organic compounds (TVOC) in the indoor air of retail stores, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **16**(23), 01-09. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph16234622>
- Krecl, P., Cipoli, Y. A., Targino, A. C., Castro, L. B., Gidhagen, L., Malucelli, F., Wolf, A. (2020) Cyclists' exposure to air pollution under different traffic management strategies, *Science of The Total Environment*, **723**, 01-11. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138043>
- Le, H. A., Linh, V. T. Q. (2020) Investigation of indoor and outdoor air quality at elementary schools in Hanoi, Vietnam, *VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences*, **36**(01), 30-37. Disponível em: <https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.4550>

- Lee C. C., Tran, M., Choo, C. W., Tan, C. P., Chiew, Y. S. (2020). Evaluation of air quality in Sunway City, Selangor, Malaysia from a mobile monitoring campaign using air pollution micro-sensors, *Environmental Pollution*, **265**, 01-11. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115058>
- Lima, J. R. (2017) *Avaliação da Poluição Atmosférica na área do distrito industrial de Maracanaú, Ceará, Brasil, nos anos de 2015-2016*, Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, 109 pp. Acesso em 15 de agosto de 2022, disponível em: http://www.biblioteca.ifce.edu.br/asp/download.asp?codigo=2783&tipo_midia=2&iIndexSrv=1&iUsuario=0&obra=76842&tipo=1&iBanner=0&iIdioma=0
- Lima, R. M. (2015), *Avaliação da qualidade do ar em um trecho urbano da cidade de Fortaleza – Ceará*, Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, 109 pp. Acesso em 15 de agosto de 2022, disponível em: http://www.biblioteca.ifce.edu.br/asp/download.asp?codigo=2731&tipo_midia=2&iIndexSrv=1&iUsuario=0&obra=48998&tipo=1&iBanner=0&iIdioma=0
- Markozannes, G., Pantavou, K., Rizos, E. C., Sindosi, O. A., Tagkas, C., Seyfried, M., Saldanha, I. J., Hatzianastassiou, N., Nikolopoulos, G. K., Ntzani, E. (2022). Outdoor air quality and human health: An overview of reviews of observational studies, *Environmental Pollution*, **306**, 01-14. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119309>
- Moreira, D. M., Tirabassi, T., Moraes, M. R. (2008). Meteorologia e poluição atmosférica, *Ambiente & Sociedade*, **11**, 01-13, Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2008000100002>
- Moura, Í. J. M., Santos, D. F., Pinheiro, F. G. M., Oliveira, C. J. (2015). Caracterização dos períodos seco e chuvoso da cidade de Fortaleza (CE), *Ciência e Natura*, **37**, 03-07. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2179460X16206>
- Nachar, N. (2008). The Mann-Whitney U: A test for assessing whether two independent samples come from the same distribution. *Tutorials in Quantitative Methods for Psychology*, **4**, 13-20. Disponível em: <https://doi.org/10.20982/tqmp.04.1.p013>
- O'leary, H., Parr, S., El-Sayed, M. MH, (2022). The breathing human infrastructure: Integrating air quality, traffic, and social media indicators, *Science of the Total Environment*, **827**, 01-09. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154209>
- ONU, Organização das Nações Unidas (2015) *Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável*. 41 pp. Acesso em: 12 de julho de 2022, disponível em: <https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld/publication>
- Portal G1 (2022) *Osório de Paiva, Raul Barbosa e Aguanambi são as avenidas com o maior fluxo de veículos em Fortaleza*. Acesso em: 12 de setembro de 2022, disponível em: <https://g1.globo.com/ce/ceara/noticia/2022/08/04/osorio-de-paiva-raul-barbosa-e-aguanambi-sao-as-avenidas-com-o-maior-fluxo-de-veiculos-em-fortaleza.ghtml>
- Rocha, C. A., Marques, E. V., Santos, R. P., Santiago, Í. S., Cavalcante, C. L., Cassiano, D. R., Ribeiro, J. P., Bertocini, B. V., Nobre, J. S., Freitas, J. V. B., Ferreira, A. G., Cavalcante, R. M. (2022). A better understanding of air quality resulting from the effects of the 2020 pandemic in a city in the equatorial region (Fortaleza, Brazil), *Environmental Science and Pollution Research*, **29**(14), 20921-20938. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16697-y>
- Rudke, A. P., Almeida, D. S., Alves, R. A., Beal, A., Martins, L. D., Martins, J. A., Hallak, R., Albuquerque, T. T. A. (2022). Impacts of strategic mobility restrictions policies during 2020 COVID-19 outbreak on Brazil's regional air quality, *Aerosol and Air Quality Research*, **22**(04), 01-16. Disponível em: <https://doi.org/10.4209/aaqr.210351>
- Saxena, A., Raj, S. (2021). Impact of lockdown during COVID-19 pandemic on the air quality of North Indian cities, *Urban Climate*, **35**, 01-13. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100754>

- SEMACE, Superintendência Estadual do Meio Ambiente (2020) *Relatório de desempenho da gestão 2020*. 106 pp. Acesso em: 21 de julho de 2022, disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/46/2021/05/Relatorio-de-Desempenho-da-Gestao-2020.pdf>
- Sulaymon, I. D., Zhang, Y., Hopke, P. K., Zhang, Y., Hua, J., Mei, X. (2021). COVID-19 pandemic in Wuhan: Ambient air quality and the relationships between criteria air pollutants and meteorological variables before, during, and after lockdown, *Atmospheric research*, **250**, 01-12. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105362>
- Tao, H., Xing, J., Zhou, H., Chang, X., Li, G., Chen, L., Li, J. (2018). Impacts of land use and land cover change on regional meteorology and air quality over the Beijing-Tianjin-Hebei region, China, *Atmospheric Environment*, **189**, 09-21. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.06.033>
- UBA, German Federal Environmental Agency (Deutsches Umweltbundesamt) (2007) *Indoor air guide values for TVOC in indoor air*. Acesso em: 29 de agosto de 2022, disponível em: <https://www.umweltbundesamt.de/en/image/indoor-air-guide-values-for-tvoc-in-indoor-air>
- Vormittag, E. M. P. A. A., Cirqueira, S. S. R., Wicher Neto, H., Saldiva, P. H. N. (2021) Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil, *Estudos Avançados*, **35**(102), 07-30. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2021.35102.002>
- WHO, World Health Organization (2021) *WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. 300 pp. Acesso em: 11 de agosto de 2022, disponível em: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>
- Wu, C. L., Wang, H. W., Cai, W. J., He, H. D., Ni, A. N., Peng, Z. R. (2021). Impact of the COVID-19 lockdown on roadside traffic-related air pollution in Shanghai, China, *Building and environment*, **194**, 01-10. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.107718>

REVISTA AIDIS

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

PROPUESTA DE METODOLOGÍA PARA EL DESARROLLO DE UN SISTEMA DE GESTIÓN AMBIENTAL BASADO EN LA NORMA INTERNACIONAL ISO 14001:2015 PARA UNA EMPRESA DE LA INDUSTRIA AUTOMOTRIZ

Isabel Pulido Rodríguez ¹
* Tania García López ²

PROPOSED METHODOLOGY FOR THE DEVELOPMENT OF AN ENVIRONMENTAL MANAGEMENT SYSTEM BASED ON THE INTERNATIONAL STANDARD ISO 14001:2015 FOR A COMPANY IN THE AUTOMOTIVE INDUSTRY

Recibido el 26 de septiembre de 2022. Aceptado el 28 de febrero de 2023

Abstract

The Initial Environmental Review is a tool for identifying the environmental situation of a company and each of its areas. This revision is not an indispensable requirement of ISO 14001:2015, nor is it mandatory to comply with it; however, it is a clear benefit to apply it. In 2014 the company under study implemented an Environmental Management System, based on ISO 14001 version 2004; however, in 2015 there was a change in the content of this international standard, all industries based on the previous version were affected. In addition, in 2017 the company expanded its infrastructure, triggering an expansion in operating systems. The objective of this paper was the elaboration of the proposal of a new Environmental Management System that was relevant to the turn of the organization, preparing an initial diagnosis of its environmental situation and identifying the points where the company was not complying with legal requirements. As a result of this work, a methodology was developed which is considered to be replicable in other companies in the sector, due to the excellent results obtained.

Keywords: automotive industry, environmental management system, environmental performance, initial environmental review, legal certainty.

¹ Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana, México.

* *Autor correspondiente:* Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana. Circuito Universitario Gonzalo Aguirre Beltrán, Sn, Xalapa de Enríquez, Veracruz de Ignacio de la Llave. 91000. México. Email: tgar70@gmail.com

Resumo

La Revisión Ambiental Inicial (en adelante RAI) es una herramienta de identificación de la situación ambiental de una empresa y de cada una de sus áreas. Esta revisión no constituye un requisito indispensable de la norma ISO 14001:2015, ni es obligatorio cumplirla; sin embargo, resulta un beneficio claro aplicarla. En el año 2014 la empresa objeto de estudio implementó un Sistema de Gestión Ambiental, basado en la norma ISO 14001 versión 2004; sin embargo, en el 2015 hubo una modificación en el contenido de esta norma internacional, viéndose, así, afectadas todas las industrias que se basaban en la versión anterior. Aunado a esto, en el año 2017 la empresa realizó una ampliación de su infraestructura, detonando una ampliación en los sistemas operativos. El objetivo de este artículo trabajo fue la elaboración de la propuesta de un nuevo Sistema de Gestión Ambiental que fuese pertinente al giro de la organización, elaborando un diagnóstico inicial sobre su situación ambiental e identificando los puntos en los que la empresa no estaba cumpliendo con los requerimientos legales. Fruto de este trabajo se desarrolló una metodología que se considera puede ser replicable en otras empresas del ramo, por los excelentes resultados obtenidos.

Palabras-chave: desempeño ambiental, industria automotriz, revisión ambiental inicial, seguridad jurídica, sistema de gestión ambiental.

Introducción

Este trabajo surge a raíz de la elaboración de una propuesta de Sistema de Gestión Ambiental (en adelante SGA) para una empresa con más de 40 años en el mercado internacional y más de 10 años en el mercado mexicano. Se trató de una empresa proveedora directa de diferentes empresas automotrices, como Nissan, Honda, Chrysler, Audi, entre otras, encuadrándose como empresa tier one.

En la planta de México, donde se desarrolló el caso de estudio y la metodología que se presenta en este artículo, se observó que la empresa tenía implementado un SGA de la norma internacional ISO 14001 en versión 2004, sin embargo, no le dieron el seguimiento adecuado, por lo cual este era obsoleto. Al tener una requisición por parte de un cliente, la empresa notó que debía mejorar su SGA, demostrando así de forma clara, su compromiso con el ambiente.

La empresa también se dio cuenta de que debía observar una mayor claridad en relación con la legislación aplicable a cumplir. Para ello, se desarrolló e implementó una matriz de legislación ambiental, con la finalidad de que fuera más rápido tener una relación de los requerimientos legales aplicables y, de este modo, se pudiera evitar una multa o incluso la clausura de la empresa.

El objetivo de este trabajo fue, así, la elaboración de la propuesta de un nuevo SGA basándose en la última versión de la ISO 14001. Fruto de este trabajo se desarrolló una metodología que se presenta en este artículo y que se considera puede ser replicable en otras empresas del ramo, por los excelentes resultados obtenidos.

En el año 2014 la empresa objeto de estudio implementó un Sistema de Gestión Ambiental, basado en la norma ISO 14001 versión 2004; sin embargo, en el 2015 hubo una modificación en el contenido de esta norma internacional, viéndose, así, afectadas todas las industrias que se basaban en la versión anterior.

Además, en 2017 la empresa realizó una ampliación de su infraestructura, detonando una ampliación en los sistemas operativos (teniendo más áreas de producción, almacén y, por ende, más personal).

El principal problema que se mostró fue que su SGA era obsoleto y su certificación ya no estaba vigente porque, de acuerdo con la norma, la certificación se debe actualizar cada 3 años, es decir, que cada 3 años se realizará una auditoría por parte de la casa certificadora para darle seguimiento al SGA.

Teniendo en cuenta que su SGA ya era obsoleto, muchos de los procedimientos que se llevaban a cabo, también eran obsoletos, como la identificación de aspectos ambientales. No había, tan siquiera, un análisis reciente de sus impactos ambientales, posterior a la ampliación que se llevó a cabo y, por ello, los aspectos ambientales significativos no eran los correctos y su SGA no era el adecuado. Su base de datos de legislación aplicable también era obsoleta, ya que bastante normatividad había cambiado en los últimos años, sobre todo la que aplica en el municipio, pues se había llevado a cabo un cambio de gobierno, lo que conlleva un cambio en la normatividad o en determinados permisos (como el permiso de generación de residuos sólidos urbanos).

En resumen, como su SGA era obsoleto el nuevo cliente necesitaba que la empresa estuviera conforme a la nueva ISO, demostrando el compromiso con el medio ambiente con el que interactúa la empresa, ya sea dentro de las instalaciones o fuera de ellas.

La empresa de estudio se estimó se vería beneficiada por el Sistema de Gestión Ambiental propuesto, el cual podría permitirle, a grandes rasgos: mejorar su desempeño ambiental; garantizarle seguridad jurídica y diferenciarla de la competencia en el mercado.

Uno de los beneficios de implementar la ISO 14001:2015 consiste en que este sistema puede ayudar a ahorrar dinero, mejorar la reputación de la marca y aumentar el catálogo de clientes que se tiene. Con esto, será más fácil identificar los riesgos y oportunidades que se pueden presentar en una empresa.

Guillen, C. (2018) menciona los beneficios del SGA, indicando que las empresas no solo se deben centrar en la economía, sino también, deben ofrecer un valor agregado y demostrar su responsabilidad social y el compromiso con su entorno.

Si bien la norma ISO 14001 no es de carácter obligatorio, cada vez se implementa en más organizaciones, como un símbolo de calidad. Cabe destacar que las buenas prácticas ambientales son medidas de operación para la reducción de la contaminación sin aplicar un cambio tecnológico o un cambio organizacional.

Uno de los beneficios del desarrollo de un SGA, el más significativo probablemente, es el económico, es decir, conlleva ahorros en los costos de operación. Otro beneficio que encontramos es que muestra una actitud innovadora, que genera la oportunidad de diferenciar sus productos con respecto a los de la competencia, creando una mayor competitividad en el mercado.

Por otra parte, un beneficio, no menos importante, es el social, es decir, el compromiso con el medio ambiente, que mejora la imagen de la empresa ante la sociedad, obteniendo más oportunidades en el mercado. También motiva a los trabajadores a desempeñar mejor sus funciones y a su vez, tiene un impacto positivo hacia el medio ambiente fuera del lugar de trabajo. Cabe mencionar que este beneficio es de los más destacados, ya que gracias al SGA las empresas pueden formar parte de asociaciones o agrupaciones que solo admiten a empresas certificadas, teniendo una mayor visibilidad con respecto a los proveedores y clientes.

Un punto que destacar de la implementación de un SGA es que en algunos países de la Unión Europea existen beneficios fiscales derivados de las certificaciones, como es la reducción de impuestos. García, E. (2008) describe que al momento de implementar un SGA basado en la norma ISO 14001, se hace una inversión económica; sin embargo, se obtiene un beneficio a mediano y largo plazo como la reducción de consumos y residuos, generando un ahorro económico.

Entre los beneficios rentables del SGA es la mejora en el cumplimiento de la legislación ambiental, ya que la empresa se encuentra preparada para una inspección inesperada o una auditoría de tercera instancia (clientes, accionistas, etc.). Dentro de los beneficios también hay que resaltar el aspecto de la mejora continua, que responde a las exigencias de los consumidores, ya que cada vez es más recurrente que los consumidores se preocupen por el medio ambiente respecto a los productos o servicios que adquieren.

Uno de los beneficios que no se menciona habitualmente y, sin embargo, tiene un gran impacto es la mejora de la imagen de la compañía, lo cual favorece que pueda ser proveedora de otras grandes empresas. Además de lo anterior, se mejora la comunicación interna: como se trata de un sistema documentado, todas las personas de la empresa conocen sus responsabilidades establecidas en manuales, procedimientos o instrucciones de trabajo asociadas a su puesto. Esto ayuda a facilitar el trabajo de los directores/gerentes de las distintas áreas de una empresa.

La implementación de un SGA ayuda a tener un adecuado almacenaje de productos químicos o peligrosos y en caso de que surgiese alguna emergencia ambiental, le permite estar preparada. Gisbert, V. y Esengel, R. (2014) describen los siguientes beneficios de implementar la norma ISO 14001:

- Una mejor gestión del medio ambiente, reduciendo el consumo de energía y la generación de residuos.
- Mejorar la eficiencia para reducir el costo de la gestión de su proceso.
- Cumplir con las obligaciones legales y reglamentarias, ganando la confianza del cliente y de la sociedad.

Heras, I. y Arana, G. (2011) mencionan el impacto de la certificación ISO 14001 en el rendimiento financiero empresarial, demostrando en su investigación que, en la Unión Europea, las empresas que cuentan con certificación de ISO 14001 del 2000 al 2005 obtuvieron una rentabilidad económica superior a las empresas que no estaban certificadas, incluyendo el aumento de sus ventas, denominándolo como “efecto de selección”.

Villegas, A., Galván, L. y Reyes, R. (2005) en su análisis de gestión ambiental bajo ISO 14001, mencionan la importancia de la implementación de un sistema de gestión ambiental, debido a que los consumidores son cada vez más exigentes en relación con los problemas ambientales y, a su vez, aumentando la rentabilidad de las empresas. Cabe mencionar que se debe tener una inversión financiera para poder implementar un SGA y considerar la legislación, los clientes, los proveedores, la sociedad y los empleados de las empresas.

Los beneficios concretos para la empresa se pueden observar a nivel ambiental, económico, social y legal y se refuerzan mutuamente entre sí. A continuación, se describen algunos de estos beneficios:

1. Beneficios a nivel ambiental: reducción de los impactos ambientales que tiene la empresa sobre el medio ambiente. Las emisiones a la atmósfera, descargas de agua residual y generación de ruido se reducen o evitan mediante un plan de mitigación ambiental.
2. Beneficios a nivel económico: las mejoras ambientales (mayor eficiencia de los recursos, reducción del consumo de energía, reducción de generación de residuos) también contribuyen a minimizar los costos de la empresa.
3. Beneficios a nivel social: cambios positivos en el área social, como mejora de la imagen de la empresa, estabilidad laboral a largo plazo y mejora en las condiciones generales de trabajo de los empleados.
4. Beneficios a nivel legal: cumplimiento a tiempo y completo de la normatividad aplicable para la empresa, de nivel municipal, estatal y federal, lo que conlleva evitar las multas por la falta de cumplimiento o no cumplir al 100%.

Además de lo anterior, es necesario tomar en cuenta que, si no se llega a llevar a cabo la implementación de la ISO 14001, esto acarrearía un incumplimiento de parte de la empresa hacia su cliente; además, podría haber multas por un mal manejo de lo que conlleva un SGA (residuos, agua, o una emergencia ambiental como un derrame de sustancias químicas o un incendio).

Canacuan *et al.* (2019) realizaron un análisis de servicios de mantenimiento automotriz, identificando algunos impactos ambientales cuando se realiza la actividad y establecieron acciones inmediatas para que dichos servicios tuvieran un menor impacto ambiental. Realizaron una tabla de actividades que se llevan a cabo en el sector, mostrando los aspectos ambientales y sus impactos. Así mismo, realizaron un diagnóstico del comportamiento del operario, el cliente, para poder mitigar algún impacto ambiental negativo.

Albornoz *et. al.* (2019) desarrollaron criterios de implementación ISO 14001:2015 para un caso de sector automotriz (buses y camiones). Identificaron y verificaron los procesos ambientales y realizaron una matriz de aspectos e impactos ambientales.

De igual manera, realizaron un diagnóstico de la situación ambiental de la empresa, así como: formulación, implementación, seguimiento y evaluación de los programas de intervención. También realizaron un diagnóstico de su situación sobre la legislación que les aplicaba. Determinaron que de acuerdo con la ISO 14001, se debe capacitar a todos los empleados respecto al tema.

Suarez *et al.* (2019), por su parte, realizaron criterios de implementación ISO 14001:2015 para una empresa de mantenimiento automotriz en la ciudad de Tunja, Colombia. Implementaron la norma para poder determinar su riesgo ambiental, los residuos que se generaban, pero, sobre todo, hicieron énfasis en como disponer esos residuos.

Gracias a esta implementación se determinó que los tipos de residuos que se generaban por parte de la empresa se clasificaban en residuos sólidos urbanos, residuos de manejo especial y residuos peligrosos. Una vez que se identificaron los residuos y la cantidad generada, se implementó un programa de Gestión Integral de Residuos, otro para el uso eficiente y ahorro del agua y la energía, el manejo de Sustancias Químicas y el Plan de Emergencias, ajustados a la normatividad ISO 14001:2015.

Realizaron un análisis FODA de acuerdo con la norma, para determinar las Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas para los servicios que ellos prestan. En la investigación, también se determinaron las partes interesadas, teniendo en cuenta a los empleados, la gerencia, los proveedores, la administración, el cliente y la comunidad cerca. Basándose en la ISO 14001, realizaron una matriz de requerimiento legales y determinaron las leyes que les competía cumplir.

Acuña *et al.* realizaron un estudio en el 2014 en 13 empresas certificadas por el ICONTEC (Instituto Colombiano de Normas Técnicas) en la ciudad de Barranquilla, para determinar las ventajas y desventajas de la certificación ISO 14001:2015, detallando la gestión organizacional, gestión financiera, relaciones comerciales y el aprovechamiento de los recursos.

Determinaron que, en cuanto a la gestión organizacional, se obtuvo una mejor imagen corporativa al estar certificado por esta norma. En cuanto a la gestión financiera, obtuvieron un resultado positivo en cuanto a la reducción de los costos de la gestión de sus residuos principalmente y en la variable de gestión comercial, se obtuvo la apertura de nuevos mercados. Sin embargo, se dieron cuenta que un error que llegan a cometer en las compañías a la hora de implementar la norma es no tener un análisis profundo de la compañía. De igual manera se evaluaron los aspectos ambientales de las empresas y los posibles impactos que podrían tener.

Barrera, A. y Acacias, S. realizaron un estudio en el 2018 a una empresa del sector de hidrocarburos, certificada por un sistema de gestión integrado. Durante el estudio se observaron que los colaboradores se encontraban capacitados por la norma ISO 14001, sin embargo, no les daban un seguimiento adecuado a los conocimientos adquiridos. Su estudio se basó principalmente en la generación de residuos peligrosos; así mismo, determinaron que la gente no tenía conciencia ambiental, pues estaban capacitados, pero no realizaban sus actividades correctamente.

En cuanto a los residuos de manejo especial, los empleados no tenían la cultura de la separación de residuos, mucho menos de reciclaje y, sobre todo, el consumo de materia prima, como papel, cartón o plásticos, era muy alto. Realizaron un diagrama de flujo de las etapas del proceso para determinar los aspectos e impactos ambientales que se generaban en cada proceso. Posterior a eso, realizaron una matriz de aspectos, impactos y normatividad que los rige. La implementación se dio principalmente en operaciones y mantenimiento, ya que gracias al diagrama de flujo y a la matriz de aspectos, impactos y normatividad, observaron que esas áreas eran las más críticas.

Una vez que tenían enfocadas las áreas, realizaron el ciclo PHDA (Planear- Hacer- Verificar- Actuar), teniendo en cuenta la generación de residuos y el consumo de materias primas (agua y energía). Concluyeron que los empleados necesitaban más capacitación respecto a la generación y manejo de los residuos de manejo especial. También mencionaron que, dado que la empresa no era de giro industrial, sus impactos ambientales son menores y de fácil manejo interno. Gracias a la implementación de un sistema de gestión integrado, identificaron las fallas que tenía la empresa y cuales eran en relación con el medio ambiente, por lo cual, mencionan que es competente y eficaz este sistema.

Norma Internacional ISO 14001:2015

Cada Organización puede implantar su propio Sistema de Gestión Ambiental, sin utilizar normas ni reglamentos, siempre que controle sus aspectos ambientales y los mantenga dentro de los límites legales. Sin embargo, el uso de referencias normativas permite la certificación de sistemas, que pueden, así, beneficiarse de metodologías aplicadas a nivel mundial y que van más allá del cumplimiento legal.

Ante esta perspectiva, surge la norma ISO 14001- Sistemas de Gestión Ambiental (SGA). Es un documento normativo contractual de referencia para fines de certificación, que permite a las organizaciones demostrar su responsabilidad frente a las cuestiones ambientales, así como la existencia de una cultura proactiva y metodologías para mejorar el desempeño ambiental. En resumen, la intención general de esta norma es “proporcionar un marco para proteger el medio ambiente y responder a las condiciones ambientales cambiantes, en equilibrio con las necesidades socioeconómicas” (AENOR, 2015).

Esta norma es aplicable a cualquier organización, independientemente de su tamaño, tipo y naturaleza, y se aplica a los aspectos ambientales de sus actividades, productos y servicios que la organización determina que puede controlar e influir, considerando una perspectiva de ciclo de vida. De acuerdo con la política ambiental de la organización, los resultados esperados de un sistema de gestión ambiental incluyen (AENOR, 2015):

- Mejorar el desempeño ambiental.
- Cumplir con las obligaciones de cumplimiento.
- Lograr los objetivos ambientales.

Bajo un emergente contexto legislativo restrictivo y como respuesta a una creciente conciencia ecológica de la población, varias asociaciones industriales propusieron a las empresas normas destinadas a facilitar su gestión, con el fin de mejorar su desempeño ambiental y facilitar el cumplimiento de los requisitos legislativos. Al igual que los cuerpos normativos, tenían un alcance regional o nacional que corría el riesgo de transformarlas en verdaderas barreras arancelarias. Es por esto que la Organización Internacional para la Estandarización (ISO) consideró oportuno cuestionar la relevancia de un estándar internacional en la gestión ambiental (Alzate, Ramírez y Alzate, 2018).

La serie de normas internacionales ISO 14000, desarrollada por el comité designa todas las normas relativas a la gestión ambiental y está destinada a todas las organizaciones registradas en este enfoque. Estos estándares tienen como objetivo armonizar el enfoque de las organizaciones para la gestión ambiental. Se basan en principios similares a la norma ISO 9000.

La primera norma ISO 14001 (publicada en 1996, revisada en 2004) especifica los requisitos para un sistema de gestión ambiental que permita a una organización desarrollar e implementar una política y objetivos, que tengan en cuenta los requisitos legales y los demás que la organización suscriba, e información relativa a aspectos ambientales significativos. Las demás normas y directrices de esta serie se ocupan de aspectos ambientales específicos, incluidos la evaluación del rendimiento, el análisis del ciclo de vida, la comunicación y la auditoría (Alzate *et al.*, 2018).

Desde su lanzamiento en 1996, el número de organizaciones certificadas ISO 14001 ha crecido exponencialmente. La norma es, con diferencia, el modelo de SGA más adoptado y reconocido. El estándar se reformuló por completo para garantizar que los objetivos y el propósito que establecen respalden las necesidades cambiantes del mundo actual y reflejen el entorno complejo en el que operan las organizaciones. ISO 14001:2015 presupone la existencia de un Sistema de Gestión Ambiental que establece los requisitos de lo que debe hacer exactamente la empresa para gestionar el impacto de sus actividades en el medio ambiente. El valor central de la norma es el reconocimiento y control de los aspectos e impactos ambientales.

En vista de los problemas investigados, las organizaciones de todo tipo se preocupan cada vez más por lograr y demostrar un desempeño ambiental sólido, mediante el control de los impactos de sus actividades, productos y servicios en el medio ambiente, en línea con su política y objetivos ambientales. Estas preocupaciones también emergen en el contexto del surgimiento de una legislación cada vez más restrictiva, el desarrollo de políticas económicas y otras medidas que promueven cada vez más la protección ambiental, y un aumento general de las preocupaciones de las partes interesadas sobre temas relacionados con el desarrollo sostenible (Toranzo, 2020).

La aparición de estas medidas provoca una creciente implantación de mecanismos de gestión en las empresas, encaminados a controlar y minimizar los impactos ambientales significativos de sus operaciones. Es en este sentido que la Gestión Ambiental ha sufrido una evolución, pasando de un simple “control de la contaminación”, que consistía en un monitoreo teniendo en cuenta el cumplimiento de la legislación, a una posterior “gestión de la prevención”, que considera la variable ambiental e influye en decisiones de compra de materiales y selección de proveedores, controlando el desempeño ambiental de la organización a través de auditorías.

La aplicación de este estándar puede diferir de una organización a otra dependiendo del contexto de la organización. Dos empresas pueden llevar a cabo actividades similares, pero pueden tener diferentes obligaciones de cumplimiento, compromisos en su política ambiental, tecnologías ambientales y objetivos de desempeño ambiental y, sin embargo, ambas pueden cumplir con los requisitos de la norma.

La norma no contiene requisitos específicos para otros sistemas de gestión, como la calidad, la seguridad y la salud en el trabajo, la energía o la gestión financiera. Sin embargo, permite que “una organización utilice un enfoque común y un pensamiento basado en el riesgo para integrar su sistema de gestión ambiental con los requisitos de otros sistemas de gestión” (AENOR, 2015). Cabe señalar, que la aplicación de los diferentes elementos del sistema de gestión puede diferir según el propósito previsto y las diferentes partes interesadas.

En cuanto al nivel de detalle y complejidad del SGA, este depende del contexto organizacional, el alcance de su sistema de gestión, las obligaciones de cumplimiento y la naturaleza de sus actividades, productos y servicios, incluidos sus aspectos e impactos ambientales (AENOR, 2015).

La ISO 14001 se redactó originalmente con el enfoque principal en el medio ambiente, una prioridad que se mantiene en la versión reciente de 2015. Todas las normas del sistema de gestión ISO están sujetas a revisión periódica de acuerdo con las reglas por las que fueron redactadas. Luego de una serie de estudios sustanciales, el comité redacta la nueva versión para mantener su relevancia en el mercado actual y continuar ofreciendo a las organizaciones un mejor desempeño y beneficios comerciales.

Se estableció que, a partir de la fecha de publicación de la nueva Norma, habría un período de transición de 3 años, durante el cual permanecerían vigentes las dos versiones, a fin de permitir la existencia de certificados conforme a ambas versiones.

Con la actualización de la norma, será más fácil para las organizaciones integrar su sistema de gestión ambiental en los procesos comerciales centrales y obtener una mayor participación de la alta dirección. Teniendo en cuenta la comparación entre la ISO 14001:2004 y su versión más reciente de 2015, se deben tener en cuenta varios cambios, entre ellos:

- Adopción de la estructura en línea con otras normas de gestión.
- Mayor cobertura de los conceptos de los Stakeholders relevantes al Sistema de Gestión Ambiental, necesidades y expectativas.
- Determinación obligatoria de aspectos externos e internos relevantes al Sistema de Gestión Ambiental.
- Liderazgo: mayor involucramiento de la alta dirección en el Sistema de Gestión Ambiental.
- Obligación de comunicar externamente la información relevante al Sistema de Gestión Ambiental.
- A nivel de operaciones (planificación y control): inclusión de una perspectiva sobre el ciclo de vida de los productos y servicios, tanto en términos de compra en el mercado como en términos de su diseño.
- Seguimiento y medición con mayor detalle.
- Requisitos adicionales en cuanto al contenido de los datos de entrada y salida de la revisión por parte de la dirección del Sistema de Gestión Ambiental.

Esta certificación busca mejorar la forma en que una empresa reduce su impacto en el medio ambiente, lo que puede generar beneficios internos a partir del uso adecuado de los recursos (por ejemplo, reducir el uso de materias primas y energía, o mejorar la gestión de residuos). Es decir, se pueden certificar dos organizaciones con actividad similar y desempeño ambiental diferente.

Una limitación importante de ISO 14001 es que no hay requisitos específicos. Esto significa que una empresa con metas ambiciosas (y metas más modestas) también puede ser certificada. En algunos casos, la certificación solo significa que la empresa ha desarrollado un plan de protección ambiental y cumple con las leyes ambientales, mientras que en otros casos incluye más acciones por parte de la organización. En consecuencia, el resultado depende en gran medida de la responsabilidad ética que cada empresa asume de forma individual.

En la Figura 1 se pueden observar las 5 grandes dimensiones que son los ejes de la Norma.

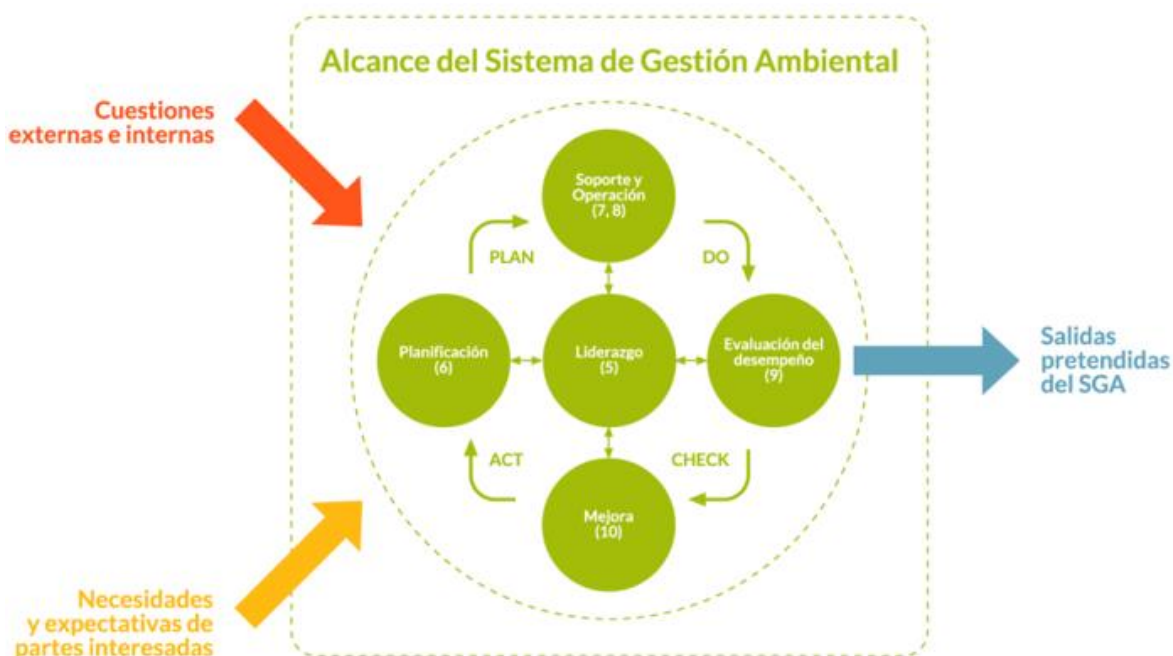


Figura 1. Dimensiones de la Norma ISO 14001:2015 (Fuente: Lam, 2018).

- **Liderazgo:** El liderazgo es un concepto clave en todas las normas ISO revisadas. La norma ISO 14001:2015 no es una excepción a la regla. Su sistema de gestión ambiental debe ser impulsado desde arriba, con sus líderes asumiendo responsabilidades específicas. Debe estar integrado en la gestión global de la empresa. Este punto representa un cambio cultural

importante para algunas organizaciones. Pero es probable que los líderes visionarios adopten la idea de que los compradores se preocupan más por los problemas ambientales y que una gestión ambiental sólida se convierte en una gran ventaja competitiva.

- **Planificación:** Permite a la empresa definir objetivos, metas y planes de acción a partir de una evaluación de los aspectos ambientales que afectan directamente a la organización. Se utilizan dos sistemas de control de gestión ambiental: los análisis ambientales permiten identificar todos los aspectos significativos y los requisitos ambientales normativos y, en consecuencia, establecer objetivos y metas ambientales; y los programas ambientales se utilizan para definir las acciones necesarias para alcanzar los objetivos, asignar un cronograma y un presupuesto verde a los responsables de estas acciones (AENOR, 2015).

- **Soporte y operación:** “la empresa debe determinar y proporcionar los recursos necesarios para establecer, implementar, mantener y mejorar de forma continua el Sistema de Gestión Ambiental” (AENOR, 2015). Esta implementación consiste en proporcionar los recursos necesarios (humanos, financieros, tecnológicos, etc.) para llevar a cabo las acciones, sensibilizar al personal, desarrollar un plan de capacitación, desarrollar un plan de comunicación que tenga en cuenta incluye al personal y las partes interesadas externas.

- **Evaluación del desempeño:** implica medir el desempeño ambiental y compararlo con los objetivos y metas ambientales definidos en los programas; luego, las no conformidades serán objeto de acciones correctivas. Este seguimiento de resultados se realiza mediante indicadores y auditorías ambientales. Estos dos sistemas de control ya se han presentado en el apartado anterior.

La evaluación consiste en una reunión programada a intervalos regulares, denominada revisión gerencial, involucrando a la dirección de la empresa en su más alto nivel y a los principales actores esenciales para el buen funcionamiento del sistema. Durante la revisión por la dirección, se debe analizar el estado del sistema, el progreso realizado y los resultados de la auditoría. También se debe tener en cuenta la evaluación de las oportunidades de mejora y la necesidad de realizar cambios en el SGA, incluida la política ambiental y los objetivos y metas ambientales. Deben mantenerse registros de las revisiones de la dirección (AENOR, 2015).

- **Mejora:** la mejora continua del desempeño es el concepto clave del SGA. Este concepto puede definirse como un “proceso recurrente de enriquecimiento del SGA para obtener mejoras en el desempeño ambiental general en coherencia con la política ambiental de la organización” (AENOR, 2015). La filosofía subyacente es que los requisitos de un SGA eficaz siguen siendo los mismos independientemente de la actividad. Esto crea un marco común para la comunicación sobre temas de gestión ambiental entre organizaciones, clientes, reguladores, el público y otras partes interesadas.

La adopción de la norma ISO 14001:2015 trae beneficios a las empresas que han elegido como pueden simplificar los procesos de gestión ambiental en un marco coherente. Este modelo ayuda a reducir el impacto negativo sobre el medio ambiente y aumenta la eficiencia de la operación comercial con menos desperdicio. Además, ayuda a aumentar la base de clientes ya que el sentido de responsabilidad de la empresa con el medio ambiente hace que sus productos sean más atractivos para los consumidores al aumentar la competencia.

Se puede concluir que la Norma proporciona un marco de gestión estructurado para implementar la estrategia ambiental de una organización basada en el SGA. Este sistema de gestión se basa en los mismos principios de la gestión de la calidad, generalmente representados por la rueda de Deming como se describe en la siguiente sección.

Metodología

Se analizaron cada uno de los capítulos de la norma y se evaluó cuáles de esos capítulos eran los más importantes para establecer una metodología. Como podemos observar en la figura 2, fueron los siguientes: Contexto de la organización, Liderazgo y Planificación. Enfocándose en los subcapítulos de Partes Interesadas, determinación del alcance del SGA, Política Ambiental, Riesgos y Oportunidades, Aspectos e Impactos Ambientales, Cumplimiento Legal y Objetivos Ambientales.



Figura 2. Metodología propuesta para la implementación de la Norma ISO 14001:2015 en una empresa de industria automotriz.

Una vez que se establecieron los capítulos y los subcapítulos con los que se iba a desarrollar la propuesta del SGA, se llevaron a cabo varias actividades presentadas en la Figura 3. Posteriormente se describirá cada una de estas actividades

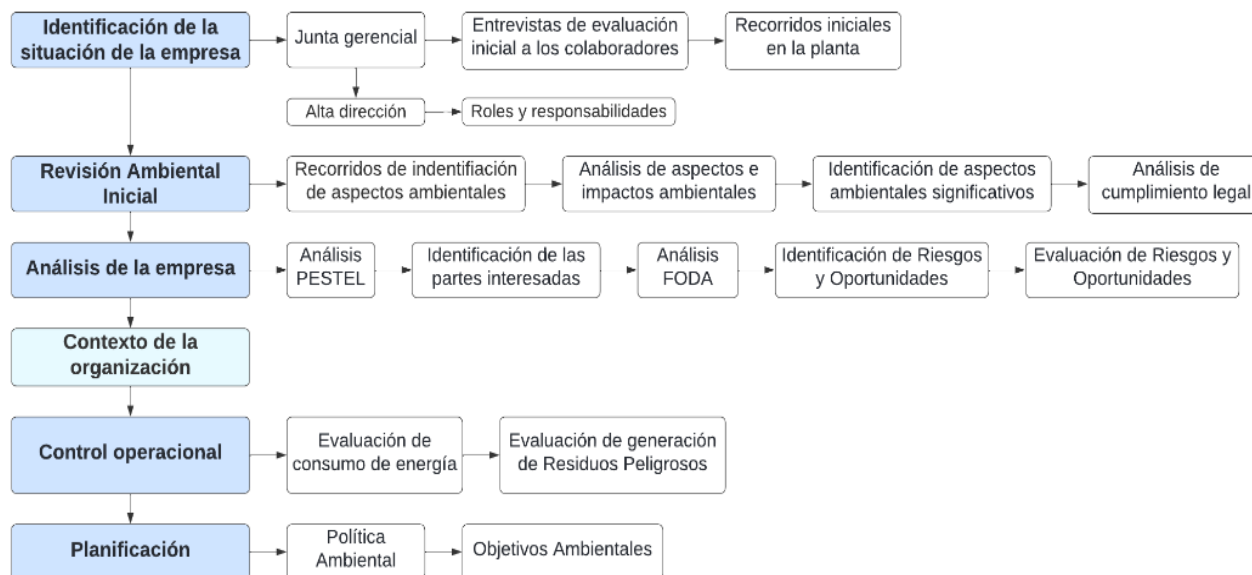


Figura 3. Procedimiento de metodología aplicada.

Identificación de la situación de la empresa

Etapa 1. En esta primera etapa es necesario llevar a cabo una investigación de campo, centrada en las personas donde ocurre el fenómeno de estudio (en este caso, la empresa) con el fin de recabar información de primera mano, a través de la observación estructurada y la ejecución de diversos instrumentos, como: encuestas, entrevistas, estudios de campo, observación, etcétera (Guzmán, J., 2019).

En esta etapa es conveniente realizar una primera reunión con el equipo gerencial (alta dirección), en cuanto a la implementación del SGA. Así mismo, es conveniente analizar su conocimiento inicial sobre la norma ISO 14001, en versión 2015.

De igual manera, se requiere establecer los roles y responsabilidades que tendrá cada miembro del equipo para que cuando se tenga la propuesta del SGA, esta pueda ser implementada de manera eficaz y efectiva. También gracias a esta junta, se obtiene la primera información, la cual nos sirve para guiarnos sobre qué preguntas realizarle posteriormente al personal y, sobre todo, en donde se deberá poner énfasis.

Etapa 2. En la segunda etapa del trabajo, es conveniente llevar a cabo recorridos de observación por la planta con la finalidad de conocer su estructura interna, identificar las áreas de producción y de soporte, así como su ubicación dentro de la nave industrial.

En cuanto a las áreas de producción, en el caso de estudio, se llevó a cabo un recorrido por la parte de inyección de plástico. Por las áreas de soporte, se debe iniciar por el área de mantenimiento, que, en el caso de estudio se divide en dos: mantenimiento facilities (que se refiere al mantenimiento en edificios) y pailería (que es área de soporte para las áreas productivas). El recorrido de taller, también conocido como tool room, comprende dos áreas: el área de taller de moldes de plástico, que es área de soporte de inyección de plástico y el área de taller de troqueles, que es área de soporte de rolado.

En nuestro caso de estudio, durante el recorrido que se llevó a cabo en el área de almacén, se observó que esta área se dividía en 5 áreas:

- Área de embarques.
- Área de recibo de materiales.
- Área de almacén de materiales y producto terminado.
- Área de limpieza de montacargas.
- Patio de maniobras.

Para finalizar los recorridos dentro de planta se visitó el área de servicio médico y el de vigilancia y almacén de sustancias químicas. Este recorrido fue guiado por el gerente de EHS, la enfermera que se encontraba en ese momento en turno y el jefe de vigilancia de seguridad patrimonial. El recorrido perimetral abarcó el estacionamiento, patio de maniobras, cuarto de bombas, cuarto de compresores, almacén temporal de residuos peligrosos y jardines. A lo largo de este recorrido se prestó especial atención al cuarto de compresores, cuarto de bombas y almacén de residuos peligrosos, para determinar si había fugas o derrames que pudieran tener impacto sobre el medio ambiente.

Etapa 3. Para la tercera etapa del trabajo, se busca obtener más información sobre la situación ambiental inicial; una de las opciones más convenientes consiste en realizar la técnica de investigación de entrevista. Esta técnica de investigación se puede realizar mediante entrevista no estructurada formal, es decir, un tipo de entrevista donde nos dirigimos a los entrevistados por algún tema en específico sin tener una cantidad de preguntas establecidas o las preguntas determinadas (Guzmán, J., 2019).

Las preguntas irán dirigidas hacia su conocimiento del SGA implementado en ese momento, sobre sus responsabilidades ambientales y si saben o tienen noción de qué es un aspecto ambiental; en caso de que contesten que sí, se profundiza un poco más sobre el tema.

Revisión Ambiental Inicial (RAI)

Etapa 4. Para esta etapa del trabajo, conviene elaborar un formato para llevar a cabo la Revisión Ambiental Inicial, tomando en cuenta los aspectos ambientales potenciales con los que cuenta la empresa y los impactos ambientales que conllevan. Estos aspectos se determinarán gracias a las entrevistas y los recorridos que se llevarán a cabo con anterioridad.

Algunos aspectos que debieran incluirse en la RAI son los siguientes:

- Emisiones al aire
- Energía
- Uso de materiales
- Agua residual
- Descarga a drenajes
- Agua de lluvia
- Humedales
- Ruido
- Residuos
- Reciclado / reutilización

Para la elaboración del formato de la RAI, en el caso de estudio se añadieron condiciones de operación, tomando en cuenta: operación normal, de arranque, en paro o liberación accidental. El equipo de EHS fue quien aprobó dicho formato en nuestro caso de estudio. Una vez que se aprobó el formato, se realizó la RAI en todas las áreas de la planta y se fueron evaluando los aspectos ambientales de dichas áreas.

Esta etapa se llevó a cabo durante 3 semanas, desde la tercera semana de febrero de 2021, hasta la segunda semana de marzo de 2021 y se trató de una revisión visual principalmente, pero también, se recabó información documentada.

Etapa 5. Después de haber realizado la RAI, en esta etapa del trabajo se vacía toda la información recabada en una base de datos, se separa por áreas y se hace un análisis de los aspectos ambientales encontrados en cada área. Posteriormente se elabora una tabla con todos los aspectos ambientales que se encuentran en la empresa y las áreas que tiene la empresa, marcando en cada área los aspectos ambientales con los que cuenta. Esta tabla sirve para que sea visualmente más entendible por los miembros del equipo de la empresa.

Después de haber realizado la base de datos de cada área sobre los aspectos ambientales encontrados, se propone otra base de datos como matriz de aspectos e impactos ambientales. En este documento se puede realizar una evaluación de aspectos ambientales, para identificar cuáles son los aspectos ambientales que más se repiten o que tienen un mayor impacto en la empresa y en el medio ambiente. Una vez que se realiza esta actividad, se detallan los aspectos ambientales significativos, es decir, los que mayor impacto tienen y se deben controlar.

Etapa 6. La RAI ayuda a conocer qué requerimientos legales debe cumplir la empresa, sin embargo, está información no siempre se muestra a profundidad.

Tomando en cuenta que la RAI está enfocada más en los aspectos ambientales que en los requerimientos legales, se sugiere realizar un análisis de requisitos legales, tomando en cuenta el ordenamiento jurídico federal, estatal, municipal y hasta del Parque Industrial Querétaro en el cual se encuentra localizada la empresa objeto de estudio.

Se le pueden solicitar a la empresa los permisos con los que cuenta en ese momento, para determinar su grado de cumplimiento legal; posteriormente se realiza una matriz de requisitos legales y, a la par, se realiza la matriz de posibles cambios en la legislación. Esta última con la intención de reconocer fácilmente cuando ocurra un cambio en la legislación ya sea federal, estatal o municipal, pues en esa matriz estarán agrupadas todas las leyes, las normas, los reglamentos, etcétera que debe de cumplir la empresa.

Análisis de la empresa

Etapa 7. Con la información recabada en las etapas 1 a 6, se propone realizar un análisis que permita descubrir y evaluar los factores que puede afectar a la empresa en el presente y en el futuro, a dicho análisis se le conoce como análisis PESTEL.

PESTEL es un acrónimo de Político, Económico, Social, Tecnológico, Ecológico y Legal. Este análisis se utiliza para evaluar estos seis factores externos en relación con la situación comercial (Amador, C., 2022). Este análisis identifica las posibles amenazas y las oportunidades que surgen de dichos factores.

Teniendo la RAI de las áreas respecto a sus aspectos e impactos ambientales y el análisis de los requerimientos legales, se elabora dicho análisis PESTEL, para realizar el análisis de la empresa y determinar el contexto de la organización. El análisis PESTEL ayuda a determinar las partes interesadas en el ámbito político, económico, social, tecnológico, ecológico y legal.

Etapa 8. Una vez identificadas las partes interesadas, se propone realizar una evaluación de factores que afectan a la empresa, entre factores fuertes y débiles, que, evalúan la situación interna y externa de la empresa, conocido como análisis FODA (Sarli, R., González, S. y Ayres, N., 2015).

El análisis FODA también es una herramienta que puede considerarse sencilla y que permite obtener una perspectiva general de la situación estratégica de una organización determinada. Con ayuda del análisis FODA, se determinan las Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas con los que cuenta la empresa, para poder establecer el contexto de la organización.

Etapa 9. Con ayuda del análisis FODA, se propone un formato (tabla 1) para evaluar los riesgos y las oportunidades con detalle, analizando la situación de la empresa y las acciones generales que se deben llevar a cabo cada vez que se presente un riesgo u oportunidad. Este archivo se denomina matriz de riesgos y oportunidades, en el cual también se muestra el grado de riesgo u oportunidad que puede tener la empresa, basándose desde lo mínimo al mayor riesgo y oportunidad.

Tabla 1. Formato Matriz de identificación de riesgos y oportunidades.

Contexto de la organización			Evaluación de riesgos		Acciones para abordar
Partes interesadas	Necesidades y expectativas	Problemas internos y externos	Impacto en la organización	Riesgos y oportunidades	Plan de migración

Control operacional

Etapa 10. En cuanto a la etapa de control operacional, se deben tomar en cuenta los aspectos ambientales significativos que resulten de la matriz de aspectos e impactos ambientales. En primera instancia se puede analizar la factura del consumo del agua y energía eléctrica. De igual manera, se puede solicitar a cada gerente su consumo de sustancias químicas y los manifiestos de los residuos peligrosos, los residuos biológico infeccioso, los residuos de manejo especial y los residuos sólidos urbanos. Toda esta información se analiza y se determina junto con los aspectos ambientales significativos.

Etapa 11. Respecto al consumo de la energía eléctrica, es necesaria una evaluación de dicho consumo, para determinar el porcentaje de reducción de este aspecto.

Etapa 12. Se llevará a cabo la evaluación de la generación de los residuos, tanto de sólidos urbanos, de manejo especial, peligrosos y biológico infeccioso. En esta evaluación se toman en cuenta los manifiestos por parte de los proveedores, ya que para la recolección de residuos peligrosos se suele contar con un proveedor, para la recolección de residuos de manejo especial es otro proveedor, de igual manera, para los residuos peligrosos se suele contar con un proveedor exclusivo y para los residuos biológico infeccioso otro proveedor, teniendo normalmente varios proveedores. Para estos proveedores, se les debe solicitar sus permisos aplicables, es decir, permisos de Secretaría de Desarrollo Sustentable, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Secretaría de Comunicaciones y transporte, en el caso de México.

Etapa 13. Al igual que el consumo de energía eléctrica, es necesario evaluar la gestión de los residuos peligrosos. Se propone determinar un promedio mensual de consumo para determinar el porcentaje de reducción de este aspecto.

Planificación

Etapa 14. Para la última etapa, que corresponde al liderazgo de la empresa, se puede realizar una junta con la alta dirección para mostrarle los resultados de la matriz de aspectos e impactos ambientales y revisar cuales fueron los aspectos ambientales significativos, el consumo de cada aspecto ambiental, tanto el consumo general como el consumo por área y la generación de residuos que se presentó en los últimos 2 años.

Una vez que se establezcan los aspectos ambientales significativos y se haya obtenido el consumo promedio mensual de estos, se deberá determinar la política ambiental de la empresa, tomando en cuenta los puntos que establece la norma.

Etapa 15. Para determinar los objetivos ambientales, se propone un formato como se muestra en la tabla 2, donde se define: la importancia de este objetivo ambiental, el año del objetivo ambiental, la descripción general del objetivo, si existe un requerimiento legal que aplique para ese objetivo, los riesgos y oportunidades que se pueden presentar en ese objetivo y si está alineado a la Política Ambiental de la empresa, entre otros requerimientos.

Tabla 2. Formato de objetivos ambientales.

Información del Objetivo (General)	
Año Calendario:	
Título del Objetivo:	
Descripción del Objetivo:	
Aspecto Ambiental Asociado:	¿El aspecto es Significativo? <input type="checkbox"/> Si <input type="checkbox"/> No
¿Existen requerimientos legales aplicables?	Describa cual:
¿Existen riesgos u oportunidades a considerar?	Describa cual:
¿El objetivo está alineado a la Política Ambiental?	<input type="checkbox"/> Si <input type="checkbox"/> No Describa:
¿El objetivo es medible?	<input type="checkbox"/> Si <input type="checkbox"/> No Describa:
¿Como se monitoreará el objetivo?	
¿Como se comunicarán los resultados del objetivo?	
¿Se requiere entrenamientos especializados?	Si aplica, describa: <input type="checkbox"/> Si <input type="checkbox"/> No

Etapa 16. En esta etapa se establecen los objetivos ambientales, respecto a los aspectos ambientales significativos, que eran los de mayor impacto en ese momento. Estos objetivos ambientales se podrán medir mensualmente y registrar fácilmente. Para establecer estos objetivos ambientales se toma en cuenta el beneficio para la empresa, tanto económico, como para los empleados y para el medio ambiente.

