

# 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.2024.7.1>

Vol. 17, No. 1  
Abril 2024

ISSN 0718-378X

Editado por:





ISSN 0718-378X

# REVISTA AIDIS

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

## Temática y alcance

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

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

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

## 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

**Dr. Germán Buitrón Méndez**

Editor, 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. 17, No. 1

### Sección editorial. Información del número

Información legal y directorio

English abstracts

### Artículos completos

- 1. Impacto das mudanças climáticas na estimativa da capacidade requerida de reservatórios de detenção para Fortaleza (CE)**  
*Impact of climate change on the estimated capacity required of detention reservoirs for Fortaleza (CE)*  
Inêz Gifone Maia Sales, Anísio de Sousa Meneses Filho 1-18
- 2. Diagnóstico de impactos ambientais em um trecho do Rio Piancó – Piranhas – Açú, Nordeste brasileiro**  
*Diagnosis of environmental impacts in a section of the Piancó – Piranhas – Açú, River, Northeastern Brazil*  
Daniele de Almeida Carreiro, Laércio Leal dos Santos, Ricardo de Aragão,  
José Cleidimário Araújo Leite, William de Paiva, Tássio Jordan Rodrigues Dantas da Silva,  
José Ludemario da Silva Medeiros 19-38
- 3. Avaliação da leptospirose e sua relação com chuvas e situação de risco associada a enchentes**  
*Evaluation of leptospirosis and its relationship with rain and risk situation associated with flooding*  
Karoline de Souza Cardoso, Carlos Magno de Sousa Vidal, Jeanette Beber de Souza 39-52
- 4. Seleção de áreas adequadas para implantação de aterro sanitário intermunicipal no Sudeste Paraense-Brasil, utilizando SIG vinculado ao Método AHP**  
*Selection of suitable areas for implementation of an intermunicipal landfill in Southeastern Pará, Brazil using sig linked to the AHP Method*  
Bruna de Araújo Almeida, Larissa Grasielly Vieira Cantão, Aline Furtado Louzada,  
Raísa Rodrigues Neves, Antonio Carlos Novaes Moreira 53-80
- 5. Use of hydraulic simulation as a tool in decision making in water supply network: a case study in the Brazilian city of São Gabriel, RS**  
Matheus Rodrigues Martins, Débora Missio Bayer, Luiza Chiarelli Conte,  
Luiz Antonio de Brito Bertazzo 81-93
- 6. Simulação do co-tratamento de resíduo de tanque séptico e esgoto doméstico em processo de lodos ativados**  
*Simulation of co-treatment of septic tank residue and wastewater in activated sludge process*  
Josiane Pistorello, Antônio Domingues Benetti 94-117

7. **Efetividade da coleta seletiva como estratégia de redução dos resíduos sólidos domiciliares a serem dispostos em aterros sanitários**  
*Effectiveness of selective collection as a strategy for reducing household solid waste to be disposed in landfills*  
Mariana Moreira de Oliveira, Gilson Barbosa Athayde Júnior, Rémy Bayard,  
Joácio de Araújo Morais Júnior 118-135
8. **Estudo comparativo de metodologias de cobrança dos serviços públicos de manejo de resíduos sólidos urbanos para fins de orientação municipal**  
*Comparative study of methodologies for public services charging of municipal solid waste management for municipal guidance purposes*  
Rafaella de Moura Medeiros, Ana Luiza Araújo Medeiros, Aline Carolina da Silva,  
Maria Josicleide Felipe Guedes 136-155
9. **Simulação preliminar da geração de subprodutos em reatores biológicos tratando vinhaça**  
*Preliminary simulation of kinetic parameters in biological reactors treating vinasse*  
Luís Paulo Lima Cardoso, Antonio Pedro de Oliveira Netto 156-174
10. **Nível de comprometimento, disponibilidade hídrica e principais usos consuntivos na Sub-Região Hidrográfica Guamá, Nordeste do Pará**  
*Level of commitment, water availability and main consumptive uses in the Guamá Hydrographic Sub-Region, Northeast Pará*  
Anderson Abdon Santos da Silva, Francisco Carlos Lira Pessoa, Rafael da Silva Ferreira, Lorena Conceição Paiva de Ataíde 175-190
11. **Comparación de metodologías para el fraccionamiento de la DQO de aguas residuales municipales y su aplicación en el Modelo ASM<sub>1</sub>**  
*Comparison of methodologies for fractioning the COD of municipal wastewater and its application in the ASM<sub>1</sub> Model*  
Miguel Ángel Espinosa Rodríguez, Raúl Delgado Delgado, Antonio Hidalgo Millán 191-205
12. **Analysis of healthcare waste generated by drugstores in Belo Horizonte, Brazil**  
Ana Teresa Rodrigues de Sousa, Camila Costa Maia, Maria Esther de Castro e Silva,  
Kryscia Palhares Napoli Affonso, Luiz Carlos Moutinho Pataca, Max Filipe Silva Gonçalves,  
Gisele Vimeiro Vidal, Marcos Paulo Gomes Mol 206-214
13. **Urban biomining: lithium recovery from spent batteries through multi-step bioprocesses**  
Agustina Belén Buonomo, Romina Esther Higa, Laura Miriam Sánchez, Romina Mariel Gargarello 215-230
14. **Método Processo Analítico Hierárquico como instrumento de apoio na gestão de resíduos sólidos: uma revisão**  
*Analytic Hierarchy Process Method as a support tool in solid waste management: a review*  
Samara Avelino de Souza França, Viviane Jin Hee Kim, Raphael Tobias de Vasconcelos Barros 231-250