Conclusiones

Esta metodología de trabajo fue realizada para una empresa de la industria automotriz, con la finalidad de elaborar una propuesta de Sistema de Gestión Ambiental que fuese pertinente al giro de la organización, elaborando un diagnóstico inicial sobre su situación ambiental e identificando los puntos en los que la empresa no estaba cumpliendo con los requerimientos legales.

En lo que se refiere al conocimiento e involucramiento del SGA, mediante las entrevistas iniciales se constató que se puede crear conciencia en la empresa respecto a la necesidad de la protección del medio ambiente en general y sobre los beneficios de un SGA en particular.

La Revisión Ambiental Inicial sirvió para la identificación de la situación ambiental de la empresa y de la situación en la que se encuentra cada área de esta. Esta revisión no constituye un requisito indispensable de la norma ISO 14001:2015, ni es obligatorio llevarla a cabo; sin embargo, resulta un beneficio claro aplicarla, ya que nos brinda el panorama de cómo se encuentra la empresa.

Se desarrollaron y explicaron las etapas para una Revisión Ambiental Inicial, acordes a las actividades de una empresa de la industria automotriz. Una de las etapas más laboriosas y a la que más tiempo se le debe dedicar es, precisamente, esta RAI, ya que se realizará a profundidad, máquina por máquina y área por área y resulta muy útil para la creación del Sistema de Gestión Ambiental, pues en ella se basa la propuesta final.

A su vez, la RAI nos brindará un panorama claro y datos puntuales para poder elaborar la matriz de requerimientos legales y una vez que se realice dicha matriz, se dará a conocer el cumplimiento interno y externo de la empresa para con el medio ambiente. Esta matriz ayuda a recopilar y presentar la información de manera sistemática. Otro beneficio de implementar esta matriz es el hecho de que facilita un análisis puntual y completo de la información con la que se cuenta y permite determinar el grado de cumplimiento de la empresa.

Así mismo, la RAI sirve para una correcta identificación de los aspectos ambientales y para determinar cuáles son significativos, lo cual permite la implementación de una matriz de aspectos e impactos ambientales, calificándolos de acuerdo con el grado o impacto que pueden llegar a tener en el medio ambiente.

Los análisis PESTEL y FODA ayudan a determinar los riesgos y oportunidades que se pueden presentar en la empresa y la matriz de riesgos y oportunidades permite la implementación de las acciones a tomar, por lo que ambos son muy útiles para identificar y evaluar los aspectos ambientales y los riesgos y oportunidades de la empresa.

La elaboración de la política ambiental es muy ágil cuando los documentos que se hicieron con anterioridad brindan información para poder desarrollarla.

Gracias al compromiso que se va dando a través del desarrollo del Sistema de Gestión Ambiental, el implementar la política puede ser rápido y aceptable por parte de los empleados.

Esta propuesta metodológica facilita que las empresas obtengan más fácilmente su certificado en ISO 14001:2015 por la casa auditora BSI y está enfocada a los retos y oportunidades de la industria automotriz.

La aplicación de la norma referida es factible para el desarrollo e implementación de un sistema de gestión ambiental enfocado a la industria automotriz, aunque es conveniente complementar lo dispuestos en la norma con una revisión ambiental inicial exhaustiva, una matriz de requerimientos legales y otra de riesgos y oportunidades basada en análisis PESTEL Y FODA.

Un sistema de gestión ambiental basado en la norma ISO 14001:2015 y complementado con lo anterior resulta muy útil para las empresas del sector automotriz, ya que demuestra de forma clara, su compromiso con el ambiente y les brinda mejores oportunidades de interacción con sus clientes, mejora su desempeño ambiental, les garantiza seguridad jurídica y las diferencia de la competencia en el mercado.

Además, este sistema puede ayudar a ahorrar dinero, mejorar la reputación de la marca y aumentar el catálogo de clientes.

Referencias bibliográficas

- Acuña, N., Figueroa, L., Wilches, M. (2017) Influencia de los Sistemas de Gestión Ambiental ISO 14001 en las organizaciones: caso estudio empresas manufactureras de Barranquilla. *Ingeniare, Revista chilena de ingeniería*, **25**(1), 143-153.
- Albornoz, A., Noguera, L., Hernández, V. (2019) *Criterios de implementación ISO 14001:2015 Estudio de caso del Sector Automotriz*. Repositorio UNAD. Acceso el 15 de mayo de 2022, disponible en: <https://repository.unad.edu.co/jspui/bitstream/10596/26666/1/analbornozg.pdf>
- Alzate Ibáñez, A., Ramírez Ríos, J. F., Alzate Ibáñez, S. M. (2018) El modelo de gestión ambiental ISO 14001: evolución y aporte a la sostenibilidad organizacional, *Revista Chilena de Economía y Sociedad*, **12**(1), 74-75.

- Amador, C. (2022) El análisis PESTEL. *Uno Sapiens Boletín Científico*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, **4(8)**, 1-2.
- AENOR, Asociación Española de Normalización y Certificación (2015) *Norma Española UNE-EN ISO 14001. Sistemas de Gestión Ambiental. Requisitos para su uso*, 15 de septiembre de 2015, AENOR, Madrid, España.
- Canacuan, Y., Calderón, D., Matamoros, L. (2019) *Criterios de implementación ISO 14001:2015 Caso Estudio Sector de Servicios de mantenimiento automotriz*. Repositorio UNAD. Acceso el 15 de mayo de 2022, disponible en: <https://repository.unad.edu.co/bitstream/handle/10596/30990/lbnoguerao.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Barrera, A., Sastoque, S. (2018) *Estudio de caso, basado en la Norma ISO 14001:2015*. Repositorio UNAD. Acceso el 15 de mayo de 2022, disponible en: <https://repository.unad.edu.co/bitstream/handle/10596/19049/1057580172.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- García, E. (2008) *Ventajas de la implementación de un Sistema de Gestión Ambiental*. Técnica Industrial. España: Valladolid, 40-43.
- Gisbert Soler, V., Esengeldiev, R. (2014) Sistemas integrados de gestión y los beneficios. *3C Empresa*, **3(4)**, 246-257.
- Guillén, C. (2018) *Sistemas de Gestión Medioambiental y Certificaciones Ambientales. ISO 14001 y EMAS, beneficios y comparativa*. Repositorio de la Universidad de Zaragoza, España.
- Guzmán, J. (2019) *Técnicas de Investigación de Campo. Unidades de Apoyo para el Aprendizaje*. CUAED/Facultad de Contaduría y Administración. Acceso el 15 de mayo de 2022, disponible en: <https://uapa.cuaieed.unam.mx/sites/default/files/minisite/static/Ofecd888-6a3f-4b31-b704-a2d94e3eed72/U000308176506/index.html>
- Heras, I., Arana, G. (2011) Impacto de la certificación ISO 14001 en el rendimiento financiero empresarial: conclusiones de un estudio empírico, *Cuadernos de Economía y Dirección de la Empresa*, **14(1)**, 112-122.
- Sarli, R., González, S., Ayres, N. (2015) Análisis FODA. Una herramienta necesaria, *Revista de la Facultad de Odontología*, **9(1)**, 17-20.
- Suárez, E., Vargas, J., Pulido, H. (2018) Criterios de implementación ISO 14001:2015 Sector Automotriz "Llantas La Glorieta". Repositorio UNAD. Acceso el 15 de mayo de 2022, disponible en: <https://repository.unad.edu.co/bitstream/handle/10596/23158/esuarezri.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Toranzo, P. (2020) *Manual de gestión de riesgo ambiental*. España: Publishing Inc.
- Villegas, A (2005) Gestión Ambiental bajo ISO 14001 en Venezuela. *Universidad, Ciencia y Tecnología*. **9(34)**, 63-69

REVISTA AIDIS

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

ONSITE SANITATION GOVERNANCE TOOLS FOR SMALL MUNICIPALITIES – FIRST STEPS FROM SANTA CATARINA STATE, SOUTH BRAZIL

* Alexandre Bach Trevisan¹
Luciane Dusi Pereira¹
Pablo Heleno Sezerino¹

Recibido el 3 de octubre de 2022. Aceptado el 19 de mayo de 2023

Abstract

Promoting sanitation solutions are more than just choosing the right technology. The need for stakeholders' cooperation and engagement challenges small municipalities to consider fecal sludge management (FSM) and simplified sewerage approaches, not only conventional systems, promoting a flexible suite of services and emerging governance discussion in this complex scenario. In this paper, we conducted 10 semi-structured key informant interviews (KII) and show 15 implemented governance tools in 5 municipalities with less than 10,000 inhabitants, in Santa Catarina State, in the Brazilian southern region. None of the researched municipalities showed a systematized framework and the governance structure is composed of dispersed tools, mainly developed in response to a public attorney, who acts as a blind sponsor of onsite solutions, calling other stakeholders for action. Onsite sanitation performs a relevant role to achieve service universalization, this paradigm shift requires a new governance structuring model that considers FSM as a part of this ecosystem seems to be the trail first step especially where the conventional approach does not always reach financial sustainability.

Keywords: fecal sludge management, decentralized sanitation, safe sanitation for all, sanitation governance, sanitation for small cities.

¹ Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – ENS, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Brasil.

* *Corresponding Author:* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Campus Universitário Reitor João David Ferreira Lima, s/nº. Trindade, Florianópolis, SC. CEP: 88040-900. Email: alexbachtrevisan@gmail.com

Introduction

Providing safely managed sanitation for all requires stakeholders to think beyond business as usual, switch paradigms and consider a range of solutions encompassing onsite facilities, fecal sludge management (FSM) and simplified sewerage approaches, not only conventional systems and wastewater treatment plants (WWTP), promoting a flexible suite of services and solutions.

However, the sector is underprepared for supporting and implementing such a mix of technical solutions and focuses on service provision rather than on building infrastructure. This requires a mindset change on the financial, institutional, policy, regulatory and social dimensions of the services, and harmonize sanitation solutions with related urban services. This shift toward a Citywide Inclusive Sanitation embracing a mix of onsite and reticulated solutions is further constrained by a lack of technical and management expertise in the sector (Gambrill, Gilsdorf and Kotwal, 2020).

In Brazil, especially in small cities, this reality is not different. Brazilian National Sanitation Plan – PLANSAB (Brazil, 2015) establishes two kinds of actions: structural and structuring. The first is related to the conventional approach in providing infrastructure and CAPEX for these works. The second is to provide conditions at the institutional level and organize stakeholders' relationships. The conservative mindset in the sanitation sector overwhelmed governance, management and other structuring actions and mainly consider structural actions a first step. But this is not only a Brazilian characteristic, where Bhagwan *et al* (2019) also reported a disjunction between infrastructure provision and management of the investment in Africa for instance.

Berendes *et al* (2017) exposed that both wastewater management and FSM represent the next challenge in sanitation service provision to ensure sustainable development goals (SDG) and estimated that, at least, 1.8 billion people will require FSM tools to achieve a safely managed sanitation condition.

FSM was largely neglected because onsite sanitation systems are usually thought of as a temporary solution until the implementation of conventional sewer systems. But even where there is a high coverage index, with sewer systems, onsite solutions will continue to be used. In the last two decades, FSM gained relevance to achieve Sustainable Development Goal (SDG), especially where centralized approaches proved to be financially prohibitive. Thus, many developing countries and international organizations have recognized a range of onsite technologies as an adequate sanitation solution for reducing backlogs. (Bhagwan, Pillay and Koné, 2019)

In Santa Catarina, a southern Brazilian state, the promotion of onsite systems as an improved sanitation solution was enforced by the Intermunicipal Sanitation Regulatory Agency (ARIS) and

some State Public Prosecutors (MP), especially in cities with less than 15,000 inhabitants. In this approach structuring actions and governance tools became naturally emerge. In this work are described some of these tools putting light on Santa Catarina FSM and sanitation governance's first steps. This paper's objective is to recognize onsite sanitation governance tools initiatives adopted at small municipalities in Santa Catarina state, south Brazil, based on a demographic approach and sanitation indexes analysis followed by field investigations through a semi-structured questionnaire.

Governance discussion has emerged in the public and corporative environments, mainly related to accountability, ethics, and institutional transparency. Several concepts and approaches to public governance were compiled, systematized, and discussed by Teixeira and Gomes (2019). The authors highlight that public governance cannot be confused with participatory governance. In public governance, citizens are stakeholders who interact to optimize public performance, with or without direct interaction. For the Brazilian public sector, federal ordinance 9203/2017 defined governance as a leadership, strategy, and control framework, put into practice to assess, orientate, and monitor management, looking for the conduction of public policies and service provisions that interests society as shown in Figure 1. (Brazil, 2017)

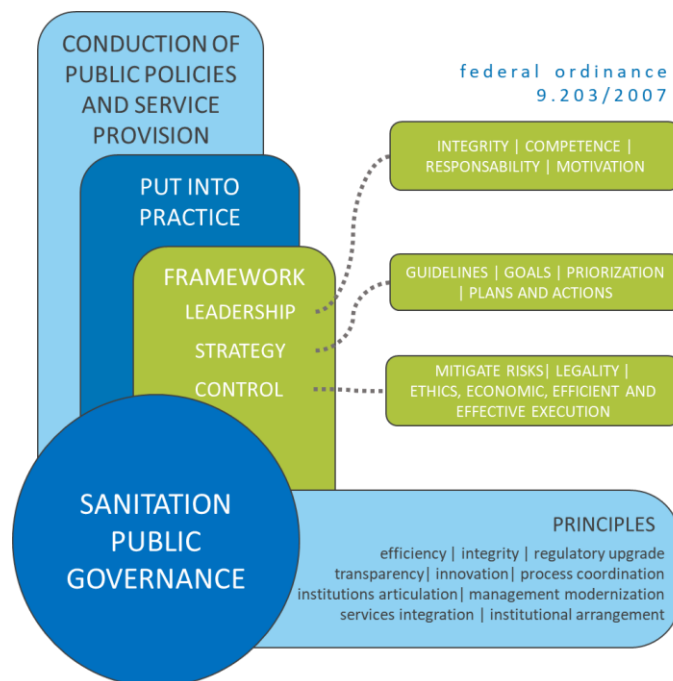


Figure 1. Sanitation public governance structure based on federal ordinance 9203/2017. Authors.

According to Brazilian regulations (Brazil, 2007), municipalities can develop innovative and decentralized strategies to deliver sanitation solutions in rural, remote, or informal areas. The same law proposes that municipalities with less than 20,000 inhabitants should express sanitation short- and long-term goals, followed by a systematic analysis of the planned actions in simplified sanitation plans. According to the Brazilian last census (IBGE, 2010), 70% of municipalities are in this group and 64% of these (45% of the total) had less than half of this number. The Southern region exhibits a major part of this group with 60% of municipalities framed on this criterion. Santa Catarina is the smaller state in this region with 6,219,867 inhabitants (IBGE, 2010), within 14% of the total population living in municipalities with less than 10,000 inhabitants (Figure 2).

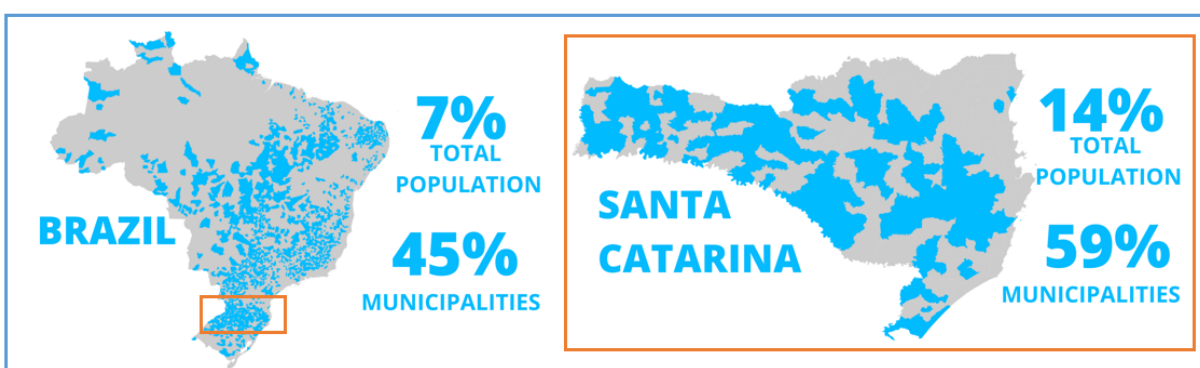


Figure 2. Brazilian (left) and Santa Catarina (right) distribution of municipalities with less than 10,000 inhabitants. Authors.

Methods

This research was developed in Santa Catarina, a Southern Brazilian state, with 293 municipalities and 59% of these with less than 10,000 inhabitants. An extensive demographic and sanitation indexes analysis on this group of municipalities was conducted to identify potential targets to apply a questionnaire. After this step, a first screening group, mainly regulators, academy, and operator associations, described as Primary Informants (PI), recognized some municipalities that reported any institutional arrangements related to fecal sludge management, non-sewered solutions or septic systems regulation. In this primary screening, the authors crossed the information with demographic and sanitation service delivery arrangements to identify possibly interviewed municipalities and defined an arbitrary sample with different service providers, regulators, and sanitation main indexes. After this screening 5 municipalities with less than 10,000 inhabitants in Santa Catarina state were selected and possible key informants (KI) were contacted with PI help.

All chosen KI were sanitation local government, utility, and service providers, following the World Bank (2016) Key Informant Interview (KII) methodology best practices. Before the interview begin, all participants were presented with the research objectives, and ethical concerns and signed the clearance/approval declaration indicated by the Federal University of Santa Catarina (UFSC) ethical bureau. Personal information was considered classified documents and, for this reason, KI and municipalities were not named in this paper. Municipalities were random called M1, M2, M3, M4 and M5. Also, 10 semi-structured Key Informants Interviews (KII) were conducted based on a short script related to institutional and technical aspects, as well as, on current sanitation development, short, and long-time expectations. All the KII were conducted by the 3 authors.

During the interviews, the authors took notes and orientated the speeches through the script, looking for missing points in the answers, and taking care to not interrupt, or distort the interviewers' narratives construction. After each KII, the authors conducted a reserved discussion group to recognize and classify the instruments observed into groups' conception of sanitation governance and framed instruments over the sanitation service chain framework presented by Rao *et al* (2020). Instrument recognition was conceived based on the Discourse of the Collective Subject (DSC) technique used by Lisboa, Heller and Silveira (2013). The DSC is an interview processing data methodology that gathers information with a similar meaning into a unique speech. (Lefevre, Lefevre and Marques, 2009) As a DSC result the instruments were later catalogued (Figure 3).

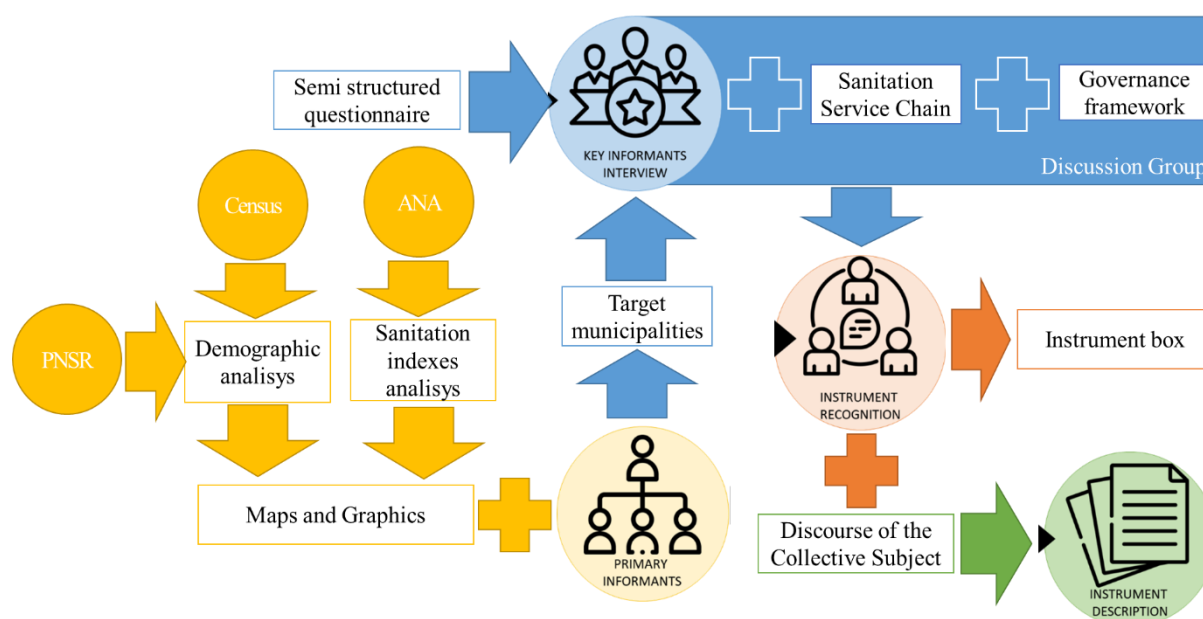


Figure 3. Instrument recognition methodological structure. Authors.

Results

Sample universe analysis was composed by 5 municipalities with less than 10,000 inhabitants in Brazilian last official census, performed in 2010. As noticed in Figure 4, these cities have different distributions between urban and rural populations and composition on improved sanitation solutions in urban areas. Also, M1, M4 and M5 has already a conventional sewer system with a WWTP, with different charge politics over service provision and only M4 has a regulated sanitation tariff.

The instruments description was organized in the form of storytelling linking the instruments extracted at the interviews with the sanitation service chain (RAO, 2019) and governance framework (Brazil, 2017) in a linear narrative. During the description, the instruments were made explicit and written underlined with an instrument identification tag between parenthesis (i-xx).

During the interviews, it was observed over narratives construction that the current Municipal Sanitation Plans were not recognized as relevant, either a useful nor practical tool, even though sanitation conditions improvement were widely verbalized in total interviewed municipalities, by most of the key informants.

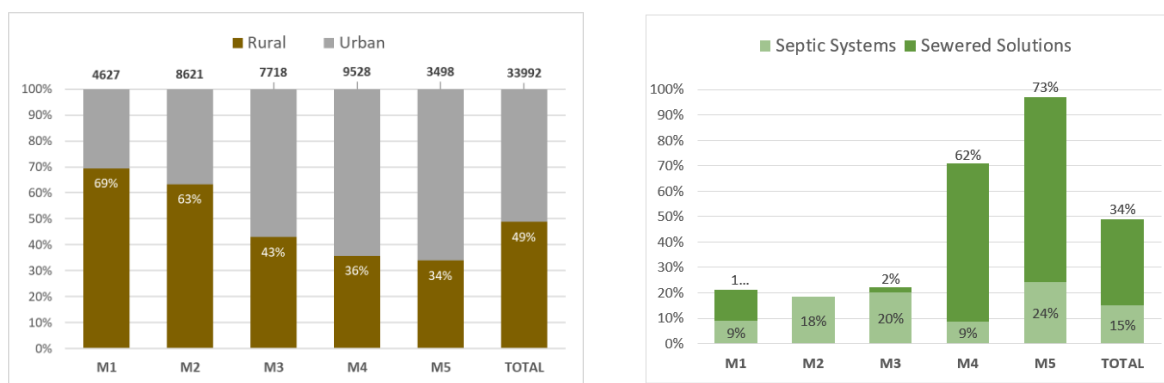


Figure 4. Population based on IBGE 2010 (left). % Labels indicate % of urban population and number label total population. Improved sanitation distribution based on MDR 2015 (right). *Authors.*

The onsite system census (i-01) conducted by a regulatory local agency, also called TRATASAN program, was described as an action that promoted the understanding of the role of onsite systems in small cities reality. This census was a response to public persecutors' demand over mayors on the achievement of sanitation goals established in the municipalities' sanitation plans. Most of Santa Catarina municipalities had already sanitation plans concerning exclusively sewer solutions. Due to the high costs of sewer systems the plans were not followed. In this scenario, regulators started to construct the census, with the municipality and prosecutors'

partnership, to understand the reality of onsite solutions adopted in cities with less than 15,000 inhabitants who joined TRATASAN program. The program was a step forward and moves in the direction to provide citywide inclusive sanitation from the World Bank's perspective (Gambrill *et al* 2020) mainly because helped municipal governments to understand challenges, putting light into a limited data scenario talking about aspects related to capital and operational costs of different technical solutions. Because of this, other instruments began to be proposed, in response to census results. Figure 5 shows the TRATASAN diagnostics results applied to M1, M2 and M3.

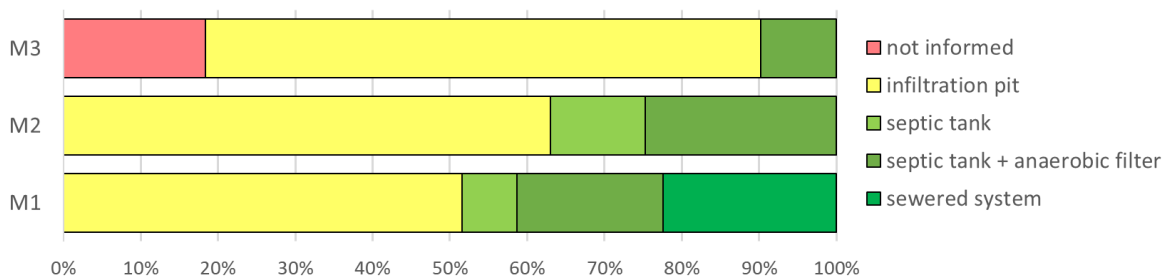


Figure 5. Onsite systems census results in M1, M2 and M3. Authors.

Real state registration with onsite systems status (i-02) establishes some control under containment structures and figures out the buildings with improved sanitation conditions, even in the absence of sewers. On the other side, houses with unimproved onsite systems can plan their structure's integrity with the enforcement promoted by a deadline law to fix and standardize onsite systems (i-03). Where standardization is not possible, because of area requirements a permission law for cluster systems where onsite systems is not technically possible (i-04) was used to promote extraordinary legal permission and allow a regulatory upgrade looking over these situations, expressing the role of cluster solutions even in non-sewered concept.

For sure, the regularization process can be outspread and requires prioritization, finance, and technical support. Surveillance task forces in sensitive areas (i-05) is a process coordination tool to focus energy on regularization first steps, based on environmental and urbanistic principles. Technical support such as onsite system design delivery without charge (i-06) can help municipalities to establish a strategy to standardize onsite systems considering local aspects, such as soil characteristics and improve construction principles for new and regularized structures. Also, these designs could be useful to promote a financial tool to reduce CAPEX through an interest subsidy law to fix and standardize the onsite system (i-07), where design and technical approval are necessary to request this benefit.

Another financial tool, focused on the emptying step, is the free emptying law (i-08) for a specific amount of fecal sludge for each building on a regular time basis. In the observed case (M1), 2 m³/year, by a schedule request to a municipality-contracted company. If the emptying service extrapolated this amount, extra volume is considered a household financial responsibility. A municipality own truck for the onsite systems emptying (i-09) is another way to promote regular and assisted fecal sludge emptying and transport.

When emptying service is directly provided by municipalities trucks, naturally involved stakeholders develop an onsite system emptying conditions diagnostics (i-10) and in parallel an emptied buildings control (i-11). These tools emerge as a primitive control on overuse and routine feedback to improve emptying conditions, especially where onsite systems are not standardized, and emptying service is not charged or regulated. In this scenario, major emptying services are made in a few buildings, in most cases after the frequent collapse of these systems. Also, these tools can be used to feedback containment real state situations, recognizing that buildings with recurrent emptying denote signs of non-compliance.

Emptying tools can be restricted by the absence of fecal sludge treatment units. Wastewater and Fecal Sludge co-processing (i-12) is often the first option in municipalities that already has a WWTP. A specific fecal sludge treatment facility (FSTF) (i-13) can be a step forward and promote a particular look at processes applied to this kind of effluent. For sure fecal sludge's high composition range can be a sizing challenge, especially when the treatment technology approach did not observe literature reported significant variations.

Fecal sludge treatment conducted by an FSTF or co-processing on a WWTP put light on fecal sludge management hole in sanitation service delivery solutions in the city. This materialization can establish the basis for system financing, since that the existence of a regular treatment site, implies a tacit, or explicit, non-diffuse responsible for fecal sludge. This strict liability gives service providers empowerment and responsibility over CAPEX and OPEX. Such as sewered systems this service has financial and economic needs that must be supplied, by taxes, tariffs or a specific Fecal Sludge Treatment invoice charged from each building (i-14).

CAPEX shortage to build specific or co-process units can be faced with municipalities' cooperation agreement for regionalized fecal sludge treatment (i-15). This instrument can promote the scaleup factor to share costs and responsibilities along the sanitation service chain and walks on service regionalization direction, one of the Brazilian legal framework goals.

Table 1 summarizes all governance instruments identified in the 5 municipalities researched linking those instruments with the sanitation chain and framework/principles established by Brazilian federal ordinance 9203/2017.

Table 1. Summary of governance instruments identified.

Tool	Municipality	Sanitation Chain	Framework	Principle
(i-01) Onsite systems census	M1 M2 M3	Containment emptying transport treatment	Strategy Control	Institution articulation
(i-02) Real state registration with onsite systems status	M2 M3	Containment	Control	Management modernization
(i-03) Deadline law to fix and standardize onsite systems	M2	Containment	Strategy Control	Integrity
(i-04) Permission law for cluster systems where onsite systems are not technically possible, especially small sites	M2	Containment	Strategy Control	Regulatory upgrade
(i-05) Surveillance task force in sensitive areas	M3	Containment	Leadership Strategy Control	Process coordination
(i-06) Onsite system design delivery (no charge)	M3	Containment	Strategy	Process coordination
(i-07) Interest subsidy law to fix and standardize onsite system	M1 M2	Containment	Strategy	Efficiency
(i-08) Free emptying law	M1	Emptying Transport	Strategy	Process coordination
(i-09) Own truck for onsite systems emptying	M4 M5	Emptying Transport	Strategy	Process coordination
(i-10) Onsite system emptying conditions diagnostics	M4 M5	Emptying Transport	Strategy	Process coordination
(i-11) Emptied buildings control	M4 M5	Emptying Transport	Strategy Control	Process coordination
(i-12) Wastewater and Fecal Sludge co-processing	M4 M5	Treatment	Strategy Control	Process coordination
(i-13) Fecal sludge treatment facility (only Fecal Sludge)	M2 M3	Treatment	Strategy Control	Services integration
(i-14) Fecal Sludge Treatment invoice charged from each building	M4	Treatment Disposal	Strategy Control	Institution articulation
(i-15) Municipalities cooperation agreement for regionalized fecal sludge treatment	M2	Treatment	Leadership Control	Institution articulation

Conclusions

In this paper, we typified 15 implemented tools in 5 municipalities with less than 10,000 inhabitants, in Santa Catarina State, in the Brazilian southern region. None of the researched municipalities showed a linked and structured framework that encompasses governance attributes of leadership, strategy and control systematized and organized according to federal ordinance 9203/2017 concepts. In this research universe, governance is constituted and constructed by dispersed tools, mainly developed in response to an external actor: Public Attorney. This specific stakeholder acts as a blind sponsor of onsite solutions, calling operators, public representatives and regulators for action in the recognition of this modal. This partnership between an important regulator and attorney can be recognized as Santa Catarina's first step in the understanding of the onsite system role in city-wide sanitation provision, especially in a small municipality's reality, in response to a financial inability to provide sewerage solutions into this universe.

It was identified a partial absence of coordination and goals related to FSM tools and an explicated preference for sewerage systems, especially where WWTP and centralized solutions already exist (M4 and M5). This can be explained by the historic structural approach to sanitation, leaving the financial and management responsibility directly to sewer operators, letting the governance structure be simplified and based on the operator. That should be the reason why sanitation stakeholders have difficulty to considering onsite solutions as a part of the regulatory sanitation system.

The recognition of onsite, decentralized and spread sanitation solutions require a more complex governance structuring, and it has more chances to happen where and when financing difficulties to implement sewerage systems are identified, generally by external actors who develop the leadership over some sanitation practices. In this way, onsite-based solutions are considered a second plan or a transition step to sewerage systems, waiting for the resolution of financing issues to construct conventional structures, mainly with public sponsoring programs. In the world, few municipalities have funds for a non-sewerage sanitation system and when it happened, resources were typically allocated for basic sanitation and hygiene promotion activities (WB and WSP, 2016) not specifically to develop the business environment needs for FSM.

The perception that onsite structures should be standardized solutions is evident, with all municipalities not recognizing infiltration pits as improved solutions, even in rural areas. The concerns are mainly related to liquid phase discharges on septic systems. The quality of onsite containment systems was also discussed by Peal *et al* (2020) in a way to ensure that supernatants effectively protect public health and the wider environment from risks that appear to be, in general, underestimated. (Peal *et al.*, 2020)

There is a long walk to promote safe-managed sanitation for all, especially in developing countries and small cities where the conventional approach does not always reach financial sustainability

to provide sewer systems. In this way, onsite solutions perform a relevant role to achieve service universalization. This paradigm shift requires a new governance structuring model that considers FSM as a part of this ecosystem seems to be the trail first step.

References

- Berendes, D. M., Sumner, T. A., Brown, J. M. (2017) Safely Managed Sanitation for All Means Fecal Sludge Management for at Least 1.8 Billion People in Low and Middle Income Countries. *Environmental Science and Technology*, **51**(5), 3074–3083. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06019>
- Bhagwan, J. N., Pillay, S., Koné, D. (2019) Sanitation game changing: Paradigm shift from end-of-pipe to off-grid solutions. *Water Practice and Technology*, **14**(3), 497–506. <https://doi.org/10.2166/wpt.2019.059>
- Brazil (2017) *Lei Federal nº 9.203/2017 (22 November 2017) Dispõe sobre a política de governança da administração pública federal direta, autárquica e fundacional*. Brasília. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/d9203.htm (accessed on 02 June 2021). In Portuguese.
- Brazil (2020) *Lei Federal nº 11.445/2007 (5 January 2007) Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico*. Brasília. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm (accessed on 31 May 2021). In Portuguese.
- Brazil (2017) Water National Agency, ANA *Atlas Esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*. <http://atlasesgotos.ana.gov.br> (accessed 22 March 2022). In Portuguese.
- Brazil (2015) *Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB, mais saúde, qualidade de vida e cidadania*. 14 jan. 2015. MDR, Ministério do Desenvolvimento Regional <https://www.mdr.gov.br/saneamento/plansab/apresentação> (accessed on: 02 jun. 2020). In Portuguese.
- Gambrill, M., Gilsdorf, R. J., Kotwal, N. (2020) Citywide Inclusive Sanitation—Business as Unusual: Shifting the Paradigm by Shifting Minds. *Frontiers in Environmental Science*, **7**. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00201>
- IBGE (2012) *Censo Demográfico 2010. Resultados do Universo – Municípios*. IBGE, Rio de Janeiro, 2012. https://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo_Demografico_2010/ (accessed on June 2019). In Portuguese.
- Lefevre, F., Lefevre, A.M.C., Marques, M.C.C. (2009) Discourse of the collective subject, complexity and self-organization. *Ciência e saúde coletiva*, **14**(4), 1193–1204. In Portuguese
- Lisboa, S.S., Heller, H., Silveira, R.B. (2013) Challenges of municipal planning for basic sanitation in small size municipalities: the managers' perception. *Eng. Sanit. Ambient.* **18**(4), 341–348. In Portuguese.
- Peal, A., Evans, B., Ahilan, S., Ban, R., Blackett, I., Hawkins, P., Schoebitz, L., Scott, L., Sleight, A., Strande, L., Veses, O. (2020) Estimating Safely Managed Sanitation in Urban Areas; Lessons Learned From a Global Implementation of Excreta-Flow Diagrams. *Frontiers in Environmental Science*, **8**(January), 1–13. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00001>
- Rao, K. C., Velidandla, S., Scott, C. L., Drechsel, P. (2020) Business models for fecal sludge management in india. In *Resource Recovery and Reuse* (Vol. 2020). <https://doi.org/10.5337/2020.209>
- Teixeira, A. F. and Gomes, R. C. (2019). Public governance: a conceptual review. *Rev. Serv. Publico* **70**(4), 519-550. In Portuguese.
- WB, WSP (2016) *World Fecal Sludge Management: Diagnostics and Guidelines for Service Delivery in Poor Urban Areas Summary Report*. World Bank, Washington, DC. ©World Bank.
- World Bank Group (2016) *Fecal Sludge Management Tools: Data Collection Instruments*. World Bank, Washington, DC. © World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/25773> (accessed on 5 December 2019)

REVISTA AIDIS

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

**REMOÇÃO DE CORANTES EM EFLUENTE
TÊXTIL UTILIZANDO BIOCARVÃO DE FOLHAS
DE *Persea americana Mill.*: ESTUDO
ISOTÉRMICO E COLUNA DE ADSORÇÃO**

*Fabíola Tomassoni¹
Elisângela Edila Schneider²
Cristiane Lisboa Giroletti¹
Maria Eliza Nagel-Hassemer¹

**DYES REMOVAL IN TEXTILE EFFLUENT USING BIOCHAR
OF *Persea americana Mill.* LEAVES: ISOTHERMAL STUDY
AND ADSORPTION COLUMN**

Recibido el 4 de octubre de 2022. Aceptado el 1 de febrero de 2023

Abstract

The textile industry generates large volumes of effluents with a high concentration of dyes. The treatment of these effluents with alternative adsorbents has been investigated. Preliminary studies have shown that the biochar produced with leaves of *Persea americana Mill.* was efficient in removing dyes. Thus, in a complementary way, the present work evaluated the removal efficiency of the dyes *Levafix Brilliant Red* and *Remazol Preto B 133%* in synthetic textile effluent with the new adsorbent in two stages: a) isothermal studies and b) tests in adsorption column with continuous flow. Five isothermal models were studied. The Langmuir model was the best fit for the data, with an R_L of 0.001, indicating that the adsorption is favorable. In the adsorption columns, the adsorption capacity of the dyes was 8.71 mg.g^{-1} of adsorbent. Therefore, the study demonstrated that the alternative adsorbent could be used to efficiently remove dyes in a continuous process and with reduced costs.

Keywords: alternative adsorbent, continuous flow adsorption column, isothermal study, *Persea americana Mill.*, synthetic textile effluent.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Brasil.

² Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Brasil.

*Autor correspondente: Laboratório de Reuso de Águas (LaRA), Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil. Email: fabiola_tomassoni@hotmail.com

Resumo

A indústria têxtil gera grandes volumes de efluentes com alta concentração de corantes. O tratamento destes efluentes com adsorventes alternativos têm sido investigado. Estudos preliminares demonstraram que o biocarvão produzido com folhas de *Persea americana Mill.* foi eficiente na remoção de corantes. Assim, de forma complementar, o presente trabalho avaliou a eficiência de remoção dos corantes *Levafix Brilliant Red* e *Remazol Preto B* em efluente têxtil sintético com o adsorvente em duas etapas: a) estudos isotérmicos e b) ensaios em coluna de adsorção com fluxo contínuo. Cinco modelos isotérmicos foram estudados. O modelo de Langmuir foi o que melhor se ajustou aos dados, com R_L de 0.001, indicando que a adsorção é favorável. Nas colunas de adsorção, a capacidade máxima de adsorção dos corantes foi de $8.71 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ de adsorvente. Logo, o estudo demonstrou que o adsorvente alternativo pode ser utilizado para remoção eficiente dos corantes em processo contínuo.

Palavras-chave: adsorvente alternativo, coluna de adsorção em fluxo contínuo, estudo isotérmico, *Persea americana Mill.*, efluente têxtil sintético.

Introdução

As indústrias têxteis são uma das principais contribuintes para a economia brasileira e global. Forte gerador de empregos e grande volume de produção e exportação, o valor da produção da cadeia têxtil em 2020 foi cerca de R\$ 161 bilhões, sendo o segundo maior gerador do primeiro emprego no país (ABIT, 2022). No entanto, a contaminação das águas devido à incapacidade das indústrias têxteis de tratar adequadamente seus efluentes é um dos grandes desafios deste setor (Al-Tohamy *et al.*, 2022). Quando descartado no meio ambiente sem o devido tratamento, o efluente da indústria têxtil torna-se um poderoso poluidor representando séria ameaça à saúde humana e à segurança ambiental (Kavitha *et al.*, 2022).

Devido aos insumos químicos utilizados na fabricação, os efluentes têxteis são ricos em poluentes, principalmente os corantes, pois parte deles não se fixam na fibra durante o processo de tingimento, deixando o efluente com aspecto fortemente colorido e de difícil tratamento. Estes efluentes são bastante complexos e variam com o tipo de atividade e processo industrial (Ramos *et al.*, 2021). Efeitos deletérios causados pelas moléculas orgânicas dos corantes e seus insumos provocam poluição visual, alterações em ciclos biológicos, afetando principalmente processos de fotossíntese, penetração da radiação solar e, conseqüentemente, a solubilidade dos gases. Sua descarga nos corpos d'água potencializa os riscos à saúde das pessoas, os quais estão associados à entrada de componentes tóxicos nas cadeias alimentares de animais e seres humanos, podendo ser carcinogênicos e/ou mutagênicos (Lan *et al.*, 2022).

Em geral, os processos tradicionais de tratamento de águas residuais não podem degradar/remover a complexa estrutura molecular dos corantes, especialmente os corantes reativos, porque são muito estáveis e difíceis de biodegradar. Dependendo do processo utilizado,

seu descarte produz subprodutos mais nocivos que os poluentes originais, além de outros inconvenientes como grandes volumes de lodo poluído (Kavitha *et al.*, 2022). Portanto, a busca por tecnologias de tratamento eficazes, ecologicamente corretas e seguras, que possam remover eficientemente os poluentes e, conseqüentemente, os corantes dos efluentes têxteis, são de grande importância para a segurança ambiental (Govarthanan *et al.*, 2022).

A adsorção provou ser um dos métodos físico-químicos mais eficazes para a remoção de poluentes, alcançando altos índices de eficiência, configuração simples, facilidade de operação, baixo custo e redução considerável da formação de lodo, já que o adsorvente pode ser regenerado ou estocado em um local seco após seu uso, sem contato direto com o ambiente (Adinata *et al.*, 2007; Al-Tohamy *et al.*, 2022). Em função disto, alguns pesquisadores tem se concentrado na utilização de adsorventes de resíduos agrícolas e resíduos de biomassa, como matéria-prima de baixo custo, biodegradável e renovável (Lan *et al.*, 2022). A produção desses biocarvões resulta em produtos com valor agregado que podem resolver problemas ambientais, como acúmulo de resíduos agrícolas, poluição de água e ar, além de serem eficazes na adsorção de diversos poluentes (Wu *et al.*, 2018).

As folhas de árvores vêm se tornando alvo desta temática e são consideradas matérias-primas potencialmente promissoras para a produção de biocarvão (Garba *et al.*, 2020; Priyantha *et al.*, 2021). As folhas são constituídas basicamente por três componentes: celulose, hemicelulose e lignina (Ross e Posseti, 2018; Priyantha *et al.*, 2021). Esses compostos possuem em sua composição vários grupos funcionais, como hidroxila, carboxila, carbonila, amino, nitro, que podem ser sítios de ligação nos processos de adsorção (Bulgariu *et al.*, 2019). Entretanto, a quantidade relativa destes compostos em cada folha, pode variar em função do tipo e da espécie vegetal avaliada.

O abacateiro (*Persea americana M.*) é uma espécie nativa da América Central e México, com produção anual de 166 mil toneladas no Brasil, situando o país em sexto lugar no ranking dos maiores produtores mundiais (Fao, 2017). Estudos preliminares demonstraram que as folhas da *Persea americana M.* (abacateiro) foram utilizadas para produção de biocarvão sendo eficiente na remoção de corantes em efluente têxtil sintético (Tomassoni *et al.*, 2022). Assim, em continuidade com os estudos anteriores, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a eficiência de remoção dos corantes *Levafix Brilliant Red* e *Remazol Preto B 133%* em efluente têxtil sintético utilizando biocarvão de folhas de *Persea americana M.* em duas etapas: a) estudos isotérmicos e b) ensaios em coluna de adsorção com fluxo contínuo, afim de determinar os mecanismo de adsorção e as taxas de remoção.

Metodologia

Efluente têxtil sintético

A Tabela 1 apresenta a composição do efluente sintético cuja composição foi de 25% da concentração original de Mo *et al.* (2007). Os corantes têxteis utilizados para o preparo das soluções foram o *Levafix Brilliant Red* e *Remazol Preto B 133%*, e suas concentrações basearam-se na quantidade média encontrada em efluente têxtil industrial (Mo *et al.*, 2007).

Tabela 1. Composição do efluente têxtil sintético.

Composto	Concentração (g.L ⁻¹)
<i>Levafix Brilliant Red</i>	0.020
<i>Remazol Preto B 133%</i>	0.020
Cloreto de sódio	2.000
Álcool Polivinílico	0.125
Sulfato de sódio	0.188

Muito utilizados pela indústria têxtil, tais corantes caracterizam-se por apresentarem grupos quimicamente ativos, com alta estabilidade hidrolítica em meio neutro. Resíduos destes corantes são altamente nocivos quando presentes em qualquer organismo vivo e apresentam tempo de vida de 50 anos em ambientes aquáticos (RAMOS *et al.*, 2021).

Preparação do adsorvente proveniente das folhas de *Persea americana M.*

O adsorvente foi preparado com folhas de *Persea americana M.* (abacateiro) de acordo com a metodologia proposta por Tomassoni *et al.* (2022). As folhas foram recolhidas após a sua queda natural, lavadas com água destilada e secas a temperatura ambiente. Posteriormente, o material permaneceu em estufa à 60 °C por 48 horas, passando a seguir por trituração e incineração à 800 °C (taxa de aquecimento de 10 °C.min⁻¹ por 1 hora). O biocarvão foi produzido sem qualquer tratamento químico e armazenado em recipiente hermético para uso posterior.

Determinação da concentração dos corantes

A concentração dos corantes no efluente foi determinada pela lei de Lambert-Beer entre a concentração dos corantes e a leitura da absorbância no comprimento de onda de maior absorção do efluente (548 nm) no espectrofotômetro. A eficiência de remoção dos corantes (RC%) foi determinada conforme a Equação 1.

$$RC (\%) = \frac{C_{cST} - C_{cT}}{C_{cST}} \times 100$$

Equação (1)

Onde:

C_{CST} : Valor da concentração dos corantes no comprimento de maior absorvância na região visível no efluente sem o tratamento;

C_{CT} : Valor da concentração dos corantes no comprimento de maior absorvância na região visível do efluente tratado.

Através de diluições seriadas do efluente têxtil sintético, obteve-se a curva de calibração no comprimento de onda com maior absorvância (548 nm), determinada pela varredura do espectro de luz visível a fim de estipular as concentrações dos corantes no efluente. A Figura 1 apresenta a curva de calibração de Absorvância *versus* concentração dos corantes, com coeficiente de correlação de 0.999.

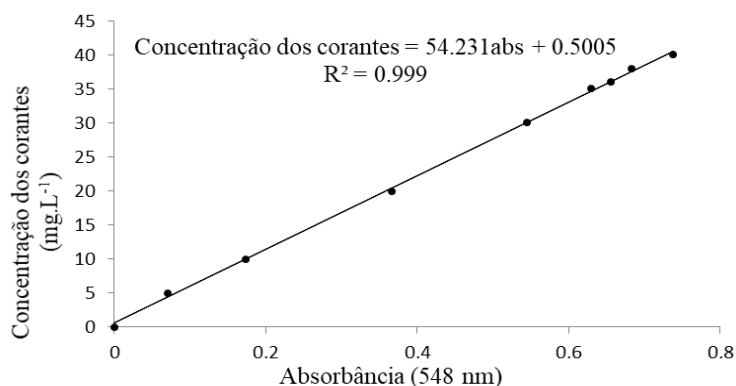


Figura 1. Curva de calibração da concentração dos corantes do efluente *versus* absorvância em 548 nm.

Estudos das isotermas de adsorção

O estudo das isotermas de adsorção foi realizado utilizando 200 mL do efluente têxtil sintético e variação de diferentes dosagens do adsorvente produzido (2.5 a 12.5 g.L⁻¹). Os ensaios foram efetuados com temperatura de 25 ± 1°C e velocidade de agitação de 100 rpm. O tempo de contato foi determinado pelos ensaios cinéticos de estudos anteriores com valor de 60 minutos (Tomassoni, 2019). Após, as amostras foram filtradas com membranas de acetato de celulose com porosidade de 0.45 µm. Os testes foram realizados em duplicata, totalizando 10 ensaios. Durante todo o experimento, utilizou-se um branco (amostra líquida sem o adsorvente) visando monitorar possíveis alterações intrínsecas às condições testadas.

O estudo dos dados experimentais das isotermas de adsorção é importante para a aplicação industrial do biocarvão produzido, pois fornece informações de comparação entre diferentes materiais sob a variação de volume e pressão em temperatura constante. Os modelos isotérmicos de Langmuir, Freundlich, Linear, Dubinin-Radushkevich e Temkin foram usados para estudar a adsorção dos corantes no biocarvão de folhas de *Persea americana M.*

A isoterma de Langmuir (Equação 2) assume os pressupostos de que: a adsorção ocorre em uma monocamada; e que cada sítio pode comportar apenas uma molécula adsorvida (Geremew e Zewde, 2022).

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{k_L q_m} + \frac{C_e}{q_m} \quad \text{Equação (2)}$$

Onde:

C_e : Concentração final de adsorbato na solução após o equilíbrio no tempo t ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);

q_e : Massa do adsorbato no adsorvente após o equilíbrio no tempo t ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$);

k_L : Constante de equilíbrio de adsorção de Langmuir ($\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}$);

q_m : Capacidade máxima de adsorção ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$).

A isoterma de Freundlich (Equação 3) pode ser aplicado a sistemas não ideais, em superfícies heterogêneas e adsorção em multicamada (Febrianto, 2009; Nascimento *et al.*, 2014).

$$\log q_e = \log k_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad \text{Equação (3)}$$

Onde:

k_f : Constante de adsorção de Freundlich ($\text{L}\cdot\text{g}$);

$1/n$: Coeficiente empírico.

A Isoterma Linear (Equação 4) propõe que a massa de adsorbato retida por unidade de massa do adsorvente é proporcional à concentração de equilíbrio do adsorbato na fase líquida e está relacionado a mecanismos de fisiossorção e quimiossorção (Nascimento *et al.*, 2014).

$$q_e = k_d \cdot C_e \quad \text{Equação (4)}$$

Onde:

k_d : Constante de distribuição ($\text{L}\cdot\text{g}^{-1}$).

A isoterma de Dubinin-Radushkevich (Equação 5) é similar ao modelo de Langmuir, entretanto, não assume que a superfície é homogênea. Esse modelo considera a distribuição Gaussiana da energia e superfícies heterogêneas, aplicado para distinguir se o processo de adsorção é de natureza física ou química (Dabrowski, 2001; Fávere *et al.*, 2010; Foo e Hameed, 2010).

$$\ln q_e = \ln(q_m) - k_L \varepsilon^2 \quad \text{Equação (5)}$$

Onde:

ε : Potencial Polanyi, obtido por $\varepsilon = RT \ln \left(1 + \frac{1}{C_e} \right)$.

A isoterma de Temkin (Equação 6) leva em consideração interações adsorvente-adsorbato e a distribuição uniforme de energias de ligação, assumindo que a queda de calor de adsorção é linear com o aumento da cobertura do adsorvente e não logarítmica como demonstrado no modelo de isoterma de Freundlich (Liu *et al.*, 2014).

$$q_e = B_T \ln(A_T) + B_T \ln(C_e)$$

Ecuación (6)

Onde:

 B_T : Calor de adsorção (K); A_T : Constante de equilíbrio da ligação (L.mg⁻¹).

Ensaio de remoção em fluxo contínuo - Colunas de adsorção

Para os ensaios de adsorção foram utilizadas colunas de vidro de 80 cm de altura e 1.5 cm de diâmetro interno, preenchidas com diferentes quantidades do adsorvente em contato com água destilada por 24 horas. Para a alimentação do sistema utilizou-se uma bomba peristáltica (marca MILAN, modelo BP600/1). O empacotamento das colunas foi obtido utilizando 2 e 5 g de adsorvente. Alíquotas foram coletadas em intervalos de tempo de 10 minutos até saturação da coluna, a fim de se obter as curvas de ruptura.

Esta curva de ruptura é traçada em termos da variação da concentração relativa C/C_0 , isto é, da variação da razão entre a concentração de saída do adsorbato C (mg.L⁻¹) e a concentração de entrada do adsorbato C_0 (mg.L⁻¹) em função do tempo (Guirardello *et al.*, 2006; Chen *et al.*, 2003). A quantidade máxima adsorvida (q) dos corantes para o adsorvente produzido pode ser calculada com a Equação 7 (Zhou *et al.*, 2004).

$$q = \frac{(t_e - \int_{t_b}^{t_e} f(t) dt) Q C_0}{w}$$

Ecuación (7)

Onde:

 Q : Vazão (mL.min⁻¹); C_0 : Concentração dos corantes do efluente na alimentação (mg.mL⁻¹); W : Dose do adsorvente (g); $t_e - \int_{t_b}^{t_e} f(t) dt$: Área acima da curva de ruptura até C/C_0 igual a 1; t_b : Tempo de avanço (min); t_e : Tempo de saturação (min).

O tempo de avanço é definido como o ponto na curva em que a concentração de sorbato no efluente que sai da coluna é aproximadamente 3-5% da concentração de sorbato no afluente. A partir daí, a concentração de adsorbato no efluente aumenta gradativamente até atingir um ponto de saturação, ponto em que a concentração do efluente se iguala à concentração do afluente. (CHENY *et al.*, 2003).

Estudo das isotermas de adsorção

A partir da curva de calibração (Figura 1), as concentrações dos corantes do efluente inicial e de equilíbrio foram determinadas para o cálculo da capacidade de adsorção no equilíbrio, conforme a Equação 8.

$$q_e = \frac{(C_o - C_e)V}{w}$$

Equação (8)

Onde:

Q_e : Quantidade adsorvida dos corantes do efluente (mg de corantes adsorvido por g de adsorvente);

C_o : Concentração inicial dos corantes (mg.L^{-1});

C_e : Concentração dos corantes em equilíbrio (mg.L^{-1});

w : Massa do adsorvente (g);

V : Volume de solução (L).

Resultados discussão

Estudos das isotermas de adsorção

Os parâmetros isotérmicos de adsorção do adsorvente produzido, q_e e C_e , estão apresentados na Tabela 2 e foram realizados com as dosagens de adsorvente baseadas em estudos cinéticos anteriores (Tomassoni, 2019). Tais testes descrevem a relação entre a quantidade de substância adsorvida por unidade de massa do adsorvente e a concentração da substância em solução de equilíbrio, Equação 8 (Léon *et al.*, 2020). Esses dados são importantes para identificar qual a capacidade de adsorção do adsorvente, sendo útil para considerações de aumento de escala.

Tabela 2. Dosagem de adsorvente e parâmetros obtidos dos estudos isotérmicos, onde a concentração inicial foi de 40 mg.L^{-1} para todas as dosagens de adsorvente.

Dosagem do adsorvente (g.L^{-1})	C_e (mg.L^{-1})	q_e (mg.g^{-1})
2.5	27.56	5.16
5.0	10.26	6.04
7.5	1.04	5.25
10.0	0.71	3.97
12.5	0.66	3.18

Conforme observado na Tabela 2, a maior capacidade adsorptiva para remoção dos corantes do efluente têxtil estudado foi obtida na dosagem de 5 g.L^{-1} , com capacidade de adsorção de 6.04 mg.g^{-1} . Vários estudos têm sido realizados para a remoção de diferentes classes de corantes utilizando biomassa à base de folhas como adsorvente e resultados muito promissores têm sido obtidos. Por exemplo, folhas de *Azadirachta indica* (Neem) foram utilizadas na adsorção do corante *Violeta de Coomassie*, no qual obteve remoção de 93% do poluente (Divya *et al.*, 2020). O pó de folhas de *Posidonia oceanica* (L.) teve remoção de 33% do corante *Azul de Metileno* (Cavas *et al.*, 2011). Estes resultados comprovam à forte interação dos corantes com os grupos funcionais presentes nas folhas (Bulgariu *et al.*, 2019).

Os dados da Tabela 2 foram utilizados para verificar a adequação aos modelos de isoterma de adsorção, cujos resultados estão apresentados na Figura 2 para os seguintes modelos: a) Langmuir, b) Freundlich, c) Linear, d) Dubinin-Radushkevich e e) Temkin, juntamente com as equações de ajustes e respectivos coeficientes de correlação (R^2). A validade de cada modelo foi avaliada de acordo com o valor de R^2 , sendo que quanto mais próximo de 1, melhor o ajuste dos valores ao modelo aplicado.

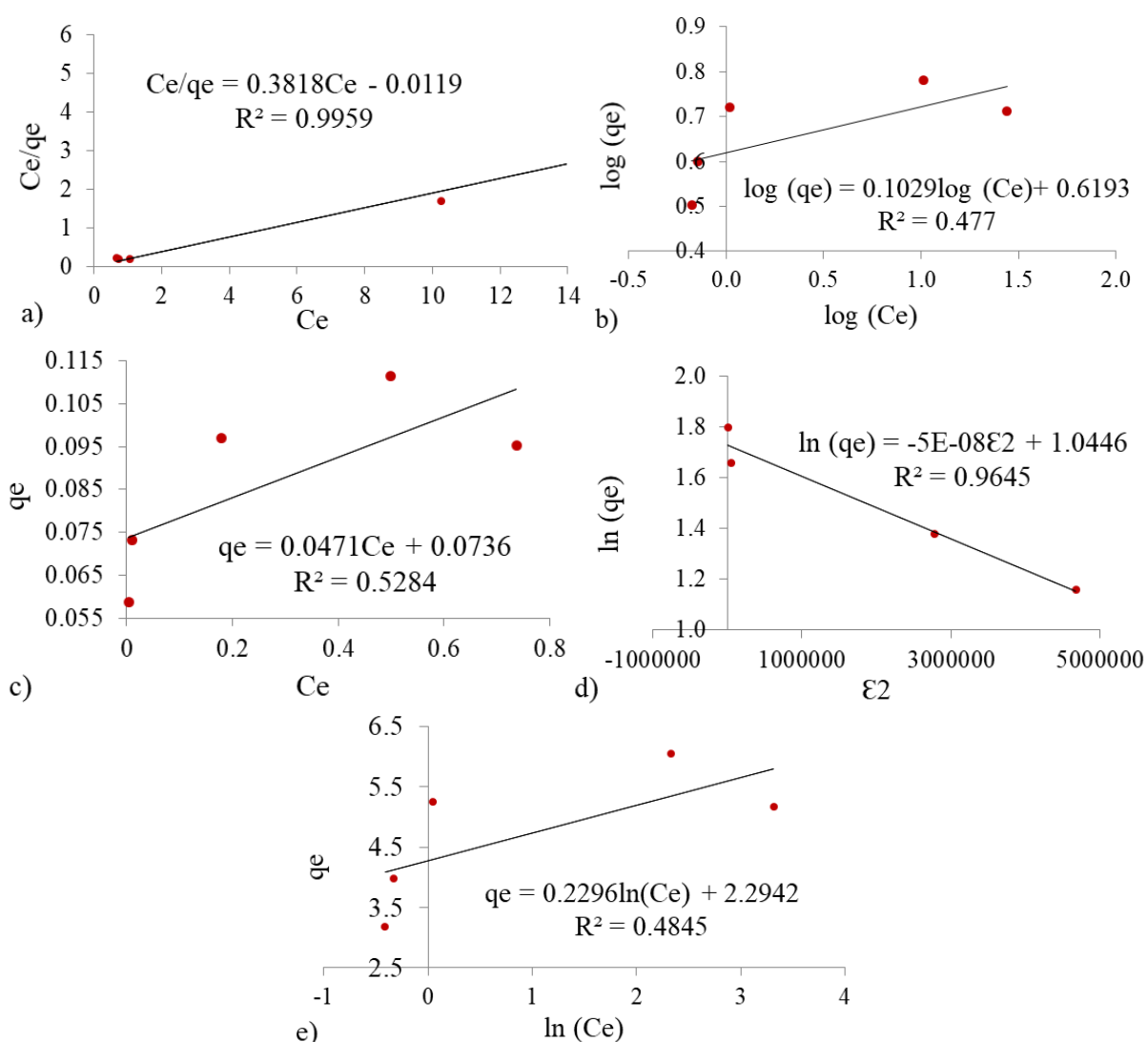


Figura 2. Ajuste dos dados experimentais aos modelos de isotermas de adsorção de: a) Langmuir, b) Freundlich, c) Linear, d) Dubinin-Radushkevich, e e) Temkin.

Conforme podemos observar pela Figura 2, o valor do coeficiente de correlação encontrado na isoterma de Langmuir foi de 0.995 (Figura 2 a), obtendo melhor ajuste se comparada aos outros modelos estudados. Desta forma, a isoterma de Langmuir permite supor que a superfície do adsorvente produzido possui sítios energéticos idênticos e que cada molécula do adsorbato ocupa um único sítio, formando uma monocamada de cobertura de adsorbato na superfície do adsorvente (Nascimento *et al.*, 2014; Geremew e Zewde, 2022). No modelo de Langmuir, o sistema é implicitamente considerado ideal, reversível, e a energia de uma entidade adsorvida é a mesma em todos os locais da superfície, independente da presença ou ausência de outras entidades adsorvidas em locais adjacentes, ou seja, o adsorvido sem interação entre as moléculas (Bharali e Bhattacharryya, 2015).

Por meio da constante de adsorção de Langmuir (K_L) é possível calcular o fator de separação adimensional (R_L), o qual indica o grau de desenvolvimento do processo de adsorção e é obtido através da Equação 9.

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_o}$$

Equação (9)

Tabela 3. Parâmetros isotérmicos característicos e coeficientes de correlação.

LANGMUIR	
$Ce/qe = 0.3818Ce - 0.0119$	
R^2	0.995
K_L (L.mg ⁻¹)	-32.086
q_m (mg.g ⁻¹)	2.619
FREUNDLICH	
$\log(qe) = 0.1029 \log(Ce) + 0.3492$	
R^2	0.477
K_F (L.g)	2.234
N	9.718
LINEAR	
$qe = 0.0471Ce + 1.9847$	
R^2	0.528
K_d (L.g ⁻¹)	0.047
DUBININ – RADUSHKEVICH	
$\ln(qe) = -5 \text{ EXP-}08 \epsilon^2 + 1.0446$	
R^2	0.937
$K_L \epsilon$	5 EXP-08
q_m (mg.g ⁻¹)	2.842
TEMKIN	
$qe = -0.2296 \ln(Ce) + 2.2942$	
R^2	0.964
B_T (L.mg ⁻¹)	-0.229
A_T (L.mg ⁻¹)	4.45 EXP-05

Portanto, se o valor de RL estiver entre $0 < RL < 1$, o adsorvato irá preferir permanecer na fase sólida ao invés da fase líquida, então a adsorção é favorável. Quando $RL > 1$, o soluto irá preferir permanecer na fase líquida e a adsorção é desfavorável (Geremew e Zewde, 2022). O valor de RL encontrado neste estudo foi de 0,001, o que pode ser classificado como favorável, indicando que os corantes estudados preferem a fase sólida do sorvente à fase líquida.

Na Tabela 3 estão sumarizados os parâmetros isotérmicos de adsorção dos cinco modelos avaliados. No estudo de Divya *et al.* (2020), a remoção de corante *Violeta de Coomassie* pelo adsorvente proveniente da folha de *Azadirachta indica* (Neem) também se adequou ao modelo de Langmuir. O mesmo foi observado nos estudos de Meghana *et al.* (2020) utilizando adsorvente proveniente de folhas de *Nelumbo nucifera* (Lótus) na remoção do corante *Vermelho do Congo*.

Ensaio de remoção em contínuo - Colunas de adsorção

Dois experimentos de remoção de corante foram realizados sob fluxo contínuo através de uma coluna contendo o sorvente compactado. O tempo de retenção hidráulica (TDH) de 20 minutos para o primeiro teste foi escolhido com base nos resultados de um estudo cinético em lote realizado anteriormente (Tomassoni, 2019). Com base neste valor, calcula-se que o TDH na coluna deve ser menor ou igual ao valor medido. As colunas para o sorvente produzido foram então empacotadas de acordo com os parâmetros experimentais mostrados na Tabela 4.

Tabela 4. Parâmetros calculados para o experimento de adsorção em coluna de fluxo contínuo para o adsorvente produzido

	Coluna 1	Coluna 2
Massa do adsorvente (g)	2.0	5.0
Taxa ($m^3.m^{-2}.h^{-1}$)	1.6	1.5
Vazão ($mL.min^{-1}$)	4.6	4.4
TDH (min)	2.0	5.0
Volume do adsorvente (cm^3)	7.8	22.3
f(t)	$-1.19*EXP(-t/54.5)+0.99$	$-2,22*EXP(-t/122)+0.91$
t_b (min)	10	110
t_e (min)	280	660
q ($mg.g^{-1}$)	5.80	8.71

Observa-se na Tabela 4 que a quantidade máxima adsorvida (q) pelo adsorvente proveniente das folhas de *Persea americana M.*, calculada pela Equação 2 através da integral da função f(t), foi de $5.80 mg.g^{-1}$ e de $8.71 mg.g^{-1}$, para as doses de adsorvente de 2 g e 5 g, respectivamente. A partir dos dados obtidos experimentalmente, foi possível traçar as curvas de ruptura para o sorvente dosado em 2 g e 5 g (Fig. 3). (Figura 3). O tempo de contato para cada ensaio foi obtido até que

as curvas de rupturas da concentração de adsorbato na saída da coluna atingissem a mesma concentração de entrada ($C/C_0 = 1$), ou seja, ocorre-se a saturação total do adsorvente presente na coluna.

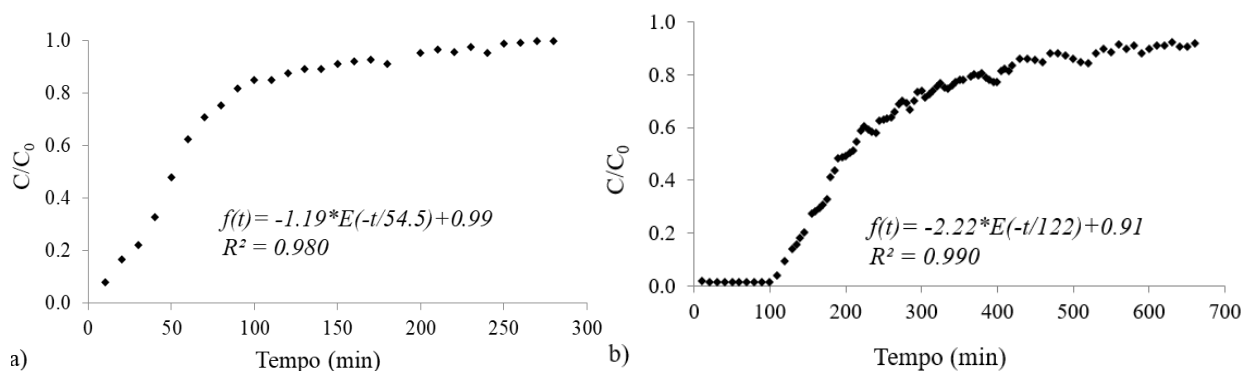


Figura 3. Curvas de ruptura do adsorvente proveniente das folhas de *Persea americana M.* nas doses de adsorvente de A) 2 g; e B) 5 g.

Nas condições estudadas, os corantes foram completamente removidos durante os primeiros 10 e 110 minutos nas dosagens de adsorvente de 2 e 5 g, respectivamente. Posteriormente, a remoção dos corantes foi reduzida gradativamente até a coluna ficar saturada (t_e) com tempo de contato de 280 minutos com dose de 2 g e em tempo de 660 minutos com dose de 5 g. Na Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama (2005) é estabelecido o valor do enquadramento de corpos receptores para cor verdadeira em até 75 mg Pt.L^{-1} (águas doces – classes 2 e 3). O atingimento desse parâmetro em uma coluna de adsorção com o adsorvente produzido seria garantido por um tempo de 120 minutos com 2 g de adsorvente e de 420 minutos com 5 g de adsorvente.

Alguns biocarvões produzidos com folhas de *Azadirachta indica* (Neem), folhas de *Posidonia oceanica* (L.) e folhas de *Palmyra* na adsorção de corantes, tiveram melhor desempenho em termos de capacidade de adsorção do que o biocarvão produzido neste estudo. Contudo, esses biocarvões exigiam etapas extras de preparação, utilizando de energia e custos de material mais altos (Cavas *et al.*, 2011; Divya *et al.*, 2020; Muniyandi; Govindaraj; Balji, 2021). A superioridade do biocarvão de *Persea americana M.* em relação a outros adsorventes se deve ao uso de biomassa de resíduos agrícolas facilmente acessível, além da produção simples e barata. Portanto, pelos resultados dos experimentos em fluxo contínuo pode-se concluir que houve boa capacidade de remoção dos corantes do efluente pelo adsorvente produzido, viabilizando a sua utilização em sistemas em escala industrial.

Conclusão

A adsorção com o biocarvão de folhas de *Persea americana M.* se demonstrou um processo eficiente para descoloração de efluentes têxteis pelas altas eficiências de remoção observadas. O modelo que melhor descreveu os dados experimentais nos ensaios isotérmicos foi a isoterma de Langmuir, em que considera implicitamente que o sistema é ideal, reversível, homogêneo, não havendo interação entre as moléculas adsorvidas em cada sítio ativo da superfície.

Os resultados dos ensaios em coluna de fluxo contínuo demonstraram o potencial do biocarvão produzido como adsorvente alternativo para remoção dos corantes avaliados neste trabalho. As colunas de adsorção operaram durante 120 e 420 minutos atingindo os valores máximos permitidos na legislação para enquadramento de águas doces de classes 2 e 3 em relação à cor verdadeira (Resolução Conama 357/2005). O tempo máximo atingido até a saturação do adsorvente presente na coluna foi de 280 minutos, na dosagem de 2 g e 660 minutos, na dosagem de 5 g, com capacidade máxima de adsorção de 5.80 mg.g⁻¹ e de 8.71 mg.g⁻¹, respectivamente.

Conclui-se que o adsorvente produzido com folhas de *Persea americana M.* pode ser utilizado para remoção eficiente dos corantes *Levafix Brilliant Red* e *Remazol Preto B 133%* em efluente têxtil, viabilizando a sua utilização em sistemas em escala industrial, além de diminuir os custos do processo de adsorção com a utilização de um resíduo como matéria-prima do adsorvente.

Referências bibliográficas

- Adinata, D., Daud, W.M.A.W., Aroua, M.K. (2007) Preparation and characterization of activated carbon from palm shell by chemical activation with K₂CO₃, *Bioresource Technology*, **98**, 145-149. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.006>
- Ahmed, M. (2017) Application of raw and activated *Phragmites australis* as potential adsorbents for wastewater treatments, *Ecological Engineering*, **102**, 262-269. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.01.047>
- ABIT, Associação Brasileira da Indústria Têxtil e Confecção (2022) *Perfil do Setor – Dados Gerais do setor referentes a 2022*. São Paulo. ABIT, 2022.
- Al-Tohamy, R., S.Ali, S., Li, F., Okasha, K.M., Mahmoud, Y.A.G., Elsamahy, T., Jiao, H., Fu, Y., Sun, J. (2022) A critical review on the treatment of dye-containing wastewater: Ecotoxicological and health concerns of textile dyes and possible remediation approaches for environmental safety, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **231**, 113-160. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113160>
- Bharali, R.K., Bhattacharyya, K.G. (2015) Biosorption of fluoride on Neem (*Azadirachta indica*) leaf powder, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **3**, 662-669. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.02.007>
- Bulgariu, L., Escudero, L.B., Bello, O.S., Iqbal, M., Nisar, J., Adegoke, K.A., Alakhras, F., Kornaros, M., Anastopoulos, L. (2019) The utilization of leaf-based adsorbents for dyes removal: A review, *Journal of Molecular Liquids*, **276**, 728-747. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.12.001>
- Cavas, L., Karabay, Z., Alyuruk, H., Dogan, H., Demir, G. (2011) Thomas and artificial neural network models for the fixed-bed adsorption of methylene blue by a beach waste *Posidonia oceanica* (L.) dead leaves, *Chemical Engineering Journal*, **171**, 557-562. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.04.030>

- Chen, J.P., Yoon, J.T., Yiacoumi, S. (2003) Effects of chemical and physical properties of influent on copper sorption onto activated carbon fixed-bed columns, *Carbon*, **41**, 1635-1644. [https://doi.org/10.1016/S0008-6223\(03\)00117-9](https://doi.org/10.1016/S0008-6223(03)00117-9)
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005) *Resoluções do CONAMA: 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, n.357, de 17/08/2005*, Brasília, SEMA.
- Dabrowski, A. (2001) Adsorption — from theory to practice, *Advances in Colloid and Interface Science*, **93**, 135-224. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(00\)00082-8](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(00)00082-8)
- Divya, J.M., Palak, K., Vairavel, P. (2020) Optimization, kinetics, equilibrium isotherms, and thermodynamics studies of Coomassie violet dye adsorption using *Azadirachta indica* (Neem) leaf adsorbent, *Desalination and Water Treatment*, **190**, 353-382. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.25706>
- Fávere, V.T., Riella, H.G., Rosa, S. (2010) Cloreto de n-(2-hidroxil) propil-3-trimetil amônio quitosana como adsorvente de corantes reativos em solução aquosa, *Química Nova*, **33**, 1476–1481. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000700010>
- Febrianto, J., Kosasih, A.N., Sunarso, J., Ju, Y., Indraswati, N., Ismadji, S. (2009) Equilibrium and kinetic studies in adsorption of heavy metals using biosorbent: a summary of recent studies, *Journal of Hazardous Materials*, **162**, 616-645. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.042>
- Foo, K., Hameed, B.H. (2010) Insights into the modeling of adsorption isotherm systems, *Chemical Engineering Journal*, **156**, 2-10. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013>
- FAO, Food and Agriculture Organization of The United Nations (2017) *Faostat. Statistics database*, 2017.
- Garba, Z.N., Lawan, I., Zhou, W., Zhang, M., Wang, L., Yuan, Z. (2020) Microcrystalline cellulose (MCC) based materials as emerging adsorbents for the removal of dyes and heavy metals – A review, *Science of The Total Environment*, **717**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135070>
- Geremew, B., Zewde, D. (2022) *Hagenia abyssinica* leaf powder as a novel low-cost adsorbent for removal of methyl violet from aqueous solution: Optimization, isotherms, kinetics, and thermodynamic studies, *Environmental Technology & Innovation*, **28**. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102577>
- Govarthanan, M., Liang, Y., Kamala-Kannan, S., Kim, W. (2022) Eco-friendly and sustainable green nano-technologies for the mitigation of emerging environmental pollutants, *Chemosphere*, **287**. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132234>
- Guirardello, R. (2006) Removal of nickel (II) ions from aqueous solution by biosorption in a fixed bed column: Experimental and theoretical breakthrough curves, *Biochemical Engineering Journal*, **30**, 184-191. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.04.001>
- Kavitha, G., Kumar, J.V., Devanesan, S., Asemi, N.N., Manikandam, V., Arulmozhi, R., Abirami, N. (2022) Ceria nanoparticles anchored on graphitic oxide sheets (CeO₂-GOS) as an efficient catalyst for degradation of dyes and textile effluents, *Environmental Research*, **209**. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112750>
- Lan, D., Zhu, H., Zhang, J., Li, S., Chen, Q., Wang, C., Wu, T., Xu, M. (2022) Adsorptive removal of organic dyes via porous materials for wastewater treatment in recent decades: A review on species, mechanisms and perspectives, *Chemosphere*, **293**, 133-464. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133464>
- León, V.B., Negreiros, B.A.F., Brusamarello, C.Z., Petroli, G., Domenico, M.D., Souza, F.B. (2020) Artificial neural network for prediction of color adsorption from an industrial textile effluent using modified sugarcane bagasse: Characterization, kinetics and isotherm studies, *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, **14**, 100-387. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100387>
- Liu, Y., Kang, Y., Mu, B., Wang, A. (2014) Attapulгите/bentonite interactions for methylene blue adsorption characteristics from aqueous solution, *Chemical Engineering Journal*, **237**, 403-410. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.10.048>

- Meghana, C., Juhi, B., Rampal, N., Vairavel, P. (2020) Isotherm, kinetics, process optimization and thermodynamics studies for removal of Congo red dye from aqueous solutions using *Nelumbo nucifera* (Lótus) leaf adsorbent, *Desalination and Water Treatment*, **207**, 373-397. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.26389>
- Mo, J., Hwang, J.E., Jegal, J., Kim, J. Pretreatment of a dyeing wastewater using chemical coagulants. *Dyes and Pigments*, **72**, 240-245. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2005.08.022>
- Muniyandi, M., Govindaraj, P., Balji, G.B. (2021) Potential removal of Methylene Blue dye from synthetic textile effluent using activated carbon derived from Palmyra (Palm) shell, *Materialstoday: Proceedings*, **47**, 299-311. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.04.468>
- Nascimento, R.F., Lima, A.C.A., Vidal, C.B., Melo, D.Q., Raulino, G.S.C. (2014) *Adsorção aspectos teóricos e aplicações ambientais*. 1 ed. Fortaleza: Imprensa Universitária, 256p. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4340.1041>
- Priyantha, N., Romzi, A.A., Chan, C.M., Lim, L.B.L. (2021) Enhancing adsorption of crystal violet dye through simple base modification of leaf adsorbent: isotherm, kinetics, and regeneration, *Desalination and Water Treatment*, **215**, 194-205. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26758>
- Ramos, M.D.N., Santana, C.S., Velloso, C.C.V., Silva, A.H.M., Magalhães, F., Aguiar, A. (2021) A review on the treatment of textile industry effluents through Fenton processes, *Process Safety and Environmental Protection*, **155**, 366-386. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.09.029>
- Ross, B.Z.L., Posseti, G.R.C. (2018) *Tecnologias potenciais para o saneamento: remoção de metais de águas de abastecimento público*. Curitiba: Sanepar. Disponível em: https://site.sanepar.com.br/sites/site.sanepar.com.br/files/publicacoes/livro_tecnologias_potenciais_vol2.pdf
- Tomassoni, F., Schneider, E.E., Giroletti, C. L., Lobo-Recio, M.A., Nagel-Hassemer, M. E., Lapolli, F. R. (2022) A new adsorbent from avocado leaves: production, characterization, and optimization of its use, *Environmental Engineering and Management Journal*, **21**, 1835-1845. <http://doi.org/10.30638/eemj.2022.163>
- Tomassoni, F. (2019) *Remoção de cor de efluente têxtil sintético por processos de eletrocoagulação e adsorção com carvões ativados produzidos a partir de folhas de Persea americana Mill. e de Cassia fistula L.* Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 176 pp.
- Wu, L., Li, B., Liu, M. (2018) Influence of aromatic structure and substitution of carboxyl groups of aromatic acids on their sorption to biochars, *Chemosphere*, **210**, 239-246. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.003>
- Zhou, D., Zhang, L., Zhou, J., Guo, S. (2004) Development of a Fixed-Bed Column with Cellulose/Chitin Beads to Remove Heavy-Metal Ions, *Journal of Applied Polymer Science*, **94**, 684-691. <https://doi.org/10.1002/app.20946>

REVISTA AIDIS

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

PRÉ-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR ALCALINIZAÇÃO E PRECIPITAÇÃO QUÍMICA

PRE-TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE BY ALKALINIZATION AND CHEMICAL PRECIPITATION

Recibido el 6 de octubre de 2022. Aceptado el 8 de mayo de 2023

Abstract

This work had the objective to study the economic and environmental viability of the application of commercial hydrated lime type I (CH-I) and analytical standard sodium hydroxide (NaOH P.A) in alkalization/chemical precipitation processes using landfill leachate. For this, in May/2021, approximately 1 m³ of leachate was collected from the Sanitary Landfill in Campina Grande (ASCG), Paraíba, Brazil, in a tank truck, which was stored in a polyethylene reservoir, in the physical dependencies of the Federal University of Campina Grande, Headquarters Campus. Subsequently, about 0.001 m³ of leachate were collected, in triplicate, to accomplish the alkalization tests, which aimed to increase the hydrogenic potential (pH) of the referred effluent to 10 ± 1 and 12 ± 1 and to verify the chemical precipitation of copper (Cu), chromium (Cr) and nickel (Ni), as well as the removal of color, turbidity and total ammoniacal nitrogen (NAT), using CH-I and NaOH P.A. The results showed that 28.45 g of CH-I and 5.59 g of NaOH P.A were needed to raise the pH of the leachate to 10 ± 1. Regarding the economic aspect, it is more advantageous to use CH-I in the process of alkalization/chemical precipitation, since its cost was about 12 (pH = 10 ± 1) and 17 (pH = 12 ± 1) times lower compared to NaOH P.A. It was observed that CH-I presented the best performance in the reduction of apparent color (60 to 90%) and NAT (> 8%), and had similar efficiency to NaOH P.A in the removal of Cr (pH = 12 ± 1), Cu and Ni, reaching values higher than 30, 90 and 40%, respectively. In view of the above results, it was concluded that, both from an economic and environmental point of view, CH-I proved to be the best chemical species to be applied in alkalization/chemical precipitation processes using leachate from a landfill in a semi-arid region.

Keywords: heavy metals, total ammoniacal nitrogen, hydrated lime, sodium hydroxide, semi-arid.

¹ Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Brasil.

² Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.

*Autora correspondente: Universidade Federal de Campina Grande, R. Jairo Vieira Feitosa, 1770 – Jairo Vieira Feitosa, Pombal - PB, 58840-000. Email: naiaraangeloccta@gmail.com.

Resumo

Este trabalho teve como objetivo estudar a viabilidade ambiental da aplicação da cal hidratada comercial do tipo I (CH-I) e do hidróxido de sódio padrão analítico (NaOH P.A) em processos de alcalinização/ precipitação química utilizando lixiviado de aterro sanitário. Para isso, no mês de maio/2021, coletou-se aproximadamente 1 m³ de lixiviado no Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), Paraíba, Brasil, em caminhão-tanque, o qual foi armazenado em um reservatório de polietileno, nas dependências físicas da Universidade Federal de Campina Grande, *Campus Sede*. Posteriormente, cerca de 0.001 m³ de lixiviado foram coletados, em triplicata, para a realização dos ensaios de alcalinização, que tiveram por finalidade aumentar o potencial hidrogeniônico (pH) do referido efluente para 10 ± 1 e 12 ± 1 e verificar a precipitação química do cobre (Cu), cromo (Cr) e níquel (Ni) total, bem como a remoção de cor, turbidez e nitrogênio amoniacal total (NAT), utilizando a CH-I e o NaOH P.A. Os resultados retrataram que foram necessários 28.45 g de CH-I e 5.59 g de NaOH P.A para elevar o pH do lixiviado à 10 ± 1. Em relação ao aspecto econômico, é mais vantajoso usar a CH-I no processo de alcalinização/precipitação química, pois seu custo foi cerca de 12 (pH = 10 ± 1) e 17 (pH = 12 ± 1) vezes menor em relação ao NaOH P.A. Observou-se que a CH-I apresentou o melhor desempenho na redução de cor aparente (60 a 90%) e NAT (> 8%), e teve eficiência similar ao NaOH P.A na remoção do Cr (pH = 12 ± 1), Cu e Ni, alcançando valores superiores a 30, 90 e 40%, respectivamente. Diante dos resultados expostos, concluiu-se que, tanto do ponto de vista econômico, quanto ambiental, a CH-I demonstrou ser a melhor espécie química a ser aplicada em processos de alcalinização/precipitação utilizando lixiviado de aterro sanitário de região Semiárida.

Palavras-chave: metais pesados, nitrogênio amoniacal total, cal hidratada, hidróxido de sódio, semiárido.

Introdução

Uma das principais preocupações ambientais associadas aos aterros sanitários corresponde à geração inevitável de lixiviado, uma água residuária prejudicial ao meio ambiente e à saúde da população, que precisa de tratamento antes de ser lançada na natureza (Gomes, 2022). De modo geral, o lixiviado de aterro sanitário contém elevados teores de matéria orgânica, Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), cloreto, sulfato, metais pesados (Foul *et al.*, 2009; Babaei; Sabour; Movahed, 2021) e compostos emergentes (Masoner *et al.*, 2014), que o tornam um efluente altamente poluído (Kalčíková *et al.*, 2012), de natureza complexa (Renou *et al.*, 2008) e com elevada toxicidade (Vaverková *et al.* 2020). Estudos relatam que os poluentes tóxicos inerentes a esses efluentes têm efeitos cumulativos e prejudiciais ao desenvolvimento da vida aquática, à ecologia e cadeias alimentares, levando a graves problemas de saúde pública, incluindo efeitos carcinogênicos, toxicidade aguda e genotoxicidade (Mukherjee *et al.*, 2015; Budi *et al.*, 2016; Luo *et al.*, 2020).

Em razão disso, o tratamento do lixiviado é essencial para alcançar padrões e condições ambientais que possibilitem o seu lançamento nos corpos hídricos e minimizem os riscos à saúde humana. Métodos considerados eficientes do ponto de vista técnico e ambiental, a exemplo da nanofiltração e osmose reversa, removem satisfatoriamente diversos contaminantes inerentes aos lixiviados, mas apresentam custo elevado em relação aos processos físico-químicos e biológicos

convencionais, sendo até mais onerosas que a implantação e operação de células nos aterros, limitando, dessa forma, sua aplicabilidade em escala real (Gomes, 2022; Gomes *et al.*, 2022).

Diversos métodos de tratamento têm sido investigados com a finalidade de tratar previamente o lixiviado, dentre os quais cabe destacar a alcalinização (Santos *et al.*, 2020; Calixto *et al.*, 2021) e precipitação química (Queiroz *et al.*, 2011; Ferraz; Povinelli; Vieira, 2013; Li *et al.*, 2015). Nesses tipos de tratamentos, um alcalinizante e/ou precipitante químico, geralmente uma base, é inserida na massa líquida em tratamento, elevando, assim, o potencial hidrogeniônico (pH) do meio. Em virtude disso, alguns poluentes, como compostos orgânicos não-biodegradáveis, metais pesados e NAT, reagem com espécies químicas e se volatilizam ou precipitam, reduzindo, dessa forma, suas concentrações no efluente final (Ferraz; Povinelli; Vieira, 2013; Teng *et al.*, 2021). Metcalf e Eddy (2016) complementam citando que, em razão da adição dos alcalinizantes/precipitantes no efluente a ser tratado, substâncias dissolvidas e suspensas são removidas por sedimentação ou volatilização.

A alcalinização é frequentemente adotada antes do tratamento de lixiviado por *air stripping* (Santos *et al.*, 2020; Gomes, 2022), visando elevar o pH do meio e otimizar a remoção de NH_3 , que, conseqüentemente, reduz as concentrações de NAT no efluente final. Entretanto, a precipitação química objetiva, além da remoção de NAT, reduzir metais pesados, matéria orgânica e sólidos em suspensão e coloidais do meio líquido (Silva, 2008), sendo normalmente aplicada como pré-tratamento de processos biológicos (Teng *et al.*, 2021).

Em relação ao uso de alcalinizantes para a elevação do pH, os produtos empregados, geralmente hidróxido de cálcio ou cal hidratada Ca(OH)_2 e hidróxido de sódio padrão analítico (NaOH P.A), podem, também, remover previamente metais pesados e cor, em virtude do processo de precipitação química (Ferraz; Povinelli; Vieira, 2013). Já os principais precipitantes utilizados no tratamento de lixiviado são a estruvita ou fosfato de amônio e magnésio (MgNH_4PO_4) e a Ca(OH)_2 (Kurniawan *et al.*, 2006; Teng *et al.*, 2021).

Diante do exposto, ressalta-se que no Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), Paraíba (PB), Brasil, campo experimental desta pesquisa, o tratamento do lixiviado é realizado pelas técnicas de evaporação natural e recirculação para as células de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em operação, resultando um efluente com concentrações de matéria orgânica, NAT e metais pesados (Gomes *et al.*, 2020) em desacordo com os padrões ambientais (Brasil, 2005; 2011). Sendo assim, é de suma relevância verificar a viabilidade ambiental do uso da Ca(OH)_2 comercial do tipo I (CH-I) e do NaOH P.A em processos de alcalinização e precipitação química, a fim de utilizar os dados produzidos em processos de tomada de decisão e servir de base para o desenvolvimento de pesquisas mais avançadas. Cabe salientar que a presente pesquisa é parte integrante da tese de doutorado de Gomes (2022), na qual foi analisado o tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando torre de *air stripping* e adsorção em leito fixo.

Metodologia

Localização e características gerais do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB

O Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG) está localizado na área rural do distrito de Catolé de Boa Vista, município de Campina Grande, estado da Paraíba (PB), Brasil (Figura 1), precisamente a 7°16'45.22" Sul e 36°0'48.36" Oeste de *Greenwich*. Esse aterro possui uma extensão territorial de 64 ha, dos quais 40 ha foram destinados à construção de células para o aterramento de RSU, e sua operação iniciou-se no mês de julho do ano de 2015 (idade > 5 anos), sob responsabilidade da empresa privada ECOSOLO – Gestão Ambiental de Resíduos Ltda (Ecoterra Ambiental, 2010).

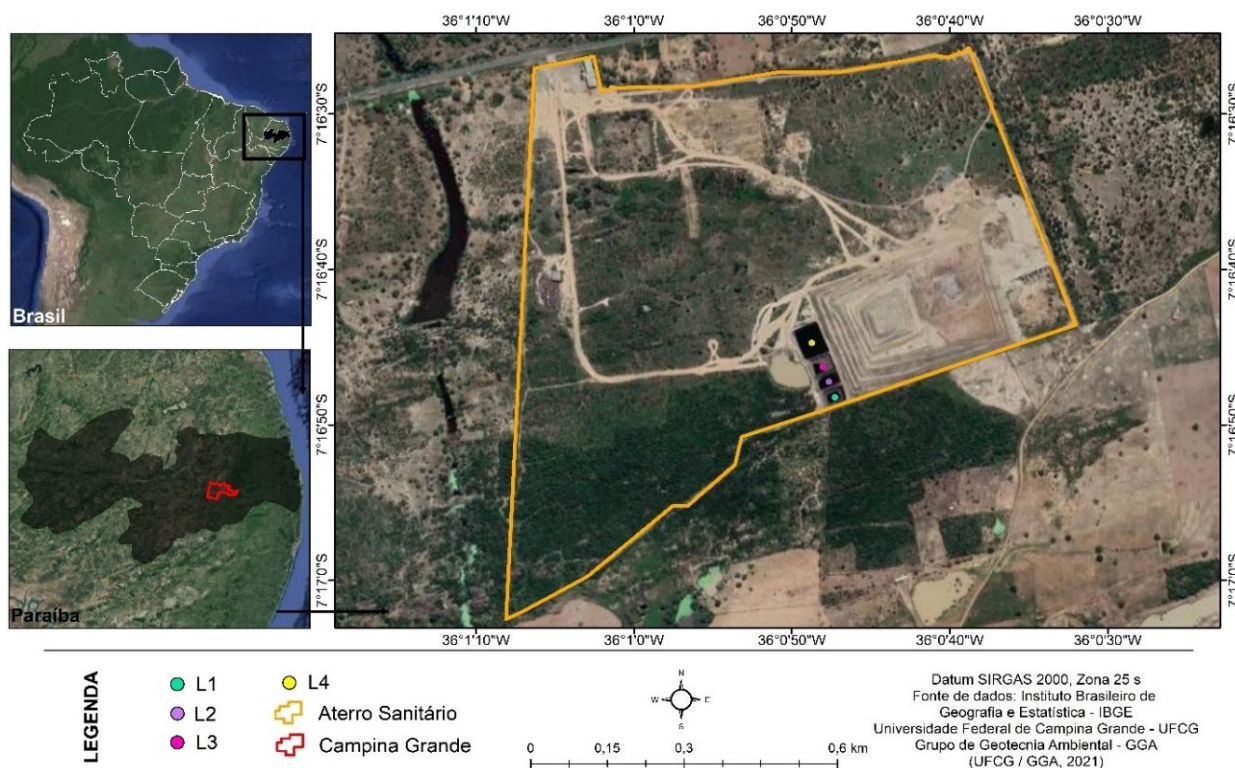


Figura 1. Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB

Legenda: L1, L2, L3 e L4 – Lagoas de Acumulação de Lixiviado 1, 2, 3 e 4 implantadas no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.

O ASCG foi projetado para ter uma vida útil de 25 anos, recebendo diariamente 350 toneladas de RSU ($tRSU\ d^{-1}$). Contudo, no decorrer desta pesquisa (ano de 2021), foram aterrados cerca de 500 a 600 $tRSU\ d^{-1}$ no ASCG provenientes de 57 municípios pertencentes ao estado da Paraíba (55 municípios) e Pernambuco (2 municípios), dentre os quais Campina Grande-PB foi responsável por dispor diariamente cerca de 90% da massa total de RSU.

O referido Aterro também foi planejado para a instalação de unidades de tratamento e disposição final de vários tipos de resíduos sólidos, classificados como IIA (resíduos não perigosos e não inertes) e IIB (resíduos não perigosos e inertes), de acordo com o preconizado na NBR 10.004 (ABNT, 2004). Entretanto, desde a sua implantação, recebeu apenas RSU (domésticos e podas de árvores) e Resíduos da Construção Civil (RCC).

Cabe destacar que o ASCG está inserido na área de abrangência do Semiárido Brasileiro, região caracterizada por apresentar: (i) precipitação pluviométrica média anual da ordem de 800 mm; (ii) índice de aridez de até 0.50; (iii) risco de seca ou prolongamento da estação seca, de um ano para outro, maior que 60% (INSA, 2021). Em relação aos recursos hídricos, na área de influência direta desse Aterro, a cerca de 500 m das células de disposição de RSU, existe um curso d'água natural de vazão intermitente e Classe 3, segundo a Diretriz DZS 205 (Sudema, 1988) que trata do Enquadramento dos Corpos d'águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba.

Quanto aos aspectos construtivos (Figura 2), no período da pesquisa, o ASCG constituía-se de duas células, sendo uma finalizada (célula 1) e a outra em operação (célula 2) com previsão para encerramento em abril de 2022. A célula 1 possuía 51984 m², altura de 40 m e volume de 2079360 m³, enquanto a célula 2 dispõe de uma área de 20000 m², altura aproximada de 30 m e começou a receber RSU em meados de abril de 2020.



Figura 2. Células no Aterro em Campina Grande-PB

No ASCG, o lixiviado gerado é drenado por um sistema do tipo “espinha de peixe” e armazenado em lagoas paralelas (Figura 2), nomeadas de Lagoas de Acumulação de Lixiviado 1, 2, 3 e 4 (L1, L2, L3 e L4). Essas lagoas ficam expostas à ação de fenômenos naturais, como precipitação, insolação, vento e evaporação, e têm por finalidades acumular e evaporar naturalmente o lixiviado lançado em seu interior.

As L1, L2, L3 e L4 são revestidas por geomembrana de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) de 2 mm de espessura, não possuem tubulações de conexão, não operam com tempo de detenção hidráulica definido e o efluente final não é descarregado no meio ambiente. De acordo com Ribeiro (2019) e Gomes *et al.* (2020), o lixiviado da L1 somente pode ser lançado em corpos hídricos receptores após a aplicação de tratamentos complementares e suas características estarem em concordância com os padrões de lançamento das Resoluções n. 357 e 430 (Conama, 2005; 2011).

É importante destacar que a L1 recebe continuamente o lixiviado bruto gerado no ASCG, e, as L2, L3 e L4 (Figura 2) são usadas para controle de vazão do efluente que é acumulado na L1, principalmente, no decorrer do período chuvoso da região (meses de março a agosto). Nos dias em que não ocorriam precipitações (período de estiagem da região), cerca de 24 a 32 m³ d⁻¹ do lixiviado represado nessas lagoas eram recirculados para as células em operação no ASCG, com o objetivo de umedecer a massa de RSU aterrada e favorecer o processo de biodegradação. Características da L1, como: tipo de afluente, vazão e taxa de aplicação volumétrica dos indicadores Demanda Química de Oxigênio (DQO) e NAT, podem ser vistas na Tabela 1.

Tabela 1. Vazão de lixiviado e carga orgânica volumétrica média aplicada à L1 no decorrer dos meses agosto/2017 a maio/2021 (média ± desvio padrão)

Características	L1
Tipo de afluente	Lixiviado bruto
Vazão de lixiviado (m ³ d ⁻¹)	15.75 ± 10.78
Taxa de Aplicação Volumétrica (kgDQO m ⁻³ d ⁻¹)	0.047 ± 0.039
Taxa de Aplicação Volumétrica (kgN-NH ₃ m ⁻³ d ⁻¹)	0.010 ± 0.007

Etapas metodológicas da pesquisa

As etapas metodológicas realizadas nesta pesquisa consistiram em: (i) Coleta de lixiviado no ASCG; (ii) Caracterização físico-química do lixiviado coletado; e (iii) Ensaio de alcalinização/precipitação química.

Coleta do lixiviado no ASCG

No mês de maio/2021, coletou-se na L1 do ASCG aproximadamente 1 m³ de lixiviado em caminhão-tanque, o qual foi transportado e armazenado em um reservatório de polietileno (caixa d'água com capacidade de 1 m³), nas dependências físicas da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG),

Campus Sede, especificamente na área externa do Laboratório Multiusuário de Pesquisas Ambientais (LAMPA), para ser utilizado nos ensaios de alcalinização/precipitação química e em outras pesquisas científicas. Os procedimentos de amostragem do lixiviado (coleta, armazenamento e preservação) seguiram os protocolos recomendados pelo Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb, 2011).

Caracterização do lixiviado coletado no ASCG

O lixiviado coletado no ASCG e armazenado na UFCG foi caracterizado no Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA/UFCG), com base nos seguintes indicadores físico-químicos: turbidez, pH, condutividade elétrica (CE), alcalinidade total (AT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (NAT), fósforo total, sulfato total, cloreto, ferro (Fe), manganês (Mn), cromo (Cr), cobre (Cu) e níquel (Ni) total, seguindo os métodos estabelecidos em Apha, Awwa e Wef (2017), conforme descritos na Tabela 2.

Tabela 2. Indicadores avaliados e métodos analíticos utilizados na pesquisa

Indicador	Unidade	Método analítico	Metodologia
Turbidez	UNT	Nefelométrico (2130 B)	
CE	mS cm ⁻¹	Método instrumental (2510 B)	
pH	-----	Eletrométrico (4500H ⁺)	
AT	mg L ⁻¹	Titulação potenciométrica (2320 B)	
DBO ₅	mg L ⁻¹	Diluição em frascos padrões com medidas de oxigênio dissolvido pelo método de Winkler (5220 C)	
DQO	mg L ⁻¹	Refluxação fechada do dicromato de potássio (5220 C)	APHA, AWWA e WEF (2017)
NAT	mgN-NH ₃ L ⁻¹	Destilação e titulação (4500-NH ₃ C)	
Fósforo total	mg L ⁻¹	Ácido ascórbico (4500-P E)	
Sulfato total	mg L ⁻¹	Turbidimétrico (4500-SO ₄ ²⁻ E)	
Cloreto	mg L ⁻¹	Argentométrico (4500-Cl ⁻ B)	
Fe total	mg L ⁻¹		
Mn total	mg L ⁻¹		
Cr total	mg L ⁻¹		
Cu total	mg L ⁻¹		
Ni total	mg L ⁻¹		
		Espectrometria de absorção atômica (3111 B)	

Legenda: CE – condutividade elétrica; pH – potencial hidrogeniônico; AT – alcalinidade total; DBO₅ – demanda bioquímica de oxigênio; DQO – demanda química de oxigênio; NAT – nitrogênio amoniacal; Fe – ferro; Mn – manganês; Cr – cromo; Cu – cobre; Ni – níquel.

As concentrações de amônia livre (NH_3) no lixiviado foi estimada usando as Equações 1 e 2 (Xu *et al.*, 2010; Jurczyk; Koc-Jurczyk; Masłoń, 2020), enquanto que, a do íon amônio (NH_4^+) foi determinada pela Equação 3 (Metcalf e Eddy, 2018):

$$\text{NH}_3 = \frac{\text{NAT}}{1 + 10^{(\text{pKa} - \text{pH})}} \quad (1)$$

$$\text{pKa} = 0,09108 + \frac{2729,92}{T} \quad (2)$$

$$\text{NH}_4^+ = \text{NAT} - \text{NH}_3 \quad (3)$$

Em que:

NH_3 : amônia livre (mg L^{-1});

NAT: Nitrogênio Amoniacal Total (mg L^{-1});

pKa: constante de dissociação (adimensional);

pH: potencial hidrogeniônico (adimensional);

T: temperatura (Kelvin).

Ensaio de alcalinização e precipitação química

Os ensaios de alcalinização e precipitação química foram realizados no LGA/UFCG, em triplicata, de acordo com a metodologia descrita em Santos *et al.* (2020), e tiveram os seguintes propósitos: (i) ajustar o pH do lixiviado para unidades de 10 ± 1 e 12 ± 1 , aplicando Cal Hidratada do tipo I (CH-I) disponibilizada pela empresa Mibra Minérios LTDA e hidróxido de sódio padrão analítico (NaOH P.A) em microperólas da Neon Química Fina; (ii) quantificar as massas de alcalinizantes consumidas para alcançar os valores de pH desejados; e (iii) analisar a produção de lodo em termos de volume e massa seca.

Assim, coletava-se 0.001 m^3 do lixiviado armazenado nas dependências da UFCG e colocava-o sob agitação constante, promovida por um agitador magnético, e monitoramento do pH. Em seguida, foram adicionadas, gradualmente, quantidades da CH-I e do NaOH P.A ao lixiviado, até atingir os valores de pH pretendidos (10 ± 1 e 12 ± 1). Ao final, a massa total consumida dos referidos produtos químicos para ajustar o pH de 0.001 m^3 de lixiviado foi calculada somando-se todas as porções pesadas e utilizadas separadamente.

Após a etapa de alcalinização com CH-I ou NaOH P.A, o lixiviado foi transferido para cones de *Imhoff*, permanecendo em repouso por 60 min, como recomendado pelo método 2540 F (Apha; Awwa; Wef, 2017). Decorrido esse tempo, as leituras dos volumes de lodo gerado nos próprios cones foram realizadas, e, logo depois, cerca de 300 mL dos sobrenadantes foram coletados para a mensuração dos indicadores cor aparente (Kit Merk), turbidez, NAT, Cr, Cu e Ni total, seguindo os métodos descritos na Tabela 2. O lodo sedimentado foi acondicionado e encaminhado para a aferição do teor de umidade e sólidos totais (método 2540 G) no LGA/UFCG, conforme Silva e Oliveira (2001) e Apha, Awwa e Wef (2017).

O desempenho dos alcalinizantes/precipitantes (CH-I e NaOH P.A) foi analisado sob três aspectos: (i) Volume, teor de umidade e sólidos totais do lodo gerado; (ii) Econômico; e (iii) Eficiência de remoção dos indicadores cor aparente, turbidez, NAT, Cr, Cu e Ni total.

Resultados e discussão

Características físico-químicas do lixiviado

Na Tabela 3, estão apresentados os resultados dos indicadores físico-químicos determinados para o lixiviado do ASCG. De modo geral, esse efluente apresentou características típicas da fase metanogênica de degradação (Souto; Povinelli, 2011).

O lixiviado também apresentou coloração escura e turbidez média de 235.50 NTU (Tabela 3), que foram resultantes da presença de sólidos dissolvidos e em suspensão originados da decomposição da Matéria Orgânica (MO) no interior do ASCG e do carreamento de partículas de solo devido ao recobrimento diário dos resíduos nas células.

Tabela 3. Resultados médios determinados para os indicadores físico-químicos analisados nos lixiviados

Indicadores	Unidades	Resultados
Turbidez	NTU	235.50
CE	mS cm ⁻¹	33.62
pH	Adimensional	8.74
AT	mgCaCO ₃ L ⁻¹	6880.00
DBO ₅	mg L ⁻¹	1575.00
DQO	mg L ⁻¹	4237.74
Relação DBO ₅ /DQO	Adimensional	0.37
NAT	mgN-NH ₃ L ⁻¹	1072.40
NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	860.97
NH ₃	mg L ⁻¹	211.43
Fósforo total	mg L ⁻¹	16.97
Sulfato total	mg L ⁻¹	663.50
Cloreto	mg L ⁻¹	5498.30
Fe	mg L ⁻¹	1.26
Mn	mg L ⁻¹	0.30
Cr	mg L ⁻¹	0.65
Cu	mg L ⁻¹	1.29
Ni	mg L ⁻¹	0.40

Legenda: CE – condutividade elétrica; pH – potencial hidrogeniônico; AT – alcalinidade total; DBO₅ – demanda bioquímica de oxigênio; DQO – demanda química de oxigênio; NAT – nitrogênio amoniacal; NH₄⁺ – íon amônio; NH₃ – amônia gasosa; Fe – ferro; Mn – manganês; Cr – cromo; Cu – cobre; Ni – níquel.

Em relação ao pH (Tabela 3), observou-se um valor médio de 8.74 unidades. O pH é um indicador determinante em estudos de tratabilidade de efluentes, pois afeta o equilíbrio de reações químicas, as taxas de crescimento dos microrganismos e a precipitação de metais pesados (von Sperling, 2014). Além do mais, quando associado à temperatura também influencia a disponibilidade do íon amônio (NH_4^+) e da amônia livre ou volátil (NH_3) no meio, e, conseqüentemente, o desempenho de processos de *air stripping*. Assim, com base nos valores de pH e temperatura expostos na Tabela 3, pode-se constatar um predomínio do NH_4^+ em relação ao NH_3 nos lixiviados do ASCG, com concentração de NH_4^+ igual a 860.97 mg L^{-1} , sendo quatro vezes maior que a de NH_3 (211.43 mg L^{-1}).

Os teores de DBO_5 e DQO foram de 1.575 mg L^{-1} e de 4.023 mg L^{-1} (Tabela 3), respectivamente. Embora a DQO não figure como um parâmetro regulamentador na Resolução n. 430 (Conama, 2011), a interpretação de seus valores é fundamental para estabelecer a relação DBO_5/DQO , a qual indica a biodegradabilidade do efluente, sendo relevante na escolha do tipo de tratamento a ser implementado no aterro sanitário. Logo, na Tabela 3, é possível observar que, o valor de tal razão foi de 0.37. Isso demonstra uma biodegradabilidade intermediária (Ghani *et al.*, 2017), estando condizente com a idade do ASCG. No entanto, como o lixiviado teve uma relação $\text{DBO}_5/\text{DQO} < 0.40$, nesse caso, o mais adequado é a aplicação de métodos físico-químicos para o seu tratamento (Costa; Alfaia; Campos, 2019).

A concentração média de NAT foi de $1072.40 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ (Tabela 16). De acordo com Costa, Alfaia e Campos (2019), lixiviados de aterros sanitários brasileiros podem conter teores superiores a $2000 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$. Gomes *et al.* (2018) aferiram um teor de NAT $> 1900 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ para o lixiviado bruto do ASCG. Entretanto, conforme a Resolução n. 430 (Conama, 2011), que estabelece critérios obrigatórios para o lançamento de efluentes no Brasil, o lixiviado analisado esta ultrapassou cerca 53 vezes o limite permitido (20 mg L^{-1}) do NAT. No caso de lançamento desses efluente no meio ambiente, vários efeitos adversos significativos poderiam ser causados aos corpos receptores (aquáticos ou terrestres), a exemplo da alteração na qualidade da água (Narayan *et al.*, 2019) e toxicidade às plantas e animais (Colombo *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2022). Enfatiza-se que, o NH_3 em excesso pode ocasionar danos aos tecidos, mortandade de espécies aquáticas e riscos potenciais à saúde humana (Dasarathy *et al.*, 2017), assim como comprometer o desenvolvimento dos microrganismos em tratamentos biológicos (Sprovieri; Sousa; Contrera, 2020).

Para o fósforo total (P_{total}), a concentração média foi de 16.97 mg L^{-1} (Tabela 3). Colombo *et al.* (2019) verificaram que teores de P_{total} na faixa de $13 \pm 1 \text{ mg L}^{-1}$ (média \pm desvio padrão) foram limitantes ao tratamento biológico de lixiviado, necessitando de suplementação. Em processos de tratamento físico-químicos, o P_{total} pode ser removido com a elevação do pH, devido à precipitação de hidroxapatita (van Haandel; Santos, 2020). Em relação a descarga desse nutriente no meio ambiente, as legislações estão cada vez mais restritivas, em virtude da intensificação do florescimento de algas em corpos hídricos superficiais, que, por consequência, acarreta inúmeros efeitos negativos aos ecossistemas aquáticos.

Na Tabela 3, verificou-se concentração de sulfato (SO_4^{2-}) de 663.50 mg L^{-1} , consideradas relativamente altas, porém, típicas de aterros sanitários por causa da decomposição da MO em condições anaeróbias. Quanto ao íon cloreto (Cl^-), o teor médio para o lixiviado foi de $5498.30 \text{ mg L}^{-1}$. O alto valor determinado para o Cl^- pode ser resultantes de sua elevada solubilidade e fácil lixiviação no interior do aterro (Ribeiro *et al.*, 2016). Importante ressaltar que o Cl^- contribui para o aumento da salinidade do meio, a qual pode ser expressa indiretamente pela CE, apresentando, nesta pesquisa, resultado igual a 33.62 mS cm^{-1} . A presença de sais em excesso no meio líquido eleva o potencial fitotóxico do lixiviado, afetando negativamente a germinação e crescimento das raízes de sementes vegetais (Bożym, 2020).

No que se refere aos metais analisados no lixiviado, suas concentrações seguiram a tendência de abundância (Tabela 3): $\text{Cu} > \text{Fe} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Mn}$. Os elementos Cu, Ni e Cr excederam os Valores Máximos Permitidos (VMP) das Resoluções n. 357 e/ou 430 (Conama, 2005; 2011). Segundo Yang *et al.* (2019), Cu e Cr, por exemplo, são contaminantes agressivos aos ecossistemas aquáticos devido à sua persistência no meio ambiente, toxicidade e capacidade de bioacumulação e biomagnificação na cadeia alimentar.

Em suma, as características do lixiviado armazenado na L1 do ASCG revelaram altas concentrações de MO, NAT e íons inorgânicos. Diante disso, é imprescindível a aplicação de tratamentos físico-químicos complementares aos existentes (evaporação natural e recirculação), visando o atendimento às legislações ambientais brasileiras, a preservação dos corpos hídricos receptores e a minimização de riscos à saúde humana.

Ensaio de alcalinização e precipitação química

As quantidades médias ($n = 3$) da CH-I e do NaOH P.A utilizadas para alcalinizar 0.001 m^3 de lixiviado, a fim de alcançar valores de pH de 10 ± 1 ou 12 ± 1 , estão ilustradas na Figura 3. Já os custos, volumes, teores de umidade e os ST mensurados para o lodo gerado no decorrer das alcalinizações/precipitações químicas podem ser visualizados na Tabela 4.

Por meio da Figura 3 e da Tabela 4, é possível compreender que foram necessários 28.45 e 30.45 g de CH-I e 5.59 e 8.77 g de NaOH P.A para elevar o pH do lixiviado a 10 ± 1 e 12 ± 1 , respectivamente. O NaOH P.A (pH = 12.10) foi o alcalinizante que gerou o maior volume de lodo, cerca de 140 mL L^{-1} , porém, com alto teor de umidade (96.60%) e baixa concentração de sólidos totais (34.93 g L^{-1}) comparado ao lodo formado pela CH-I (ST = 288.80 g L^{-1}). Na Figura 4, podem ser vistos os lodos secos, após 24 h em estufa a 105°C , formados com a adição da CH-I (Figura 4A) e do NaOH P.A (Figura 4B).

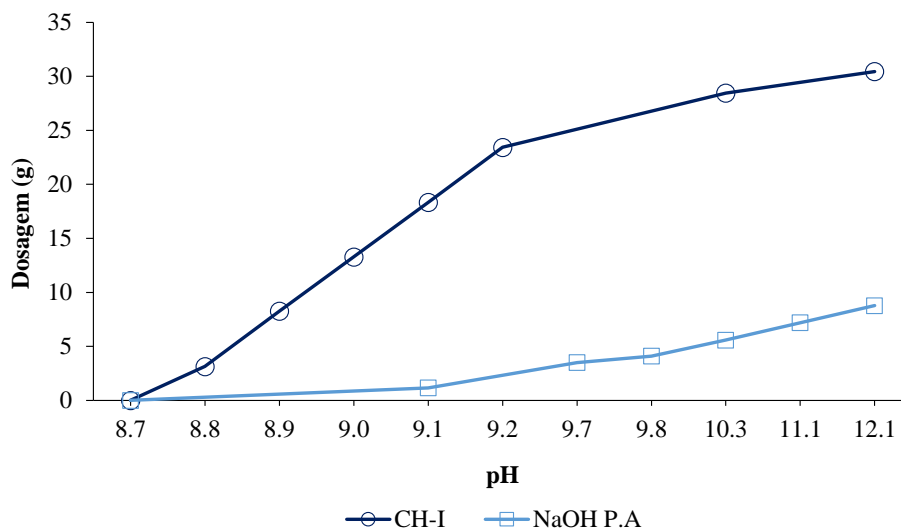


Figura 3. Quantidades consumidas de CH-I e NaOH P.A para elevação do pH do lixiviado do ASCG

Tabela 4. Custos e características dos lodos gerados durante o processo de precipitação química do lixiviado

Alcalinizante	pH do lixiviado	Quantidade adicionada (g L ⁻¹)	Custo* (R\$ L ⁻¹)	Lodo gerado (mL)	Teor de umidade (%)	Sólidos totais (g L ⁻¹)
CH-I	10.30	28.45	0.014	100.00	74.61	288.80
CH-I	12.10	30.45	0.015	115.00	-	-
NaOH P.A	10.30	5.59	0.168	N.D	-	-
NaOH P.A	12.10	8.77	0.263	140.00	96.60	34.93

*Legenda: * Os preços base utilizados para estimar o custo dos alcalinizantes foram fornecidos pelas empresas responsáveis por sua venda, sendo US\$ kg⁻¹ 0.09 e 5.56 para a CH-I e NaOH P.A, respectivamente; N.D – Não Detectado.*

Ferraz, Povinelli e Vieira (2013) alcalinizaram o lixiviado do Aterro de São Carlos-SP até pH = 11, e, para isso, foram consumidos 24 g L⁻¹ de cal hidratada comercial, que gerou aproximadamente 180 mL L⁻¹ de lodo. Taki Filho (2015) gastou em média 15.50 g L⁻¹ de NaOH P.A para ajustar o pH de 8.5 a 12.20 de uma água residuária industrial, com concentração inicial de NAT = 5430 mgN-NH₃ L⁻¹. Frederique (2019) usou aproximadamente 18 g L⁻¹ de NaOH P.A para elevar o pH inicial (8.29) até 12 do lixiviado de um aterro de Londrina-PR, contendo NAT_{inicial} de 2415 mgN-NH₃ L⁻¹. Logo, as divergências verificadas nas massas consumidas dos alcalinizantes/precipitantes entre os citados estudos (Ferraz; Povinelli; Vieira, 2013; Taki Filho, 2015; Frederique, 2019) e em relação a presente pesquisa, são decorrentes das características qualitativas dos efluentes e/ou do grau de pureza dos compostos químicos utilizados.

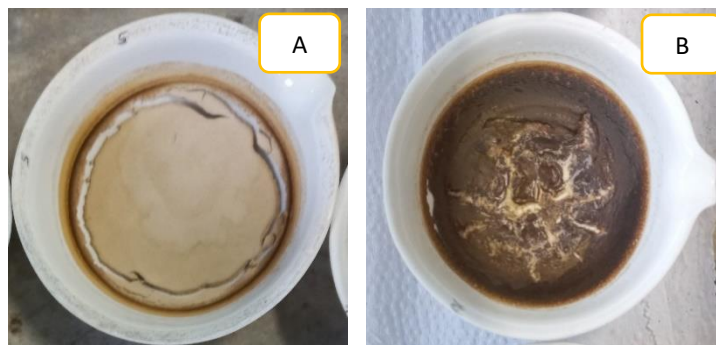


Figura 4. Cápsulas de porcelana contendo os lodos secos formados na alcalinização: A) CH-I; B) NaOH P.A

No que diz respeito ao aspecto economia, é mais vantajoso usar a CH-I no processo de alcalinização/precipitação química (Tabela 4) porque seu custo foi cerca de 12 (pH = 10.30) e 17 (pH = 12.10) vezes menor em relação ao NaOH P.A. Contudo, o quantitativo de lodo seco gerado por esse alcalinizante foi 7 vezes mais elevado que o do NaOH P.A, o qual precisa ser tratado adequadamente e conduzido a uma disposição final ambientalmente e sanitariamente correta.

O desempenho de cada alcalinizante/precipitante quanto à remoção de cor aparente, Cr, Cu e Ni total, após sedimentação por 60 min, encontra-se apresentado na Tabela 5. Cabe mencionar que a dosagem aplicada de CH-I ou NaOH P.A se correlacionou positivamente e fortemente (correlação de Pearson = 1.0) com a eficiência de remoção dos indicadores analisados, revelando uma relação diretamente proporcional.

Tabela 5. Desempenho dos alcalinizantes no processo de alcalinização/precipitação química

Alcalinizantes	Cor aparente	Eficiência de remoção (%)				Aumento (%) Turbidez
		NAT	Cr total	Cu total	Ni total	
CH-I (pH = 10.30)	60.0	8.9	4.2	93.0	41.0	44.8
CH-I (pH = 12.10)	90.0	9.5	36.0	93.9	44.3	154.4
NaOH P.A (pH = 10.30)	0.0	2.4	15.1	86.8	51.4	0.8
NaOH P.A (pH = 12.10)	25.0	5.4	34.1	95.1	53.3	41.7

Legenda: CH-I – Cal Hidrata comercial tipo I; pH – potencial hidrogeniônico; NaOH P.A – hidróxido de sódio padrão analítico; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total; Cr – cromo; Cu – cobre; Ni – níquel.

Observou-se que a CH-I apresentou o melhor desempenho na redução de cor aparente (60 a 90%) e NAT (> 8%) e teve eficiência similar ao NaOH P.A na remoção do Cr (pH = 12.10), Cu e Ni total, alcançando valores superiores a 30, 90 e 40%, respectivamente. Ferraz, Povinelli e Vieira (2013) ao aplicarem cal hidratada comercial do tipo III (CH-III) em lixiviado bruto, a fim de aumentar o pH para 11, conseguiram reduções de Cr, Cu e Ni equivalentes a 72, 40 e 48%, de modo respectivo.

Destaca-se que a clarificação do lixiviado ocorrida devido à remoção da cor aparente, é resultante da precipitação dos sólidos dissolvidos e em suspensão, fato que também aconteceu com os metais analisados, em virtude da elevação do pH. Esse aumento do pH, juntamente com a agitação do efluente, também promoveram a redução do NAT (Tabela 5), visto que, em pH > 11, a forma do nitrogênio prevalecente no meio é o NH₃, sendo facilmente volatilizado (Metcalf; Eddy, 2016).

Durante os ensaios de alcalinização/precipitação química, a turbidez não foi removida, pelo contrário, suas unidades aumentaram (0.8 a 154.4%), principalmente, ao usar a CH-I (Tabela 5). No entanto, Souto (2009), Ferraz, Povinelli e Vieira (2013) e Santos *et al.* (2020) obtiveram altas remoções do referido indicador após utilizarem esse álcali em lixiviados. Neste estudo específico, percebeu-se que o tempo de 60 min foi insuficiente para a total sedimentação das partículas da CH-I, além da formação de um lodo de difícil sedimentabilidade resultante da adição do NaOH P.A ao lixiviado. Dessa forma, a aplicação dos produtos químicos conferiu acréscimos de sólidos suspensos aos sobrenadantes, fato também ressaltado por Calixto *et al.* (2021), e, conseqüente, aumento da turbidez.

Conclusões

- As características físico-químicas do lixiviado estudado revelaram um efluente em desacordo com exigências legais, necessitando, portanto, de tratamentos adicionais para sua adequabilidade e lançamento no meio ambiente.
- Do ponto de vista ambiental, a cal hidratada comercial do tipo I (CH-I) demonstrou ser a melhor espécie química a ser aplicada em processos de alcalinização/precipitação utilizando lixiviado de aterro sanitário de região Semiárida.
- O hidróxido de sódio padrão analítico (NaOH P.A) foi o alcalinizante que gerou o maior volume de lodo, porém, com alto teor de umidade e baixa concentração de sólidos totais comparado ao lodo formado pela CH-I.
- O uso do CH-I no processo de alcalinização/precipitação química é mais vantajoso do ponto de vista econômico, visto que, o seu custo foi cerca de 12 e 17 vezes menor em relação ao NaOH P.A.

ao elevar o pH do lixiviado para 10 ± 1 e 12 ± 1 , respectivamente; contudo, o quantitativo de lodo seco gerado por esse alcalinizante foi 7 vezes mais elevado que o do NaOH P.A.

- Os percentuais de remoção dos metais Cr, Cu e Ni total no lixiviado foram similares para ambas as espécies químicas estudadas, enquanto a redução de cor aparente foi maior ao utilizar a CH-I.

Referências

- APHA, AWWA, WEF (2017) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22a ed. Washington: APHA. 1496 p.
- Babaei, S., Sabour, M. R., Movahed, S. M. A. (2021) Combined landfill leachate treatment methods: an overview, *Environmental Science and Pollution Research*, **28**(42), 59594-59607. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16358-0>
- Bożym, M. (2020). Assessment of phytotoxicity of leachates from landfilled waste and dust from foundry, *Ecotoxicology*, **29**(4), 429-443. <https://doi.org/10.1007/s10646-020-02197-1>
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) (2011) *Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011*. Diário Oficial da União Acesso em: 16 de agosto 2022. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) (2005) *Resolução n. 357, de 17 de março de 2005*. Diário Oficial da União. Acesso em: 20 de julho de 2022. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>
- Budi, S., Suliasih, B. A., Othman, M.S., Heng, L.Y., Surif, S. (2016) Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant, *Waste Management*, **55**, 231-237. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.022>
- Calixto, N. T. H., Gomes, N. A., Melo, M. C., Ribeiro, L. S. (2021) Efeito da alcalinização como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário no semiárido brasileiro. *VI Congresso Nacional de Pesquisa e Ensino e Ciências*. Anais 2021.
- Colombo, A., Módenes, A. N., Trigueros, D. E., de Medeiros, B. L., Marin, P., Monte Blanco, S. P., Hinterholz, C. L. (2019) Toxicity evaluation of the landfill leachate after treatment with photo-Fenton, biological and photo-Fenton followed by biological processes, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, **54**(4), 269-276. <https://doi.org/10.1080/10934529.2018.1544475>
- Costa, A. M., Alfaia, R. G. D. S. M., Campos, J. C. (2019) Landfill leachate treatment in Brazil—An overview, *Journal of environmental management*, **232**, 110-116. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
- Dasarathy, S., Mookerjee, R. P., Rackayova, V., Rangroo Thrane, V., Vairappan, B., Ott, P., Rose, C. F. (2017), Ammonia toxicity: from head to toe?. *Metabolic brain disease*, **32**, 529-538. <https://doi.org/10.1007/s11011-016-9938-3>
- Ecoterra Ambiental. (2010) Projeto de implantação de um aterro sanitário para resíduos sólidos no município de Campina Grande – PB: Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA).
- Ferraz, F. M., Povinelli, J., Vieira, E. M. (2013) Ammonia removal from landfill leachate by air stripping and absorption, *Environmental technology*, **34**(15), 2317-2326. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.767283>
- Foul, A. A., Aziz, H. A., Isa, M. H., Hung Y. T. (2009) Primary treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and limestone: batch and column studies. *International Journal of Environment and Waste Management*, **4**(3-4), 282-298.

- Frederice, V. M. (2019) *Remoção e recuperação de amônia por air stripping em lixiviado de aterro sanitário*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 77 pp.
- Ghani, Z., Yusoff, M. S., Zaman, N. Q., Zamri, M. F. M. A., Andas, J. (2017), Optimization of preparation conditions for activated carbon from banana pseudo-stem using response surface methodology on removal of color and COD from landfill leachate, *Waste management*, **62**, 177-187. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.026>
- Gomes, N. A., Silva, E. M., Nascimento, S. C., Calixto, N. T. H., Ribeiro, L. S. (2020) Composição do lixiviado armazenado em uma lagoa de evaporação natural implantada no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB. V *Congresso Nacional de Pesquisa e Ensino em Ciência*. Anais... Campina Grande-PB, 2020.
- Gomes, N. A. (2022) *Tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando torre de air stripping e adsorção em leito fixo*, Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 205 pp.
- Gomes, N. A., Silva, E. M., Silva, L. T. M. S., Costa, D. B., Paiva, W., Monteiro, V. E. D., Melo, M. C. (2022) Adsorption of pollutants in sanitary landfill leachate using granular activated carbon and bentonite clay, *Desalination and Water Treatment*, **248**, 111-123. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28125>
- Kalčíková, G., Zagorc-Končan, J., Zupančič, M., Gotvajn, A. Ž. (2012) Variation of landfill leachate phytotoxicity due to landfill ageing, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, **87**(9), 1349-1353. <https://doi.org/10.1002/jctb.3776>
- Kurniawan, T. A. et al. (2006) Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals, *Chemical engineering journal*, **118** (1-2), 83-98. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.01.015>
- Kurniawan, T. A., Chan, G. Y., Lo, W. H., Babel, S. (2021) Resource recovery toward sustainability through nutrient removal from landfill leachate, *Journal of Environmental Management*, **287**, 112-265. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112265>
- Jurczyk, Ł., Koc-Jurczyk, J., Masłoń, A. (2020) Simultaneous stripping of ammonia from leachate: Experimental insights and key microbial players, *Water*, **12**(9), 2494. <https://doi.org/10.3390/w12092494>
- Li, Z., Xue, Q., Liu, L., Li, J. Precipitates in landfill leachate mediated by dissolved organic matters, *Journal of hazardous materials*, **287**, p. 278-286, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.01.059>
- Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., Pan, X. (2020) Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment, *Science of the Total Environment*, **703**, 135468. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468>
- Masoner, J. R., Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Cozzarelli, I. M., Gray, J. L., Schwab, E. A. (2014) Contaminants of emerging concern in fresh leachate from landfills in the conterminous United States, *Environmental Science: Processes & Impacts*, **16**(10), 2335-2354.
- Metcalf, L., Eddy, H. P. (2013) *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5. ed. EUA: McGraw-Hill Education. 2018 pp.
- Mukherjee, S., Mukhopadhyay, S., Hashim, M. A., Gupta, B. S. (2015) Contemporary environmental issues of landfill leachate: Assessment and remedies, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **45**(5), 472-590. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.876524>
- Narayan, R. B., Zargham, B. I., Ngambia, A., Riyanto, A. R. (2019) Economic and environmental impact analysis of ammoniacal nitrogen removal from landfill leachate using sequencing batch reactor: a case study from Czech Republic, *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, **68**(8), 816-828. <https://doi.org/10.2166/aqua.2019.084>
- Queiroz, L. M., Amaral, M. S., Morita, D. M., Yabroudi, S. C., Sobrinho, P. A. (2011) Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **16**(4), 403- 410. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000400012>
- Renou, S., Givaudan, J.G., Pounain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008) Landfill leachate treatment: review and opportunity, *J. Hazard. Mater*, **150**, 468-493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>

- Ribeiro, L. D. S., Silva, A. D. S., Alves, F. D. S., Melo, M. C. D., Paiva, W. D., Monteiro, V. E. D. (2016) Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB), *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **21**, 01-09.
- Ribeiro, V. R. A. (2019) *Análise comparativa do lixiviado bruto gerado em um aterro sanitário e o acumulado em uma lagoa de tratamento por evaporação natural*, Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 86 pp.
- Santos, H. A. P., Castilhos Júnior, A. B., Nadaleti, W. C., Lourenço, V. A. (2020) Ammonia recovery from air stripping process applied to landfill leachate treatment, *Environmental Science and Pollution Research*, **27**(36), 45108-45120. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10397-9>
- Silva, S. A., Oliveira, R. (2001) *Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias*, DEC/CCT/UFGP, Campina Grande-PB, 270 pp.
- Silva, F. M. S. (2008) *Avaliação do método de precipitação química associado ao stripping de amônia no tratamento do lixiviado do Aterro da Muribeca-PE*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 138 pp.
- Silva, E. M., Gomes, N. A., Nascimento, S. C., Nóbrega, B.M. A., Melo, M.C., Monteiro, V. E. D. (2022) Ecotoxicological responses of *Daphnia magna* and *Eisenia andrei* in landfill leachate. *Ecotoxicology*, (31), 1-11, <https://doi.org/10.1007/s10646-022-02587-7>
- Souto, G. D'a. B. (2009) *Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (stripping)*, Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 371 pp.
- Souto, G. D'A. B; Povinelli, J (2011) Tabelas de características típicas do lixiviado de aterros sanitários brasileiros: fases ácida e metanogênica. *26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Anais. 2011.
- Sprovieri, J. A. S., de Souza, T. S. O., Contrera, R. C. (2020) Ammonia removal and recovery from municipal landfill leachates by heating, *Journal of environmental management*, **256**, 109947. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109947>
- Taki Filho, P. K. (2016) *Remoção e recuperação de nitrogênio amoniacal de efluente gerado no processamento do couro*, Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 86 pp.
- Teng, C., Zhou, K., Peng, C., Chen, W. (2021) Characterization and treatment of landfill leachate: A review. *Water Research*, **203**, 117525. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117525>
- Vaverková, M. D., Elbl, J., Koda, E., Adamcová, D., Bilgin, A., Lukas, V., Zloch, J. (2020) Chemical composition and hazardous effects of leachate from the active municipal solid waste landfill surrounded by farmLands. *Sustainability (Switzerland)*, **12**(11), 1-20. <https://doi.org/10.3390/su12114531>
- van Haandel, A., Santos, S. D. (2021) Variação do pH e remoção de nitrogênio em lagoas de polimento. *Revista DAE*, **69**(229), 52-69.
- von Sperling, M. (2014) *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*, 3 ed. Belo Horizonte: Ed. DESA/UFMG, 452 pp.
- Xu, Z. Y., Zeng, G. M., Yang, Z. H., Xiao, Y., Cao, M., Sun, H. S., Chen, Y. (2010) Biological treatment of landfill leachate with the integration of partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and heterotrophic denitrification, *Bioresource technology*, **101**(1), 79-86. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.082>
- Yang, K., Zhu, L., Zhao, Y., Wei, Z., Chen, X., Yao, C., Zhao, R. (2019) A novel method for removing heavy metals from composting system: The combination of functional bacteria and adsorbent materials, *Bioresource technology*, **293**, 122095. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122095>



REVISTA AIDIS

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

UMA ANÁLISE QUANTITATIVA SOBRE O ESTADO TRÓFICO EM RESERVATÓRIOS NO CEARÁ, SEMIÁRIDO BRASILEIRO

* Luciana Kamila Rodrigues Ferreira ¹
Luciana Mara Cardoso Freitas ¹
Gustavo Ross Ribeiro Lima ¹
Andrea Limaverde de Araújo ¹
Fernando José Araújo da Silva ¹

A QUANTITATIVE ANALYSIS ON THE TROPHIC STATE IN RESERVOIRS IN CEARÁ, BRAZILIAN SEMI-ARID

Recibido el 17 de octubre de 2022. Aceptado el 9 de marzo de 2023

Abstract

This paper shows the eutrophication degree in artificial lentic structures located in the Brazilian semiarid. Fourteen reservoirs were sampled quarterly from 2015 to 2021. The study variables comprised the fraction of available volume (AV) in the day of sample collection, annual rainfall (P_p), total nitrogen (N), total phosphorus (P), chlorophyll a (Chla), transparency (Z) and density of cyanobacteria (CB). The Trophic State Index (TSI) was determined in the reservoirs. Also, among the information of the study, bivariate analysis (through correlations) and multivariate analysis (through Principal Components Analysis) were performed. The values of TSI showed Eutrophic state character. For annual cycles both arithmetic and geometric means can be applied. The climatic association variables (AV and P_p) had negative effect on the accumulation of nutrients and consequent increase in eutrophication. Multivariate analysis suggested similar results. However, internal phenomena in water seem to be stronger than those related to climate in driving eutrophication. Findings also showed that cyanobacterial density is enhanced by $N:P < 20$ had no significant association with climatic variables.

Keywords: climate effect, eutrophication, water monitoring.

¹ Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental – Universidade Federal do Ceará. Avenida Mister Hull, s/n – Pici – Fortaleza – Ceará – CEP 60455-760 – Brasil. Email: kamilafcoelho@gmail.com

Resumo

O grau de eutrofização de estruturas lênticas artificiais localizadas em região do semiárido brasileiro foi investigado. Foram considerados 14 reservatórios com coletas de amostras trimestralmente no período de 2015 a 2021. As variáveis de estudo compreenderam a fração de volume disponível (VD) no dia de coleta, pluviometria (P_p), nitrogênio total (N), fósforo total (P), clorofila a (Cl_a), transparência (Z) e densidade de cianobactérias (CB). Foi determinado o Índice de Estado Trófico (IET) nos reservatórios. Também, entre as informações do estudo efetuaram-se análise bivariada (através de correlações) e multivariada (através de Análise de Componentes Principais). Os valores de IET mostram carácter Eutrófico e que os resultados anuais podem ser baseados em média aritmética ou geométrica. As variáveis de associação climática (VD e P_p) apresentaram efeito negativo sobre o acúmulo de nutrientes, com conseqüente incremento de eutrofização. A análise multivariada sugere resultados semelhantes. Entretanto, fenômenos no interior dos reservatórios parecem ser mais fortes que os de clima. Os resultados mostraram que a densidade de cianobactérias é potencializada por razões N:P < 20 e tem associação não relevante com as variáveis climáticas.

Palavras-chave: efeito do clima, eutrofização, monitoramento da água.

Introdução

O fenômeno recorrente de secas na região nordeste do Brasil é caracterizado pela irregularidade anual e interanual dos totais pluviométricos. Associam-se a isso elevadas taxas de evaporação. Tal carácter climático provoca técnicos e gestores quanto à elaboração de políticas públicas sustentáveis. Conforme Pereira Neto (2017) destaca, o maior desafio da gestão pública no trópico semiárido brasileiro é prover ações que possibilitem não só o atendimento de necessidades básicas de subsistência, mas que também propiciem o desenvolvimento econômico e regional.

Sob o complexo acima, a construção de reservatórios artificiais, denominados regionalmente de açudes, tem sido a solução mais empregada para encarar a vulnerabilidade hídrica no semiárido brasileiro (Costa; Dantas, 2012; Otoch *et al.*, 2019). A região apresenta a maior densidade de reservatórios com usos múltiplos do país, de forma que tais intervenções hidráulicas possam atender demandas hídricas de consumo humano, animal e de produção.

No caso do Estado do Ceará a construção de reservatórios é datada desde 1907 através do açude Acaraú Mirim. É aplicada até os dias atuais como forma de reserva hídrica e controle de vazões. A técnica de açudagem é particularmente importante para o Estado do Ceará, que conta com 164 de seus municípios no trópico semiárido brasileiro (SUDENE, 2017). Segundo dados da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos (COGERH), o Ceará possui 247 açudes de porte mais significativo, classificados de acordo com o porte como: macro (> 750 Hm³), grande (de 75 a 750 Hm³), médio (de 7.5 a 75 Hm³) e pequeno (< 7.5 Hm³) (SRH, 2022).

A região semiárida brasileira, bem como outras do planeta, está sob especial atenção quanto aos efeitos da tendência de mudança climática. O incremento do processo de aridização tem

impactos diversos, com destaque sobre a estabilidade do ciclo hidrológico e, por consequência, sobre aspectos qualitativos da água. Sob tal esteio, a grande quantidade de reservatórios do território cearense está mais vulnerável ao fenômeno da eutrofização (Wiegand *et al.*, 2021).

Caracterizado pelo enriquecimento do corpo aquático com nutrientes e consequente elevação da produtividade primária, a eutrofização é um processo complexo. É entendida como um fenômeno de consequências múltiplas, uma vez que a deterioração da qualidade da água tem implicações nas esferas ambiental, econômica e de saúde pública. Sob a ótica normativa de qualidade da água e seu uso preponderante, os limites orientadores devem ser considerados de acordo com a resolução CONAMA 357/05 (sumarizados na Tabela 1 para águas com salinidade $\leq 0,05\%$). Além de clorofila *a* e nutrientes a tabela 1 contém limites sobre a densidade de cianobactérias, procariontes fotossintetizantes e que têm relevante significado sanitário.

Tabela 1. Limites de parâmetros de qualidade de água referidos na CONAMA 357/05 que são relacionados com ao fenômeno de eutrofização.

Parâmetro	Classe 1 ¹	Classe 2 ²	Classe 3 ³
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	10	30	60
Fósforo total (µg P/L)	20 ^a , 25 ^b e 100 ^c	30 ^a , 50 ^b e 100 ^c	50 ^a , 75 ^b e 150 ^c
Nitrogênio total ^d (mg N/L)	1.27 ^a e 2.18 ^b	1.27 ^a e 2.18 ^b	1.27 ^a e 2.18 ^b
Cianobactérias (células/mL)	20000	50000	100000

¹Água destinada ao abastecimento após tratamento simplificado, ²Água destinada ao abastecimento após tratamento convencional, ³Água destinada ao abastecimento após tratamento convencional ou avançado, ^a ambiente lântico; ^b ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias e tributários diretos de ambiente lântico; ^c ambiente lótico; ^d situação em que N é nutriente limitante.

O grau de eutrofização tem métrica tradicional no índice de estado trófico (IET), proposto em estudo seminal de Carlson (1977), que assinala classes em intervalos normalizados. Emprega funções representadas a partir da transparência de disco de Secchi (DS), clorofila *a* e fósforo total. Inicialmente pensado em três grandes classes, em trabalho posterior Carlson e Simpson (1996) propuseram as classes Oligotrófica, Mesotrófica, Eutrófica e Hipereutrófica. A abordagem trouxe ao longo do tempo debates sobre adequabilidade, ajustes e comparações (*e.g.* Kratzer; Brezonik, 1981; Toledo *et al.*, 1983; Cunha *et al.*, 2013; Klippel; Macêdo; Branco, 2020; Cunha *et al.*, 2021).

Estudos como os de Walling *et al.* (2017), Sperotto *et al.* (2019) e Bhat *et al.* (2020) destacam a importância de investigações continuadas sobre a qualidade da água frente ao cenário de mudança climática. Para Moss *et al.* (2011) o aquecimento do clima e a eutrofização reforçam mutuamente os sintomas que os expressam, bem como os problemas que causam. Sob tal perspectiva se justifica o presente estudo.

Tabela 2. Principais características dos reservatórios, volume total de armazenamento (V_T), profundidade máxima (H), porte¹ e localização².

Reservatório	Bacia	V_T (Hm ³)	H (m)	Porte	Localização E - N
Acarape do Meio - R ₁	Metropolitana	29.60	27.1	M	522.254-9.536.421
Acaraú Mirim - R ₂	Acaraú	36.71	13.0	M	357.908-9.612.424
Angicos - R ₃	Coreaú	56.05	14.0	M	297.763-9.597.943
Araras - R ₄	Acaraú	859.53	30.5	MC	339.149-9.534.550
Arneiroz II - R ₅	Alto Jaguaribe	187.70	25.0	G	365.223-9.307.088
Arrebita - R ₆	Acaraú	18.53	14.5	M	357.889-9.576.971
Atalho - R ₇	Salgado	72.55	35.0	M	511.655-9.155.375
Ayres de Sousa - R ₈	Acaraú	96.80	24.5	G	333.157-9.580.522
Banabuiú - R ₉	Banabuiú	1601.00	54.0	MC	508.724-9.411.109
Batente - R ₁₀	Metropolitana	37.00	11.6	M	556.704-9.485.892
Canoas - R ₁₁	Alto Jaguaribe	69.25	42.0	M	396.126-9.232.100
Capitão Mor - R ₁₂	Banabuiú	6.00	18.8	P	389.385-3.978.077
Caxitoré - R ₁₃	Curu	202.00	30.0	G	460.586-9.586.484
Cipoada - R ₁₄	Banabuiú	86.09	15.0	G	539.615-9.418.100

¹Porte: P = pequeno, M = médio, G = grande e MC – macro; ² Sistemas de Coordenadas UTM - Zona 24S, Datum SIRGAS 2000.
Fonte: SRH (2022).

As amostras foram armazenadas em frascos de vidro âmbar devidamente limpos e acondicionados em recipientes com gelo para preservação de seus conteúdos. Em laboratório as amostras foram analisadas para determinação dos parâmetros fósforo total (P), nitrogênio total (N), clorofila *a* (Cl_a) e contagem total de cianobactérias (CB).

Na determinação do fósforo total as amostras foram digeridas com persulfato de amônio e em seguida analisadas pelo método do ácido ascórbico. O nitrogênio total foi determinado pela soma das parcelas desse elemento obtida através do método Kjeldahl (nitrogênio Kjeldahl total), coluna redutora de cádmio (nitrito) e método da diazotização (nitrito). A clorofila *a* foi determinada por método espectrofotométrico, após extração a frio do fitopigmento em solução de acetona a 90%. A densidade de cianobactérias foi por contagem total de células em câmara de Sedgwick-Rafter. Os procedimentos analíticos empregados estão descritos em APHA (2005).

No local da coleta foi determinada a transparência com disco de Secchi (DS). Somaram-se aos dados de qualidade de água informações relativas à fração de volume disponível nos reservatórios no momento da coleta (VD) e à precipitação observada na área do reservatório (P_P), obtidas em SRH (2022).

Enfoque

O trabalho foi concentrado na avaliação do estado trófico dos reservatórios em relação à fração de volume disponível e à precipitação anual. Além de sumário estatístico descritivo, a investigação abordou a associação entre variáveis. O cômputo do IET foi obtido de acordo com Carlson e Simpson (1996). As equações dos subíndices são apresentadas abaixo (Equações 1 a 3). O índice final agregado ($IET_{Cla,P,DS}$) é dado pela média dos subíndices (Equação 4). Na Tabela 3 estão valores referentes a classes e intervalos do IET.

$$IET_P = 14.42 \cdot \ln(P) + 4.15 \quad (1)$$

$$IET_{Cla} = 9,81 \cdot \ln(Cla) + 30.60 \quad (2)$$

$$IET_{DS} = 60.0 - 14.41 \cdot \ln(DS) \quad (3)$$

$$IET = (IET_P + IET_{Cla} + IET_{DS})/3 \quad (4)$$

Em que: densidade de cianobactérias (CB) é expressa como células/mL; clorofila *a* (*Cla*) em µg/L; fósforo total (P) em µg /L P, nitrogênio total (N) em mg/L N; DS é dado em m.

Tabela 3. Parâmetros, classes e intervalos para o cômputo do IET.

Grau de Trofia	IET	<i>Cla</i> (µg/L)	P (µg/L)	DS (m)
Oligotrófico	< 40	< 2.6	< 12	> 4.0
Mesotrófico	41 – 50	2.7 – 7.3	13 – 24	2.1 – 4.0
Eutrófico	51 – 70	7.4 – 56.0	25 - 96	0.4 – 2.0
Hipereutrófico	> 70	> 56.0	> 96	< 0.3

Fonte: adaptado de Carlson e Simpson (1996).

Utilizou-se a análise gráfica de acordo com Carlson e Havens (2005), para identificar relações entre as variáveis do estado trófico, fósforo total, nitrogênio total, clorofila *a* e transparência. Essa abordagem analisa os desvios entre os subíndices, de modo a estende as constatações além das análises com dados locais, aumentando assim o entendimento das relações entre nutrientes, biomassa algal e transparência.

Abordou-se ainda o efeito de nutriente limitante no processo de eutrofização. Para tanto, foram empregadas as faixas de N:P sugeridas por Guildford e Hecky (2000), com base em concentração molar. Os autores indicam as seguintes faixas: N/P < 20, N/P > 50 e $20 \leq N/P \leq 50$. No primeiro caso o nutriente limitante é o nitrogênio (N), no segundo é o fósforo (P) e no terceiro, há co-limitação de ambos.

Os achados foram submetidos à Análise de Componentes Principais (ACP). Na ACP parte-se da premissa de que a explicação da variabilidade total de um sistema com n variáveis só pode ser efetuada por n componentes principais. No entanto, parte dessa variabilidade pode ser explicada por um número r menor de componentes (*i.e.* $r \leq n$). Apesar da ACP ser uma técnica de análise poderosa, não é plenamente conclusiva, mesmo sendo considerada relevante em estudos de limnologia (*e.g.* Brito; Alves; Espirito Santo, 2014; Omondi *et al.*, 2014; Alves *et al.*, 2019; Finlay *et al.*, 2019). O uso da ACP, para ser mais efetivo, exige entendimento maduro sobre o objeto de estudo.

O critério para considerar o número de componentes principais foi de autovalor ≥ 1 . O teste de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) de medida de adequação da amostragem também foi aplicado, para verificar se as correlações parciais entre as variáveis eram pequenas. O valor mínimo aceitável para indicar adequação segundo os autores Kaiser e Rice (1974) deve ser maior igual a 0,5, sendo este o limite adotado neste trabalho para o teste de KMO. Por fim, efetuou-se o teste de esfericidade de Bartlett para verificar se a variância das observações é homogênea. Para os níveis de significância de $p < 0.05$ os valores obtidos no teste de esfericidade de Bartlett indicam que a matriz é fatorável, descartando a hipótese nula de que a matriz de dados é semelhante a uma matriz identidade.

Os procedimentos sobre aplicação de métodos de análise multivariada estão pormenorizados em Hair *et al.* (2009). Aplicou-se a técnica de rotação ortogonal dos fatores pelo método Varimax, que distribui a carga dos fatores maximizando a dispersão, visando atingir um padrão fatorial mais simples, melhorando assim a interpretação dos resultados da ACP. As análises estatísticas foram executadas no software Jamovi (2020) versão 1.8.4.

Resultados e discussão

As frações de volume disponível nos reservatórios (VD) variaram distintamente entre as estruturas, com a seguinte ordem: $R_{14} < R_9 < R_{12} < R_{13} < R_7 < R_{11} < R_5 < R_4 < R_6 < R_{10} < R_8 < R_1 < R_3 < R_2$. A associação entre a precipitação anual observada e a fração de volume disponível apresentou coeficiente de correlação $r = 0.579$ ($\alpha = 0.05$), com base no conjunto de reservatórios. Quando o VD foi considerado em relação ao desvio de precipitação (P_p/P_{NORMAL}) o coeficiente de correlação foi menor ($r = 0.403$; $\alpha = 0.05$). É claro que o complexo hidroclimático não é representado somente por informações de estações pluviométricas. Quanto a isto importa observar que cada reservatório tem caráter próprio, a partir de atributos hidrológicos, morfométricos e de ocupação das bacias, conforme destacam Richardson *et al.* (2018). Somam-se ainda características de topografia, vegetação e pedologia.

O resumo dos parâmetros de qualidade da água nos reservatórios está na Tabela 4. Em espectro geral os reservatórios R₅, R₁₁ e R₁₂ apresentaram maiores concentrações de nutrientes e clorofila *a*. Por outro lado, e de modo geral, os reservatórios R₁, R₂ e R₈ de apresentaram menor grau de comprometimento qualitativo. Ao considerar a CONAMA 357/05 e padrões para Águas Classe 2 e Classe 3, os resultados mostraram maior grau de não conformidade em relação aos valores de fósforo (limites de 30 e 50 µg P/L, respectivamente) e à densidade de cianobactérias (limites de 5.0E+4 e 1.0E+5 células/mL, respectivamente).

Tabela 4: Resultados das variáveis de qualidade de água nos reservatórios do estudo.

Reservatório	N (mg N/L)	P (µg P/L)	Cl _a (µg/L)	DS (m)	CB (Cél/mL)
R ₁	0.99 (0.59)	74 (61)	14.8 (13.4)	1.14 (0.40)	2.75E+05 ^a (4.63E+04) ^b (5.77E+05) ^c
R ₂	0.60 (0.36)	50 (21)	12.7 (16.0)	1.39 (0.55)	3.64E+04 (1.76E+04) (4.42E+04)
R ₃	1.51 (0.91)	64 (49)	68.8 (57.23)	0.70 (0.36)	3.55E+05 (2.28E+05) (3.27E+05)
R ₄	1.95 (1.34)	118 (90)	74.5 (72.3)	1.02 (0.75)	3.60E+05 (1.55E+05) (5.27E+05)
R ₅	3.04 (1.21)	148 (57)	129.8 (74.9)	0.38 (0.14)	5.13E+05 (3.29+05) (4.50E+05)
R ₆	1.86 (1.61)	68 (33)	46.1 (53.0)	1.10 (0.83)	2.23E+05 (1.30E+05) (2.36E+05)
R ₇	1.50 (0.92)	59 (22)	62.6 (46.6)	0.69 (0.35)	6.80E+05 (1.72E+05) (2.08E+06)
R ₈	1.06 (0.32)	102 (84)	17.9 (16.9)	0.95 (0.53)	2.21E+05 (6.05E+04) (4.34E+05)
R ₉	2.00 (1.17)	108 (153)	24.9 (18.7)	1.02 (0.51)	1.19E+05 (4.92E+04) (1.72E+05)
R ₁₀	2.35 (1.36)	110 (77)	44.0 (22.6)	0.62 (0.24)	5.41E+05 (1.29E+05) (1.24E+06)
R ₁₁	2.60 (1.77)	121 (97)	87.5 (24.6)	0.90 (0.89)	3.69E+05 (1.44E+05) (8.13E+05)
R ₁₂	6.83 (5.60)	254 (169)	182.6 (171.0)	0.43 (0.27)	3.45E+05 (1.59E+05) (4.67E+05)
R ₁₃	1.79 (0.94)	71 (40)	37.8 (27.9)	1.04 (0.41)	1.77E+05 (9.85E+04) (2.39E+05)
R ₁₄	3.40 (3.29)	86 (57)	70.8 (70.7)	0.64 (0.24)	3.48E+05 (1.38E+05) (4.26E+05)

^a Média aritmética; ^b Média geométrica; ^c Desvio padrão.

Em teste ANOVA verificou-se não haver diferença significativa ($F < F_{crítico}$; $p > 0.05$) na comparação de concentrações representadas por valores de média aritmética com a média geométrica em ciclos anuais, para as variáveis VD, N, P, Cla e DS. Entretanto, para o caso da densidade de cianobactérias houve diferença ($p = 0.024$). Para o caso da variável CB, os valores de coeficiente de variação (CV) estiveram em intervalo muito elevado (0.9 a 3.0) e com assimetria positiva acentuada. Assim, para CB é recomendável o emprego de média geométrica.

A Figura 2 mostra a matriz de correlação de Pearson entre as variáveis do estudo, onde pode-se observar na parte central a diagonal com os gráficos de distribuição dos dados, todos possuem calda para direita, a correlação de Pearson é apresentada de forma gráfica na lateral inferior esquerda e em forma numérica na lateral superior direita.

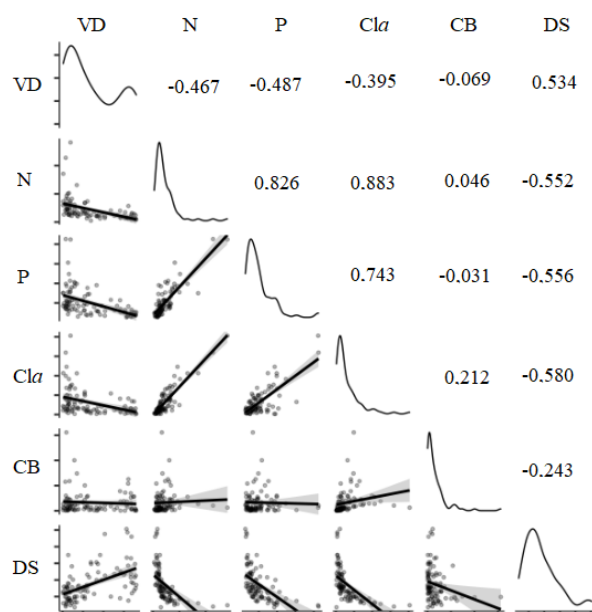


Figura 2. Matriz de correlação entre as variáveis do estudo com base em média anual (2015-2021).

O efeito climático é evidenciado a partir de correlação negativa entre VD e as concentrações de N e P ($p < 0.05$). Isso sugere acúmulo de nutrientes nos reservatórios em razão de intervalos de estiagem prolongada. O fenômeno pode ser corroborado por achados de Chen *et al.* (2019), que estudaram o lago Chenghai no sudoeste da China e Braga e Becker (2020) que estudaram um lago artificial no nordeste do Brasil. Em ambos foram verificadas alterações na composição de assembleias de fitoplâncton associadas à redução de VD, elevação no teor de nutrientes e da salinidade. Correlações elevadas entre nutrientes e clorofila *a* ratificam a combinação de tais

efeitos e de fenômenos ocorrentes no interior dos reservatórios, como visto também pelos autores Moura *et al.* (2020) e Qin *et al.* (2020). Ainda, observou-se um coeficiente de correlação ligeiramente superior entre N e Cl_a , comparado ao de P com o fitopigmento. O fato se deve à ciclagem complexa do fósforo, envolvido em diversos subprocessos químicos e bioquímicos no corpo d'água.

A elevação nas concentrações de nutrientes e conseqüente incremento da produtividade primária foram evidenciados no IET. Os resultados dos cálculos de IET indicam que há um predomínio de reservatórios em estado Eutrófico, como pode ser observado na (Figura 3). As correlações entre o IET final e os subíndices constituintes foram de 0.854; 0.875 e 0.921, para o IET_P , IET_{Cl_a} e IET_{DS} , respectivamente. Mais uma vez o suporte do clima é destacado nas correlações entre VD e/ou P_p em relação aos valores de IET. Os valores de r da correlação entre VD e os subíndices de P, Cl_a , e DS, foram -0.611; -0.464 e -0.542, respectivamente. Para P_p as correlações foram -0.465; -0.505 e -0.506, para os respectivos subíndices já mencionados.

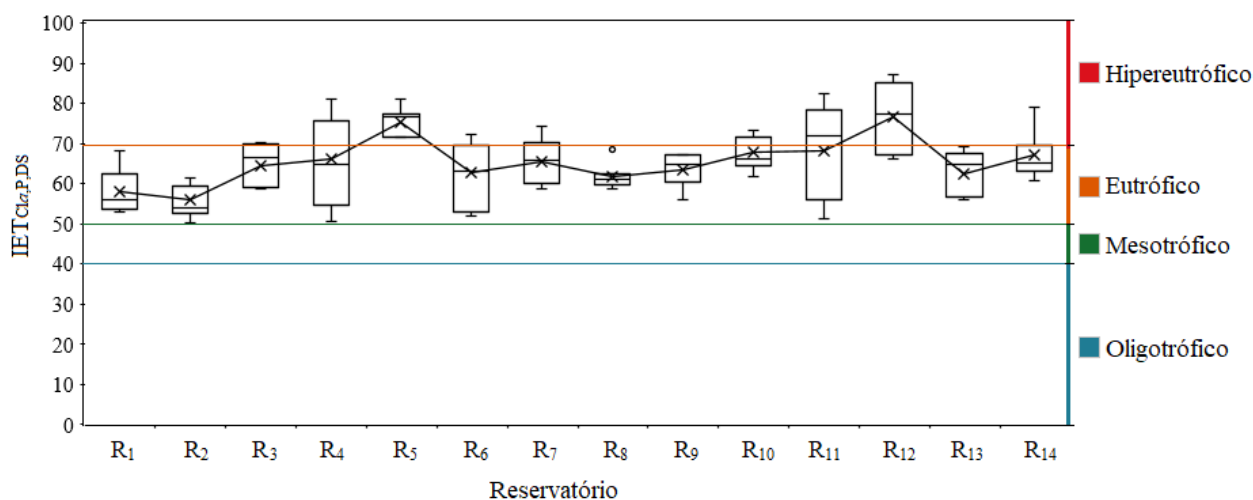


Figura 3. Variação do IET nos reservatórios do estudo (2015 a 2021).

A Figura 4 é baseada em Carlson e Havens (2005) e mostra o desvio dos subíndices IET_{DS} e IET_P em relação ao valor do IET_{Cl_a} . Conforme mostrado na figura 4 a maior parte das observações ficaram no domínio de partículas maiores e com limitação por P. Os referidos autores ressaltam que nesse quadrante as partículas maiores, e que contém Cl_a , podem estar associadas à formação de grupos filamentosos ou colônias, característicos de florações de cianobactérias. Isso é confirmado por maiores valores de CB (média geométrica de $3.74E+5$ células/mL).

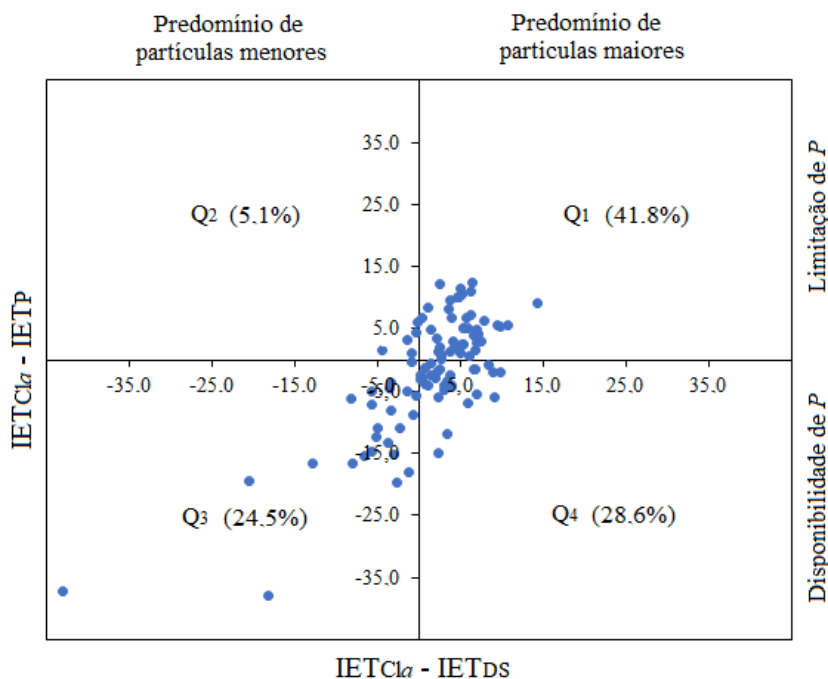


Figura 4. Gráfico de desvio do Índice de Estado Trófico com base anual (2015 a 2021).

No segundo quadrante as diferenças dos subíndices foram mais próximas de zero e a fração do total amostrado foi baixo. Em tal caso há sugestão de que a biomassa de algas domine a atenuação da luz. Entretanto, os próprios autores apontam a limitação da transparência (DS) como variável explicadora da atenuação da luz, que pode ser causada pela ocorrência de material coloidal. Esse material pode causar tanto cor como turbidez, e que não estão associadas às concentrações de clorofila a e fósforo.

No terceiro quadrante (Q_3) a atenuação da luz é atribuída em mais destaque ao material particulado não-algal. Dessa forma as partículas podem conter P, mas não $Cl\alpha$. Em paralelo, mesmo que ocorra associação entre o nutriente e a transparência, a transparência (DS) é variável limitada em relação à biomassa de algas. Isso é explicado pela limitação de luz disponível para atividade fotossintética. No último quadrante (Q_4) Carlson e Havens (2005) apontam que outros fatores, como o consumo por zooplâncton e limitação de nitrogênio, podem reduzir a quantidade de partículas menores.

A discussão sobre a razão entre nitrogênio e fósforo (N:P) e eutrofização parece ser um desafio no trópico semiárido brasileiro. Não foi observado um efeito destacado do aspecto clima, apesar da razão N:P apresentar correlação negativa com VD e P_p ($r = -0.250$ e $r = -0.233$,

respectivamente). Assim, optou-se por uma síntese baseada nos microdados, invés das médias dos ciclos anuais, com o propósito de reduzir o efeito de dispersão da informação. Os valores de N:P < 20 representaram 8.4% das observações. As faixas de 20 a 50 e > 50 responderam por 45.3 e 46.3%, respectivamente.

A Tabela 5 contém valores médios das variáveis do estudo nas faixas de razão N:P. Maior destaque pode ser dado à concentração de *Cl_a*, que cresceu a partir de razão de limitação por nitrogênio, seguindo para a de co-limitação e de limitação por fósforo. Portanto, o incremento da razão ocorre em função da intensa utilização de P com conseqüente acúmulo de N. Portanto, a limitação por fósforo (N:P > 50) é na verdade um caráter de desequilíbrio trófico mais acentuado.

Tabela 5. Valores médios das variáveis do estudo nas faixas de razão N:P.

Faixa de N:P	VD (%)	N (mg N/L)	P (mg P/L)	<i>Cl_a</i> (µg/L)	CB (cél/mL)	DS (m)
< 20 n = 33 (µ _{N/P} = 14)	32.4 ^a (22.5) ^b	0.84 (0.62)	0.137 (0.111)	28.3 (12.1)	1.05E+5 (4.40E+4)	0.91 (0.71)
20 a 50 n = 179 (µ _{N/P} = 36)	40.0 (23.3)	1.86 (1.39)	0.116 (0.089)	60.0 (29.0)	3.77E+5 (9.09E+4)	0.91 (0.74)
> 50 n = 183 (µ _{N/P} = 76)	29.2 (13.9)	2.86 (2.11)	0.082 (0.065)	70.8 (40.5)	3.14E+5 (1.47E+5)	0.80 (0.65)

^a Média aritmética, ^b desvio padrão.

Os resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) apontaram que a medida de adequação de amostragem pelo teste de KMO foi satisfatória, com valor de 0.774 para todo o conjunto de variáveis. Mais detalhadamente, os valores de KMO para cada variável apresentaram a seguinte ordem: CB (0.393) < *Cl_a* (0.733) < N (0.735) < VD (0.749) < P_p (0.786) < P (0.866) < DS (0.885). Os resultados mostram que somente o KMO de CB não se adequaria ao critério de valor limite (≥ 0.5), desta forma, neste estudo, o teste aponta que a variável CB possui menor associação enquanto descritor do fenômeno de eutrofização. O teste de Bartlett's ratificou a homogeneidade de variância com *p*-valor < 0.001.

A Figura 5 contém o gráfico de dispersão da ACP com duas componentes principais. O grau de especificidade (complemento do grau de comunalidade) deve ser < 0.5. A interpretação mais direta é que quanto maior a especificidade, menor a relevância da variável. Apesar de todas as variáveis atenderem ao critério mínimo, a ordem de relevância foi: N (0.140) < P (0.167) < CB (0.204) < *Cl_a* (0.223) < DS (0.370) < P_p (0.488) < VD (0.493). A importância das variáveis segue a mesma ordem para o conjunto das duas componentes variáveis.

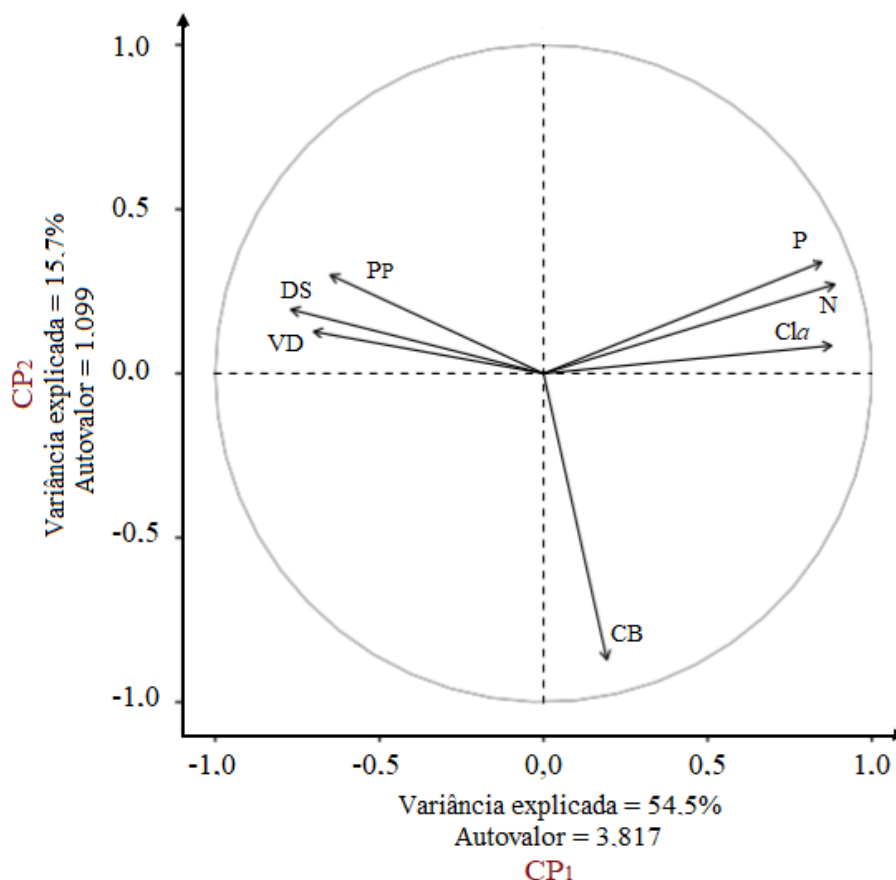


Figura 5. Gráfico de dispersão (*Scatterplot*) da ACP com as variáveis do estudo.

As cargas fatoriais da ACP foram computadas em rotação ortogonal *varimax*. Em ordem decrescente os resultados foram: N (0.927) > P (0.905) > Cla (0.871) na CP₁. Isso evidencia o acúmulo de nutrientes, de forma a explicar a elevação da produtividade primária. Na mesma componente o valor de carga fatorial de DS (-0.696) confirma a contraposição fenomenológica, pois a transparência sofre redução com o incremento de partículas na coluna líquida. O valor (absoluto) de DS foi menor, apontando presença de material particulado de origem distinta da biomassa algal. Em paralelo, as cargas de VD (-0.646) e P_p (-0.554) dão suporte ao efeito clima. Os valores receiptam, entretanto, que fenômenos internos dos reservatórios podem enfatizar o estado trófico, enquanto os elementos climáticos são menos intrínsecos. A carga de CB (-0.892) esteve concentrada na CP₂, confirmando o caráter de que esta variável é pouco dependente do estado trófico em si. Também, é possível que a escala de variação exija uma interpretação mais minudente.

Conclusão

O estudo tratou do grau de eutrofização em reservatórios localizados no semiárido brasileiro. Cotejou-se ainda o efeito da incerteza climática sobre o enriquecimento dos reservatórios por nutrientes, bem como sobre a densidade de cianobactérias. O estado trófico predominante em todos os reservatórios foi Eutrófico (IET = 66. ±8). Não houve distinção entre os resultados anuais baseados em média aritmética e geométrica. A variável fósforo apresentou peso um pouco maior na composição do índice, em razão de critério mais restritivo.

A fração de volume disponível (VD) nos reservatórios e a precipitação anual (P_p) mostraram efeito negativo sobre o estado trófico. Em análise bivariada por correlação, reduções de VD ou P_p implicaram incremento de nutrientes. No caso de análise multivariada, através de componentes principais (ACP), a interpretação de resultados foi assemelhada. Apesar disso, fenômenos internos ocorrentes na massa líquida, parecem ser mais enfáticos sobre o estado trófico, como por exemplo a disponibilização de fósforo da massa líquida, servindo de fonte nutricional para o reservatório, fenômeno esse observado pelos autores Moura *et al.* (2020), Cavalcante *et al.* (2022) e Rocha e Neto (2022). Portanto, os elementos climáticos são menos intrínsecos a isso, e devem ser entendidos de forma ordenada no tempo e como determinantes de agravamento da qualidade da água.

Os registros de cianobactérias apontaram correlações não significantes com nutrientes, transparência e variáveis de representação climática. Mesmo com Cl_a a correlação foi fraca. Isso foi ratificado no teste de adequação específica de amostras ($KMO_{CB} = 0.393$) na ACP, apesar do conjunto de variáveis atender ao critério mínimo de 0.5. Uma perspectiva mais elucidativa foi dada pela razão N:P, em que valores < 20 apontam densidades médias menores. A limitação por N parece ser um indicativo de degradação menor, pois tanto as concentrações de nutrientes quanto de clorofila *a* foram inferiores aos resultados de faixas de co-limitação e limitação por fósforo. Essa última aponta um caráter de desequilíbrio trófico mais destacado.

Referências

- Álvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.D.M., Sparovek, G. (2014) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, **22**(6), 711–728.
- Alves, M.T.R., Machado, K.B., Ferreira, M.E., Vieira, L.C.G., Nabout, J.C. (2019) A snapshot of the limnological features in tropical floodplain lakes: the relative influence of climate and land use. *Acta Limnologica Brasiliensia*. **31**, e10. <https://www.scielo.br/j/alb/a/iWGYcyZwHTbpPqhZBCJ88Sn/abstract/?lang=en>
- APHA (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21a Ed., American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC.
- Bhat, S.U., Mushtaq, S., Qayoom, U., Sabha, I. (2020) Water Quality Scenario of Kashmir Himalayan Springs - a Case Study of Baramulla District, Kashmir Valley. *Water Air Soil Pollut.* **231**(9), 1-17. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-020-04796-4>

- Braga, G.G., Becker, V. (2020) Influence of water volume reduction on the phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake: a comparison of two morphofunctional approaches. *An. Acad. Bras. Ciênc.* 92(1). <https://www.scielo.br/j/aabc/a/6rhf6dBSGCYDsyrZYDwDSJS/abstract/?lang=en>
- Brito, J.G.; Alves, L.F.; Espirito Santo, H.M.V. (2014) Seasonal and spatial variations in limnological conditions of a floodplain lake (Lake Catalão) connected to both the Solimões and Negro Rivers, Central Amazonia. *Acta Amazônica*, **44**(1), 121-133.
- Carlson, R.E. (1997) Trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, **22**(2), 361-369. <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Carlson, R.E.; Simpson, L.A. (1996) Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. *North American Lake Management Society*. **96**.
- Carson, R.E.; Havens, K.E. (2005) Simple graphical methods for the interpretation of relationships between trophic state variables. *Lake and Reservoir Management*, **21**(1), 107-118.
- Cavalcante, H., Araújo, F., Becker, V., Lucena-Barbosa, JE (2022) Control of internal phosphorus loading using coagulants and clays in water and the sediment of a semiarid reservoir susceptible to resuspension. *Hidrobiologia*, **849**, 4059–4071. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04737-0>
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005) *Resolução CONAMA nº 357*, de 17 de março de 2005, Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>
- Chen, X., Liu, X., Peng, W., Dong, F., Chen, Q., Sun, Y., Wang, R. (2019) Hydroclimatic influence on the salinity and water volume of a plateau lake in southwest China. *Science of the Total Environment*, **659**, 746–755. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969718348538>
- Costa, L. R. F.; Dantas, S. P. (2012) Clima e a problemática das secas no Ceará: um novo olhar sobre os grandes reservatórios e o avanço da desertificação. *Revista Geonorte*, Edição Especial 2. **2**(5), 1034 – 1042.
- Cunha, D. G. F., Finkler, N. R., Lamparelli, M. C., Calijuri, M. D. C., Dodds, W. K., Carlson, R. E. (2021) Characterizing Trophic State in Tropical/Subtropical Reservoirs: Deviations among Indexes in the Lower Latitudes. *Environmental Management*. **68**(4), 491–504. <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-021-01521-7>
- Cunha, D. G. F.; Calijuri, M. C.; Lamparelli, M. C. A. (2013) trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tr}). *Ecological Engineering*, **60**(1), 126-134. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857413003091>
- de Freitas Lima, P., Sousa, MSR, Porfírio, AF, Almeida, BS, Freire, RHF, Santaella, ST (2015). Preliminary analysis on the use of Trophic State Indexes in a brazilian semiarid reservoir. *Acta Scientiarum. Ciências Biológicas*, **37**(3), 309-318.
- Finlay, K., Vogt, R. J., Simpson, G. L. e Leavitt, P. R. (2019) Seasonality of pCO₂ in a hard-water lake of the northern Great Plains: The legacy effects of climate and limnological conditions over 36 years. *Limnol. Oceanogr.* **64**(S1). <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/lno.11113>
- FUNCEME, Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (s/f) *Portal Hidrológico*. ARH/CE, Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. Acesso em 25 set. 2022. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br>
- Guildford, S. J.; Hecky, R. E. (2000) Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography*, **45**(6), 1213-1223.
- Hair, J. F.; Anderson, R. E.; Tatham, R. L.; Black, W. C. (2009) Análise Multivariada de Dados. 6a ed. Porto Alegre: *Bookman*. 688 pp.
- Kaiser, H. F. Rice, J. (1974) Little Jiffy, Mark Iv. *Educational and Psychological Measurement*, **34**, 111-117. <https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/001316447403400115?journalCode=epma>. Acesso em 08 fev. 2023.
- Klippel, G.; Macêdo, R. L.; Branco, C. W. C. (2020) Comparison of different trophic state indices applied to tropical reservoirs. *Lakes Reserv.* **25**, 214–229
- Kratzer, C. R.; Brezonik, P. L. A. (1981) Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Water Resources Bulletin*, **17**(4), 713-715. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1752-1688.1981.tb01282.x>

- Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, RW, Jeppesen, E., Mazzeo, N., Scheffer, M. (2011) Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, **1**(2), 101-105. <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.5268/IW-1.2.359>
- Moura, DS, Almeida, ASOD, Pestana, CJ, Girão, LG, Capelo-Neto, J. (2020) Potencial de carregamento interno de fósforo em reservatórios ao longo de uma bacia hidrográfica do semiárido. *RBRH*, **25**.
- Moura, DS, Neto, IEL, Clemente, A., Oliveira, S., Pestana, CJ, de Melo, MA, Capelo-Neto, J. (2020). Modeling phosphorus exchange between bottom sediment and water in tropical semiarid reservoirs. *Chemosphere*. **246**, 125686. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653519329261>
- Omondi, R., Kembenya, E., Nyamweya, C., Ouma, H., Machua, SK, Ogari, Z. (2014) Recent limnological changes and their implication on fisheries in Lake Baringo, Kenya. *Journal of Ecology and Natural Environment*. **6**(5), 154-163. <https://repository.maseno.ac.ke/handle/123456789/3094>
- Otoch, B. C.; Studart, T. M. C.; Campos, J. N. B.; Portela, M. (2019) Gestão de recursos hídricos em regiões semiáridas e a dependência da trajetória institucional: Nordeste Brasileiro e Austrália. *Recursos Hídricos (Lisboa)*, **40**, 43-51.
- Pereira Neto, C. M. (2017) Perspectivas da açudagem no semiárido brasileiro e suas implicações na região do Seridó Potiguar. *Sociedade e Natureza*, **29**(2), 285-294.
- Qin, B., Zhou, J., Elser, JJ, Gardner, WS, Deng, J., Brookes, JD (2020) Water depth underpins the relative roles and fates of nitrogen and phosphorus in Lakes. *Environ. Sci. Technol.* **54**(6), 3191–3198. <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.9b05858>
- Richardson, J., Miller, C., Maberly, SC, Taylor, P., Globevnik, L., Hunter, P., Carvalho, L. (2018) Effects of multiple stressors on cyanobacteria abundance vary with lake type. *Global Change Biology*, **24**(11), 5044- 5055.
- Rocha, MDJD, Neto, IEL (2022) Internal phosphorus loading and its driving factors in the dry period of Brazilian semiarid reservoirs. *Journal of Environmental Management*, **312**, 114983.
- Santos, JA, Marins, RV, Aguiar, JE, Challar, G., Silva, FA, Lacerda, LD (2017) Hydrochemistry and trophic state change in a large reservoir in the Brazilian northeast region under intense drought conditions. *Journal of Limnology*, **76**(1).
- Sperotto, A., Molina, JL, Torresan, S., Critto, A., Pulido-Velazquez, M., Marcomini, A. (2019) Water quality sustainability evaluation under uncertainty: A multi-scenario analysis based on bayesian networks. *Sustainability*, **11**(17), 4764.
- SUDENE, Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (2017) *Resolução 115, 23/11/2017*. Aprova a Proposição nº 113/2017, que acrescenta municípios a relação aprovada pela Resolução CONDEL nº 107, e 27 de julho de 2017, 3 pp.
- The Jamovi Project (2020). Jamovi. (Version 1.8.4) [Computer Software]. Recuperado de <https://www.jamovi.org>
- Toledo, A.P.J., Talarico, M., Chinez, S.J., Agudo, E.G., (1983) A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais, *12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Camboriú, Brasil.
- Walling, B., Chaudhary, S., Dhanya, CT, Kumar, A. (2017) Estimation of environmental flow incorporating water quality and hypothetical climate change scenarios. *Environ Monit Assess*, **189**(5), 1-15. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-017-5942-2>
- Wiegand, M. C., Nascimento, A. T. P., Costa, A. C., Neto, I. E. L. (2021) Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. *Journal of Arid Enviroments*, **184**. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196320302202>



REVISTA AIDIS

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

INDICADORES DE SUORTE AO GERENCIAMENTO MUNICIPAL DAS ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS NO BRASIL

* Camila Angélica Baum¹
Joel Avruch Goldenfum¹

SUPPORT INDICATORS FOR MUNICIPAL MANAGEMENT OF URBAN STORMWATER IN BRAZIL

Recibido el 11 de agosto de 2022. Aceptado el 20 de febrero de 2023

Abstract

The use of indicators and indexes for the management of urban stormwater by Brazilian municipal managers has become widespread in recent years, although it is still incipient. However, high subjectivity and uncertainties associated with the elaboration of indicators and indices, interpretation and application of results by decision makers are observed. This work aims to propose a set of indicators based on problems related to the management of urban stormwater to assist in municipal decision-making, for the Brazilian reality. To achieve this objective, problems related to the management and handling of urban stormwater were identified, a set of simple indicators was structured, related to simple indicators and problems, in a systematic way and, finally, the validation was carried out. The set of indicators developed has 42 simple indicators with capacity of identifying 88.14% of the total of 59 problems listed related to the management of urban stormwater. The validation of the systematization showed satisfactory results, however, the lack of information and data is still a limiting factor for stormwater management tools in Brazil to be improved and widely used.

Keywords: index, management tool, public managers, decision making.

¹ Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

*Autor correspondente: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Avenida Bento Gonçalves, 9500, Prédio 44302, Porto Alegre-RS, CEP: 91501970. Email: eng.camilabaum@gmail.com

Resumo

A utilização de indicadores e índices para gerenciamento e manejo das águas pluviais urbanas pelos gestores municipais brasileiros tem se difundido nos últimos anos, apesar de ainda ser incipiente. No entanto, são observadas elevada subjetividade e incertezas associadas à elaboração dos indicadores e índices, interpretação e aplicação dos resultados pelos tomadores de decisão. Este trabalho tem por objetivo propor um conjunto de indicadores baseado nos problemas relacionados ao gerenciamento e manejo das águas pluviais urbanas para auxiliar na tomada de decisão municipal, para a realidade brasileira, aplicado a municípios com até cem mil habitantes. Para atingir este objetivo foram identificados os problemas relacionados ao gerenciamento e manejo de águas pluviais urbanas, foi estruturado um conjunto de indicadores simples, foram relacionados os indicadores simples e os problemas, de forma sistematizada e, por fim, foi realizada a validação. O conjunto de indicadores desenvolvido possui 42 indicadores simples com capacidade de identificar 88.14% do total de 59 problemas listados relacionados ao gerenciamento e manejo de águas pluviais urbanas. A validação da sistematização apresentou resultados satisfatórios, no entanto, a carência de informações e dados ainda é um fator limitante para que ferramentas de gerenciamento de águas pluviais no Brasil sejam aprimoradas e amplamente utilizadas.

Palavras-chave: índice, ferramenta de gerenciamento, gestores públicos, tomada de decisão.

Introdução

O acúmulo de águas pluviais no meio urbano foi, por muito tempo, visto como algo indesejável, de forma que as infraestruturas de drenagem eram implementadas para transportar as águas pluviais para fora da área urbana o mais rápido possível (Bertrand-Krajewski, 2021; McGrane, 2016; Porse *et al.*, 2022). Atualmente, o gerenciamento das águas pluviais objetiva atender o controle quantitativo e a qualidade da água e benefícios como paisagens aprimoradas (Porse *et al.*, 2022). Nesse contexto, a necessidade da consideração de diversos aspectos e condições existentes no meio urbano torna a gestão das águas pluviais complexa (Araújo *et al.*, 2017).

Atualmente, estratégias sustentáveis ainda não são difundidas em países em desenvolvimento, como o Brasil (Vasconcelos *et al.*, 2022). Há evidências de que os sistemas de águas urbanas evoluíram, adequando-se às necessidades que as cidades exigiam. De acordo com Fabrício *et al.* (2019), os planejadores urbanos geralmente atuam como solucionadores de problemas no ambiente urbano, o que significa que, ao invés de planejar a cidade para o futuro, eles tentam resolver ou mitigar os problemas existentes. No entanto, de acordo com a Secretaria Nacional de Saneamento (SNS) brasileira, dentre os elementos essenciais para minimizar os impactos sofridos pelas populações em decorrência de eventos hidrológicos extremos está um adequado processo de planejamento e gestão dos serviços de manejo das águas pluviais (SNIS-AP, 2019).

No Brasil a gestão das águas pluviais é realizada, majoritariamente, pelos governos municipais (98.8%) (SNIS-AP, 2020) que, em maioria, carecem de uma estruturação institucional adequada, além de apresentarem escassez de recursos financeiros (Colombelli, 2018) e de técnicos

capacitados para tal (Oneda, 2018). Para suprir parcialmente essa deficiência, o uso de ferramentas e mecanismos de gerenciamento, como os indicadores, tem se difundido ao longo das últimas décadas. Os indicadores, se adequados para a realidade municipal e compreensíveis para os gestores públicos, tem potencial de auxiliar significativamente no gerenciamento das águas pluviais (Baum e Goldenfum, 2021).

Há atualmente uma elevada variedade de indicadores relacionados às águas pluviais para a realidade brasileira, desenvolvidos principalmente por pesquisadores, desde o início dos anos 2000. Baum e Goldenfum (2021), ao analisarem indicadores e índices relacionados às águas pluviais e inundações urbanas, desenvolvidos pela comunidade científica para a realidade brasileira, verificaram que, apesar dos esforços, muitos dos conjuntos de indicadores relacionados aos sistemas urbanos enfrentam problemas práticos para sua aplicação, destacando-se a exigência de informações complexas, que demandam ferramentas muito específicas para que sejam obtidas as informações e/ou dados necessários. Esse mesmo problema, dentre outros, foi apontado por Klopp e Petretta (2017) quando analisados indicadores para o objetivo do desenvolvimento urbano sustentável.

A exigência de informações complexas expõe a problemática envolvendo a capacidade técnica limitada nos órgãos e entidades responsáveis. Esta limitação impacta não só na confiabilidade dos dados utilizados no cálculo dos indicadores, como também na interpretação e utilização dos resultados dos indicadores pelos tomadores de decisão para realização de ações práticas. De acordo com Mayer (2008), se o nível de compreensão for reduzido, as decisões políticas podem aumentar as disparidades econômicas e os danos ambientais e diminuir as possibilidades de sustentabilidade a longo prazo. Conforme Baum e Goldenfum (2021), ferramentas para utilização por órgãos e entidades públicas brasileiras responsáveis pelas águas pluviais urbanas devem ser de fácil manuseio e exigirem informações de obtenção relativamente fácil, dada a capacidade limitada do quadro de servidores públicos para a área de águas pluviais existente nos municípios.

Se observa a ausência de estudos que busquem alternativas para a redução da subjetividade e de incertezas associadas à interpretação dos resultados dos indicadores para gerenciamento de águas pluviais urbanas pelos tomadores de decisão. A promoção de uma relação quantitativa entre indicadores que expliquem quais resultados são mais impactantes no sistema de águas pluviais urbanas é uma forma de auxiliar no suprimento dessa lacuna, além de tornar os indicadores mais atrativos aos gestores públicos. Atualmente a utilização de indicadores no gerenciamento de águas pluviais na esfera pública municipal no Brasil é incipiente, mesmo que, dentre os conteúdos mínimos que os Planos Diretores de Drenagem devam abranger, esteja um diagnóstico da situação e de seus impactos nas condições de vida, utilizando sistema de indicadores, de acordo com a Lei Federal nº 11.445/2007 (Brasil, 2007).

Diante do exposto, esse trabalho propõe um conjunto de indicadores baseado nos problemas relacionados ao gerenciamento das águas pluviais urbanas para auxiliar na tomada de decisão municipal para a realidade brasileira, que indique quais os possíveis problemas existentes e aspectos que necessitam de intervenção. Busca-se contribuir cientificamente para a redução da subjetividade e de incertezas associadas à interpretação dos resultados dos indicadores pelos tomadores de decisão e, conseqüentemente, na evolução dos sistemas de indicadores para o gerenciamento das águas pluviais urbanas. Ademais, pretende-se fornecer aos municípios com até cem mil habitantes, que possuem poucos recursos humanos, técnicos e financeiros, uma ferramenta de suporte para o gerenciamento, que oriente a tomada de decisão, suprimindo assim, mesmo que parcialmente, a carência técnica na área de gerenciamento de águas pluviais existentes nas prefeituras municipais brasileiras.

Metodologia

Este estudo foi desenvolvido em três etapas principais:

- 1) identificação dos problemas relacionados ao gerenciamento e manejo de águas pluviais urbanas existentes em municípios de até cem mil habitantes;
- 2) estruturação do conjunto de indicadores simples;
- 3) associação entre indicadores simples e os problemas, de forma sistematizada.

Identificação dos problemas

Inicialmente foi realizada uma revisão da literatura para identificação dos problemas relacionados às águas pluviais urbanas em municípios brasileiros. Considerando que esse estudo foi desenvolvido para municípios com contingente populacional de até cem mil habitantes, com abrangência nacional, não foram consideradas situações específicas devido à ampla diversidade climática, fisiográfica, sociocultural e/ou econômica existente entre os municípios brasileiros. Em seguida, os problemas mais comuns (identificados na revisão de literatura) e coerentes com o contexto brasileiro foram categorizados em quatro aspectos temáticos: Ambiental, Econômico, Institucional e Social, que são os mesmos utilizados para ordenamento dos indicadores, posteriormente. Por fim, uma lista de problemas potenciais é apresentada, a qual foi utilizada em etapa seguinte do estudo.

Estruturação do conjunto de indicadores

O conjunto de indicadores foi desenvolvido utilizando com base nos problemas mais comuns existentes relacionados às águas pluviais urbanas em municípios brasileiros, identificados na etapa anterior. O marco ordenador, adotado para organizar o conjunto de indicadores neste trabalho é o de desenvolvimento sustentável: modelo temático, anteriormente utilizado para categorizar os problemas relacionados ao gerenciamento e manejo de águas pluviais urbanas. Esse marco ordenador foi adotado devido ao mesmo ser empregado pela Comissão de

Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (CSD, 2001) e utilizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em suas publicações sobre desenvolvimento sustentável (IBGE, 2015). Na Figura 1 são apresentadas as etapas seguidas.

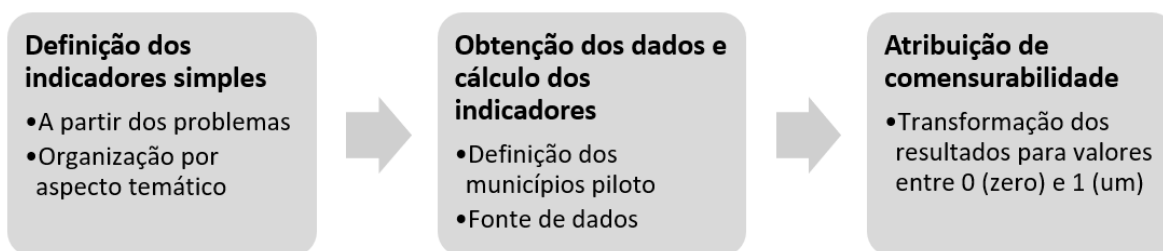


Figura 1. Sequência de etapas para estruturação do conjunto de indicadores.

Para cada problema foram relacionados indicadores que pudessem caracterizar, quantificar e/ou avaliar o problema ou que apresentassem potencial de diagnosticar situações problemáticas. Esses indicadores foram obtidos em estudos já publicados, avaliados por Baum e Goldenfum (2021) e no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – Águas Pluviais (SNIS-AP, 2019), mantendo suas formulações ou adaptando-as. Para os problemas para os quais não foram identificados indicadores que os caracterizassem, quantificassem ou avaliassem de forma adequada, foram propostos novos indicadores, sempre que possível. Após essa etapa, os indicadores foram organizados por aspectos temáticos: Ambiental, Econômico, Institucional e Social. Foram selecionados apenas indicadores que possuíssem a capacidade de caracterizar ou quantificar determinada condição, de forma igualitária, em todo o território brasileiro, a fim de compor um conjunto de indicadores de abrangência nacional.

Para análise dos indicadores selecionados, foram obtidos dados de sete municípios piloto, apresentados na Tabela 1. Para a seleção destes municípios foram considerados quatro aspectos principais: 1) Porte populacional: municípios com até 100.000 habitantes (municípios pequenos e médios, conforme a Política Nacional de Assistência Social (Brasil, 2005)); 2) Municípios da região Sul do Brasil; 3) Terem respondido ao questionário do SNIS-AP, referente ao ano de 2018 (SNIS-AP, 2019); 4) Municípios que possuam Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) e que o mesmo apresente, minimamente, na etapa de diagnóstico, identificação dos principais problemas. O município de Tubarão possui Plano Diretor de Macrodrenagem (PDM) atualizado e, por esse motivo, foi utilizado como município “testemunha”.

Os dados utilizados para cálculo dos indicadores foram extraídos das seguintes bases: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – Águas Pluviais (2018) (SNIS-AP, 2019), Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – Resíduos Sólidos (2018) (SNIS-RS, 2019), Hidroweb (ANA), Perfil dos Municípios Brasileiros (MUNIC) (IBGE, 2018), Sistema Integrado de Informações sobre Desastres (S2ID, 2018), ordenamento jurídico e Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB)/Plano Diretor de Macrodrenagem (PDM) dos municípios piloto. O ano base das informações foi 2018.

Tabela 1. Localização e características dos municípios piloto.

Município	Estado	População (hab.)	Densidade populacional urbana (hab/ha)
Fraiburgo	Santa Catarina	36299	6.64
Capão da Canoa	Rio Grande do Sul	52004	9.20
São Bento do Sul	Santa Catarina	83576	10.20
Esteio	Rio Grande do Sul	83121	41.50
Medianeira	Paraná	45812	22.96
Tubarão	Santa Catarina	95072	17.96
Não-Me-Toque	Rio Grande do Sul	17484	2.31

Fonte: Adaptado de SNIS-AP (2019)

Por fim, os indicadores foram normalizados, conferindo-lhes a propriedade de comensurabilidade, facilitando assim a interpretação dos resultados. Foi adotado o método de transformação das variáveis para valores entre 0 (zero) e 1 (um). Este método normaliza os indicadores para ter um intervalo idêntico [0, 1] subtraindo o valor mínimo e dividindo pelo intervalo dos valores do indicador. Para uma variável X qualquer, o valor da variável transformada 0 - 1 para a i-ésima observação é dado pela Equação 1:

$$v_i = \frac{x_i - x_{\min}}{x_{\max} - x_{\min}} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

v_i : valor transformado da i-ésima observação da variável x

x_{\min} é o valor mínimo da variável x

x_{\max} é o valor máximo da variável x

Foram considerados como valores máximos e valores mínimos os valores ideais e anti-ideais, respectivamente. Para a maior parte dos indicadores a determinação dos valores ideais e anti-ideais é inequívoca e intuitiva. O sentido de preferência dos resultados normalizados dos indicadores é crescente: quanto mais próximo de 0 (zero) for o resultado do indicador, mais anti-ideal é aquele resultado; já, quanto mais perto de 1 (um) for o resultado do indicador, mais ideal é aquele resultado. Cabe destacar que esse sentido de preferência não se refere aos valores ideais e anti-ideais considerados para cálculo de normalização, os quais não possuem sentido de preferência.

Associação entre problemas e indicadores

Nessa etapa foi realizada a associação entre problemas e indicadores, de forma sistematizada. Para cada problema foram relacionados possíveis indicadores que, direta ou indiretamente, pudessem indicar a existência de um ou mais problemas de gerenciamento e manejo de águas pluviais. Após a sistematização, foram calculados os indicadores e identificados os possíveis problemas envolvendo gerenciamento e manejo de águas pluviais, para cada município piloto.

Como forma de validar a sistematização entre problemas e indicadores e, conseqüentemente, o conjunto de indicadores simples proposto, os resultados obtidos (problemas identificados via sistema de indicadores) foram comparados com os problemas identificados nos PMSB/PDM dos municípios piloto. É apresentada a quantidade de problemas para os quais há indicador (via sistema de indicadores formulado), a quantidade de problemas que foi possível de identificar (via sistema de indicadores, formulado), a quantidade de problemas identificados nos PMSB/PDM, a quantidade de problemas identificados que pertencem a mesma classe – em relação a existência do problema (Problema Existente e Problema Inexistente) e a quantidade de problemas identificados que pertencem a classes distintas – em relação a existência do problema. Na classe “Problema Inexistente” foram elencados apenas os problemas que foram identificados por indicadores que apresentavam valor máximo (1.00). Todos os demais foram classificados como “Problema Existente”.

Resultados e discussão

Problemas relacionados ao gerenciamento e manejo de águas pluviais urbanas

A revisão da literatura evidenciou a escassez de revisões completas sobre os problemas relacionados ao gerenciamento e manejo de águas pluviais urbanas recentes e que poucos estudos detalham os problemas existentes considerando todos os aspectos que envolvem o sistema de águas pluviais urbano. Na Tabela 2 são resumidos os problemas identificados. No total, 59 problemas específicos foram identificados e organizados nos quatro aspectos temáticos: 1) Econômico: 06 problemas; 2) Institucional: 23 problemas; 3) Social: 13 problemas; e 4) Ambiental: 17 problemas. Ainda que alguns problemas se enquadrem em mais de um aspecto, optou-se por inseri-los apenas em um aspecto temático, no qual os mesmos impactam de forma mais direta.

Os problemas foram identificados nos trabalhos de Castro (2007), Cavalcanti Filho (2017) Colombelli (2018), Cruz e Tucci (2008), Goldenfum *et al.* (2007), Martins (2012), Miguez, Mascarenhas e Magalhães (2007), Silva (2016), Souza, Moraes e Borja (2013), Tucci (2008; 2012) e Villanueva *et al.* (2011) e no Diagnóstico do SNIS-AP (2019). Os problemas envolvendo gerenciamento e manejo das águas pluviais atuais são muito semelhantes aos problemas reportados há alguns anos.

Tabela 2. Problemas de gerenciamento e manejo de águas pluviais urbanas.

Id	Problemas
Temática Econômica	
PE01	Orçamento insuficiente para adoção de medidas preventivas
PE02	Orçamento insuficiente para manutenção das estruturas de drenagem e manejo de águas pluviais existentes
PE03	Ausência de fontes de investimento e custeio para gerenciamento e manejo de águas pluviais
PE04	Cobrança insuficiente (ou ausência de cobrança) para manutenção dos serviços públicos de águas pluviais
PE05	Investimento para mitigação dos danos (materiais/humanos) causados por eventos hidrológicos extremos
PE06	Prejuízos econômicos causados por eventos hidrológicos extremos ou pelo manejo inadequado das águas pluviais
Temática Institucional	
PI01	Equipe limitada, em quantidade e/ou em termos de capacidade técnica
PI02	Ausência de formação e atualização das equipes técnicas
PI03	Desconhecimento, pela equipe técnica, dos processos físicos/hidrológicos que influenciam na drenagem das águas pluviais
PI04	Falta de conhecimento sobre formas de evitar e controlar inundações, por parte dos planejadores urbanos.
PI05	Ausência de planejamento a curto, médio e longo prazo
PI06	Ausência/deficiência na regulamentação de temas que envolvem a drenagem e manejo de águas pluviais
PI07	Ausência de um banco de dados e informações de acompanhamento sobre o sistema de águas pluviais
PI08	Ausência de instrumentos de ordenamento de uso do solo
PI09	Ausência de fiscalização do uso e ocupação do solo
PI10	Desconhecimento do sistema de drenagem devido à falta de cadastro do sistema ou cadastro parcial
PI11	Deficiências na elaboração de projetos do sistema de águas pluviais
PI12	Deficiências na execução de projetos do sistema de águas pluviais
PI13	Deficiência na manutenção do sistema de águas pluviais
PI14	Implantação do sistema de águas pluviais de forma fragmentada
PI15	Ausência de utilização de soluções e técnicas de drenagem e manejo de águas pluviais mais integradas ao contexto urbano
PI16	Ausência de espaços públicos ou privados adequados à implementação de dispositivos compensatórios
PI17	Preferência por medidas mitigadoras tradicionais e estruturais
PI18	Falta de controle e monitoramento hidrológico e ausência ou ineficiência de sistemas de alerta
PI19	Precariedade das informações hidrológicas e hidráulicas para avaliar a condição atual e propor cenários
PI20	Fragmentação das atividades e descontinuidade administrativa
PI21	Dificuldade de integração entre órgãos públicos
PI22	Projetos urbanos e sistemas de águas pluviais conflituosos (falta de integração entre os setores relacionados à gestão urbana)
PI23	Deficiência na articulação e em diálogos intermunicipais e visão municipalizada do manejo de águas pluviais
Temática Social	
PS01	Redução da proteção do solo
PS02	Pressão imobiliária
PS03	População em condição de vulnerabilidade a eventos hidrológicos extremos
PS04	Habitações em áreas de risco
PS05	Falta de conscientização da população sobre riscos de ocupar áreas de risco
PS06	Difícil acesso público aos canais de discussão e debate sobre os sistemas de águas pluviais
PS07	Falta de interesse da população em participar da tomada de decisão
PS08	Resistência e pré-conceito da população à adoção de algumas medidas estruturais sustentáveis ou não-estruturais
PS09	Déficit no atendimento à população
PS10	Deficiência na educação da sociedade para com o manejo das águas pluviais

Id	Problemas
PS11	Falta de percepção da importância do gerenciamento e manejo adequado de águas pluviais e não valorização de ações realizadas
PS12	Proliferação de vetores
PS13	Incidência de doenças de veiculação hídrica
Temática Ambiental	
PA01	Aumento do volume do escoamento, com consequente redução da capacidade hidráulica do sistema
PA02	Alteração dos padrões de circulação da água
PA03	Redução da capacidade de recarga do aquífero, devido à redução de infiltração
PA04	Alteração do microclima
PA05	Aumento da produção de sedimento devido a desproteção das superfícies
PA06	Desconhecimento das áreas de risco
PA07	Redução da vegetação marginal dos cursos d'água
PA08	Obstruções ao escoamento, como aterros, pontes, canais de drenagens inadequados
PA09	Assoreamento de curso d'água
PA10	Modificações físicas nos canais de escoamento naturais
PA11	Redução da diversidade da fauna aquática nos cursos d'água
PA12	Ligações indevidas ou ilegais na rede de drenagem (como da rede de esgoto)
PA13	Dificuldade de identificação de fontes poluidoras/fontes difusas
PA14	Redução da beleza paisagística
PA15	Disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, comprometendo o funcionamento pleno de dispositivos de drenagem e contaminando as águas pluviais
PA16	Déficit no esgotamento sanitário
PA17	Contaminação dos recursos hídricos subterrâneos

Fonte: Os Autores (2022).

Observou-se que muitos dos problemas elencados para um mesmo aspecto temático são inter-relacionados, e as ações realizadas para controlar um problema podem impactar positivamente no controle de outros problemas. O mesmo pode ser observado entre problemas de diferentes temáticas. A impermeabilização do solo (problema do aspecto ambiental) e ocupação de zonas de inundação (problema do aspecto social) são problemas que poderiam ser amenizados se houvessem regulamentação e regulação adequada do uso e ocupação do solo (problema do aspecto institucional), diminuindo assim os custos gerados por danos causados por eventos hidrológicos extremos (problema do aspecto econômico).

O gerenciamento e manejo das águas pluviais é também influenciado por aspectos culturais, como preferência por medidas mitigadoras tradicionais e estruturais pelos gestores públicos e pela população e falta de consciência sobre a necessidade de destinação adequada dos resíduos (SILVA, 2016). Assim, os problemas culturais foram ajustados aos aspectos temáticos adotados neste trabalho, conforme melhor se adequavam.

Indicadores para gerenciamento e manejo de águas pluviais urbanas

Foram selecionados 42 indicadores, organizados por aspecto temático, que resultaram na seguinte distribuição: 04 indicadores econômicos, 19 indicadores institucionais, 10 indicadores sociais e 09 indicadores ambientais. Na Tabela 3 são apresentados os indicadores e os valores utilizados para normalizar estes indicadores. Os indicadores, as informações necessárias para o cálculo dos mesmos, as fórmulas e as fontes dos dados utilizadas são apresentadas, de forma detalhada, como Material Suplementar I.

O aspecto econômico é composto pelo menor número de indicadores (quatro). As informações abertas disponibilizadas pelos municípios sobre esse assunto ainda são escassas. No Diagnóstico do SNIS-AP, referente ao ano de 2018, identificou-se que um conjunto significativo de municípios respondentes (44.16%) pareceu informar dados que não necessariamente expressam a sua realidade orçamentária e fiscal, a qual, pelo conhecimento tácito do setor, tende a ser de déficit nos serviços de drenagem e manejo de águas pluviais (SNIS-AP, 2019). Dessa forma, a reduzida disponibilidade e confiabilidade de dados e informações relacionados à questão econômica limitaram a seleção/desenvolvimento de indicadores para esse aspecto. Já o aspecto com o maior número de indicadores foi o institucional. A questão institucional é extremamente relevante para que haja um gerenciamento apropriado das águas pluviais e, apesar da amplitude, é um assunto pouco explorado. De acordo com Tucci (2012), um dos grupos de componentes em que a estrutura da gestão das águas urbanas se baseia é o institucional.

Também se observa que do total de quarenta e dois (42) indicadores, vinte e três (23) são qualitativos, enquanto os demais são quantitativos. Há predominância de indicadores qualitativos dentre os indicadores institucionais, enquanto os indicadores econômicos são todos quantitativos. Os indicadores dos aspectos ambiental e social apresentaram equilíbrio entre indicadores quantitativos e qualitativos. Baum e Goldenfum (2021), ao analisarem indicadores relacionados as águas pluviais urbanas observam a predominância da requisição de dados qualitativos, tanto para as bibliografias acadêmicas quanto para Planos Municipais.

Os resultados da aplicação nos municípios piloto dos indicadores listados na Tabela 3, após normalização, são apresentados na Tabela 4. Quando comparados os resultados por município, para cada aspecto temático, observa-se que os indicadores econômicos possuem os resultados mais críticos para todos os municípios, enquanto os indicadores sociais, no geral apresentam os resultados mais positivos. Alguns municípios apresentaram maior ou menor número de indicadores mensurados do que os demais para um mesmo aspecto temático devido à ausência de dados para seu cálculo.

Tabela 3. Indicadores e valores considerados para normalização.

Id	Indicador ¹	Unidade de medida	Valor mínimo	Valor máximo
Indicadores econômicos				
IE01	Receita operacional	\$.ano/m ²	0.00	0.14
IE02	Receita não-operacional	\$.ano/m ²	0.00	2.80
IE03	Investimento do município	\$.ano/m ²	0.00	2.80
IE04	Despesa dos serviços de águas pluviais	%	0.00	1.00
Indicadores Institucionais				
II01	Servidores públicos permanentes	%	0.00	100.00
II02	Servidores públicos com ensino técnico e/ou superior na área	%	0.00	100.00
II03	Percentual de servidores públicos com capacitação	%	0.00	100.00
II04	Normatização para os serviços	N.A.	Não	Sim
II05	Regulamentação dos serviços	N.A.	Não	Sim
II06	Regulamentação da impermeabilização do solo	N.A.	Não	Sim
II07	Estímulo à adoção de métodos de controle na fonte	N.A.	Não	Sim
II08	Regularização fundiária	N.A.	Não	Sim
II09	Cadastro do sistema de macrodrenagem	N.A.	Não	Sim
II10	Cadastro do sistema de microdrenagem	N.A.	Não	Sim
II11	Cursos d'água com monitoramento fluviométrico	%	0.00	100.00
II12	Monitoramento pluviométrico	N.A.	Não	Sim
II13	Acesso às informações	N.A.	Não	Sim
II14	Ações intermunicipais	N.A.	Não	Sim
II15	Limpeza e desobstrução de galerias e canais	N.A.	Não	Sim
II16	Limpeza e desobstrução de bocas de lobo e poços de visita	N.A.	Não	Sim
II17	Área urbana para drenagem urbana sustentável	N.A.	Não	Sim
II18	Regulação dos serviços	N.A.	Não	Sim
II19	Canal de comunicação	N.A.	Não	Sim
Indicadores sociais				
IS01	Áreas de risco	%	0.00	100.00
IS02	Domicílios em área de risco	%	25.00	0.00
IS03	População impactada por eventos	%	100.00	0.00
IS04	Banco de dados	N.A.	Não	Sim
IS05	Conselho Municipal	N.A.	Não	Sim
IS06	Programa de educação ambiental	N.A.	Não	Sim
IS07	Ocorrência de eventos registrados	Unitário	2.50	0.00
IS08	Ocorrência de eventos não - registrados	Unitário	0.50	0.00
IS09	Controle de vetores	N.A.	Não	Sim
IS10	Óbitos	Unitário	1.00	0.00
Indicadores Ambientais				
IA01	Densidade populacional urbana	hab/ha	100.00	1.00
IA02	Intervenções ou manutenções em canais abertos ou nos cursos d'água	N.A.	Não	Sim
IA03	Cursos d'água reestruturados	%	100.00	0.00
IA04	Serviço de coleta domiciliar direta	%	0.00	100.00
IA05	Limpeza de dispositivos de drenagem	N.A.	Não	Sim
IA06	Serviço de esgotamento sanitário	%	0.00	100.00
IA07	Contaminação das águas pluviais	N.A.	Não	Sim
IA08	Contaminação de cursos d'água	N.A.	Não	Sim
IA09	Mata ciliar nos cursos d'água	%	0.00	100.00

¹ Nome do indicador abreviado. OBS.: Valor mínimo = anti-ideal; Valor máximo = ideal. Fonte: Os Autores (2022)

Tabela 4. Resultados da aplicação dos indicadores simples nos municípios piloto.

Id	Esteio (RS)	São Bento do Sul (SC)	Medianeira (PR)	Fraiburgo (SC)	Tubarão (SC)	Capão da Canoa (RS)	Não-Me-Toque (RS)
IE01	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
IE02	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
IE03	0.130	0.010	0.000	0.000	0.130	0.010	0.000
IE04	1.000	0.377	N.C.	0.082	0.150	0.095	0.188
II01	N.C.	N.C.	N.C.	0.500	N.C.	N.C.	N.C.
II02	N.C.	N.C.	N.C.	0.500	N.C.	N.C.	N.C.
II03	N.C.	N.C.	N.C.	0.000	N.C.	N.C.	N.C.
II04	0.000	0.000	1.000	1.000	1.000	0.000	0.000
II05	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
II06	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
II07	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000
II08	1.000	0.000	1.000	1.000	1.000	0.000	0.000
II09	0.000	0.500	0.000	1.000	1.000	0.500	0.000
II10	0.000	0.500	0.000	1.000	1.000	0.500	0.000
II11	0.000	0.000	1.000	0.000	0.667	0.000	0.000
II12	0.000	1.000	0.000	1.000	1.000	1.000	1.000
II13	0.000	0.500	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
II14	0.500	0.000	0.000	0.000	0.500	0.000	0.000
II15	1.000	1.000	1.000	1.000	0.000	1.000	1.000
II16	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
II17	0.000	0.000	1.000	0.000	1.000	0.000	1.000
II18	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000
II19	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	0.000	0.000
IS01	1.000	0.760	0.000	0.000	0.260	0.000	0.510
IS02	0.946	0.691	0.974	1.000	0.230	0.412	0.992
IS03	0.802	0.938	1.000	1.000	1.000	1.000	0.999
IS04	1.000	1.000	0.000	1.000	1.000	1.000	1.000
IS05	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	0.000	1.000
IS06	1.000	1.000	N.C.	0.500	0.500	0.500	0.000
IS07	0.000	0.000	0.800	1.000	0.800	1.000	0.600
IS08	0.000	0.000	1.000	1.000	0.000	0.000	1.000
IS09	1.000	1.000	1.000	1.000	0.000	1.000	1.000
IS10	1.000	1.000	0.000	1.000	1.000	1.000	1.000
IA01	0.591	0.907	0.778	0.943	0.829	0.917	0.987
IA02	1.000	1.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000
IA03	0.146	0.900	0.823	0.775	1.000	N.A.	0.074
IA04	1.000	1.000	1.000	1.000	0.958	1.000	1.000
IA05	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
IA06	0.082	0.208	0.225	0.157	0.000	0.082	0.000
IA07	0.000	1.000	1.000	1.000	0.000	1.000	1.000
IA08	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000
IA09	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.	N.C.

Legenda: Para indicadores quantitativos: Em vermelho, indicadores "Muito Crítico" (de 0.00 a 0.25); em laranja, indicadores "Crítico" (de 0.26 a 0.50); em amarelo, indicadores "Regular" (de 0.51 a 0.75); e em verde, indicadores "Bom" (de 0.76 a 1.00). Para indicadores qualitativos: em vermelho, indicadores "Muito Crítico" (0.00); em amarelo, indicadores "Regular" (0.50); e em verde, indicadores "Bom" (1.00). N.A.: Não se aplica; N.C.: Não calculado. Fonte: Os Autores (2022).

Os resultados do aspecto temático econômico (aspecto com resultados mais críticos) corroboram a deficiência orçamentária existente para os serviços de drenagem e manejo de águas pluviais. A drenagem e manejo de águas pluviais, que é o serviço do saneamento que possui o maior déficit, é efetivado pelas prefeituras, de forma direta ou por contratos com o setor privado, sendo o seu financiamento uma grande deficiência (Santos *et al.*, 2020). Por outro lado, o aspecto temático social apresentou os resultados mais positivos dentre os aspectos temáticos avaliados.

O método de normalização de transformação das variáveis para valores entre 0 (zero) e 1 (um), utilizando como valores máximos e mínimos valores ideais e anti-ideais, se mostra adequado à proposta desse trabalho, que é formular um conjunto de indicadores que possa ser utilizado para diferentes municípios de até cem mil habitantes. Dentre as principais limitações de transformação das variáveis para valores entre 0 (zero) e 1 (um) está o poder que valores extremos tem de distorcer o resultado do indicador transformado (OECD, 2008), isso porque essa transformação não costuma ser estável quando os dados para um novo ponto no tempo ficam disponíveis. Ao utilizar como valores máximos e mínimos valores ideais e anti-ideais é dada estabilidade à transformação e eliminada a limitação inerente a valores extremos. Cabe destacar que o processo de normalização é fundamental para permitir comparação entre os indicadores de forma coerente, auxiliando os tomadores de decisão (Baum e Goldenfum, 2021). Há uma grande quantidade de estudos em que não é descrito o método de normalização dos dados utilizados ou sequer é aplicado um método de normalização, principalmente dentre os estudos que desenvolvem apenas indicadores simples, como Cavalcanti Filho (2017) e Silva (2016), que propuseram indicadores para avaliar as águas pluviais no meio urbano no Brasil.

A aplicação de indicadores que requeiram uma grande quantidade de informações que não necessitam estar obrigatoriamente disponíveis é desafiadora, na medida em que a transparência de informações, nesse caso relacionada às águas pluviais, não é uma questão prioritária para os municípios. Ademais, para o conjunto de indicadores propostos, para que o mesmo retrate a situação real e evite distorções, é importante que os dados e informações utilizadas sejam referentes a um mesmo espaço temporal. Por essas questões, a massiva utilização dos dados dos SNIS-AP se mostrou interessante, apesar de os mesmos deverem ser usados com cautela, de acordo com a Secretaria Nacional de Saneamento (SNIS, 2020).

Sistematização de indicadores de problemas de gerenciamento e manejo de águas pluviais

A associação entre problemas envolvendo gerenciamento de águas pluviais e respectivos indicadores é apresentada como Material Suplementar II. Os resultados da aplicação do modelo sistematizado nos municípios piloto são apresentados na Figura 2.

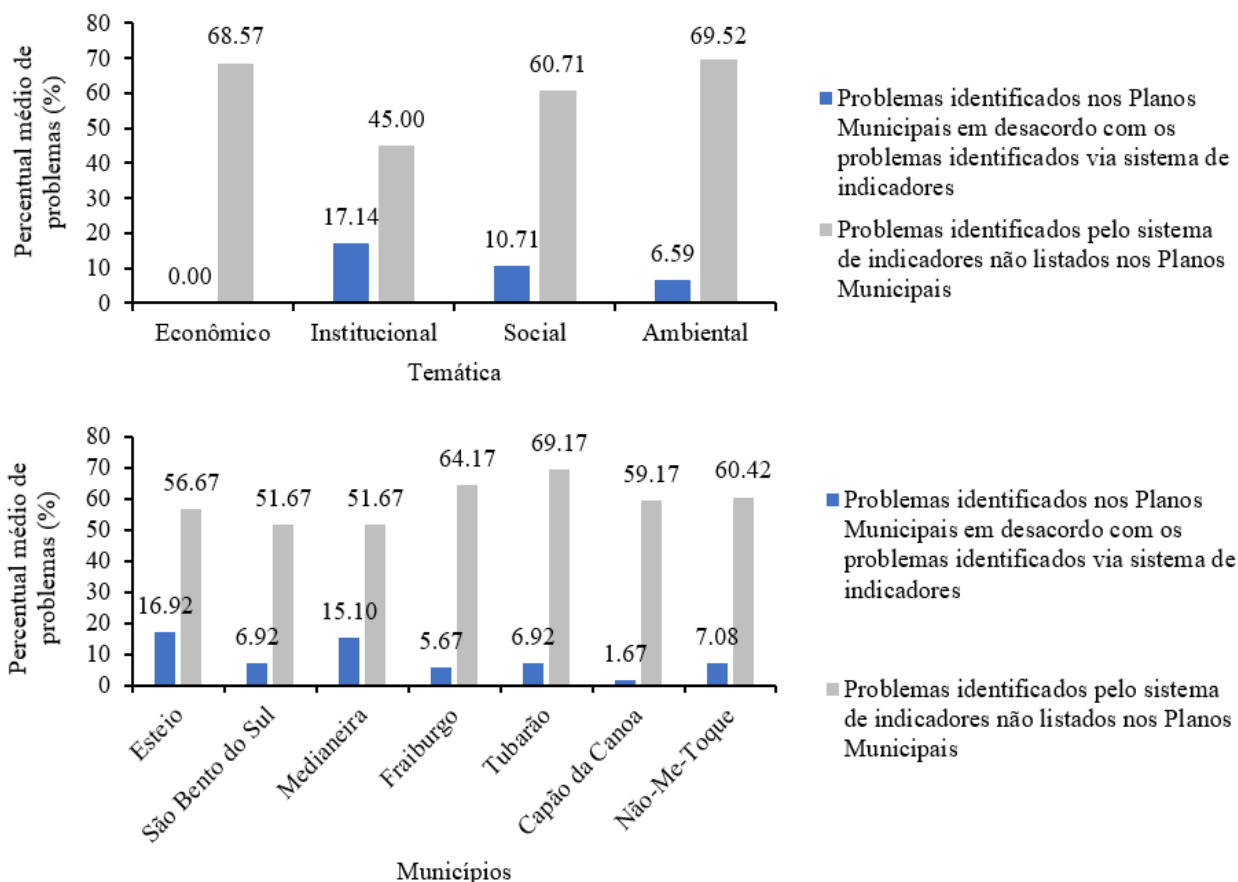


Figura 2. Resultado comparativo entre os problemas identificados via sistema de indicadores e os identificados nos Planos Municipais.

O conjunto formulado de 42 indicadores tem potencial de identificar 88.14% do total de 59 problemas identificados relacionados ao gerenciamento e manejo de águas pluviais urbanas (conforme Material Suplementar II). Não foi possível a formulação de indicadores para todos os problemas devido a alguns problemas exigirem dados complexos para a formulação de indicadores. Os problemas sem indicadores são: PE03 (Ausência de fontes de investimento e custeio para gerenciamento e manejo das águas pluviais), PI04 (Falta de conhecimento sobre formas de evitar e controlar inundações, por parte dos planejadores urbanos), PI21 (Dificuldade de integração entre órgãos públicos), PI22 (Projetos urbanos e sistemas de águas pluviais conflituosos), PS02 (Pressão imobiliária), PA08 (Obstruções ao escoamento, como aterros, pontes, canais de drenagens inadequados) e PA17 (Contaminação dos recursos hídricos subterrâneos). Cabe destacar também que três dos indicadores formulados (IE04: Despesa dos serviços de águas pluviais; II18: Regulação dos serviços e IS10: Óbitos) não indicam nenhum

problema específico, mas auxiliam na compreensão da situação das águas pluviais municipais. O IS10, por exemplo, indica uma situação crítica quanto a eventos hidrológicos, no entanto, não tem potencial de indicar qual problema específico gera essa situação.

Apesar dos problemas identificados nos Planos Municipais serem reduzidos (devido a estes documentos não apresentarem uma lista minuciosa dos problemas existentes), para os problemas identificados nestes documentos e, também, via sistema de indicadores, uma parcela considerável está categorizada na mesma classe, ou seja, o problema foi identificado tanto via sistema de indicadores quanto via Planos Municipais como problema “Existente” ou problema “Não Existente”.

Para uma análise mais detalhada da efetividade da sistematização entre problemas envolvendo águas pluviais urbanas e os indicadores formulados, a seguir são apresentados os percentuais de problemas identificados nos Planos Municipais em desacordo com os problemas identificados via sistema de indicadores e de problemas identificados pelo sistema de indicadores não listados nos Planos Municipais, por aspecto temático – econômico, institucional, social e ambiental (Figura 3) e por município piloto (Figura 4).

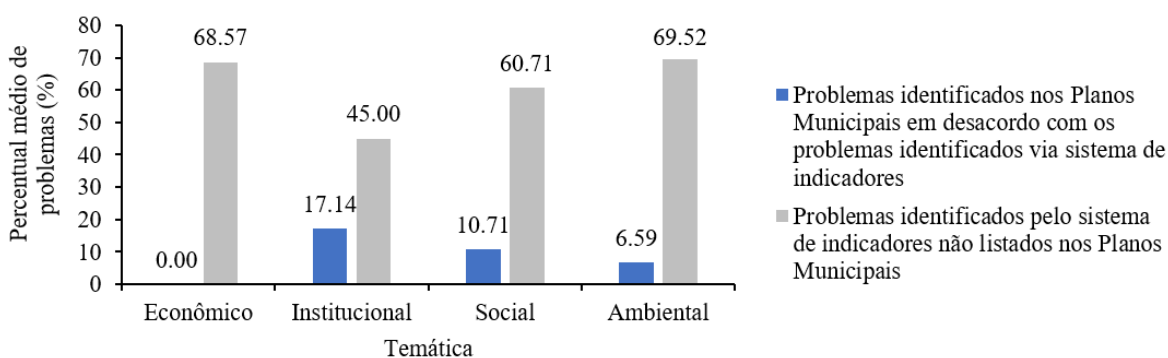


Figura 3. Efetividade da sistematização entre problemas e os indicadores formulados, por aspecto temático

Quando analisada a efetividade da sistematização em relação aos problemas identificados nos Planos Municipais em desacordo com os problemas identificados via sistema de indicadores é possível observar que o aspecto temático Institucional é o que apresenta os piores resultados (17.14% dos problemas estão em desacordo) (Figura 3). No entanto, de modo geral, este aspecto temático teve a maior quantidade de problemas identificados via Planos Municipais. Já para a temática econômica não foram observados problemas em desacordo, o que pode ser atribuído ao fato, já bem relatado, de que há deficiência econômica no setor das águas pluviais. Em relação aos problemas em desacordo para os municípios (Figura 4), os percentuais de maior desacordo foram identificados nos municípios de Esteio (16.92%) e Medianeira (15.10%).

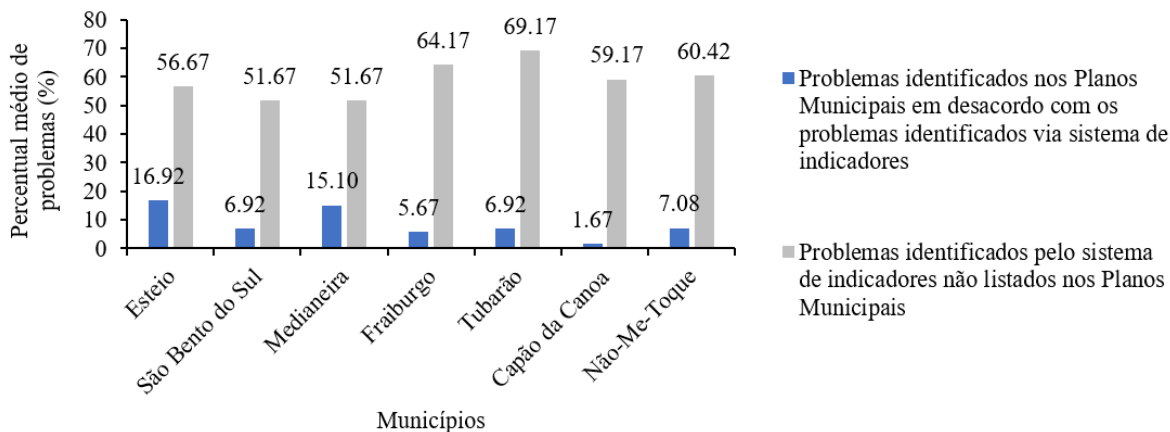


Figura 4. Efetividade da sistematização entre problemas e os indicadores formulados, por município piloto

Quanto aos percentuais de problemas identificados pelo sistema de indicadores não listados nos Planos Municipais, estes se mostraram elevados para todos os aspectos temáticos, o que pode ser atribuído a questão dos Planos Municipais de Saneamento Básico não serem documentos (muitas vezes) tão completos, desenvolvidos para cumprimento de leis e para acesso a benefícios. O município de Tubarão apresentou o maior percentual de problemas identificados pelo sistema de indicadores não listados no Plano. No tocante, cabe destacar que para este município o documento analisado foi o Plano Diretor de Macrodrenagem, o que pode ser a explicação, uma vez que esse documento é mais técnico, descreve menos aspectos sociais de forma detalhada, enquanto aspectos institucionais e técnicos são mais detalhados, até mais do que o conjunto de indicadores de problemas proposto exige.

Alguns problemas não puderam ser identificados ou foram identificados erroneamente devido à limitação dos dados apresentados nos Planos Municipais. A qualidade da informação impacta diretamente nos resultados da ferramenta.

Considerações finais

O presente trabalho propôs a elaboração de um conjunto de indicadores sistematizado com problemas relacionados às águas pluviais urbanas, de suporte para o gerenciamento municipal, com vistas a fomentar a tomada de decisão por parte dos gestores públicos de municípios com população de até cem mil habitantes e reduzir a subjetividade e incertezas associadas à interpretação dos resultados dos indicadores para gerenciamento de águas pluviais urbanas pelos tomadores de decisão.

O desenvolvimento de um conjunto de indicadores para gerenciamento das águas pluviais urbanas que identifique e quantifique os aspectos das águas pluviais urbanas que necessitam mais suporte e aponte os problemas existentes foi alcançado. O conjunto de indicadores desenvolvido possui 42 indicadores capazes de identificar 88.14% do total de 59 problemas identificados relacionados ao gerenciamento e manejo de águas pluviais urbanas.

A validação da sistematização entre indicadores e problemas apresentou resultados satisfatórios. Apesar dos problemas identificados nos Planos Municipais serem reduzidos, a relação dos problemas identificados nos Planos Municipais em desacordo com os problemas identificados via sistema de indicadores foi reduzida, o que demonstra que, quando havia dados para validar, a validação apresentou bons resultados. Cabe destacar que carência de informações e dados sobre as águas pluviais ainda é um fator limitante para que ferramentas de gerenciamento de águas pluviais urbanas no Brasil sejam aprimoradas e amplamente utilizadas.

Sugerem-se como pesquisas futuras, estudos que aprimorem a validação do sistema proposto nesse trabalho, uma vez que o mesmo apresentou potencial e estudos que debatam as implicações da diversidade climática, fisiográfica, sociocultural e/ou econômica existente entre os municípios brasileiros no gerenciamento de águas pluviais urbanas. Ademais, esse estudo foi desenvolvido para populações de até cem habitantes, devido a questões orçamentárias e percentuais de eventos hidrológicos a que estes municípios são expostos. Como possibilidade de pesquisa futura, destaca-se a avaliação da aplicação deste conjunto de indicadores em municípios de maior porte (acima de cem mil habitantes), a qual não foi realizada nesta pesquisa.

Agradecimento

A primeira autora agradece a concessão da bolsa de estudos pela agência brasileira Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

Referências bibliográficas

- ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. *Hidroweb*, disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>
- Araújo, D. C. D., Silva, P. O. D., Curi, W. F., Cabral, J. J. D. S. P. (2017), Análise multicriterial aplicada à gestão das águas pluviais urbanas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **22**(e18). https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=1&ID=197&SUMARIO=5274&ST=multicriteria_a_nalysis_applied_to_the_management_of_urban_pluvial_waters
- Baum, C. A.; Goldenfum, J. A. (2021), Indicadores e índices para o gerenciamento de águas pluviais urbanas no Brasil : situação atual e oportunidades de evolução. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, **18** (e21). <https://dx.doi.org/10.21168/rega.v18e21>
- Bertrand-Krajewski, J. L. (2021), Integrated urban stormwater management: Evolution and multidisciplinary perspective. *Journal of Hydro-Environment Research*, **38**, 72–83. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2020.11.003>

- Brasil (2005), Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome. *Política Nacional de Assistência Social - PNAS/2004*. Brasília: 2005, disponível em: http://www.mds.gov.br/webarquivos/publicacao/assistencia_social/Normativas/PNAS2004.pdf
- Brasil (2007), Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Brasília: Diário Oficial da União. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo*, Brasília, DF.
- Colombelli, K. (2018), *Serviço público de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas: avaliação do contexto brasileiro e da adaptabilidade de práticas norte-americanas para a proposição de melhorias institucionais e financeiras*. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 218p, disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/180557>
- Castro, L. M. A. de. (2007), *Proposição de metodologia para a avaliação dos efeitos da urbanização nos corpos de água*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 321p, disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/REPA-7DZHVH>
- Cavalcanti Filho, M. J. L. (2017), *Desenvolvimento e avaliação de um conjunto de indicadores para representação do sistema de drenagem urbana*. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento), Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 146p, disponível em: <https://www.repositorio.ufal.br/handle/riufal/1769>
- Cruz, C. M. A. S.; Tucci, C. E. M. (2008), Avaliação dos Cenários de Planejamento na Drenagem Urbana. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **13**(3), 59–71. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v13n3.p59-71>
- CSD, Sustainable Development Commission (2001), *Indicators of sustainable development: framework and methodologies*. New York: Department of Economic and Social Affairs.
- Fabrício, E. P.; Brum, N. D.; Pinto, R. B.; Köhler, F. A. (2019), Planejamento urbano sustentável. *Brazilian Journal of Development*, **5** (2), 1326–1338. <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/1107>
- Goldenfum, J. A.; Tassi, R.; Meller, A.; Allasia, D. G.; Da, S. A. (2007), Challenges for the sustainable urban stormwater management in developing countries : from basic education to technical and institutional issues Défis pour la gestion durable des eaux pluviales urbaines dans les. *Novatech*, 357–364, disponível em: <https://hal.science/hal-03234011/document>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2015), *Indicadores de Desenvolvimento Sustentável*. Rio de Janeiro: IBGE, disponível em: <https://www.ibge.gov.br/biblioteca/visualizacao/livros/liv94254.pdf>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018), *MUNIC - Perfil dos Municípios Brasileiros 2018*. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/brasil/pesquisa/1/74454?ano=2018>
- Klopp, J. M., Petretta, D. L. (2017), The urban sustainable development goal: Indicators, complexity and the politics of measuring cities. *Cities*, **63**, 92–97. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2016.12.019>
- Martins, J. R. S. (2012), *Gestão da drenagem urbana: só tecnologia é suficiente?*, disponível em: http://www.daee.sp.gov.br/outorgatreinamento/Obras_Hidraulic/gestaodrenagem.pdf
- McGrane, S. J. (2016), Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal*, **61** (13), 2295–2311. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084>
- Miguez, M. G., Mascarenhas, F. C. B., Magalhães, L. P. C. (2007), Multifunctional landscapes for urban flood control in developing countries. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, **2** (2), 153–166. <https://doi.org/10.2495/SDP-V2-N2-153-166>
- OECD, Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (2008), *Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide*.
- Oneda, T. M. S. (2018), *Planos Diretores de Drenagem Urbana: uma análise comparativa entre planos de países desenvolvidos e em desenvolvimento*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade do Estado de Santa Catarina, Joinville, 141p, disponível em: https://www.udesc.br/arquivos/cct/id_cpmenu/706/T_nia_Mara_Sebben_Oneda_15293308063114_706.pdf
- Oneda, T. M. S., Barros, V. G. (2021), On stormwater management master plans: comparing developed and developing cities. *Hydrological Sciences Journal*, **66** (1), p. 1–11. <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1853131>

- Porse, E., Kerner, M., Shinneman, J., Kaplan, J., Stone, S., Cadenasso, M. L. (2022), Stormwater utility fees and household affordability of urban water services. *Water Policy*, **24** (6), 998-1013. <https://doi.org/10.2166/wp.2022.024>
- S2ID - Sistema Integrado de Informações sobre Desastres (2018), *Dados 2018*, disponível em: <https://s2id.mi.gov.br/>
- Santos, G. R.; Kuwajima, J. I.; Santana, A. S. (2020), *Regulação e investimento no setor de saneamento no Brasil: trajetórias, desafios e incertezas*. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Brasília: Rio de Janeiro: Ipea.
- Silva, S. (2016), *Ferramenta de apoio ao manejo de águas pluviais urbanas com base em indicadores de sustentabilidade - SAMSAP*. Tese (Doutorado em Engenharia Urbana), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 263p.
- Souza, V. C. B.; Moraes, L. R. S.; Borja, P. C. (2013), Déficit na drenagem urbana: buscando o entendimento e contribuindo para a definição. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, **1**(2), 162–175. <https://periodicos.ufba.br/index.php/gesta/article/view/7213>
- SNIS-AP, Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento-Águas Pluviais (2019), *2º Diagnóstico de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas - 2017*. Brasília: MCIDADES.SNSA, disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/diagnosticos-anteriores-do-snis/aguas-pluviais/2017>
- SNIS-AP, Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento-Águas Pluviais (2020), *4º Diagnóstico de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas - 2019*. Brasília: MCIDADES.SNSA, 2020, disponível em: https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/diagnosticos-anteriores-do-snis/aguas-pluviais/2019/Diagnostico_AP2019.pdf
- SNIS-RS, Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento-Resíduos Sólidos (2019), *Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2018*. Brasília: MCIDADES.SNSA, disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/diagnosticos-anteriores-do-snis/residuos-solidos-1/2018>
- Tucci, C. E. M. (2008), Águas Urbanas. *Estudos Avançados*, **22** (63), 97–112, disponível em: <https://www.revistas.usp.br/eav/article/view/10295>
- Villanueva, A. O., Tassi, R., Allasia, D. G., Bemfica, D., Tucci, C. (2011), Gestão da drenagem urbana, da formulação à implementação. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, **8** (1), 5-18. <https://doi.org/10.21168/rega.v8n1.p5-18>
- Vasconcelos, A. F., Barbassa, A. P., Dos Santos, M. F. N., Imani, M. A. (2022), Barriers to sustainable urban stormwater management in developing countries: The case of Brazil. *Land Use Policy*, **112**, 264-8377. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105821>

Nota: este artículo contempla dos anexos, los cuales se presentan a partir de la siguiente página.

Anexo1. Material Suplementar I – Informações sobre os indicadores formulados

Id	INDICADOR/INFORMAÇÃO	Fórmula/Fonte de dados
INFORMAÇÕES GERAIS		
ig01	População urbana residente no município (hab);	SNIS-AP/IBGE
ig02	Quantidade total de domicílios existentes na área urbana do município (unidade);	SNIS-AP
ig03	Área urbana total, incluindo áreas urbanas isoladas (km ²);	SNIS-AP
INDICADORES E INFORMAÇÕES - TEMÁTICA ECONÔMICA		
<i>IE01</i>	<i>Receita operacional anual obtida para drenagem e manejo das águas pluviais urbanas</i>	<i>IE01=</i> <i>ie01/((ig03*1000000)*((0,57*(ig01/(ig03*100))+13)/100)),</i> <i>em \$.ano/m²</i>
ie01	Receita operacional total anual obtida para drenagem e manejo das águas pluviais urbanas (R\$);	SNIS-AP
ig01	População urbana residente no município (hab);	SNIS-AP/IBGE
ig03	Área urbana total, incluindo áreas urbanas isoladas (km ²);	SNIS-AP
<i>IE02</i>	<i>Receita não-operacional total obtida para drenagem e manejo das águas pluviais urbanas</i>	<i>IE02=</i> <i>ie02/((ig03*1000000)*((0,57*(ig01/(ig03*100))+13)/100)) , em \$.ano/m²</i>
ie02	Receita não-operacional total obtida para drenagem e manejo das águas pluviais urbanas, no ano de referência (R\$);	SNIS-AP
ig01	População urbana residente no município (hab);	SNIS-AP/IBGE
ig03	Área urbana total, incluindo áreas urbanas isoladas (km ²);	SNIS-AP
<i>IE03</i>	<i>Investimento do Município em serviços de drenagem e manejo das águas pluviais urbanas</i>	<i>IE03= ie03/((ig03*1000000)*((0,57*(ig01/(ig03*100))+13)/100)) ,</i> <i>em \$.ano/m²</i>
ie03	Investimento total municipal (valor desembolsado) em serviços de drenagem e manejo das águas pluviais urbanas, no ano de referência (R\$);	SNIS-AP
ig01	População urbana residente no município (hab);	SNIS-AP/IBGE
ig03	Área urbana total, incluindo áreas urbanas isoladas (km ²);	SNIS-AP
<i>IE04</i>	<i>Participação da despesa dos serviços de drenagem e manejo das águas pluviais urbanas na despesa total do Município</i>	<i>IE04=ie01/ie04* 100, em %</i>
ie01	Despesa total dos serviços de drenagem e manejo das águas pluviais urbanas, no ano de referência (R\$);	SNIS-AP
ie04	Despesa total do município, no ano de referência (R\$);	SNIS-AP

Id	INDICADOR/INFORMAÇÃO	Fórmula/Fonte de dados
INDICADORES E INFORMAÇÕES - TEMÁTICA INSTITUCIONAL		
I101	<i>Percentual de servidores públicos permanentes no setor responsável pelos serviços de drenagem e manejo das águas pluviais</i>	<i>I101=ii01/ii02*100, em %</i>
ii01	Quantidade de servidores públicos permanentes existentes no setor responsável pelos Serviços de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais;	Prefeitura
ii02	Quantidade total de servidores públicos existentes no setor responsável pelos Serviços de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais;	SNIS-AP
I102	<i>Percentual de servidores públicos no setor responsável pelos serviços de drenagem e manejo das águas pluviais com ensino técnico e/ou superior na área ou em área correlata</i>	<i>I102=ii03/ii02*100, em %</i>
ii03	Quantidade de servidores públicos no setor responsável pelos Serviços de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais com ensino superior na área ou em área correlata;	Prefeitura
ii02	Quantidade total de servidores públicos existentes no setor responsável pelos Serviços de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais;	SNIS-AP
I103	<i>Percentual de servidores públicos com capacitação no setor responsável pelos serviços de drenagem e manejo das águas pluviais, realizada no ano de referência</i>	<i>I103=ii04/ii02*100, em %</i>
ii04	Quantidade de servidores públicos no setor responsável pelos Serviços de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais que realizaram algum curso de capacitação ou treinamento na área, no ano de referência;	Prefeitura
ii02	Quantidade total de servidores públicos existentes no setor responsável pelos Serviços de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais;	SNIS-AP
I104	<i>Normatização para os serviços de drenagem e manejo das águas pluviais</i>	<i>I104=()Sim ()Em elaboração ()Não</i>
ii05	O município possui diretrizes para os Serviços de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais;	IBGE/Ordenamento Jurídico
I105	<i>Regulamentação dos serviços de drenagem e manejo das águas pluviais</i>	<i>I105=()Sim ()Em elaboração ()Não</i>
ii06	O município possui algum Plano (Plano Diretor de Drenagem Urbana, Plano Municipal de Saneamento Básico), regulamentado, para os Serviços de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais, contendo planejamento a curto, médio e longo prazo;	IBGE/Ordenamento Jurídico
I106	<i>Regulamentação da impermeabilização do solo</i>	<i>I106=()Sim ()Em elaboração ()Não</i>
ii07	O município possui instrumentos legais para minimizar os efeitos da impermeabilização do solo (Código de Obras, Código de Posturas, Leis de parcelamento do solo);	IBGE/Ordenamento Jurídico
I107	<i>Estímulo à adoção de métodos de controle na fonte</i>	<i>I107=()Sim ()Em elaboração ()Não</i>
ii08	O município possui legislação que prevê implantação de subsídios em tributos municipais para estimular a reserva de área permeável nos lotes ou loteamentos;	IBGE/Ordenamento Jurídico

Id	INDICADOR/INFORMAÇÃO	Fórmula/Fonte de dados
I108	<i>Regularização fundiária em áreas de assentamentos irregulares e em áreas de risco</i>	$I108 = ()Sim ()Em\ elaboração ()Não$
ii09	O município possui programas ou ações de regularização fundiária em áreas de assentamentos irregulares e em áreas de risco;	IBGE/Ordenamento Jurídico
I109	<i>Cadastro do sistema de macrodrenagem</i>	$I109 = i()Sim ()Parcial ()Não$
ii10	O município possui o sistema de macrodrenagem georreferenciado?	Prefeitura/PMSB
I110	<i>Cadastro do sistema de microdrenagem</i>	$I110 = ()Sim ()Parcial ()Não$
ii11	O município possui o sistema de microdrenagem georreferenciado?	Prefeitura/PMSB
I111	<i>Percentual de cursos d'água urbanos com monitoramento fluviométrico</i>	$I111 = ii12/ii13, *100, em\ %$
ii12	Número de cursos d'água urbanos que possuem monitoramento do nível da água;	ANA/hidroweb/PMSB/Plano de bacia
ii13	Número de cursos d'água urbanos;	PMSB/SNIS
I112	<i>Monitoramento pluviométrico</i>	$I112 = ()Sim ()Não$
ii14	O município possui pluviômetros de monitoramento oficiais na área urbana municipal;	PMSB/Cemadem/ANA
I113	<i>Acesso às informações existentes relacionadas à drenagem e manejo das águas pluviais</i>	$I113 = ()Sim ()Parcial ()Não$
ii15	Disponibilização das informações existentes (cadastro de rede; plano de ações; dados de monitoramentos) em um local de fácil acesso para qualquer setor da esfera municipal;	Site Prefeitura
I114	<i>Ações intermunicipais relacionadas à drenagem e manejo das águas pluviais</i>	$I114 = ()Sim ()Parcial ()Não$
ii16	Existência de ações a serem realizadas em nível de bacia hidrográfica para situações de inundações;	Plano de Bacia/Comitê de Bacia
I115	<i>Limpeza e desobstrução de galerias e canais</i>	$I115 = ()Sim ()Não$
ii17	Foram realizadas atividades de limpeza e desobstrução de galerias e canais no ano de referência?	SNIS-AP
I116	<i>Limpeza e desobstrução de bocas de lobo e poços de visita</i>	$I116 = ()Sim ()Não$
ii18	Foram realizadas atividades de limpeza e desobstrução de bocas de lobo e poços de visita no ano de referência?	SNIS-AP
I117	<i>Área urbana com possível ocupação por dispositivos de drenagem urbana sustentável</i>	$I117 = ()Sim ()Não$
ii19	Existem áreas, públicas ou privadas, com possibilidade de ocupação por dispositivos de drenagem urbana sustentável (registrada em algum Plano)?	PMSB
I118	<i>Regulação dos serviços de drenagem e manejo das águas pluviais</i>	$I118 = ()Sim ()Não$
ii20	O município possui órgão responsável pela regulação dos serviços de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais;	IBGE
I119	<i>Canal de comunicação para recebimento das demandas da comunidade</i>	$I119 = ()Sim ()Não$
ii21	O município possui ouvidoria municipal ou central de atendimento ao cidadão para recebimento de reclamações ou manifestações sobre os serviços de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais;	IBGE

Id	INDICADOR/INFORMAÇÃO	Fórmula/Fonte de dados
INDICADORES E INFORMAÇÕES - TEMÁTICA SOCIAL		
IS01	<i>Mapeamento das áreas de risco na área urbana</i>	IS01= (%)
is01	Percentual da área total do município que está mapeada quanto aos riscos de inundação (%);	SNIS-AP
IS02	<i>Domicílios localizados em áreas de risco, na área urbana</i>	IS02=is02/ig02*100, em %
is02	Domicílios sujeitos a inundações na área urbana (unidade);	SNIS-AP
ig02	Quantidade total de domicílios existentes na área urbana do município (unidade);	SNIS-AP
IS03	<i>Parcela da população urbana impactada por eventos hidrológicos</i>	IS03=is03/ig01*100, em %
is03	Quantidade de habitantes desabrigados ou desalojados, residentes em área urbana, decorrentes de eventos hidrológicos impactantes, nos últimos cinco anos, registrados no S2ID (hab);	S2ID/SNIS-AP
ig01	População urbana residente no município (hab);	IBGE
IS04	<i>Banco de dados sobre áreas vulneráveis a alagamentos</i>	IS04=()Sim ()Em elaboração ()Não
is04	Existência de um banco de dados sobre áreas vulneráveis a alagamentos (ruas, bairros);	PMSB
IS05	<i>Conselho municipal relacionado à drenagem e manejo das águas pluviais</i>	IS05=()Sim ()Em elaboração ()Não
is05	Existência de um Conselho municipal relacionado à drenagem e manejo das águas pluviais, com participação pública;	IBGE
IS06	<i>Programa de educação ambiental</i>	IS06=()Sim ()Parcial ()Não
is06	O município possui programas de educação ambiental envolvendo drenagem e manejo das águas pluviais e problemas em decorrência da ocupação de áreas de risco;	Prefeitura
is07	O município possui programas de educação ambiental em relação à resíduos sólidos urbanos;	Prefeitura
IS07	<i>Ocorrência de alagamentos, enxurradas e inundações em áreas urbanas do Município, registradas no S2ID nos últimos cinco anos</i>	IS07=(is08+is09)/2, nos últimos cinco anos.
is08	Quantidade de alagamentos e enxurradas em áreas urbanas do município, nos últimos cinco anos, registrados no S2ID;	S2ID/SNIS-AP
is09	Quantidade de inundações em áreas urbanas do município, nos últimos cinco anos, registrados no S2ID;	SNIS-AP
IS08	<i>Ocorrência de alagamentos, enxurradas e inundações em áreas urbanas do Município, não registradas no S2ID</i>	IS08=(is10+is11)/2, no ano de referência.
is10	Quantidade de alagamentos e enxurradas em áreas urbanas do município, no ano de referência, não registradas no S2ID;	S2ID/SNIS-AP
is11	Quantidade de inundações em áreas urbanas do município, no ano de referência, não registradas no S2ID;	SNIS-AP
IS09	<i>Controle de vetores de doenças de veiculação hídrica</i>	IS09=()Sim ()Não
is12	O município possui equipe responsável pelo controle de vetores de doenças de veiculação hídrica?	Prefeitura
IS10	<i>Óbitos relacionados a eventos hidrológicos</i>	IS10=is13
is13	Número de óbitos, na área urbana do município, decorrentes de eventos hidrológicos impactantes, nos últimos 5 anos (hab);	S2ID/SNIS-AP

Id	INDICADOR/INFORMAÇÃO	Fórmula/Fonte de dados
INDICADORES E INFORMAÇÕES - TEMÁTICA AMBIENTAL		
IA01	<i>Densidade populacional urbana</i>	$IA01=ig01/(ig03*100)$, hab/ha
ig01	População urbana residente no município (hab);	IBGE
ig03	Área urbana total, incluindo áreas urbanas isoladas (km ²);	SNIS-AP
IA02	<i>Intervenções ou manutenções realizadas em canais abertos ou nos cursos d'água da área urbana do Município</i>	$IA02=()Sim ()Parcial ()Não$
ia01	Foram realizadas intervenções ou manutenções em canais abertos ou nos cursos d'água da área urbana do município, no ano de referência?	SNIS-AP
IA03	<i>Cursos d'água reestruturados</i>	$IA03=(ia02+ia03+ia04)/ia05*100$, em %
ia02	Total dos cursos d'água naturais perenes com retificação (km);	SNIS-AP
ia03	Total dos cursos d'água naturais perenes canalizados fechados (km);	SNIS-AP
ia04	Total dos cursos d'água naturais perenes canalizados abertos (km);	SNIS-AP
ia05	Total dos cursos d'água naturais perenes (km);	SNIS-AP
IA04	<i>Taxa de cobertura do serviço de coleta domiciliar direta (porta-a-porta) da população urbana do Município</i>	$IA04=ia06/ig01*100$, em %
ia06	Número de habitantes urbanos atendidos pelo serviço de coleta domiciliar direta, ou seja, porta a porta (hab);	SNIS-RS
ig01	População urbana residente no município (hab);	IBGE
IA05	<i>Limpeza de dispositivos de drenagem, no ano de referência</i>	$IA05=()Sim ()Parcial ()Não$
ia07	Realização de limpeza de bocas-de-lobo, desobstrução de bueiros, galerias, canaletas e outros dispositivos de drenagem pluvial, no ano de referência (pelo agente público e/ou empresas contratadas);	SNIS-RS
IA06	<i>Taxa de cobertura do serviço de esgotamento sanitário (coleta e tratamento) da população urbana do Município</i>	$IA06=ia08$, em %
ia08	Taxa da população com serviço de esgotamento sanitário adequado (%);	Atlas Esgotos / SNIS-AE
IA07	<i>Contaminação das águas pluviais</i>	$IA07=()Sim ()Não$
ia09	Sistema de drenagem urbana unitário (misto com esgotamento);	SNIS-AP
IA08	<i>Contaminação de cursos d'água</i>	$IA08=()Sim ()Não$
ia10	Lançamento do esgoto sem tratamento, diretamente nos cursos d'água;	Atlas Esgotos / SNIS-AE
IA09	<i>Mata ciliar nos cursos d'água urbanos</i>	$IA09=ia11/(2*ia05)*100$, em %
ia11	Extensão total das margens com mata ciliar (km);	SNIS-AP
ia05	Total dos cursos d'água naturais perenes (km);	SNIS-AP

Anexo2. Material Suplementar II - Associação entre problemas envolvendo gerenciamento de águas pluviais e indicadores

Problemas		Indicador Direto	Indicador Indireto
Temática Econômica			
PE01	Orçamento insuficiente para adoção de medidas preventivas	IE02, IE03	S.Ind.
PE02	Orçamento insuficiente para manutenção das estruturas de drenagem e manejo das águas pluviais existentes	IE01	S.Ind.
PE03	Ausência de fontes de investimento e custeio para gerenciamento e manejo das águas pluviais	S.Ind.	S.Ind.
PE04	Cobrança insuficiente (ou ausência de cobrança) para manutenção dos serviços públicos de águas pluviais	IE01	S.Ind.
PE05	Investimento para mitigação dos danos (materiais/humanos) causados por eventos hidrológicos extremos	IE02	S.Ind.
PE06	Prejuízos econômicos causados por eventos hidrológicos extremos ou pelo manejo inadequado das águas pluviais	S.Ind.	IS07
Temática Institucional			
PI01	Equipe limitada, em quantidade e/ou em termos de capacidade técnica	II01, II02	IE03
PI02	Ausência de formação e atualização das equipes técnicas	II02, III03	S.Ind.
PI03	Desconhecimento, pela equipe técnica, dos processos físicos/hidrológicos que influenciam na drenagem das águas pluviais	II02	S.Ind.
PI04	Falta de conhecimento sobre formas de evitar e controlar inundações, por parte dos planejadores urbanos.	S.Ind.	S.Ind.
PI05	Ausência de planejamento a curto, médio e longo prazo	II05	II04
PI06	Ausência/deficiência na regulamentação de temas que envolvem a drenagem e manejo das águas pluviais	II04, II05	S.Ind.
PI07	Ausência de um banco de dados e informações de acompanhamento sobre o sistema de águas pluviais	II13	S.Ind.
PI08	Ausência de instrumentos de ordenamento de uso do solo	II06, II08	S.Ind.
PI09	Ausência de fiscalização do uso e ocupação do solo	S.Ind.	II08
PI10	Desconhecimento do sistema de drenagem devido à falta de cadastro do sistema ou cadastro parcial	II09, II10	S.Ind.
PI11	Deficiências na elaboração de projetos do sistema de águas pluviais	II02, II03	S.Ind.
PI12	Deficiências na execução de projetos do sistema de águas pluviais	II02, II03	S.Ind.
PI13	Deficiência na manutenção do sistema de águas pluviais	II15, II16, IA05	S.Ind.
PI14	Implantação do sistema de águas pluviais de forma fragmentada	S.Ind.	II09, II10
PI15	Ausência de utilização de soluções e técnicas de drenagem e manejo das águas pluviais mais integradas ao contexto urbano	II07	II17
PI16	Ausência de espaços públicos ou privados adequados à implementação de dispositivos compensatórios	II17	S.Ind.
PI17	Preferência por medidas mitigadoras tradicionais e estruturais	S.Ind.	II07
PI18	Falta de controle e monitoramento hidrológico e ausência ou ineficiência de sistemas de alerta	II11, II12	S.Ind.
PI19	Precariedade das informações hidrológicas e hidráulicas para avaliar a condição atual e propor cenários	II09, II10, II11, II12, IS01, IS04	S.Ind.
PI20	Fragmentação das atividades e descontinuidade administrativa	II05	S.Ind.
PI21	Dificuldade de integração entre órgãos públicos	S.Ind.	S.Ind.

Problemas		Indicador Direto	Indicador Indireto
PI22	Projetos urbanos e sistemas de águas pluviais conflituosos (falta de integração entre os setores relacionados à gestão urbana)	S.Ind.	S.Ind.
PI23	Deficiência na articulação e em diálogos intermunicipais e visão municipalizada do manejo das águas pluviais	II14	S.Ind.
Temática Social			
PS01	Redução da proteção do solo	S.Ind.	IS01
PS02	Pressão imobiliária	S.Ind.	S.Ind.
PS03	População em condição de vulnerabilidade a eventos hidrológicos extremos	IS02, IS03	S.Ind.
PS04	Habitações em áreas de risco	IS01, IS02	S.Ind.
PS05	Falta de conscientização da população sobre riscos de ocupar áreas de risco	S.Ind.	IS06
PS06	Difícil acesso público aos canais de discussão e debate sobre os sistemas de águas pluviais	S.Ind.	II19, IS05
PS07	Falta de interesse da população em participar da tomada de decisão	IS05	S.Ind.
PS08	Resistência e pré-conceito da população à adoção de algumas medidas estruturais sustentáveis ou não-estruturais	IS06	S.Ind.
PS09	Déficit no atendimento à população	IS07, IS08	S.Ind.
PS10	Deficiência na educação da sociedade para com o manejo das águas pluviais	IS06	S.Ind.
PS11	Falta de percepção da importância do gerenciamento e manejo adequado de águas pluviais e não valorização de ações realizadas	S.Ind.	IS06
PS12	Proliferação de vetores	IS09	S.Ind.
PS13	Incidência de doenças de veiculação hídrica	IS09	S.Ind.
Temática Ambiental			
PA01	Aumento do volume do escoamento, com conseqüente redução da capacidade hidráulica do sistema	IA03	S.Ind.
PA02	Alteração dos padrões de circulação da água	IA01, IA03	S.Ind.
PA03	Redução da capacidade de recarga do aquífero, devido à redução de infiltração	IA01	S.Ind.
PA04	Alteração do microclima	IA01	S.Ind.
PA05	Aumento da produção de sedimento devido à desproteção das superfícies	IA02, IA09	S.Ind.
PA06	Desconhecimento das áreas de risco	IS01	S.Ind.
PA07	Redução da vegetação marginal dos cursos d'água	IA09	S.Ind.
PA08	Obstruções ao escoamento, como aterros, pontes, canais de drenagens inadequados	S.Ind.	S.Ind.
PA09	Assoreamento de curso d'água	S.Ind.	IA02
PA10	Modificações físicas nos canais de escoamento naturais	IA03	IA02
PA11	Redução da diversidade da fauna aquática nos cursos d'água	S.Ind.	IA03
PA12	Ligações indevidas ou ilegais na rede de drenagem (como da rede de esgoto)	IA07, IA08	S.Ind.
PA13	Dificuldade de identificação de fontes poluidoras / fontes difusas	IA07, IA08	S.Ind.
PA14	Redução da beleza paisagística	IA03	IA02
PA15	Disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos comprometendo o funcionamento pleno de dispositivos de drenagem e contaminando as águas pluviais	IA04, IA05, IS06	S.Ind.
PA16	Déficit no esgotamento sanitário	IA06, IA07, IA08	S.Ind.
PA17	Contaminação dos recursos hídricos subterrâneos	S.Ind.	S.Ind.

Legenda: S.Ind = Sem Indicador. Fonte: A Autora.

REVISTA AIDIS

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

IMPOSEX IN *Stramonita brasiliensis* (MOLLUSCA: GASTROPODA) IN PORT TERMINAL OF CEARÁ: ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND PERCEPTION

* Marcos Roberto dos Santos ¹
Rafaela Camargo Maia ^{1,2}

Recibido el 7 de noviembre de 2022. Aceptado el 8 de mayo de 2023

Abstract

Imposex consists of the appearance of male sexual structures in female gastropods exposed to contamination containing organotin compounds (OTCs). Molluscs of the genus *Stramonita* are highly sensitive to OTC's, making this taxon the world's bioindicator of tin contamination. The aim of the study was to evaluate the environmental perception of fishermen about the origin and use of OTCs in port areas on the west coast of Ceará. Fifty specimens of the species were collected at each of four fishing ports and evaluated. Interviews were also carried out with fishermen, boat owners and paint dealers to determine the origin and use of OTCs. The incidence of imposex in *S. brasilienses* was observed in three of the locations sampled. The species was not found in Porto Pesqueiro de Acaraú, which may have been the result of years of OTCs use. The highest incidence of imposex was recorded at Praia da Pedra Rachada in Paracuru (69.44%), followed by Porto dos Barcos in Itarema (69.18%) and Porto Pesqueiro de Camocim, with the latter having the lowest incidence of the syndrome (51.22%). The information obtained in the interviews revealed that even after the ban on the use of OTCs in antifouling paints, these contaminants continue to reach ports through alternative sources such as legally marketed insecticides. The occurrence of imposex in these samples strongly suggests that these areas are contaminated by OTC's. Studies based on the development of imposex are important tools for monitoring environmental conditions and conserving biodiversity.

Keywords: benthos, contamination, boats, muricidae, fishing port, tributyltin (TBT).

¹ Federal Institute of Education, Science and Technology of Ceará, Campus Fortaleza, Ceará, Brazil.

² Postdoctoral in Adaptations of Marine Animals, University Vigo, Spain.

*Corresponding author: Federal Institute of Education, Science and Technology of Ceará, Campus Fortaleza, Ceará, Brazil. Email: marcosrob20@gmail.com

Introduction

Biofouling refers to the process resulting from the colonization and growth of a great diversity of organisms on natural submerged surfaces, such as rocks, shells and other organisms, or artificial ones, such as breakwaters, vessels and exposed platforms, in the aquatic environment. This process causes economic problems for structures, in which they increase weight and reduce buoyancy and hydrodynamics in vessels, in addition to making them brittle, reducing their durability and favoring greater pollution in the aquatic environment (Agostini *et al.*, 2018).

The solution to this problem came with the development of biocidal antifouling paints based on organotin compounds (OTCs), chemicals widely used to prevent organisms from adhering to hulls (Sierra-Marquez *et al.*, 2018). Among the compounds introduced into the marine environment, tributyltin (TBT) and triphenyltin (TPT) have been considered the most toxic, and many studies have demonstrated the relationship between the presence of these compounds in coastal waters and the harmful effects on biota (Rocha-Barreira and Castro, 2021).

In 2003, the International Maritime Organization (IMO) introduced legislation prohibiting the use of OTCs in antifouling paints, but it only came into force internationally in 2008 (Sonak, 2009). In Brazil, the suspension of these products, especially those containing TBT, was regulated by the Navy in 2003, and later, NORMAN-23/DPC came into force in 2007, which determined enforcement and inspection measures in Brazilian ports (CONAMA, 2005).

The syndrome, called imposex, is considered the clearest evidence of endocrine disorders caused by the pollution of OTCs (Matthiessen and Gibbs, 1998). In gastropod molluscs, OTCs act as hormone disruptors, which affect at a biochemical level the synthesis and processing of some hormones, causing the masculinization of females (Shimasaki *et al.*, 2003). It even promotes, in some animals, a total and radical change of sex (Castro *et al.*, 2005). It can result in reproductive failure and death of the affected organisms and consequently, in the long term, the local extinction of the species due to lack of recruitment (Castro *et al.*, 2011).

Approximately 260 species of imposex-exhibiting gastropods are known (Sternberg *et al.*, 2010; Titley-O'neal, *et al.*, 2011; Ayari *et al.*, 2018), among which 76 belong to the family Muricidae (Mollusca: Gastropoda) (Ayari *et al.*, 2018), which makes it the taxon most used in the world as a bioindicator of contamination by OTCs. Among the species, *Stramonita brasiliensis* stands out, which has a wide geographic distribution in Brazil and is frequently used to monitor TBT contamination along the Brazilian coast (Otegui *et al.*, 2019; Rodrigues *et al.*, 2020; Viana *et al.*, 2021; França *et al.*, 2021). Recently, studies carried out on the coast of Espírito Santo, in southeastern Brazil (Otegui *et al.*, 2019; França *et al.*, 2021), in Itarema, on the west coast of Ceará (Rodrigues *et al.*, 2020) and in the São Marcos Bay, the Brazilian Legal Amazon (Viana *et al.*, 2021), deserve highlighting. However, in Brazil, monitoring and studies that address this issue are still

scarce, especially for the west coast of Ceará, a region of intense fishing activity with small ports in which inspection is often incipient.

Thus, the objectives of this study were: *i)* to evaluate the occurrence of imposex in the gastropod *S. brasiliensis* in fishing port terminals in the western region of the coast of Ceará; *ii)* to carry out a morphoanatomical and size analysis of collected specimens of *S. brasiliensis*; *iii)* on the basis of the study of imposex, to determine the stage of contamination by OTCs in the study areas and; and *iv)* to investigate the origin and use of OTCs in these fishing port terminals.

Material and methods

Study area

The west coast of the state of Ceará is about 194 km long, consisting of 13 municipalities (IPECE, 2020), with 11 being coastal municipalities, of which 4 comprised the study area (Camocim, Acaraú, Itarema and Paracuru). The predominant climate type in the region is the mild tropical hot semi-arid, while rainfall varies between 800 and 1784 mm (IPECE, 2020). The average temperature is 27°C, going through rainy periods, from January to June and dry periods, from July to December (IPECE, 2020).

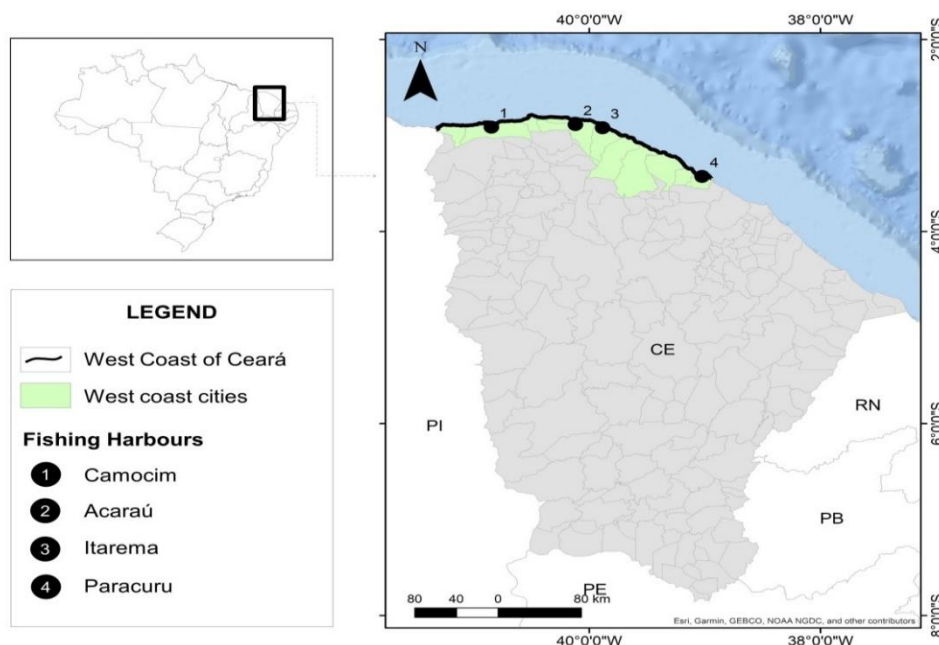


Figure 1. Map representing the sampling points of the fishing ports in the cities along the west coast of Ceará, 1 – Porto Camocim (Camocim); 2 – Porto Acaraú (Acaraú); 3 – Portos dos Barcos (Itarema); 4 – Porto Paracuru (Paracuru). *Soucer: Author (2022)*

The port terminals on the west coast of Ceará are of great importance for fishing, acting mainly in the mode of catching lobster and tuna. The fishing activities developed in these port terminals directly influence economic, social and food aspects at the local, regional and state level (Rodrigues *et al.*, 2020).

The monitoring of the occurrence of imposex in the species *S. brasiliensis* was carried out at four fishing ports on Ceará's west coast (Figure 1): point 1 located in the city of Camocim (2° 54' 47" S and 40° 50' 47" W); point 2 in the city of Acaraú (02° 53' 08" S and 40° 07' 12" W); point 3 in the city of Itarema (3° 49' 13" S and 38° 24' 8" W); and point 4 in the city of Paracuru (3° 25' 31" S and 39° 1' 29" W).

Collection of data

The search for molluscs was carried out by direct collection, done by four researchers actively looking for organisms in the intertidal range, where they are usually on some surfaces, such as stakes, trunks, soil, and on the hulls of vessels. In each fishing port, 50 adult specimens of *S. brasiliensis* (approximately 30 mm) were collected (Castro *et al.*, 2005).

The collected molluscs were kept and transported alive, under refrigeration, to the laboratory. The freezing of organisms was avoided, and when it was necessary to use the freezing technique, the molluscs were thawed at room temperature before analysis (Guidelines For Monitoring of Biological Effect, 2017).

In the laboratory, the organisms were measured in terms of shell height, referring to the distance from the tip of the spiral to the end of the anterior siphonal canal, with the aid of a caliper (precision = 0.05 mm). The collected animals were then anesthetized in a 3.5% magnesium chloride (MgCl₂) solution (Huet *et al.*, 1995), for a period of two hours, to obtain maximum muscle relaxation. The shells of each organism were removed with the aid of a table vice, for morphoanatomical analysis of the soft parts. Upon completion of imposex analysis, organisms were preserved in 10% formalin (Guidelines For Monitoring of Biological Effect, 2017).

For analysis of the soft parts, the organisms were examined individually using a magnifying glass. Sexual identification was based on the presence of the seminal receptacle present only in females and prostate gland only in males. Organisms that displayed a seminal receptacle and penis were considered female at some level of imposex. The penis of males and females with imposex was measured with a millimeter ruler.

The imposex levels were quantified using the following indices: % imposex in females and relative penis length index (RPLI) calculated with the following equation (Gibbs *et al.*, 1987).

$$RPLI = \frac{(\text{Mean penis length of females})}{(\text{Mean penis length of males})} \times 100 \quad \text{Equation 1}$$

The relative penis size index (RPSI) was calculated using the equation below.

$$RPSI = \frac{(\text{Mean penis length of females})^3}{(\text{Mean penis length of males})^3} \times 100 \quad \text{Equation 2}$$

To determine the vas deferens development index (VDSI), a six-stage scale proposed by (Gibbs and Bryan, 1994) was used for the species *Nucella lapillus* (Linnaeus, 1758), and adapted by Fernandez *et al.* (2005) for organisms of the genus *Stramonita* (Chart 1).

Chart 1. VDSI scale developed to quantify imposex in organisms of the genus *Stramonita*.

Stage	Characteristics of development of imposex
0	Normal female
I	Small papilla appearing next to the right tentacle
II	Small penis forming to the side of the right tentacle (<2 mm)
III	Penis measuring 2 mm or more and visible vas deferens
IV	Fully formed penis and vas deferens
V	Vulva blocked by the vas deferens forming epithelium
VI	Dark mass composed of aborted eggs inside the capsule gland

Source: Fernandez *et al.* (2005)

Statistical analysis

The normality of the data was tested through descriptive analysis, the results of these tests indicated that the data met the prerequisites for performing parametric tests. Thus, a two-way analysis of variance (two-way ANOVA) was used to verify the relationship between the size of the shells and the penis of the animals. When differences between the means were detected, at a significance level of 5% ($p < 0.05$), Tukey's multiple comparison test was used.

Determination of the origin of TBT-based paints

To determine the origin of the OTCs, at each collection point, interviews were conducted with fishermen and boat owners, as well as with those responsible for the businesses that sell paints at each sampling site. Individuals over 18 years of age participated in the sample survey.

Interviews were conducted with a total of 50 fishermen and boat owners. These individuals included 14 fishermen in the fishing port of Acaraú (Acaraú), 14 fishermen in Porto dos Barcos (Itarema), 12 fishermen in the fishing port of Camocim (Camocim) and 10 fishermen in the fishing port of Paracuru (Paracuru). With the business owners, a total of 12 interviews were carried out.

In which 3 were in the city of Acaraú, 2 in the city of Itarema, 4 in the city of Camocim and 3 in the city of Paracuru.

The interviews were carried out in the semi-structured mode (Boni and Quaresma, 2005). The “snowball” method (Goodman, 1961), was adopted, which refers to indications of people interviewed to find others who have information on the subject being studied. The interviews took place through a script in which subjects were asked about the use of tributyltin-based paints (TBT), ways of using and handling the compound, and how to acquire the compound.

All interview participants were invited to an informed consent form, and this plan was submitted to the Research Ethics Committee of the Federal Institute of Education, Science and Technology of Ceará-IFCE (Process No. 55435922.7.0000.5589).

Results

Imposex in fishing ports

Four fishing ports on the west coast of Ceará were monitored, using the species *S. brasilienses*, to determine the occurrence of imposex in port areas. In three of the port areas, where the study was carried out, imposex was observed at some level of development, from the presumed sources of OTCs. In one of the monitored areas, the presence of *S. brasilienses* was not observed.

Praia da Pedra Rachada, in Paracuru, showed the highest incidence of imposex, followed by Porto dos Barcos, in Itarema, which had a high RPLI value. Meanwhile, VDSI varied between stages 0 and IV in all sampled locations (Table 1) (Figure 2). In Acaraú, no specimens of *S. brasiliensis* were found.

Significant differences were observed between shell size ($F_2, 98 = 9.2205, p < 0.00021$) and penis length between males and females affected by imposex in the study areas ($F_2, 98 = 4.7236, p < 0.01100$). Thus, the size of the shell and the length of the penis of male organisms are greater than those of females affected by the syndrome.

At all sampling points, the size of the male organisms' shells was larger compared to the females' shells (Figure 3). In Porto dos Barcos, in Itarema, males had larger shells compared to organisms of the same sex collected in Fishing Port of Camocim and Pedra Rachada Beach in Paracuru. The female organisms, collected at Fishing Port of Camocim, displayed the largest shells, followed by Porto dos Barcos and Praia da Pedra Rachada Beach.

At all sampling points, the penis length of male organisms was longer and similar when compared to the penis of females (Figure 4).

Table 1. Imposex indices in *Stramonita brasiliensis* in fishing ports on the west coast of Ceará

LOCATION	N	♂ /♀	% IMPOSEX	RPLI	RPSI	VDSI
Fishing Port of Acaraú	0	0	0	0	0	0
Porto dos Barcos/Itarema	50	6/44	69.18%	39.93	6.37	0, I, II, III and IV
Fishing Port of Camocim	50	9/41	51.22%	25.87	1.73	0, I, II, III and IV
Pedra Rachada Beach/Paracuru	50	14/36	69.44%	27.43	2.06	0, I, II, III and IV

Source: Author (2022)

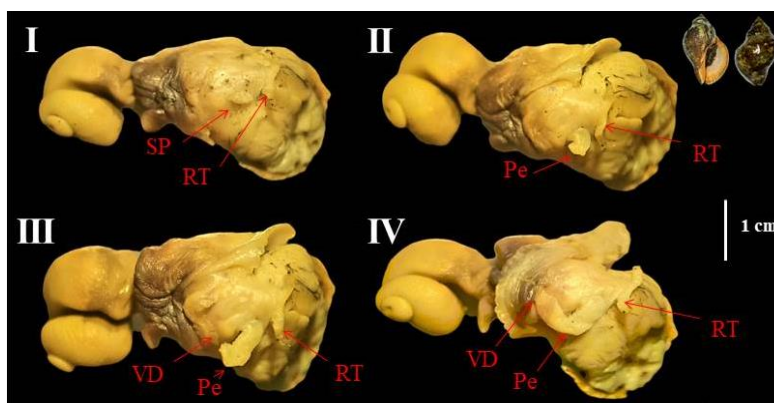


Figure 2. (I) *Stramonita brasiliensis* female, stage VDSI I. (II) *Stramonita brasiliensis* female, stage VDSI II. (III) *Stramonita brasiliensis* female, stage VDSI III. (IV) *Stramonita brasiliensis* female, stage VDSI IV. Legend: SP (small papilla); Pe (penis); RT (right tentacle); VD (vas deferens). In the upper right corner, ventral and dorsal view of the shell of the species *Stramonita brasiliensis*. Source: Author (2022)

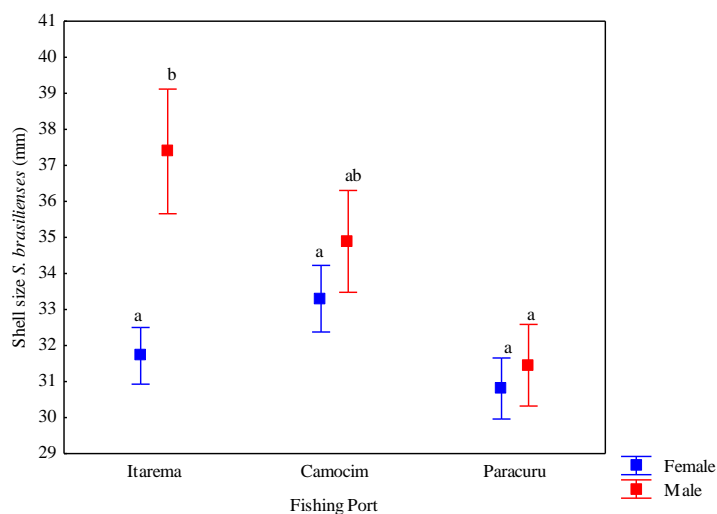


Figure 3. Mean ± standard deviation of the shell size of *Stramonita brasiliensis* males and females, affected by imposex, between fishing ports. Different letters indicate significant differences according to Tukey's multiple comparison test. Source: Author (2022)

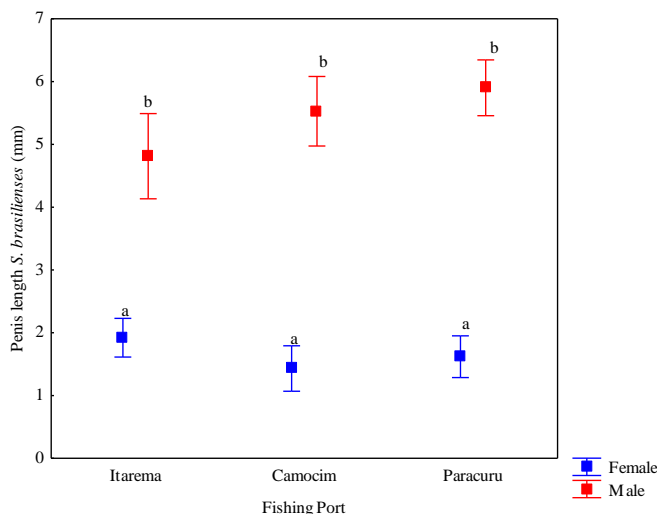


Figure 4. Mean \pm standard deviation of penis length of *Stramonita brasilienses* males and females affected by imposex, between fishing ports. Different letters indicate significant differences according to Tukey's multiple comparison test. *Source: Author (2022)*

Origin and use of TBT in fishing ports

In each fishing port, interviews were conducted with fishermen and boat owners to identify the origin and use of TBT-based paints in each location. The results of the approach are summarized in Chart 2.

According to the respondents, the compounds most used as potentiating biocidal agents are Barrage®; Baygon® or Jimo Cupim®, which are mixed with the paints for maintenance of vessels. These products are legally sold, facilitating the acquisition of the compound, and their main chemical compound is cypermethrin, a substance from the pyrethroid group, and has a toxicological classification level II (very dangerous product). It is photostable and does not degrade in sunlight. Like many pyrethroids, it is a very broad-acting insecticide and acaricide. This compound falls within the third generation of antifouling paint biocides. The third generation of antifouling biocides belong to different chemical groups encompassing organic and organometallic compounds.

According to boat owners and fishermen, the use of antifouling paints known as “poisoned paint” is used to paint boats once a year, as it is an expensive product. Also according to them, one of the alternatives to reduce the maintenance costs of vessels is to use synthetic enamel together with biocidal compounds to reduce maintenance costs.

Chart 2. Results of the interviews with the questionnaire administered to fishermen and boat owners in the fishing ports used in the study.

Category	Responses
Use of paints to paint boats	Q/1: 90% use antifouling paints to maintain the painting of vessels; 10% do not use them.
	Q/2: 90% use synthetic enamel paints as an alternative source to paint boats; 10% revealed not using these paints.
Acquisition of paints	Q/3: 92% buy their paints from fishing supply stores; 8% buy from building material stores.
	Q/4: 38% stated that they paint the boats three times a year; 22% two or more than five times a year; 14% four times a year; 4% once a year.
Handling	Q/5: 100% of respondents revealed that they paint the whole hull of the vessel for maintenance.
Potentiating compound	Q/6: 60% said that they use biocidal compounds to enhance synthetic enamel paint; 40% revealed that they do not use these compounds.
	Q/7: 46% throw the paint containers in the trash after use; 42% take them home to reuse; 12% throw them in the river.
Environmental perception	Q/8: 70% said that the use of paints with TBT or its derivatives does not cause any harmful effects or damage to the environment; 30% stated that they pollute the water, affect fish and kill sea plants.

Legend: Q (questions) in the questionnaire used in the study. *Source: Author (2022)*

The results of the interviews carried out with the business owners of selling paints in each municipality where the fishing ports are located are summarized in Chart 3.

At all sampling points, the official sale of antifouling paints was evidenced. However, the fishermen revealed that they use synthetic enamel paint together with biocidal compounds and insecticides to maintain the painting of the boats. According to the fishermen, this mixture replaces antifouling paints, being a cheaper alternative to reduce maintenance costs.

During the sample survey, it was possible to observe that the painting maintenance procedure of the vessels is carried out on the river, and all paint remnants such as the old paint scraped off are discarded in the river, contributing to the process of sedimentation of the compound. It was also observed that the packages of the compounds are thrown in the river (Figure 5).

Chart 3. Results of the interviews with the questionnaire administered to the business owners who sell paints in the municipalities where the fishing ports are located.

Category	Responses
Sale of paints	Q/1: 53.8% sell antifouling paints for painting boats; 46.2% do not sell the paints. Q/2: 84.6% said that boat owners buy synthetic enamel paints to paint their boats; 15.4% revealed that they do not sell these paints.
Potentiating compound	Q/3: 69.2% sell biocidal compounds to be mixed with paints to enhance the antifouling action; 30.8% said they do not sell these compounds.
Sales frequency	Q/4: 76.9% stated that paints and additional compounds are sold often; 23.1% revealed that they do not sell these items regularly. Q/5: 100% of respondents revealed that sales are made throughout the year.
Quantity	Q/6: 100% said that generally the owners of vessels buy 2 gallons (3.5 L) to carry out maintenance on the painting of the vessels.
Environmental perception	Q/7: 100% stated that the use of paints containing TBT or its derivatives does not cause any harmful effect on the environment.

Legend: Q (questions) in the questionnaire used in the study. Source: Author (2022)



Figure 5. (A) Dam compound used as a biocidal agent to enhance the action of paints; (B) fisherman performing maintenance on the painting of the vessel on the river bed, with biocidal compound mixed with paint. Source: Author (2022)

In view of the above, the data obtained during the interviews help to understand the origin of the contamination of organic tin compounds in the fishing ports of the west coast of Ceará, and can serve to justify the high incidence of the syndrome in the species *Stramonita brasiliensis* even after the ban on use of paints based on organic tin compounds.

Discussion

Studies carried out around the world reveal large concentrations of TBT, TPT and their derivatives in port areas, generally associated with the circulation of vessels (Strand and Jacobsen, 2005). The results obtained in the present study indicate that despite the ban on the use of TBT-based paints having occurred internationally in 2008, imposex was found in all areas sampled during monitoring.

In the fishing port of Acaraú, during the sampling, the absence of the species *S. brasiliensis* was demonstrated. According to Rodrigues *et al.* (2020), the species was recorded in the municipality of Acaraú, in an area close to Porto (about 8 km), on Arpoeiras Beach. In view of the above, it is inferred that the environmental impact caused by human actions, among them TBT contamination, is influencing the distribution of the species in the location.

Similar results were found by Azevedo (2011), in Porto do Mucuripe/Fortaleza, where the species *S. haemastoma* was found to be absent during monitoring of imposex in the port area. However, during studies carried out in the region, the species was reported in the same port area (Castro *et al.*, 2005). This fact may be indicative of the extinction of that population at this place, since it had high rates of imposex in 2004/2005 (Castro *et al.*, 2005). The absence of organisms during imposex monitoring was also recorded by Azevedo (2011), in 5 areas of Baía da Ribeira, coast of Rio de Janeiro, where imposex was recorded in 2002 in the species *S. haemastoma*, and during reassessment in 2008, in the same place, the species was not found, being possibly extinct due to the action of OTCs.

One factor that may be contributing to the absence of the species *S. brasiliensis* in the port of Acaraú is the operating time of the fishing port, the oldest among those evaluated, and the frequent use of TBT-based paints for years, a practice that may have led to the local extinction of the species. According to Castro *et al.* (2011), the constant use of TBT-based paints compromises the quality of the aquatic environment, directly affecting the local fauna, and in the long term, the harmful effects of the compound can lead to the death of the animals, and consequently to local extinction. of the species. However, there are no past data for the Porto de Acaraú region.

The results found during the monitoring show that there was a reduction in the incidence of imposex in Porto dos Barcos, in Itarema, compared to the study carried out by Rodrigues *et al.*

(2020), in the same location. In the previous study, the incidence of imposex was 82.2%, while in the current monitoring this value was 69.18% of females affected by the syndrome. However, in the present study, the indices used to quantify imposex revealed that the levels of development increased significantly at the site, compared to the previous study, where RPLI was 18.8 and VDSI varied between stages 0 and III (Rodrigues *et al.*, 2020). This indicates that on-site development of imposex is increasing, while the incidence of contamination is decreasing.

According to Azevedo (2011), in the re-evaluation of imposex at the port terminal of Mucuripe, in Fortaleza, there was a reduction in the incidence of imposex in all stations examined compared to the study carried out in the years 2004/2005. The reduction of imposex was also observed at dos Coqueiros Beach, in Fortaleza, during the campaign carried out in 2005, when 100% of the animals were affected by the syndrome, and in the 2011 campaign, only 34.6% of the organisms were affected with the syndrome imposex.

According to Azevedo (2011), the reduction in the incidence of imposex in some regions is related to the efficiency of the applicability of Normam 23 and IMO legislation. Monitoring based on the determination of imposex revealed, in general, a gradual decrease in TBT levels, as well as a reduction in indices such as the percentage of affected females, RPLI, RPSI and VDSI, worldwide (Rocha-Barreira and Castro, 2021). A significant drop in rates was observed in populations of the species *Haustrum scobina* (Quoy and Gaimard, 1833) in New Zealand, after a few years of the implementation of restrictions. In the North Sea and Iceland, a reduction of the indices for populations of *Nucella lapillus* was also observed (Linnaeus, 1758). Comparing the indices obtained in 2003 and 2008 in Europe, it became clear that the syndrome was reduced in the species *Nassarius reticulatus* (Linnaeus, 1758) (Rocha-Barreira and Castro, 2021). In Brazil, according to Castro *et al.* (2012), the drop in imposex levels was demonstrated in several port terminals in Brazil's Northeast, Southeast and South regions in *S. brasiliensis* populations.

In the fishing port of Camocim and Pedra Rachada Beach in Paracuru, imposex incidence was first recorded for these two regions of the west coast of Ceará through the present study. In the fishing port of Camocim, the incidence of imposex was found to be 51.22, and the rates of imposex development observed were RPLI= 25.87 and VDSI= 0 to IV. At Pedra Rachada beach, in Paracuru, 69.44% of the organisms were found to be exhibitors of imposex, with the values RPLI=27 and VDSI= IV. The results reveal that despite the ban on the use of OTCs, these two small port areas have high levels of OTC contamination.

Contamination cases in small port areas seem to be related to small vessels, especially leisure and fishing vessels, identified as the main current sources of TBT in Latin America. According to the restrictions implemented by the IMO, these vessels are authorized to use paints based on OTCs (Rocha-Barreira and Castro, 2021). In this sense, these data are in line with the present study,

because during the sampling process it was observed that the fleet of vessels in the fishing port of Camocim and in Pedra Rachada Beach consists of small artisanal vessels (3 m in length) used for fishing and local tourist excursions.

All the fishing ports studied comprise small port areas, where inspection is still incipient in relation to the restrictions established by the IMO in 2008, which may explain the occurrence of the syndrome in these places. Another reason is that these vessels spend more time moored close to the coast, favoring the bioaccumulation of the compound. These results corroborate the data obtained during interviews with fishermen and business owners who sell paints in each sampled location.

According to Borges (2012), contamination by OTCs continues to occur in small port areas because of lack of inspection, since the applicability of the restrictions established by the IMO are put into practice only in large port terminals with circulation of international vessels.

The results of the present monitoring demonstrate that there are significant differences between shell size and penis size in both males and females, revealing that male shells and penises are larger compared to females affected by the syndrome. Similar results were observed by Azevedo (2011) in studies carried out at Porto do Mucuripe in Fortaleza, Ceará, Brazil. According to (Galante-Oliveira, 2009), the size of the shells of the animals is considered one of the factors that can influence comparisons about the levels of imposex as they influence the length of the male's penis, which can interfere with the results of the RPLI value.

Merchants confirmed that they often sell synthetic enamel paints and biocidal compounds or insecticides to fishermen, which are mixed and used to paint boats. Respondents stated that the painting procedure is often carried out on the river, in the estuarine area. This practice was reported by Rodrigues *et al.* (2020), in a study carried out on the west coast of Ceará, where during the sampling, the researchers observed that the fishermen added an insecticide to the paint that contains OTCs to potentiate the effects of antifouling paints.

According to Borges (2012), the use of paints containing other toxic biocides started to be used frequently. As these paints contain different types of biocides, and are in direct contact with water, they can have a greater impact locally.

According to Rocha-Barreira and Castro (2021), after the ban on paints containing TBT and/or TPT, the boat industry started to produce and make available on the market, for more than ten years, paints that contain alternative biocides, without the presence of OTCs. About 23 different chemicals are currently used in new marine antifouling systems, in which, among these molecules are endocrine disruptors, herbicides and toxic organometallics. However, studies of Castro *et al.*

(2011) and Abreu *et al.* (2020) have demonstrated environmental damage caused by contamination with the new generation of biocides, this is very worrisome because the impacts of OTCs have not yet been overcome.

The way in which the painting of vessels is maintained and the use of alternative sources such as synthetic enamels mixed with compounds of biocidal action, belonging to however group of pyrethroids, can cause damage to aquatic communities, especially to invertebrates however the harmful effects to biota are still were not measured.

When aquatic organisms are exposed to pyrethroid compounds, which mostly have xenobiotic action, they cause endogenous changes in these animals such as liver dysfunction, changes in biochemical enzyme levels and behavioral changes, since pyrethroids act on the inhibitory neurotransmitter of the central nervous system. (CNS). In addition, the potent stressful effect that pesticides cause on these organisms lead to hematological changes, and ultimately, can also cause damage in the reproductive phase (Montanha and Pimpão, 2012).

The incidence of imposex recorded in the present study in the small fishing ports of the west coast of Ceará indicates that organic tin compounds continue to be sold and used illegally in the process of maintaining the painting of vessels, since during the interviews, the participants revealed that sell and use “poisoned paint” to paint boats. It is therefore suggested that the paint mentioned by them contains organic tin compounds. Another factor that may help to clarify the reasons why imposex is still found in these areas may be related to the fact that the ports studied are located within estuaries, where water circulation is restricted, favoring the local concentration and accumulation of the compound. In this sense, carrying out studies aimed at monitoring environmental conditions, as well as monitoring imposex are of great relevance in these areas.

The imposex results recorded for the species *S. brasilienses* in fishing ports on the west coast of Ceará state geographically expand the known limits for the problem in Brazil. The monitoring of these areas along with the establishment of environmental education programs would be one of the forms of remediation and awareness of the damage to the environment by the use of paints containing TBT and its derivatives.

Conclusion

Small port areas can be the providers of OTCs in coastal areas. The populations of *S. brasilienses* from the fishing ports sampled show high levels of imposex, even with the ban on the use of paints containing organic tin.

The increase in insecticides used as biocidal agents in paints, combined with the lack of knowledge on the part of fishermen, boat owners and business owners about the damage to the environment may be contributing to the increase of the incidence of the syndrome in fishing ports on the west coast of Ceará.

The biocidal compounds identified in the present study can lead to ecosystem compromise that has not yet been measured.

The results obtained contribute to the understanding of the origin of imposex and TBT in the west coast of Ceará, and more investigations are needed to evaluate and mitigate the presence of OTCs in small port areas.

The constant use of COEs without supervision and non-compliance with international legislation, causes a series of implications for the fauna, such as the mortality of organisms most sensitive to contamination, in addition to contaminating other non-target organisms. The effects of COEs are more visible in port estuarine regions, where the geographic location, as well as the dynamics of the environment, contribute to the accumulation of the compound, causing irreversible consequences such as the local extinction of species.

It is hoped, with data collected in this study, to alert the fishing community and the scientific community for problematic inherent to contamination by the use of organotins.

It is suggested that long-term monitoring, along with interventions through environmental education programs, can contribute to raising awareness about the use of tin compounds and their derivatives, mitigating the effect of contamination on the environment.

Acknowledgments

To the Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – Campus de Acaraú, for logistical support. To the Programa de Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental, for making this research possible. To the team from the Laboratório de Ecologia de Manguezais (ECOMANGUE), for help with collections. Funding agency Funcape, for the availability of the scholarship.

Bibliographic references

Abreu, F., Silva, J. L., Castro, I. B., Fillmann, G. (2020) Are antifouling residues a matter of concern in the largest South American port? *Journal of Hazardous Materials*, **398**, 122937.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122937>

- Agostini, V. O., Macedo, A. J., Muxagata, E. (2018) The role of bacterial biofilm in benthopelagic coupling during the biofouling process. *Liberato Magazine, Novo Hamburgo*, **19**(31), 01-134.
- Ayari, T. E., Bierne, N., Menif, N. T. E. (2018) Imposex incidence in *Stramonita haemastoma* (Gastropoda: Muricidae) from the Mediterranean and Atlantic coast after Tributyltin global ban. *Journal of Sea Research*, **134**, 10–1511. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.12.004>
- Azevedo, D. B. (2011) *Imposex in Stramonita haemastoma (Mollusca: Gastropoda): reassessment in the metropolitan area of Fortaleza and induction under laboratory conditions*. Dissertation (Master's in Tropical Marine Sciences) - Institute of Marine Sciences, Federal University of Ceará, Fortaleza, 88 pp.
- Boni, V., Quresma, S. (2005) Learning to interview: How to do interviews in Social Science. *Electronic Journal of Graduate Students in Political Sociology at UFSC*, **2**(1), 68-80.
- Borges, C. L. L. (2012) *Temporal evaluation of Pollution by organotin antifoulings on the coast of the State of Rio de Janeiro: Before and after the national and international ban*. Dissertation (master's degree in oceanography). State University of Rio de Janeiro, 120 pp.
- Castro, Í. B., Braga, A. R. C., Rocha-Barreira, C. A. (2005) High rates of imposex in *stramonite rustica* (mollusca: gastropoda) in port areas of the states of Alagoas and Sergipe, Brazil. *Tropical Oceanography*, Recife, **33**(2), 121–128.
- Castro, Í. B., Westphal, E., Fillmann, G. (2011) Third generation antifouling paints: new biocides in the aquatic environment. *Kim. New*, **34**(6), 1021-1031.
- Castro, Í. B., Rossato, M., Fillmann, G. (2012) Imposex reduction and residual butyltin contamination in southern Brazilian harbors. *Environ. Toxicol. Chem.* **31**, 947–954. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.1793>
- Conama. (2005) Provides for the classification of bodies of water and environmental guidelines for their classification, as well as establishing the conditions and standards for the release of effluents, and other measures. 357, Official Gazette, Brazil, 2005. Accessed on March 5, 2022, disponível em: http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf
- Fernandez, M. A., Wagener, A. L. R., Lima-verde, A., Scofield, A. L., Pinheiro, F. M., Rodrigues, E. (2005) Imposex and surface sediment speciation: A combined approach to evaluate organotin contamination in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Environmental Research*, **59**, 435–452.
- França, M. A., Otegui, M. B. P., Zamprogno, G. C., Menário, J. M. F. S., Costa, M. B. (2021) Imposex and ecological quality status in *Stramonita brasiliensis* (Claremount & Reid, 2011): A temporal (2007 to 2018) and spatial evaluation on the southeastern coast of Brazil. *Journal of Sea Research*, **174**. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2021.102080>
- Galante-Oliveira, S., Oliveira, I., Jonkers, N., Langston, W.J., Pacheco, M., Barroso, C. M. (2009) Imposex levels and tributyltin pollution in Ria de Aveiro (NW Portugal) between 1997 and 2007: evaluation of legislation effectiveness. *Journal of Environment Monitoring*, **11**, 1405–1411.
- Gibbs, P. E., Bryan, G. M. (1994) *Biomonitoring of tributyltin (TBT) pollution using the Imposex response of neogastropod mollusks*. In: *Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries*. KEES, J. M. KRAMER (ed.) CRC Press Inc, Boca Ratón, EUA, 2005-226.
- Gibbs, P.E., Bryan, G.W., Pascoe, P.L.C., Burt, GR. (1987) The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of Tributyltin (TBT) contamination. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **67**, 505-507.
- Goodman, L. A. (1961) Snowball Sampling. *The Annals of Mathematical Statistics*, **32**, (1), 148–170. Acesso em: 19 mar. 2020. Disponível em: <https://bit.ly/3bfzFHn>
- Guidelines For Monitoring of Biological Effect. (2017) *Imposex and intersex*. Acesso em: 05 Mar. 2021. Disponível em: <https://www.semanticscholar.org/paper/Guidelines-for-monitoring-of-biological-effect-%E2%80%931/cd9034c32d3640bc3f3228e043c39ea72a5de999>
- Huet, M. Fiorini, P. Oehlmann, J. and Stroben, E. (1995) Comparison of imposex response in three Prosobanch species. *Hydrobiologia*, **309**, 29 – 35.

- Ipece, Institute of Research and Economic Strategy of Ceará. (2020) Ceará on maps. Acesso em: 09 de nov. 2021. Disponível em: <http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo1/11/147x.htm>
- Matthiessen, P., Gibbs, P. E. (1998) Critical appraisal of the evidence for Tributyltin – mediated endocrine disruption in Mollusks. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **17** (1), 37 – 43.
- Montanha, F.P., Pimpão, C.T. (2012) Toxicological Effects of Pyrethroids (Cypermethrin and Deltamethrin) In Fish – Review. *Electronic Scientific Journal of Veterinary Medicine*, **1** (18), 1-58.
- Otegui, M. B.P., Zamprogno, G. C., França, M. A., Daros, B. N., Albino, J., Costa. M. B. (2019) Imposex response in shell sizes of intertidal snails in multiple environments. *Journal of Sea Research*, **147**, 10–1812, <https://doi.org/10.1016/j.seares.2019.02.003>
- Rocha-Barreira, C., Castro, I. (2021) *Triorganotin compounds*. In: Organic contaminants in aquatic environments Editora: Imprensa Universitária, 246pp. Acesso em: 22 de Dez. 2021. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/349118209_COMPOSTOS_TRIORGANOESTANICOS
- Rodrigues, J. A, M., Santos, M. R., Maia, R. C. (2020) Study of imposex in the gastropod *stramonita brasiliensis* (claremont; dg reid, 2011) in the municipalities of Acaraú and Itarema, west coast of Ceará, Brazil. *arch. science sea*, **53**(1), 126 – 133.
- Shimasaki, Y., Kitano, T., Oshima, Y. (2003) Tributyltin causes masculinization in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **22** (1), 141-144.
- Sierra-Marquez L., Sierra-Marquez, J. J., Rosa, De La., Olivero-Verbel, J. (2018) Imposex in *Stramonita haemastoma* from coastal sites of Cartagena, Colombia. *Braz. J. Biol*, **78** (3), 548-555. Acesso em 04 Feb. 2021. Disponível em: [Imposex in Stramonita haemastoma from coastal sites of Cartagena, Colombia \(scielo.br\)](https://scielo.br/lb/imposex-in-stramonita-haemastoma-from-coastal-sites-of-cartagena-colombia)
- Sonak, S. (2009) Implication of the ban on organotins for protection of global coastal and marine ecology. *Journal of environmental management*, **90**, 96-108.
- Sternberg, R., Gooding, M., Hotchkiss, A., Leblanc, G. (2010) Environmental-endocrine control of reproductive maturation in gastropods: implications for the mechanism of tributyltin-induced imposex in prosobranchs. *Ecotoxicology*, **19**, 4 – 23.
- Strand, J., Jacobsen, J. (2005) Accumulation and trophic transfer of organotins in a marine food web from the Danish coastal waters. *The Science of the total environment*. **350** (1-4), 72-85.
- Titley-O'neal, C. P., Munkittrick, K. R., Macdonald, B. A. (2011) The effects of organotin on female gastropods. *Journal of Environmental Monitoring*, **13**, 2360-2388.
- Viana, J. L. M., Mendes, V. J. C., Costa, M. B., Otegui, M. B. P., Diniz, M. S., Santos, S. R. V., Franco T. C. R. S. (2021) First evaluation of imposex in *Stramonita brasiliensis* (Claremont and Reid, 2011) (Caenogastropoda: Muricidae) from Brazil's Legal Amazon. *Journal of Sea Research*, **174**. Acesso em 21, out. 2021, Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2021.102064>



REVISTA AIDIS

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

SENSORES DE MATERIAL PARTICULADO EN SUSPENSIÓN DE BAJO COSTO: INTEGRACIÓN AL MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AIRE

* Darío R. Gómez¹
Julio Vassallo²

LOW-COST SUSPENDED PARTICULATE MATTER SENSORS: INTEGRATION INTO AIR QUALITY MONITORING

Recibido el 7 de septiembre de 2023. Aceptado el 1 de diciembre de 2023

Abstract

Advances in knowledge about the health effects of atmospheric particles, as well as their influence on climate and climate change, have led to the demand for monitoring their levels in ambient air and the reliable determination of ambient concentrations at surface level, carried out in most countries with reference instruments. However, the cost and resources required for the acquisition and operation of these reference instruments hinder the installation of air quality monitoring networks. In recent decades, there has been a great deal of international development of air pollutant sensors that, although not regulatory, are portable, lower cost and relatively easier to operate than reference instruments. Advances in microprocessors and miniaturization have allowed the introduction of these sensors, facilitating an unprecedented increase in their use for non-regulatory air quality assessment purposes. Although the use of low-cost sensors in personal and public health care is accepted, the concern arises when the data obtained are used as substitutes or complements to reference networks for air quality monitoring. The purpose of this article is to contribute to the regional discussion of guiding criteria for the use of low-cost atmospheric particulate sensors. The work is based on the review of about fifty scientific articles published in the last decade.

Keywords: atmospheric aerosols, low cost sensor, particle size, reference instrument, suspended particulate matter.

¹ Comisión Nacional de Energía Atómica, Argentina.

² División de Calidad de Aire de la Asociación de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), Argentina.

* Autor correspondiente: Av. General Paz 1499, B1650KNA, San Martín, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Email: dario_r_gomez@yahoo.com.ar

Resumen

El avance del conocimiento sobre los efectos en salud que tienen las partículas atmosféricas, así como su influencia en el clima y potencial en calentamiento global, llevaron a exigir el control de sus niveles en el aire ambiente y a la determinación confiable de las concentraciones ambientales a nivel de superficie realizada en la mayoría de los países con instrumentos de referencia o equivalentes. Sin embargo, el costo y los recursos necesarios para la adquisición y operación de estos instrumentos de referencia dificultan la instalación de redes de vigilancia de la calidad del aire. En las últimas décadas, tuvo lugar a nivel internacional un gran desarrollo de sensores de los contaminantes atmosféricos que, a pesar de no ser reglamentarios, son portátiles, de menor costo y relativamente más sencillos de operar que los instrumentos de referencia. Los avances en microprocesadores y miniaturización permitieron el ingreso de estos sensores, facilitando un aumento inédito de su uso con fines no reglamentarios de evaluación de la calidad del aire. Aunque se acepta el empleo de sensores de bajo costo en el cuidado de la salud personal y pública, lo preocupante sobreviene cuando los datos obtenidos se emplean como sustitutivos o complementarios de las redes de referencia para vigilancia de la calidad del aire. El propósito de este artículo es contribuir a la discusión regional de criterios orientativos para el uso de sensores de partículas atmosféricas de bajo costo. El trabajo se basa en la revisión de medio centenar de artículos científicos publicados en la última década.

Palabras clave: aerosoles atmosféricos, instrumento de referencia, material particulado en suspensión, sensor de bajo costo, tamaño de partícula.

1. Introducción

Cuando la contaminación vulnera la salud humana es imprescindible actuar en consecuencia, pero ¿qué sucede con los componentes de la atmósfera que además calientan o enfrían el planeta? Los aerosoles atmosféricos o partículas en suspensión exhiben este doble rol por sus múltiples efectos sobre la salud humana, vinculados al alcance de las partículas en el tracto respiratorio y torrente sanguíneo, (Cohen *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2019) y por su influencia sobre el clima y el cambio climático (asociada con la capacidad de dispersar y absorber radiación y de actuar como núcleos de condensación de nubes). Ambas cuestiones han concitado el interés sobre los aerosoles de numerosos investigadores y constituyen, en el ámbito internacional, una de las preocupaciones principales para las políticas de la gestión de la calidad del aire y del cambio climático (Fuzzi *et al.*, 2015).

Las partículas constitutivas de los aerosoles son emitidas directamente (primarias) desde las fuentes antropogénicas o naturales o formadas a partir de las interacciones físicas y químicas de los contaminantes en la atmósfera (secundarias), se encuentran distribuidas en un amplio rango de formas y tamaños que abarca desde los nanómetros hasta los micrómetros. Las propiedades físicas (por ejemplo, color, densidad, forma) y la composición química difieren usualmente según los distintos tamaños, aún entre partículas dentro del mismo rango de tamaño en acuerdo a su procedencia. Mientras los gases son moléculas separadas, las partículas forman conglomerados. Estas propiedades diferencian al material particulado (MP o PM por su denominación en inglés,

“*particulate matter*”) de los contaminantes gaseosos ya que para estos últimos sólo basta la concentración para caracterizar su abundancia y para especificar sus propiedades, reacciones y efectos.

La preocupación por los impactos negativos de la contaminación atmosférica en general y del PM en particular sobre la salud y el ambiente es de larga data. Brevemente, cuanto más pequeña es una partícula, más profundamente penetrará para depositarse en el tracto respiratorio interactuando celularmente (Hamra *et al.*, 2014) y también pasando a la sangre (Nemmar *et al.*, 2002). El tamaño es entonces considerado como el principal indicador del riesgo de las partículas atmosféricas sobre la salud humana y ha sido la base para la especificación del PM en la normativa de calidad del aire. Este artículo aborda el monitoreo según el tamaño de las partículas. Quienes requieran mayor información sobre los efectos adversos del PM sobre la salud humana pueden consultar la información reportada por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2022) y la profusa literatura científica que comprende desde los trabajos señeros del grupo de Dockery y Pope en la década de 1990 (Dockery *et al.*, 1993; Pope *et al.*, 1995; Pope, 2000) hasta trabajos de revisión publicados en los últimos diez años que abordan tanto estudios *in vitro* como recientes hallazgos en epidemiología ambiental (Kim *et al.*, 2015; Dijkhoff *et al.*, 2020).

El monitoreo de PM en el aire exterior brinda información sobre las concentraciones gravimétricas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para periodos de tiempo que dependen del tipo de muestreador o equipo de monitoreo utilizado. Estos datos permiten evaluar el cumplimiento de los estándares de calidad de aire según periodos cortos (24 horas) y/o largos (un año) establecidos en la normativa ambiental correspondiente. Asimismo, constituyen una sólida base para diseñar programas de vigilancia, especialmente importantes para áreas densamente urbanizadas e industrializadas. En este marco, las metodologías de monitoreo, certificadas en calidad y avaladas por organismos oficiales o internacionales, son fundamentales para configurar redes de estaciones de referencia que permiten determinar con cierto grado de precisión y trazabilidad la concentración ambiental atmosférica de los contaminantes de interés en un área determinada.

La medición de la masa de partículas colectada en filtros constituye por lo general el método patrón de referencia empleado a efectos regulatorios para evaluar el cumplimiento con los estándares de calidad del aire. Algunas normativas internacionales aceptan ciertas metodologías como equivalentes al patrón de referencia estandarizado cuando las mismas son capaces de cumplir con ciertos estándares estrictos de precisión (Gilliam y Hall, 2016), exactitud y desviaciones de la medición de sus lecturas frente a aquellas de referencia en estudios de intercomparación en laboratorio y en campo (Waldén *et al.*, 2017).

La preocupación relativa a los efectos de las partículas sobre la salud, junto con las crecientes demandas por parte de la ciudadanía de acciones de control de la calidad del aire más

participativas, acompañadas por un vertiginoso avance de la electrónica y de las comunicaciones por internet han dado lugar a un interés creciente por los sensores de partículas de bajo costo (SPBC). Algunos grupos de opinión han sugerido que una red mucho más densa de estaciones equipadas con dispositivos de detección de bajo costo podría contribuir a mejorar la escasa granularidad de la red de estaciones de referencia dando lugar a la incorporación de redes jerarquizadas con mayor cobertura espaciotemporal. En este marco, las estaciones provistas con sensores de bajo costo (SBC), fijas o móviles y conectadas inalámbricamente entre sí y a un servidor principal, podrían actuar como nodos de apoyo para complementar las redes de estaciones de referencia y generar mapeos que permitan ampliar el área de cobertura hasta un nivel hiper local para así detectar zonas o puntos con alta contaminación atmosférica (Craft *et al.*, 2021; Vidal *et al.*, 2022).

Sin embargo, este objetivo demanda cierta cautela en la selección, instalación y calibración de los sensores ya que existe una diversidad de instrumentos cuyo desempeño puede verse sensiblemente afectada por las propiedades físicas y químicas de los aerosoles, la resolución temporal y las condiciones de temperatura y humedad ambiente. Además, está documentado que estos sensores sufren deriva y envejecimiento (Brattich *et al.*, 2020). La deriva puede variar incluso entre sensores del mismo modelo que proceden de la misma fábrica. Asimismo, es necesario hacer notar que las directrices y recomendaciones prácticas para su uso son hasta el presente limitadas especialmente a través de regulaciones por normas incluso a nivel internacional.

Toda estrategia de monitoreo de contaminantes atmosféricos se diseña para lograr uno o varios objetivos. Entre los objetivos más usuales se encuentran: (i) determinar el cumplimiento de las normas ambientales; (ii) estimar los efectos del deterioro de la calidad del aire sobre la población y el ambiente; (iii) evaluar los efectos de las medidas y políticas de control de la contaminación atmosférica (iv) informar al público acerca de la calidad del aire; (v) proporcionar información de fuentes y riesgos de contaminación, (vi) llevar a cabo evaluaciones de tendencias a largo plazo; (vii) estudiar las reacciones químicas de los contaminantes en la atmósfera; (viii) calibrar y evaluar modelos de transporte y transformaciones físicas y químicas de contaminantes en la atmósfera; y/o (viii) establecer bases científicas para políticas de desarrollo. La definición de los objetivos y el alcance, usualmente ponderándolos y conciliándolos, constituye la primera etapa del diseño de la estrategia de monitoreo. Otras cuestiones a definir incluyen: (i) los parámetros ambientales a medir; (ii) el número y la localización de los sitios de muestreo; (iii) duración del programa, frecuencia y tiempos de muestreo; (iv) selección de metodologías y equipos de monitoreo o muestreo.

Este artículo focaliza en la selección de metodologías y equipamientos para el monitoreo de concentraciones ambientales de partículas atmosféricas de tamaño inferior a 2.5 micrones (μm) mediante el empleo de SPBC y se propone contribuir al desarrollo de una guía con criterios de expertos a nivel local y regional que permita orientar la integración de los SPBC a la vigilancia de

la contaminación atmosférica. Antes de abordar este objetivo en la sección 6, presentamos los distintos enfoques para definir tamaño de partículas (sección 2); los métodos de referencia y equivalentes para la medición de PM (sección 3); el principio de funcionamiento de los SPBC (sección 4); y los principales resultados provenientes de las caracterizaciones en laboratorio y en campo, así como la calibración de SPBC realizadas en la última década (sección 5). El alcance de este artículo se limita a la cuestión específica de las mediciones de partículas atmosféricas en suspensión en ubicaciones fijas.

2. Enfoques para la determinación del tamaño de las partículas en suspensión

Dado que los instrumentos disponibles utilizan diversos métodos para medir tamaño, pueden reportarse diferentes valores para una misma partícula. El diámetro aerodinámico (Da) de una partícula, definido como el de una esfera de densidad igual a 1 g/cm^3 que sedimenta en el aire en reposo a la misma velocidad que la partícula en cuestión, es el parámetro generalmente empleado para expresar el tamaño de la misma y las concentraciones de las fracciones de tamaño de PM en unidades de $\mu\text{g/m}^3$, consistentes con las indicadas en los estándares y niveles guías de calidad de aire. Al tener en cuenta la forma y la densidad de la partícula, el Da captura satisfactoriamente el comportamiento aerodinámico teórico de las mismas integrando aerosoles en suspensión en el aire para muchos sistemas de interés. Especialmente se utiliza para estimar hasta dónde penetran normalmente y se depositan las partículas de distinto tamaño y densidad en las vías respiratorias.

La nomenclatura PM_x refiere a las partículas en suspensión con un diámetro aerodinámico inferior o igual a $x \mu\text{m}$. Cuatro rangos de Da con los límites superiores de $10 \mu\text{m}$, $2.5 \mu\text{m}$, $1 \mu\text{m}$ y $0.1 \mu\text{m}$ (PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, PM_1 y $\text{PM}_{0.1}$) son utilizados para definir fracciones clave de los aerosoles atmosféricos. Muchos países han establecido hasta la fecha normas de calidad del aire para PM_{10} mientras que hasta 2020 se habían identificado solamente 58 países que establecieron además normas para $\text{PM}_{2.5}$ (Nazarenko *et al.*, 2021). Por otra parte, la OMS ha incorporado el $\text{PM}_{2.5}$ en sus niveles guías de calidad del aire de 2006, por ser uno de los contaminantes del aire exterior con mayor coeficiente dosis-efecto en la salud humana (IARC, 2012), y redujo recientemente estos niveles de manera significativa (OMS, 2021).

Si bien está fuera del alcance de este artículo, resulta conveniente indicar que, hasta el presente las concentraciones gravimétricas de las fracciones submicrónica (PM_1) y ultrafina ($\text{PM}_{0.1}$) no han sido monitoreadas de manera sistemática ni reguladas mediante normas de calidad del aire. Sin embargo, y dado que la fracción PM_1 contiene típicamente la menor cantidad de masa pero el mayor número de partículas, este último parámetro ha recibido una atención creciente en la regulación de las emisiones de los vehículos automotores, ya que el transporte terrestre contribuye significativamente al número de partículas submicrónicas y ultrafinas en el ambiente (Heinz, 2001; Gieschaskiel *et al.*, 2008; Burtscher, 2005).

La definición de PM_x dada anteriormente, si bien fácilmente interpretable, puede resultar engañosa cuando se considera el muestreo selectivo por tamaño ya que sugiere una colección del 100% de las partículas con $Da = x \mu\text{m}$. Esto se podría lograr con un muestreador o monitor ideal que aspirase el 100% de las partículas de un rango de tamaño especificado y las transportara a todas sin modificar al colector o al detector. Lamentablemente, la eficiencia de entrada de las partículas puede ser superior o inferior al 100% y varía con el tamaño de las mismas, la velocidad del viento y la dirección. Una conceptualización operativa para el PM_x es la conocida como punto de corte o tamaño de corte del 50% ($d50$), refiere a un muestreo que permite coleccionar el 50% de las partículas de $x \mu\text{m}$ y excluye el 50% de las partículas de $x \mu\text{m}$ a un caudal fijo. También significa que se recogen algunas partículas $>x \mu\text{m}$ y no todas las partículas $<x \mu\text{m}$. Cabe destacar que, en la determinación de parámetros con límites establecidos en los estándares de calidad de aire son prioritarias la repetitividad y la reproducibilidad de las mediciones que permiten verificar el cumplimiento de las regulaciones. Esto se logra con métodos estandarizados y definiciones claras del parámetro medido (tales como el diámetro aerodinámico y el tamaño de corte de la fracción $PM_{2.5}$ colectada) que si bien pueden presentar cierta desviación de lo estrictamente real (según las definiciones de Da y $d50$), determinan un criterio cierto y no ambiguo para expresar las pautas a cumplir conforme a normas de aplicación. En este sentido los valores determinados con otros métodos son relativos a las determinaciones de monitores patrón.

Así como el *tamaño aerodinámico*, que puede obtenerse con un impactador o un espectrómetro *ad hoc*, depende de la forma, la densidad y el tamaño de la partícula, otros tipos de tamaño de partículas pueden ser determinados empleando otros métodos de medición. Cabe mencionar al respecto: (i) los *tamaños ópticos*, que dependen del índice de refracción, así como también de la forma y el tamaño de las partículas y se determinan a partir de la cantidad de luz dispersada por partículas individuales y (ii) el *tamaño de movilidad eléctrica* obtenido mediante clasificación electrostática de las partículas que depende de la forma y el tamaño de las mismas, pero no de la densidad. Estos tamaños pueden ser muy diferentes de los tamaños geométricos o de Stokes que se observan en un microscopio. La conversión de una medida de tamaño a otra suele implicar una incertidumbre significativa. Sin embargo, estas conversiones son esenciales para obtener concentraciones gravimétricas de $PM_{2.5}$ y PM_{10} basadas en distintos métodos que sean comparables entre sí y, en lo posible, equivalentes (McMury, 2000).

3. Métodos de referencia y equivalentes para la medición de PM

Un componente clave de una norma de calidad del aire ambiente es la especificación de los métodos de medición para evaluar su cumplimiento. Si bien algunos países no indican las metodologías de medición a emplear, aquellos que sí lo hacen, especifican para el PM la gravimetría como método de referencia que permite determinar la concentración en masa de $PM_{2.5}$ o PM_{10}

durante un período de 24 horas (CEN, 2014; Gilliam y Hall, 2016). Las normas nacionales de calidad del aire ambiente de los Estados Unidos (NAAQS, por sus siglas en inglés) se establecieron entre 1971 y 1976. La adopción del análisis gravimétrico como método de referencia, aplicado inicialmente de manera rudimentaria en 1885, llevó unos treinta años. Abarcó desde fines de los años 40, con la invención del muestreador de alto volumen, hasta fines de los años 70 cuando se completaron los ensayos de caracterización de este instrumento (Chow, 1995).

En el código de regulación federal (CFR) de los EE.UU., un dispositivo de medición es designado como método federal de referencia (FRM, por sus siglas en inglés) cuando ha sido desarrollado conforme a una norma claramente definida para un contaminante específico y ha completado un riguroso protocolo de pruebas y análisis. La designación como método de referencia significa que el instrumento puede utilizarse para controlar el cumplimiento de la correspondiente norma de calidad del aire. Los requisitos y disposiciones para la designación como FRM se describen en el título 40, parte 53, subpartes A y E del CFR (US EPA, 2022a).

La configuración básica de un instrumento que implemente tal método de referencia para PM consiste en un muestreador que aspira aire ambiente a un caudal volumétrico constante a través de un separador inercial (impactador) que permite la colección de las partículas según la fracción de tamaño deseada sobre un filtro de porosidad especificada. El caudal de aire se regula mediante un dispositivo de control que mantiene su valor dentro del rango de funcionamiento estipulado. La geometría del cabezal de muestreo está regulada internacionalmente y debe ser capaz de seleccionar las partículas de $PM_{2.5}$ o de PM_{10} con un punto de corte del 50% (d_{50}). Cada filtro se pesa (luego del acondicionamiento de humedad y temperatura) antes y después del muestreo para determinar la ganancia neta debida a las partículas colectadas. El volumen total de aire muestreado se calcula a partir del caudal medido a la temperatura y presión ambiente reales y el tiempo de muestreo. La concentración gravimétrica de las partículas suspendidas en el aire ambiente se determina como la masa total de partículas colectadas (en la fracción de tamaño de interés) dividida por el volumen real (referido a condiciones estándar de presión y temperatura 25°C y 101.3 kPa) de aire muestreado.

A pesar de ser adoptado casi universalmente como método de referencia, la determinación gravimétrica de la concentración de PM en aire ambiente no está libre de inconvenientes. Las mediciones de PM, especialmente las de $PM_{2.5}$, pueden mostrar gran variabilidad cuando se analizan para un mismo sitio los resultados de las concentraciones determinadas por diferentes marcas y modelos de equipos de referencia. Esta variabilidad puede atribuirse a las diferentes configuraciones de los sistemas de muestreo; sin embargo, uno de los problemas más importantes es la peculiar composición química de la fracción $PM_{2.5}$ en comparación con la fracción PM_{10} . La fracción más fina es especialmente rica en componentes semivolátiles (por ejemplo, nitrato de amonio y compuestos orgánicos) que al volatizarse conllevan una subestimación de la concentración gravimétrica que podrían ser más pronunciada para la fracción $PM_{2.5}$.

Además de los inconvenientes señalados, la principal limitación de la metodología gravimétrica es que brinda información sobre el nivel de las partículas para el periodo de muestreo de 24 horas. Esta información resulta demasiado integrada en el tiempo como para un diagnóstico efectivo de la dinámica de las partículas en la atmósfera del sitio de interés y tiene un alcance limitado a los fines de identificar y controlar las fuentes de emisión. En respuesta a esta cuestión, se han explorado métodos automáticos para permitir mediciones para periodos de una hora o menores. Si bien se han desarrollado y probado numerosas técnicas, pocas han demostrado equivalencia con el método gravimétrico de referencia.

Cuando EE. UU. reevaluó las NAAQS para PM a fines de 1970, se propuso para los monitores el enfoque de norma de *desempeño* en lugar de norma de *diseño*. Una norma de desempeño establece las propiedades de las partículas que deben determinarse y las tolerancias admisibles de exactitud y precisión en la cuantificación de dichas propiedades (Chow, 1995). En la normativa estadounidense, los procedimientos para determinar la comparabilidad entre cualquier método propuesto y el correspondiente método de referencia se establecen en el título 40, capítulo I del Código de Regulación Federal (US EPA, 2022b). Cualquier principio de medición, implementado por cualquier medio, puede aplicarse para determinar el cumplimiento siempre que satisfaga la norma de desempeño.

En el CFR se definen tres clases de métodos federales equivalentes (FEM, por sus siglas en inglés), en función de su grado de similitud respecto a los requisitos para los FRM. A medida que se pasa de la clase I, a la clase II y a la clase III, existe una mayor desviación del método candidato a ser considerado como FEM con respecto a un FRM y se requieren pruebas más exhaustivas para la verificación de la equivalencia (Noble, 2001). Tanto los FEM clase I y clase II son técnicas de colección de partículas en filtro durante 24 horas que se basan en el análisis gravimétrico mientras que los FEM clase III consisten en analizadores continuos o semicontinuos que no colectan partículas destinadas al análisis gravimétrico. En el resto de esta sección nos centramos en los métodos de clase III porque los SPBC pueden en alguna medida ser vinculados con los métodos ópticos para los que existe un método aprobado como FEM. Quienes requieran información más detallada sobre los FEM pueden consultar el trabajo de Noble *et al.* (2001) y la compilación de FRM y FEM publicada por la Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU. (Gilliam y Hall, 2016).

Los tipos de instrumentos que han obtenido hasta ahora la equivalencia a la Clase III incluyen la atenuación beta, la microbalanza oscilante de elemento cónico y la detección óptica. El único monitor que emplea la detección óptica que ha obtenido la equivalencia es el espectrómetro fabricado por Grimm Technologies, Inc. Modelo EDM 180 PM2.5. Es un monitor continuo por dispersión de luz que dispone de 15 rangos de análisis de tamaños de partícula (*particle-size bins*), suministra valores expresados en concentraciones gravimétricas en el rango 0,1-6000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ con una precisión de $\pm 3\%$. (Gilliam y Hall, 2016; Kuula *et al.*, 2020). La metodología de la dispersión de luz, empleada por este monitor FEM constituye el principio fundamental de los SPBC y se discute en la sección 4.

4. Principio de funcionamiento de los sensores de PM de bajo costo

En la mayoría de los SPBC, las partículas muestreadas interceptan un haz luminoso (normalmente de un láser o un LED), parte de la luz se desvía de la trayectoria original, produciéndose el fenómeno conocido como dispersión, un fotodetector mide la intensidad de la luz dispersada por las partículas y esta intensidad se correlaciona con una concentración gravimétrica de PM (Morawska *et al.*, 2018). Estos instrumentos, conocidos también como sensores ópticos de partículas (SOP) pueden dividirse en dos tipos principales: nefelómetros y contadores ópticos de partículas (COP). Los nefelómetros miden la luz dispersada por las partículas en su conjunto mientras que los COP detectan partículas individuales y brindan información sobre número y tamaño. En los nefelómetros, la amplitud de dispersión total se correlaciona con una medición de masa realizada por un instrumento de referencia. En los COP, cada pulso medido a partir de la luz dispersada por una partícula individual se correlaciona con su tamaño en función de su intensidad luminosa. Este procedimiento da lugar a un histograma que se convierte a unidades de masa una vez que se ha medido toda la distribución (Hagan y Kroll, 2020).

La dispersión es un proceso resultante de tres efectos acumulativos: reflexión, refracción y difracción. La teoría general de Mie describe rigurosamente las interacciones luz-partícula para partículas esféricas de todos los tamaños dispersas en cualquier medio (Wriedt, 2012). Esta teoría permite estimar la intensidad relativa de la luz dispersada en función del tamaño de las partículas, el ángulo de observación y la longitud de onda y la polarización del haz incidente, sobre esta base puede determinarse la distribución del tamaño de las partículas (Alfano *et al.*, 2020). La teoría general de Mie incluye las siguientes suposiciones: (i) la luz es una onda monocromática plana; (ii) la partícula es esférica e isotrópica; (iii) la luz dispersada de una partícula a otra es despreciable (esto es cierto a bajas concentraciones de partículas); (iv) las características de dispersión consideradas son independientes del movimiento de la partícula; (v) no se consideran efectos cuánticos.

El empleo de la dispersión de la luz para la determinación de la concentración gravimétrica de PM conlleva ciertas limitaciones, en gran parte asociadas con las condiciones ambientales y/o las propiedades del aerosol a medir. La mayoría de los SPBC reportan concentraciones gravimétricamente y número de partículas en un rango de tamaños. Al incluir la posibilidad de informar diversos rangos de tamaños de partículas, los fabricantes especifican, explícita o implícitamente, que sus sensores pueden clasificar las partículas por tamaño. Sin embargo, la documentación del fabricante suele omitir el principio de funcionamiento del sensor (COP o nefelómetro) y el sesgo/precisión de las salidas resueltas por tamaño (Molina Rueda *et al.*, 2023).

Varios estudios experimentales llevados a cabo recientemente han abordado cuestiones que afectan el desempeño de los SOPs. Estos problemas incluyen: (i) la incapacidad de adaptarse a los cambios en la distribución del tamaño de las partículas, (ii) el crecimiento higroscópico de las partículas debido a los cambios en la humedad relativa ambiente, (iii) cambios en la eficiencia de

dispersión debido a diferencias en las propiedades ópticas de los aerosoles, y (iv) la necesidad de factores de corrección específicos de los aerosoles para tener en cuenta las diferencias en la densidad (Northcross *et al.*, 2013; Dacunto *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2015, Crilley *et al.*, 2018; Di Antonio *et al.*, 2018; Zheng *et al.*, 2018; Malings *et al.*, 2020).

Recientemente, Hagan y Kroll (2020) desarrollaron un enfoque modelístico para evaluar la influencia conjunta de factores individuales sobre la capacidad de los SOP para caracterizar con precisión la distribución de tamaño y/o la concentración gravimétrica de PM. Para el estudio, seleccionaron tres SOP representativos: un nefelómetro (con fuente de luz de 658 nm y rango de visión de 7-173°), y dos COP (con 16 compartimientos igualmente espaciados, fuente de luz de 658 nm y ángulo de visión de 32-88°). Los COP sólo diferían en el tamaño mínimo de partícula medido. Uno, denominado por los autores "COP de bajo costo", representativo de los sensores comerciales disponibles en el mercado, operaba en el rango de tamaño de 0,38-17,5 µm. El otro, "COP de gama alta", sería un sensor idealizado con un rango de detección de 0,1-17,5 µm. En consonancia con estudios previos de otros autores, Hagan y Kroll encontraron que la humedad relativa resultó una gran fuente de incertidumbre para todos los SOP, especialmente cuando el aerosol es higroscópico y las humedades relativas están por encima del punto de deliquesencia, normalmente en torno al 75 %. Asimismo, identificaron que (i) las propiedades ópticas del aerosol resultaron muy importantes para el COP de bajo costo de mediana importancia para el nefelómetro y el COP de gama alta; (ii) la distribución del tamaño de partícula subyacente fue muy importante para la precisión del nefelómetro y el COP de bajo costo, mientras que tuvo una importancia relativamente baja para el COP de gama alta; (iii) la elección del material de calibración fue extremadamente importante para los tres sensores prototípicos, la utilización de partículas similares al aerosol que se va a detectar puede conducir a mejoras significativas en el rendimiento esperado.

5. Desempeño de los sensores de bajo costo de PM

Si bien, la teoría de Mie data de 1906 y existen desarrollos de SOP desde la década del 20, la disponibilidad de fuentes de luz y componentes electrónicos pequeños y de costo accesible ha incrementado de manera notable el desarrollo, construcción y oferta de este tipo de sensores. La creciente disponibilidad de SBC ha sido motivo de preocupación para la comunidad científica e instituciones ambientales que se han ocupado a partir de mediados de la década anterior de evaluar, tanto en laboratorio como en campo, el desempeño de los SBC y la confiabilidad de sus datos.

Ensayos de laboratorio

El desempeño adecuado de los SPBC requiere su caracterización en diferentes condiciones ambientales y la calibración mediante instrumento(s) de referencia o equivalentes. Para este fin, ha sido fundamental el desarrollo de cámaras de prueba operadas bajo condiciones ambientales

y niveles de controlados de partículas en suspensión que permiten evaluar el desempeño de SPBC y la ocurrencia de posibles diferencias en sus respuestas dentro de la misma familia de sensores, de especial relevancia para el armado de redes de sensores. Estas cámaras constan por lo general de tres componentes principales: (i) una cámara de pruebas, aislada del entorno exterior y equipada con un instrumento de referencia para la determinación de la concentración de PM y controles de humedad y temperatura; (ii) un sistema de aire purificado, necesario para proporcionar aire de referencia limpio en la cámara; y (iii) un generador de aerosoles que garantice una concentración de PM controlable en el interior de la cámara. Ante la falta de protocolos estandarizados para la caracterización de SPBC, se han empleado una diversidad de opciones para los ensayos en laboratorio.

A partir de 2015, se han diseñado un sinnúmero de cámaras de pruebas desde muy sencillas compuestas por un único volumen de operación (Austin *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2015) hasta diseños más complejos en los que la cámara esta compartimentada en una zona de entrada y mezcla de aire con las partículas y otra de muestreo propiamente dicho (Sousan *et al.*, 2016; Papapostolu *et al.*, 2017; Hapidin *et al.*, 2019; Ahn *et al.*, 2019; Omidvarborna *et al.*, 2020; Bulot *et al.*, 2020). Asimismo, existe una gran variedad de tamaños en las distintas cámaras de prueba cuyos volúmenes abarcan desde 1 L hasta más de 1 m³.

A pesar de los esfuerzos realizados, los estudios citados en el párrafo anterior han evaluado un número limitado de sensores que sería insuficiente para caracterizar el desempeño global de los cientos de SPBC en el mercado comercial. En cada una de esas investigaciones, excepto en la realizada por Ahn *et al.* (2019), se evaluaron no más de diez sensores. Una lista no exhaustiva de los SPBC analizados incluye las siguientes marcas y modelos: Alphasense OPC-R1, DC 1700, Honeywell HPMA115S0, Novafitness SDS011, Novafitness SDS018, Plantower PMS5003, Samyoung DSM501A, Sensirion SPS030, Sharp DN, Sharp GP Sharp GP2Y1010AU0F, Shinyei PP42NS y Winsen ZH03A.

Una evaluación mucho más amplia de SPBC fue llevada a cabo por Ahn *et al.* (2019) que probaron 264 sensores, 27 con fuentes de luz LED y 237 con fuentes láser para determinar concentraciones gravimétricas de PM₁, PM_{2.5} y PM₁₀. De acuerdo a los resultados obtenidos, los investigadores clasificaron los SPBC en cuatro grupos en función de la desviación respecto a los datos obtenidos por un instrumento de referencia. Los sensores ubicados en el grupo 1 exhibieron una desviación de $\pm 20\%$ mientras que las desviaciones de los grupos 2 y 3 fueron $\pm 30\%$ y $\pm 50\%$. Los sensores del grupo 4 exhibieron desviaciones superiores a los del grupo 3. En general, la fuente de iluminación (láser o LED), no conllevó diferencia significativa en el rendimiento de los sensores para las mediciones de PM₁ y PM_{2.5}. Sin embargo, los sensores basados en LED no obtuvieron buenos resultados en las mediciones de PM₁₀. El mejor desempeño de los sensores ubicados en el grupo 1 según el tamaño de partícula fue para PM₁ seguido por PM_{2.5}; los autores concluyeron que el rendimiento de los SPBC era relativamente menos satisfactorio para la medición de PM₁₀.

Otra evaluación exhaustiva de SBC, tanto en laboratorio como en terreno, es la llevada a cabo por el centro de rendimiento de sensores de calidad del aire (AQ-SPEC) del distrito de gestión de la calidad del aire de la Costa Sur de California (South Coast AQMD). Los sensores que demuestran un rendimiento aceptable sobre el terreno se llevan al laboratorio AQ-SPEC para realizar pruebas más detalladas en una cámara ambiental en condiciones controladas junto con instrumentos FRM, FEM y/o la mejor tecnología disponible. El listado de los SPBC evaluados y los reportes para muchos de ellos están disponibles en el sitio del AQ-SPEC (2023).

Caracterización en campo

Aun cuando los SPBC hayan sido caracterizados en laboratorio es fundamental evaluar su desempeño en campo, incluso para las mejores tecnologías disponibles, ya que como se discutió en la sección 4 la diversidad de las propiedades físicas y químicas del PM sólo puede evaluarse de manera conclusiva sobre el terreno. A pesar de esta advertencia, muchos estudios que han empleado SBC se han basado únicamente en la información del fabricante para la selección de la tecnología y las expectativas sobre su rendimiento. Algunos ejemplos incluyen: (i) la observación de la contaminación atmosférica relacionada con el tránsito vehicular mediante sensores montados en bicicletas; (ii) el establecimiento de redes de sensores urbanas o escolares; (iii) la estimación de la exposición personal y (iv) la vigilancia de la calidad del aire en interiores (Morawska *et al.*, 2018 y sus referencias).

En contraposición, numerosos estudios han evaluado el desempeño de SPBC en campo (Alfano *et al.*, 2020 y sus referencias; Narayama *et al.*, 2022 y sus referencias, Bulot *et al.* 2023, Molina Rueda *et al.*, 2023). En este aspecto, la evaluación más extensiva del desempeño en campo de los SBC ha sido llevada a cabo por el AQ-SPEC. En este programa, los SBC se prueban sobre el terreno frente a una o más estaciones equipadas con FRM o FEM que se utilizan habitualmente para medir las concentraciones de contaminantes atmosféricos con fines regulatorios (AQ-SPEC, 2023b).

Normalmente, los sensores (i) se prueban tal como están disponibles en el mercado, sin modificación ni calibración previas (cero, intervalo y precisión) y (ii) se utilizan de acuerdo con la guía del usuario o el manual del fabricante del sensor que a menudo incluyen un mantenimiento rutinario (por ejemplo, sustitución del filtro, calibración a cero, comprobación del caudal, sincronización fecha/hora y cambio de pilas). Todos los sensores se evalúan por triplicado y durante un periodo de dos meses para obtener mejor información estadística del rendimiento global. La evaluación se basa en una comparación entre los tres dispositivos sensores y los instrumentos FRM y/o FEM. Los parámetros considerados son: (i) la variabilidad intramodelo (relacionada con la proximidad entre las mediciones de tres unidades del mismo tipo de sensor); (ii) la recuperación de datos (relación porcentual entre el número de puntos de datos válidos del sensor y el número total de puntos de datos colectados durante el periodo de prueba) y (iii) el coeficiente de correlación lineal entre las mediciones medias de los tres sensores probados y los valores correspondientes del instrumento de referencia (R^2).

La figura 1 muestra los valores de R^2 promedio y los respectivos costos para los 81 SPBC evaluados hasta el momento de la escritura de este artículo, discriminados según su desempeño para la medición de PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 . De los 81 sensores evaluados, 31 tuvieron la capacidad de medir PM_1 , 73 $PM_{2.5}$ y 50 PM_{10} . En general los SPBC que medían PM_1 , también determinaban $PM_{2.5}$ y PM_{10} , otros medían $PM_{2.5}$ y PM_{10} y unos pocos medían solo $PM_{2.5}$ o PM_{10} . Los R^2 obtenidos estuvieron en el orden PM_1 (0.42–0.98) > $PM_{2.5}$ (0.32–0.97) > PM_{10} (0.03–0.92). En líneas generales, los resultados concuerdan con las observaciones de la caracterización en laboratorio, indicativa del relativo peor desempeño de los SPBC para PM_{10} . Con respecto al costo de los SPBC no se observa una tendencia que indique un mejor desempeño, en términos de R^2 , a mayor costo del sensor.

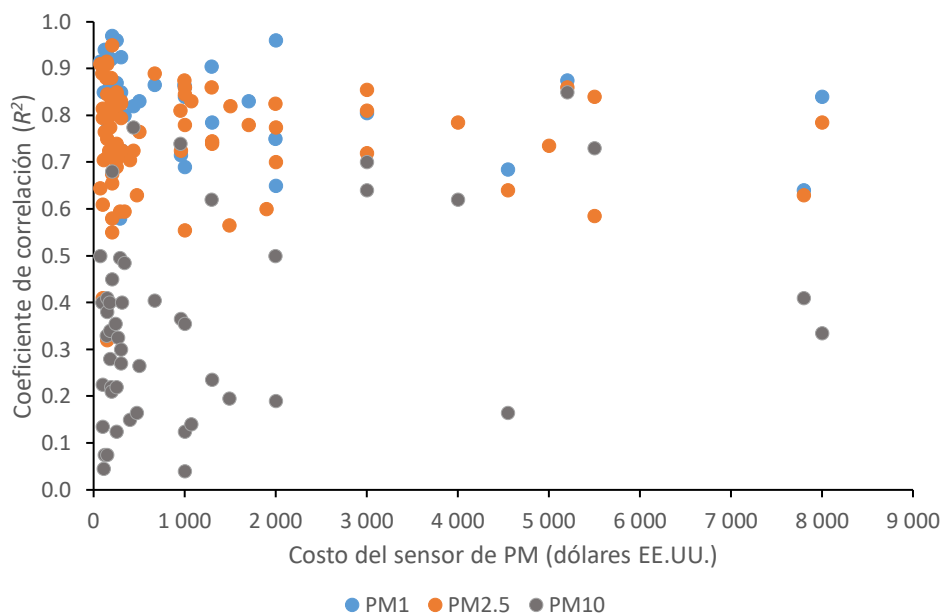


Figura 1. Coeficiente de correlación lineal (R^2) y costos de los 81 sensores caracterizados en el centro de rendimiento de sensores de calidad del aire (AQ-SPEC) del distrito de gestión de la calidad del aire de la Costa Sur de California de los EE.UU. (Elaboración propia sobre la base de los datos reportados).

Esta tendencia en el deterioro del desempeño de los SPBC a medida que aumenta el tamaño de partícula fue reportada en el estudio reciente de Molina Rueda *et al.* (2023). Los autores evaluaron la linealidad, el sesgo y la precisión de tres modelos de SPBC, en función de la fracción de tamaño de PM, en un entorno urbano. Hallaron que los sensores sólo fueron precisos para PM_1 mientras que las fracciones $PM_{1.0-2.5}$ y $PM_{2.5-10}$ tenían un gran sesgo, ruido e incertidumbre. Los autores concluyeron que sus resultados demuestran que los SPBC evaluados no pudieron discriminar el

tamaño de las partículas con precisión y sólo reportaron medidas lineales y precisas de la concentración gravimétrica para PM_{10} y llegaron al punto de recomendar que las redes de vigilancia de la calidad del aire basadas en SPBC dejen de informar sobre el modo grueso ($PM_{2.5-10}$) y la concentración gravimétrica de PM_{10} .

Calibración

El diccionario de la Real Academia Española define calibrar como “ajustar, con la mayor exactitud posible, las indicaciones de un instrumento de medida con respecto a un patrón de referencia”. En línea con esta definición, calibrar un SPBC no necesariamente requiere manipular el sensor, sino que en este caso la calibración consiste en medir las concentraciones "reales" de PM con uno o más instrumentos de referencia, colocado(s) junto al SPBC para luego encontrar una función de calibración que produzca los mejores resultados y, a la vez, se ajuste a otras limitaciones de diseño tales como requisitos de software y tiempo de cálculo. Calibrar un SPBC es entonces un procedimiento experimental relativamente sencillo pero un tema complejo. La complejidad está relacionada con (i) el rango de medición del SPBC; (ii) el instrumento de referencia; (iii) el intervalo de concentración adecuado; (iv) el tipo de aerosoles a utilizar (por ejemplo, composición, morfología, distribución de tamaño); (v) las condiciones atmosféricas (humedad relativa y temperatura); (vi) el sitio para llevar a cabo la calibración (laboratorio y/o campo); (vii) la determinación de los factores de calibración adecuados con respecto al tiempo y al lugar de monitoreo; y (viii) la frecuencia de realización (Giordano *et al.*, 2021).

El enfoque ideal cuando se instalan SPBC es realizar una batería completa de pruebas de caracterización y calibración en un micro entorno similar al que se instalarán los sensores bajo las condiciones previstas para la duración del monitoreo. La exhaustividad de las pruebas del sensor se refiere a la caracterización de la linealidad y su respuesta frente a la humedad relativa, la temperatura y las diferentes fuentes de aerosol. Por ejemplo, es crítico comprobar la presencia de eventos de polvo en un conjunto de datos, especialmente cuando se usa un SPBC que puede ser ciego a este tipo eventos (Molina Rueda *et al.*, 2023).

La configuración física de una calibración de colocación consiste generalmente en un monitor de referencia y todos los SPBC de interés desplegados en el mismo lugar (idealmente en el mismo entorno en el que las unidades serán finalmente instaladas) durante algún período de tiempo. Una calibración simultánea en el mismo lugar con todos los SPBC es la forma más fácil de identificar unidades defectuosas y la mejor manera de tener en cuenta la variabilidad entre las unidades si se hace un modelo de calibración general en lugar de específico para cada unidad. El factor más importante del periodo de colocación es garantizar que cubra una gama tan amplia de concentraciones, composiciones y condiciones atmosféricas como la que puedan experimentar los sensores durante su posterior instalación.

Varios métodos numéricos han sido utilizados para encontrar la función de calibración. La regresión lineal tiene la ventaja de su sencillez y transparencia en comparación con métodos más sofisticados, pero presenta dificultades para captar las sensibilidades cruzadas entre variables (Jiang *et al.*, 2021; McFarlane *et al.*, 2021a). La regresión lineal generalmente carece de precisión en comparación con la regresión lineal múltiple o los modelos mecanicistas que tienen en cuenta el crecimiento higroscópico de los aerosoles y el aprendizaje automático. La calibración espacial mediante datos reglamentarios y de satélite también ha demostrado su eficacia para calibrar $PM_{2.5}$ (Aix *et al.*, 2023).

A pesar de que se han realizado numerosos estudios de calibración, todavía no existe una metodología estandarizada y bien establecida para los SPBC (Concas *et al.*, 2021). Recientemente Aix *et al.* (2023) desarrollaron un método que combina una adaptación de un enfoque desarrollado para contaminantes en fase gaseosa con un preprocesamiento de eventos de polvo para calibrar SPBC comúnmente utilizados en entornos urbanos. El protocolo permite analizar, procesar y calibrar datos de SPBC utilizando regresiones multilíneas y de bosque aleatorio para su comparación con un instrumento de referencia. Demostraron que el rendimiento de la calibración fue muy bueno para PM_1 y $PM_{2.5}$ pero no tan bueno para PM_{10} .

6. Selección de metodologías y equipamientos para el monitoreo de concentraciones ambientales de PM mediante el empleo de sensores de bajo costo

La preocupación de este artículo y de esta sección en particular se refiere al uso de los datos de SPBC como representativos de las concentraciones ambientales de PM para complementar, o lo que es más crucial suplir, los datos proporcionados por el monitoreo con instrumentos de referencia o equivalentes que cumplan los estrictos requisitos de exactitud, precisión y exhaustividad de los datos de calidad del aire. Conviene tener en cuenta que los datos no calibrados de los SPBC puedan ser malinterpretados, aportando confusión y/o complicando el ya complejo debate en torno a las políticas y medidas relativas a la calidad del aire.

Una de las primeras indicaciones de la posibilidad de incluir métodos alternativos para la vigilancia atmosférica fue la Directiva 2008/50/CE relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa que señaló que “la información de las mediciones fijas podrá ir acompañada de técnicas de modelización y/o de mediciones indicativas que permitan interpretar los datos puntuales en función de la distribución geográfica de las concentraciones” (DOUE, 2008). Los datos obtenidos mediante SBC forman parte de las mediciones indicativas.

En 2013, la U.S. EPA elaboró un proyecto de hoja de ruta para orientar su enfoque en el uso y la aplicación de sensores (US EPA, 2013). Para facilitar la selección, la hoja de ruta organizó los tipos de sensores según cinco niveles que combinaban tecnologías y potenciales usuarios. El nivel I

correspondió a los sensores más limitados con costo menor a 100 dólares de EE. UU. (USD) a ser empleados con fines educativos y de salud personal. El nivel II (100–2.000 USD) adecuados para grupos comunitarios. El nivel III (2.000–5.000 USD) previsto para grupos comunitarios y reguladores mientras que los niveles IV (5.000–10.000 USD) y V (10.000–50.000 USD) se consideraron para organismos reguladores. El uso previsto para los sensores de los niveles III a V fue como complemento de la vigilancia existente de la calidad del aire y el seguimiento de fuentes de emisión. Se estima que esta tipificación relativamente sencilla fue dejada de lado entre otras cuestiones porque el desempeño de los sensores tal como los provee el fabricante no correlaciona necesariamente con su costo (ver Figura 1).

En el periodo transcurrido entre la propuesta de la hoja de ruta y la publicación, en febrero de 2021, de los dos reportes de metas de desempeño de sensores de aire (para ozono y PM_{2.5}), la U.S. EPA ha reconocido que los SBC no cumplirán los estrictos requisitos para los instrumentos de calidad del aire utilizados con fines reglamentarios, aunque pueden ser útiles para una variedad de aplicaciones no reglamentarias, tales como la comprensión de la calidad del aire local, la identificación de puntos calientes, o ayudar a identificar los sitios para los monitores reglamentarios (Duvall *et al.*, 2021a y 2021b).

Las metas de desempeño para los SPBC de PM_{2.5} (Duvall *et al.*, 2021b) contemplan dos protocolos de ensayo (básico y exhaustivo) para evaluar el desempeño de los sensores en aplicaciones de monitoreo suplementario e informativo no reglamentario en sitios fijos al aire libre. Los destinatarios del reporte incluyeron organizaciones de ensayos, fabricantes y desarrolladores de sensores. También se estimó que el reporte sería de interés para una variedad de compradores que podrían optar por llevar a cabo estos protocolos de ensayo. De todos modos, la U.S. EPA advirtió que los resultados de las pruebas no constituyen una certificación ni un aval por parte de la agencia.

El propósito del ensayo básico es proveer información sobre el rendimiento de los SPBC en condiciones reales, ambientales y al aire libre que permita a los usuarios predecir el rendimiento de un sensor en condiciones similares. Consiste en instalar en campo al menos tres SPBC colocalizados con monitores FRM y/o FEM en dos sitios representativos de diferentes regiones climáticas durante un mínimo de 30 días en cada sitio. Las métricas y valores para evaluar el desempeño de los SPBC son: (i) precisión, desviación estándar ($\leq 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) o coeficiente de variación ($\leq 30\%$); (ii) sesgo, pendiente (1.0 ± 0.35) e intercepto (entre -5 y $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$); (iii) linealidad ($R^2 \geq 0.70$); (iv) error cuadrático medio ($\leq 7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) o error cuadrático medio normalizado ($\leq 30\%$).

El ensayo exhaustivo se realiza en el laboratorio y permite evaluar los SPBC mediante la caracterización de determinados parámetros de desempeño en condiciones que pueden ser difíciles de captar sobre el terreno. No se establecieron valores específicos para las métricas de

desempeño debido a la falta de consenso sobre los protocolos de ensayo en laboratorio, en su lugar se requiere un reporte de los resultados obtenidos. De todos modos, para este ensayo se recomiendan métricas de desempeño y condiciones de ensayo adicionales que incluyen: (i) condiciones moderadas y elevadas de humedad relativa y temperatura ambientes; (ii) deriva y (iii) precisión a concentraciones elevadas ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 5\%$ y $250 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 5\%$).

Un caso interesante de empleo de SBC por parte de la comunidad con el soporte de una institución de ciencia y técnica es el programa comunitario “*Breathe London*” de la Autoridad del Gran Londres (GLA). La red de SBC está gestionada por el Grupo de Investigación Ambiental del Imperial College de Londres que tiene a su cargo la red de calidad del aire de Londres, conformada por analizadores de referencia que son empleados para supervisar el desempeño de los SBC. El Grupo de Expertos en Calidad del Aire (AQEG) del Reino Unido ha elaborado orientaciones sobre el uso de SBC que incluyen (i) la importancia de conocer las incertidumbres asociadas con el sensor a utilizar; (ii) el comportamiento de los SBC en comparación con los instrumentos de referencia y (iii) la adecuación del sensor en relación a la información a obtener (DEFRA, 2018). Los SPBC cuentan además con una norma de desempeño que estipula (i) el nivel de calificación del personal a cargo de la operación y (ii) la acreditación de laboratorios y la inspección de instalaciones de acuerdo con normas europeas e internacionales (MCERTS, 2017). Un elemento clave de este programa comunitario es la caracterización y calibración de los SBC empleando instrumentos de referencia llevada a cabo por un grupo de investigación.

Tanto las metas de desempeño para PM_{2.5} de la U.S. EPA como la operación de SBC por parte de la comunidad en el programa *Breathe London* destacan la necesidad de la caracterización y calibración de los SBC para la obtención de datos confiables, si bien no reglamentarios.

Consideraciones finales

¿Cómo generar datos de alta calidad a partir de sensores de bajo costo? En la compleja respuesta a esta pregunta de fácil formulación residen el fondo y el fundamento de los lineamientos para la operación adecuada de SBC que pretende encarar DICAIRE.

La medición independiente de los niveles de PM_{2.5} en el aire mediante SPBC requiere algo más que un conocimiento superficial de los propios sensores y de sus resultados si uno de los objetivos es comparar los datos obtenidos con los determinados mediante monitores de referencia. Un conocimiento deficiente de estos sensores puede conducir a resultados no deseados.

Sin una adecuada caracterización y calibración se sus SPBC, los usuarios del público en general podrían alarmarse de que sus mediciones sean mucho más altas que las de los monitores de referencia gubernamentales. Sin embargo, esto podría deberse al crecimiento de la masa de los

aerosoles a una humedad relativa alta, ya que los datos gubernamentales se comunican a una humedad relativa baja o intermedia.

Los países con una baja o nula cobertura de monitores de referencia podrían concluir, basándose en los datos de los SPBC, que los niveles de $PM_{2.5}$ en el aire ambiente son mucho mayores o mucho menores que los reales. Esto llevaría a políticas de gestión de la calidad del aire ineficaces y equivocadas.

Pese a las advertencias formuladas, es necesario tener en cuenta que la creciente disponibilidad y mejora de los SPBC podría llevar a un cambio de paradigma en el que la vigilancia tradicional de la calidad del aire por parte de los organismos reguladores podría complementarse con la participación comunitaria mediante SBC, tal como se está llevando a cabo en el programa *Breathe London* que cuenta con el apoyo del grupo de investigación que opera la red de sensores de referencia de la ciudad.

Lo que no debería ocurrir es que los datos provenientes de los SPBC se acepten *al pie de la letra* y sean considerados como sustitutivos de las redes de monitoreo de referencia, si los sensores fueron operados como una caja negra, tal como fueron entregados por el fabricante y sin haber sido caracterizados y calibrados según las características principales de los aerosoles a medir y la cobertura exhaustiva de la variedad de condiciones meteorológicas a las cuales estarán expuestos.

Por lo tanto, como sugerencia para el uso del SPBC en ubicaciones fijas, y con el fin de evitar diagnósticos erróneos de las concentraciones gravimétricas de $PM_{2.5}$ debido a su mayor incertidumbre de medición en comparación con los instrumentos de referencia requeridos, una alternativa de validación sería adoptar criterios para evitar falsos fallos en el diagnóstico de superaciones de las normas o niveles guía de la calidad del aire, más allá de la posibilidad de diagnosticar falsos cumplimientos. En ese sentido, una pauta para fabricantes o usuarios sería disponer en primer lugar de las correlaciones estadísticas desarrolladas según las metodologías de la US EPA aquí explicadas, y que en condiciones adecuadas de calibración y mantenimiento del sensor, se adopte como criterio para asegurar la calidad de los datos para uso indicativos obtenidos con el SPBC que el valor a reportar corresponda con el correlacionado con el instrumento de referencia, para asegurar un 90% o 95% de no cometer falsos diagnósticos de excedencias (teniendo en cuenta la distribución de desviaciones o errores obtenidos en la correlación del SPBC frente al instrumentos de referencia). Disponer de factores de protección asignables al SPBC basados en una correlación tipo US EPA obtenida en ensayos de caracterización frente a instrumentos de referencia que eviten el diagnóstico de falsas excedencias (aunque aumente la probabilidad de falsos cumplimientos), sería una alternativa para el uso del sensor como indicativo o complementario cuando no se tenga acceso a instrumentos de referencia (Figura 2).

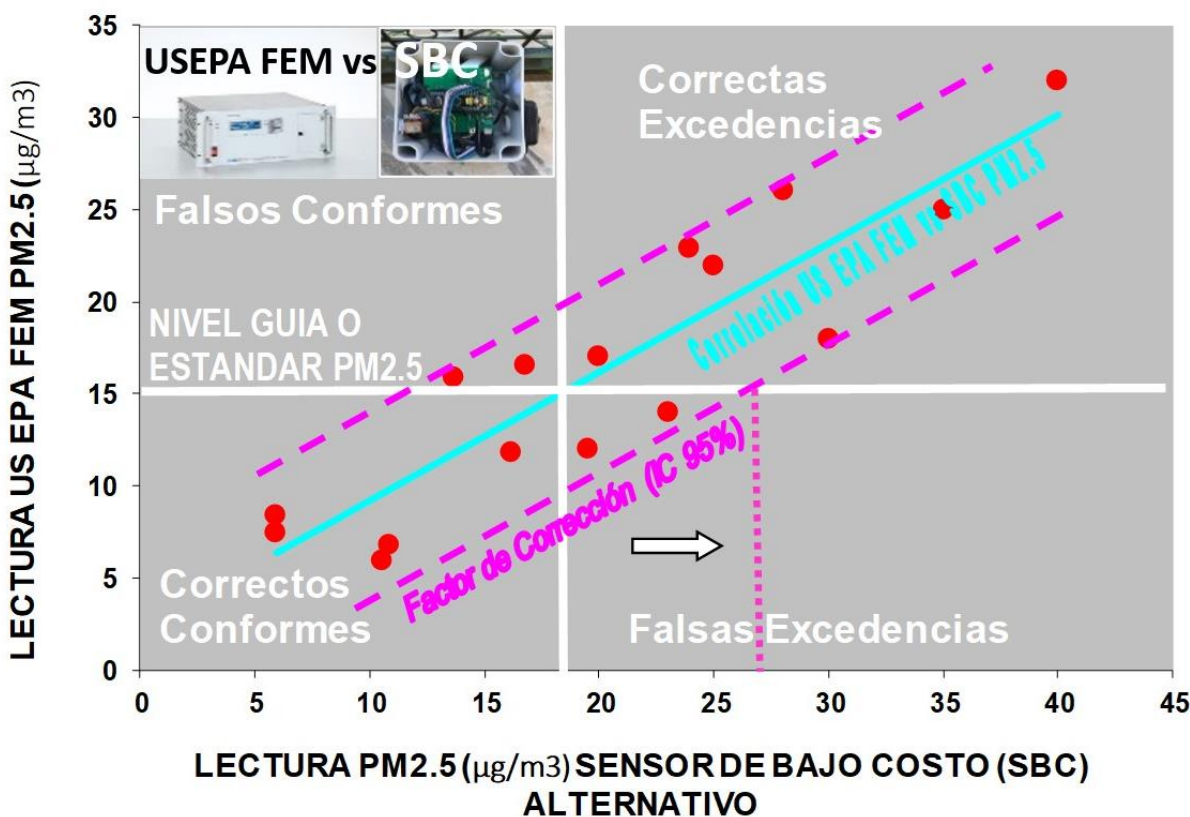


Figura 2. Criterios para el aseguramiento de la calidad de los datos para uso indicativo obtenidos con SPBC.

En ligera síntesis, la adopción de buenas prácticas de monitoreo de $\text{PM}_{2.5}$ mediante SPBC incluiría:

- Disponer de un sensor calibrado y seleccionado apropiadamente en función de la finalidad del monitoreo y tipo de aerosol que se pretende medir;
- Emplear las recomendaciones de uso del fabricante y descartar el sensor si excede la vida útil recomendada;
- Desarrollar monitoreo conjunto de variables meteorológicas y filtrar aquellas mediciones de $\text{PM}_{2.5}$ que puedan tener incidencia de condiciones extremas, especialmente de humedad relativa y temperatura ambiente;
- Disponer de correlación de desempeño de los SPBC para $\text{PM}_{2.5}$ frente a instrumentos de referencia con protocolos de ensayos básico y exhaustivo (Duvall et al., 2021b).
- Adoptar en el monitoreo con SPBC en lugares fijos, criterios para no cometer falsos diagnósticos de excedencia a las lecturas de estándares o niveles guía de $\text{PM}_{2.5}$ conforme a las definiciones aportadas por esta publicación.

Referencias bibliográficas

- Ahn Ahn, K.H., Lee, H., Lee, H.D. and Kim, S.C. (2019). Extensive evaluation and classification of low-cost dust sensors in laboratory using a newly developed test method. *Indoor air*, **30**(1), 137-146.
- Aix, M.L., Schmitz, S. and Bicout, D.J. (2023). Calibration methodology of low-cost sensors for high-quality monitoring of fine particulate matter. *Science of The Total Environment*, **889**, 164063.
- Alfano, B., Barretta, L., Del Giudice, A., De Vito, S., Di Francia, G., Esposito, E., Formisano, F., Massera, E., Miglietta, M.L. and Polichetti, T. (2020). A review of low-cost particulate matter sensors from the developers' perspectives. *Sensors*, **20**(23), 6819.
- AQ-SPEC, Air Quality Sensor Performance Evaluation Center (2023a). *Evaluations of criteria pollutants: summary for PM*. Consultado el 18 de julio de 2023. Desde: <http://www.aqmd.gov/aq-spec/evaluations/field>
- AQSPEC, Air Quality Sensor Performance Evaluation Center (2023b). *Field test protocols*. Consultado el 18 de julio de 2023. Desde: <http://www.aqmd.gov/docs/default-source/aq-spec/>
- Austin, E., Novosselov, I., Seto, E. and Yost, M.G. (2015). Laboratory evaluation of the Shinyei PPD42NS low-cost particulate matter sensor. *PloS one*, **10**(9), e0137789.
- Brattich, E., Bracci, A., Zappi, A., Morozzi, P., Di Sabatino, S., Porcù, F., Di Nicola, F., Tositti, L. (2020). How to get the best from low-cost particulate matter sensors: Guidelines and practical recommendations. *Sensors*, **20**(11), 3073.
- Bulot, F.M.J., Russell, H.S., Rezaei, M., Johnson, M.S., Ossont, S.J.J., Morris, A.K.R., Basford, P.J., Easton, N.H.C., Foster, G.L., Loxham, M. and Cox, S.J. (2020). Laboratory comparison of low-cost particulate matter sensors to measure transient events of pollution. *Sensors*, **20**(8), 2219.
- Bulot, F. M., Ossont, S. J., Morris, A. K., Basford, P. J., Easton, N. H., Mitchell, H. L., Foster, G.L., Cox, S.J. and Loxham, M. (2023). Characterisation and calibration of low-cost PM sensors at high temporal resolution to reference-grade performance. *Heliyon*, **9**(5).
- Burtscher, H. (2005). Physical characterization of particulate emissions from diesel engines: a review. *Journal of Aerosol Science*, **36**(7), 896-932.
- Burtscher, H. (2021). Literature study on tailpipe particulate emission measurement for diesel engines. Fachhochschule Aargau, University of Applied Science, CH 5210 Switzerland.
- CEN, Comité Europeo de Normalización (2014). *Método de medición gravimétrico normalizado para la determinación de la concentración másica PM10 o PM2,5 de la materia particulada en suspensión*.
- Chow, J.C. (1995). Measurement methods to determine compliance with ambient air quality standards for suspended particles. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **45**(5), 320-382.
- Cohen, A. J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H. R., Frostad, J., Estep, K., Balakrishnan, K., Brunekreef, B., Dandona, L., Dandona, R., Feigin, V., Freedman, G., Hubbell, B., Jobling, A., Kan, H., Knibbs, L, Liu, Y., Martin, R., Morawska, L., Pope III, C.A., Shin, H., Straif, K., Shaddick, G., Thomas, M., van Dingenen, R., van Donkelaar, A., Vos, T., Murray, C.J.L., Forouzanfar, M.H. and Forouzanfar, M. H. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The Lancet*, **389**(10082), 1907-1918.
- Concas, F., Mineraud, J., Lagerspetz, E., Varjonen, S., Liu, X., Puolamäki, K., Nurmi, P. and Tarkoma, S. (2021). Low-cost outdoor air quality monitoring and sensor calibration: A survey and critical analysis. *ACM Transactions on Sensor Networks (TOSN)*, **17**(2), 1-44.
- Craft, E., Nowlan, A. Rickenbacker, H.; Uennatornwarangoon, F. (2021). Hacer visible lo invisible: una guía para el mapeo de la contaminación del aire hiperlocal para impulsar acciones por un aire limpio. Environmental Defense Fund.
- Crilly, L. R., Shaw, M., Pound, R., Kramer, L. J., Price, R., Young, S., Lewis, A.C. and Pope, F. D. (2018). Evaluation of a low-cost optical particle counter (Alphasense OPC-N2) for ambient air monitoring. *Atmospheric Measurement Techniques*, **11**(2), 709-720.

- Dacunto, P.J., Klepeis, N.E., Cheng, K.C., Acevedo-Bolton, V., Jiang, R.T., Repace, J.L., Ott, W.R. and Hildemann, L.M. (2015). Determining PM 2.5 calibration curves for a low-cost particle monitor: common indoor residential aerosols. *Environmental Science: Processes & Impacts*, **17**(11), 1959-1966.
- DEFRA, Department of Environment, Food and Rural Affairs (2018). *AQEG advice on the use of 'low-cost' pollution sensors*. Consultado el 18 de agosto de 2023. Desde: <https://uk-air.defra.gov.uk/research/aqeg/pollution-sensors.php>
- Di Antonio, A., Popoola, O.A., Ouyang, B., Saffell, J. and Jones, R.L. (2018). Developing a relative humidity correction for low-cost sensors measuring ambient particulate matter. *Sensors*, **18**(9), 2790.
- Dijkhoff, I. M., Drasler, B., Karakocak, B. B., Petri-Fink, A., Valacchi, G., Eeman, M. and Rothen-Rutishauser, B. (2020). Impact of airborne particulate matter on skin: A systematic review from epidemiology to in vitro studies. *Particle and fibre toxicology*, **17**(1), 1-28.
- Dockery, D. W., Pope, C. A., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G., Speizer, F. E. (1993). An association between air pollution and mortality in six US cities. *New England journal of medicine*, **329**(24), 1753-1759.
- DOUE Departamento Oficial de la Unión Europea, (2008). Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa., DOUE-L-2008-81053.
- Duvall, R., Clements, A., Hagler, G., Kamal, A., Kilaru, V., Goodman, L., Frederick, S., Johnson Barkjohn, K., VonWald, I., Greene, D. and Dye, T. (2021a). *Performance testing protocols, metrics, and target values for ozone air sensors: use in ambient, outdoor, fixed site, non-regulatory and informational monitoring applications*. U.S. EPA Office of Research and Development, Washington, DC, EPA/600/R-20/279.
- Duvall, R., Clements, A., Hagler, G., Kamal, A., Kilaru, V., Goodman, L., Frederick, S., Johnson Barkjohn, K., VonWald, I., Greene, D. and Dye, T. (2021b). *Performance testing protocols, metrics, and target values for fine particulate matter air sensors: use in ambient, outdoor, fixed site, non-regulatory and informational monitoring applications*. U.S. EPA Office of Research and Development, Washington, DC, EPA/600/R-20/280.
- Fuzzi S., Baltensperger, U., Carslaw, K., Decesari, S., Denier van der Gon, H., Facchini, M.C., Fowler, D., Koren, I., Langford, B., Lohmann, U., Nemitz, E., Pandis, S., Riipinen, I., Rudich, Y., Schaap, M., Slowik, J.G., Spracklen, D.V., Vignati, E., Wild, M., Williams M. and Gilardoni, S. (2015). Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, **15**, 521-744.
- Giechaskiel, B., Dilara, P., Sandbach, E. and Andersson, J. (2008). Particle measurement programme (PMP) light-duty inter-laboratory exercise: comparison of different particle number measurement systems. *Measurement Science and Technology*, **19**(9), 095401.
- Gilliam, J. y Hall, E. (2016). *Reference and equivalent methods used to measure national ambient air quality standards (naaqs) criteria air pollutants-volume I*. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Giordano, M.R., Malings, C., Pandis, S.N., Presto, A.A., McNeill, V.F., Westervelt, D.M., Beejmann, M. and Subramanian, R. (2021). From low-cost sensors to high-quality data: A summary of challenges and best practices for effectively calibrating low-cost particulate matter mass sensors. *Journal of Aerosol Science*, **158**, 105833.
- Hagan, D.H. y Kroll, J.H. (2020). Assessing the accuracy of low-cost optical particle sensors using a physics-based approach. *Atmospheric measurement techniques*, **13**(11), 6343-6355.
- Hamra, G.B., Guha, N., Cohen, A., Laden, F., Raaschou-Nielsen, O., Samet, J.M., Vineis, P., Forastiere, F., Saldiva, P., Yorifuji, T. and Loomis, D. (2014). Outdoor particulate matter exposure and lung cancer: a systematic review and meta-analysis. *Environmental health perspectives*, **122**(9), 906-911.
- Hapidin, D.A., Saputra, C., Maulana, D.S., Munir, M.M. and Khairurrijal, K. (2019). Aerosol chamber characterization for commercial particulate matter (PM) sensor evaluation. *Aerosol and Air Quality Research*, **19**(1), 181-194.

- IARC, International Agency for Research on Cancer (2012). Diesel engine exhaust carcinogenicity. Journal of the National Cancer Institute. Lyon, France: World Health Organization. doi:10.1093/jnci/djs034., 2012.
- Jiang, Y., Zhu, X., Chen, C., Ge, Y., Wang, W., Zhao, Z., Cai, J. and Kan, H. (2021). On-field test and data calibration of a low-cost sensor for fine particles exposure assessment. *Ecotoxicology and environmental safety*, **211**, 111958.
- Kim, K. H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment international*, **74**, 136-143.
- Kuula, J., Mäkelä, T., Aurela, M., Teinilä, K., Varjonen, S., González, Ó. and Timonen, H. (2020). Laboratory evaluation of particle-size selectivity of optical low-cost particulate matter sensors. *Atmospheric Measurement Techniques*, **13**(5), 2413-2423.
- Liu, C., Chen, R., Sera, F., Vicedo-Cabrera, A.M., Guo, Y., Tong, S., Coelho, M.S.Z.S., Saldiva, P.H.N., Lavigne, E., Matus, P., Valdes Ortega, N., Osorio Garcia, S., Pascal, M., Stafoggia, M., Scortichini, M., Hashizume, M., Honda, Y., Hurtado-Díaz, M., Cruz, J., Nunes, B., Teixeira, J.P., Kim, H., Tobias, A., Íñiguez, C., Forsberg, B., Åström, C., Ragettli, M.S., Guo, Y.-L., Chen, B.-Y., Bell, M.L., Wright, C.Y., Scovronick, N., Garland, R.M., Milojevic, A., Kyselý, J., Urban, A., Orru, H., Indermitte, E., Jaakkola, J.J.K., Ryti, Niilo, R.I., Katsouyanni, K., Analitis, A., Zanobetti, A., Schwartz, J., Chen, J., Wu, T., Cohen, A., Gasparrini, A., Kan, H. (2019). Ambient particulate air pollution and daily mortality in 652 cities. *New England Journal of Medicine*, **381**(8), 705-715.
- Malings, C., Tanzer, R., Haurlyiuk, A., Saha, P. K., Robinson, A. L., Presto, A. A. and Subramanian, R. (2020). Fine particle mass monitoring with low-cost sensors: Corrections and long-term performance evaluation. *Aerosol Science and Technology*, **54**(2), 160-174.
- MCERTS Monitoring Certification Scheme (2017). *Performance standards for indicative ambient particulate monitors*. United Kingdom Environment Agency.
- McFarlane, C., Raheja, G., Malings, C., Appoh, E.K., Hughes, A.F. and Westervelt, D.M. (2021). Application of Gaussian mixture regression for the correction of low cost PM_{2.5} monitoring data in Accra, Ghana. *ACS Earth and Space Chemistry*, **5**(9), 2268-2279.
- McMurry, P.H. (2000). A review of atmospheric aerosol measurements. *Atmospheric Environment*, **34**(12-14), 1959-1999.
- Molina Rueda, E., Carter, E., L'Orange, C., Quinn, C. and Volckens, J. (2023). Size-Resolved Field Performance of Low-Cost Sensors for Particulate Matter Air Pollution. *Environmental Science & Technology Letters*, **10**(3), 247-253.
- Morawska, L., Thai, P. K., Liu, X., Asumadu-Sakyi, A., Ayoko, G., Bartonova, A., Bedini, A., Chai, F., Christensen, B., Dunbabin, M., Gao, J., Hagler, G.S.W., Jayaratne, R., Kumar, P., Lau, A.K.H., Louie, P.K.K., Mazaheri, M., Ning, Z., Motta, N., Mullins, B., Rahman, M., Ristovski, Z., Shafiei, M., Tjondronegoro, D., Westerdahl, D. and Williams, R. (2018). Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone? *Environment international*, **116**, 286-299.
- Narayana, M.V., Jaliyal, D. and Nagendra, S.S. (2022). Establishing a sustainable low-cost air quality monitoring setup: A survey of the state-of-the-art. *Sensors*, **22**(1), 394.
- Nazarenko, Y., Pal, D. and Ariya, P.A. (2021). Air quality standards for the concentration of particulate matter 2.5, global descriptive analysis. *Bulletin of the World Health Organization*, **99**(2), 125.
- Nemmar, A., Hoet, P.M., Vanquickenborne, B., Dinsdale, D., Thomeer, M., Hoylaerts, M.F., Vanbilloen, H., Mortelmans, L. and Nemery, B. (2002). Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans. *Circulation*, **105**(4), 411-414.
- Noble, C.A., Vanderpool, R.W., Peters, T.M., McElroy, F.F., Gemmill, D.B. and Wiener, R.W. (2001). Federal reference and equivalent methods for measuring fine particulate matter. *Aerosol science & technology*, **34**(5), 457-464.
- Northcross, A.L., Edwards, R.J., Johnson, M.A., Wang, Z.M., Zhu, K., Allen, T. and Smith, K.R. (2013). A low-cost particle counter as a realtime fine-particle mass monitor. *Environmental Science: Processes & Impacts*, **15**(2), 433-439.

- Omidvarborna, H., Kumar, P. and Tiwari, A. (2020). 'Envilution™' chamber for performance evaluation of low-cost sensors. *Atmospheric Environment*, **223**, 117264.
- OMS, Organización Mundial de la Salud (2022). Contaminación del aire ambiente (exterior). Consultada el 4 de febrero de 2023. Desde: [https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- Papapostolou, V., Zhang, H., Feenstra, B.J. and Polidori, A. (2017). Development of an environmental chamber for evaluating the performance of low-cost air quality sensors under controlled conditions. *Atmospheric Environment*, **171**, 82-90.
- Pope III, C.A. (2000). Epidemiological basis for particulate air pollution health standards. *Aerosol Science & Technology*, **32**(1), 4-14.
- Pope, C.A., Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E. and Heath, C.W. (1995). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *American journal of respiratory and critical care medicine*, **151**(3), 669-674.
- Sousan, S., Koehler, K., Thomas, G., Park, J.H., Hillman, M., Halterman, A. and Peters, T.M. (2016). Inter-comparison of low-cost sensors for measuring the mass concentration of occupational aerosols. *Aerosol Science and Technology*, **50**(5), 462-473.
- US EPA, Environmental Protection Agency (2013). *EPA's next generation air monitoring workshop series, air sensors 2013 – final workshop materials*. Consultado el 14 de agosto de 2023. Desde: <https://sites.google.com/site/airsensors2013/final-materials>
- US EPA, Environmental Protection Agency (2022a). Subchapter C- Air programs. Part 53-Ambient air monitoring reference and equivalent methods. Consultado el 14 de agosto de 2023. Desde: <https://www.ecfr.gov/current/title-40/chapter-I/subchapter-C/part-53>
- US EPA, Environmental Protection Agency (2022b). 40 CFR Parts 53 and 58 Title 40 Chapter I Subchapter C Part 53 Subpart C [EPA-HQ-OAR-2004-0018; FRL-8227-2]. Consultado el 14 de agosto de 2023. Desde: <https://www.ecfr.gov/current/title-40/part-53/subpart-C>
- Vidal, N., Witenas, F., Blasi, J., Ristori, P. y Vassallo, J. (2022). El monitoreo de la calidad del aire (pm2.5) con sensores de bajo costo: salud versus economía. *Revista Ingeniería Sanitaria y Ambiental (ISA)*, **143**, 46-50.
- Waldén, J., Waldén, T., Laurila, S. and Hakola, H. (2017). *Demonstration of the equivalence of PM2.5 and PM10 measurement methods in Kuopio 2014-2015*. Finnish Meteorological Institute ISBN 978-952-336-010-5 (pdf). ISSN 0782-6079. Helsinki 2017 (UE GDE).
- Wang, Y., Li, J., Jing, H., Zhang, Q., Jiang, J. and Biswas, P. (2015). Laboratory evaluation and calibration of three low-cost particle sensors for particulate matter measurement. *Aerosol science and technology*, **49**(11), 1063-1077.
- WHO, World Health Organization (2021). *Who global air quality guidelines particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*.
- Wriedt, T. (2012). Mie theory: a review. In Hergert, W. and Wriedt, T. (Eds.), *The Mie Theory*, Springer Series in 53 Optical Sciences 169, DOI: 10.1007/978-3-642-28738-1_2, 53-71.
- Zheng, T., Bergin, M.H., Johnson, K.K., Tripathi, S.N., Shirodkar, S., Landis, M.S., Sultaria, R. and Carlson, D. E. (2018). Field evaluation of low-cost particulate matter sensors in high-and low-concentration environments. *Atmospheric Measurement Techniques*, **11**(8), 4823-4846.

La *Revista AIDIS Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica* agradece a los siguientes revisores su valioso apoyo en el proceso de evaluación 2023 (1 de diciembre de 2022 al 1 de diciembre de 2023):

Adriana Oliveira Araújo, Brasil	Ivett Montelongo Buenavista, México
Aidê Amábile Coelho dos Santos Gaspar, Brasil	Jaime Diaz Gomez, Colombia
Alexandre Troian, Brasil	João José Hiluy Filho, Brasil
Alfredo Ribeiro Neto, Brasil	Jonas De Sousa Correa, Brasil
Aline Flávia Nunes Remígio Antunes, Brasil	José Juan González Márquez, México
Alma Concepción Chávez Mejía, México	José Wagner Alves Garrido, Brasil
Ana Alejandrina Castro Rodríguez, México	Juan Gabriel García Maldonado, México
Ana Lucia Britto, Brasil	Juan Ramón García-Feregrino, México
Ana Silvia Pereira Santos, Brasil	Karol Karla García Aguirre, México
Ann Honor Mounteer, Brasil	Kellianny Oliveira Aires, Brasil
Armando Borges de Castilhos Jr., Brasil	Laís Roberta Galdino de Oliveira, Brasil
Arthur Couto Neves, Brasil	Leonardo Silveira Conke, Brasil
Aurélio Pessôa Picanço, Brasil	Lorena Jorquera Martínez, Chile
Axel Falcón Rojas, México	Luciana Coêlho Mendonça, Brasil
Catalina Maya Rendón, México	Luciane Maria Colla, Brasil
Charles Carneiro, Brasil	Luciano Evangelista Fraga, Brasil
Claudia Gutiérrez Antonio, México	Luis Amado Sánchez Alcalde, México
Cláudio Leite de Souza, Brasil	Luísa Helena dos Santos Oliveira, Brasil
Claudio Luis Crescente Frankenberg, Brasil	Luiz Flavio Monteiro Gomes, Brasil
Constantino Gutiérrez Palacios, México	Luiz Roberto Santos Moraes, Brasil
Danielma Silva Maia, Brasil	Lyda Patricia Sabogal Paz, Brasil
Danni Maisa da Silva, Brasil	Marcel Szanto Narea, Chile
Darci Barnech Campani, Brasil	Marcelo Mendes Pedroza, Brasil
Davi Gasparini Fernandes, Brasil	Marcelo Seleme Matias, Brasil
Derovil Antonio dos Santos Filho, Brasil	Marcio Ricardo Salla, Brasil
Elaine Regina Lopes Tiburtius, Brasil	Marcos Airton de Sousa Freitas, Brasil
Eliana Aparecida Cadoná, Brasil	Maria Cristina de Almeida Silva, Brasil
Erica Pugliesi, Brasil	María de Lourdes Rivera Huerta, México
Evangelina Ramírez Lara, México	María Neftalí Rojas Valencia, México
Fabián Robles Martínez, México	Miguel Ángel Vital Jácome, México
Francisca Nara da Conceição Moreira, Brasil	Miguel Mansur Aisse, Brasil
Francisco Cervantes Carrillo, México	Miguel Ángel Espinosa Rodríguez, México
Germán Giacomán Vallejos, México	Miriam de Fátima Carvalho Machado, Brasil
Gilson Barbosa Athayde Júnior, Brasil	Mirna Noemy Argueta Irias, Honduras
Gina Rizpah Besen, Brasil	Neyson Martins Mendonça, Brasil
Grasiele Soares Cavallini, Brasil	Oscar González Barceló, México
Guillermo Goyenola, Uruguay	Pasiano Rivas Garcia, México
Idania Valdez Vazquez, México	Paulo Robinson da Silva Samuel, Brasil
Ignacio Monje Ramírez, México	Rafael Kopschitz Xavier Bastos, Brasil
Ivete Vasconcelos Lopes Ferreira, Brasil	Régia Lúcia Lopes, Brasil



La *Revista AIDIS Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica* agradece a los siguientes revisores su valioso apoyo en el proceso de evaluación 2023 (1 de diciembre 2022 al 6 de diciembre 2023):

Renata Mendes Luna, Brasil
Risete Maria Queiroz Leão Braga, Brasil
Rita de Cassia Pompeu de Sousa, Brasil
Rodolfo Sosa Echeverría, México
Rodrigo Cândido Passos da Silva, Brasil
Rogério Campos, Brasil
Rosa Maria Miglio Toledo, Perú
Rui Cunha Marques, Portugal
Sandro Donnini Mancini, Brasil
Sara Pérez Castrejón, México
Sérgio Francisco de Aquino, Brasil
Sílvia Carla da Silva André Uehara, Brasil
Sílvia Helena Dantas de Lima, Brasil
Sofía Esperanza Garrido Hoyos, México
Sonia Lorena Arriaga Garcia, México
Thomas Lívio Santos Coelho, Brasil
Thyago Nóbrega Silveira, Brasil
Valéria Cristina Palmeira Zago, Brasil
Víctor Manuel Luna Pabello, México
Vitor Alvarenga Torres, Brasil
Wanderli Rogério Moreira Leite, Brasil