15. **Ciclo de vida no beneficiamento do arroz em Pelotas-RS**  
*Life cycle in rice processing in Pelotas-RS*  
Lílian de Queiroz Firmino, Gizele Ingrid Gadotti, Viviane Farias Silva, Rayanne Maria Galdino Silva, Ana Paula Rozado Gomes, Rafael Priebe Griep 251-267
16. **Planos de gestão integrada de resíduos sólidos dos municípios do estado do Rio de Janeiro: avaliação quanto ao atendimento do conteúdo mínimo exigido pela Lei Federal 12.305/2010**  
*Integrated solid waste management plans in the municipalities of the state of Rio de Janeiro: assessment regarding compliance with the minimum content required in Federal Law 12.305/2010*  
Karine Coutinho Silva, Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk, Rosane Cristina de Andrade 268-283
17. **Desenvolvimento de ferramenta de monitoramento para planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos**  
*Development of a monitoring tool for municipal plans for integrated solid waste management*  
Andressa Aparecida Piovezan, Darci Barnech Campani, Rejane Maria Candiota Tubino 284-305
18. **Análise da viabilidade técnica e ambiental da adição de diferentes taxas de resíduos de areia verde de fundição a composto maturado obtido de um processo automatizado**  
*Technical and environmental assessment of multiple rate applications of green foundry sand waste to matured compound obtained from an automated process*  
Carlos Atalla Hidalgo Hijazin, Thais Gularte Marques, Beatriz Alicia Firpo Vasquez, Rejane Maria Candiota Tubino 306-325

# REVISTA AIDIS

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

## IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA ESTIMATIVA DA CAPACIDADE REQUERIDA DE RESERVATÓRIOS DE DETENÇÃO PARA FORTALEZA (CE)

\* Inêz Gifone Maia Sales <sup>1</sup>  
Anísio de Sousa Meneses Filho <sup>1</sup>

## IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON THE ESTIMATED CAPACITY REQUIRED OF DETENTION RESERVOIRS FOR FORTALEZA (CE)

Recibido el 1 de noviembre de 2022. Aceptado el 31 de marzo de 2023

### Abstract

*The study aims to: estimate the required capacity of detention reservoirs for the return times of 5, 10 and 25 years for each of the three micro-basins: A3.5 – Vertente Marítima; B1.4 - Coco, and C5.2 - Maranguapinho, using the generalized methodology from particularized equations for Fortaleza (CE) and perform the pre-dimensioning from the new IDF equations for the current scenario and those prospected for the future using global circulation models in different climate change scenarios – representative concentration pathways – optimistic (RCP 4.5) and pessimistic (RCP 8.5). It was observed the relevant impact of global warming on the volume to be stored, the maximum flow and the specific volume for the IDF of the global circulation model - CESM1-CAM5, when compared to the current IDF and the BCC-CSM1 model in both scenarios. Which may indicate the need to design a more robust and costly structure to mitigate the effects of climate extremes. On the contrary, the IDF results of the BCC-CSM1 model are lower for both the 4.5 and 8.5 levels, in relation to the current IDF and the CESM1-CAM5 model, implying a possible undersized. Bearing in mind that climate change and the various models of global circulation with their different responses, bring difficulties for decision-making, presenting an uncertain and challenging future for decision-making processes. We recommend future studies associating circulation models global and other types of isolated compensatory techniques.*

**Keywords:** envelope curve, environmental sustainability, compensatory techniques, climate uncertainties.

<sup>1</sup> Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade de Fortaleza, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade de Fortaleza. Avenida Washington Soares, 1321 – Edson Queiroz, Fortaleza, Ceará. CEP 60811-905. Brasil. Email: [inezgifone@edu.unifor.br](mailto:inezgifone@edu.unifor.br)

## Resumo

O presente estudo estimou a capacidade requerida de reservatórios de detenção para os tempos de retorno de 5, 10 e 25 anos para cada uma das três microbacias escolhidas: A3.5 - Vertente Marítima, B1.4 - Cocó e C5.2 - Maranguapinho, utilizando a metodologia generalizada a partir de equações particularizadas para Fortaleza (CE), e o pré-dimensionamento a partir das novas equações IDF para o cenário atual e as prospectadas para o futuro recorrendo a modelos de circulação global em diferentes cenários de mudanças climáticas - otimista (RCP 4.5) e pessimista (RCP 8.5). Observou-se o impacto relevante do aquecimento global no volume a ser armazenado, na vazão máxima e no volume específico para a IDF do modelo de circulação global - CESM1-CAM5, quando comparado à IDF atual e ao modelo BCC-CSM1 em ambos os cenários. O que pode apontar a necessidade de se projetar uma estrutura mais robusta e onerosa para mitigar os efeitos dos extremos climáticos. Ao contrário, os resultados da IDF do modelo BCC-CSM1 mostraram-se inferiores para ambos os patamares de 4.5 e 8.5, em relação à IDF atual e ao modelo CESM1-CAM5, implicando em um possível subdimensionamento. Atentando-se que, as mudanças climáticas e os diversos modelos de circulação global com suas diferentes respostas, trazem dificuldades para a tomada de decisão, apresentando-se um futuro incerto e desafiador para os processos decisórios. Recomendam-se ainda, estudos futuros associando modelos de circulação global e demais tipos de técnicas compensatórias isoladas.

**Palavras-chave:** curva-envelope, incertezas climáticas, sustentabilidade ambiental, técnicas compensatórias.

---

## Introdução

A urbanização intensa experimentada por muitas cidades, a crescente demanda por recursos naturais e as modificações provocadas pela ação antrópica parecem andar de mãos dadas e em sentido contrário ao da preservação ambiental. Por consequência, sucedem-se crescentes índices de poluição com emissão de gases do efeito estufa, aquecimento global e impacto direto no ciclo hidrológico. Este último traz consigo implicações graves, como a alteração no regime das chuvas e a presença cada vez mais constante de fenômenos climáticos severos, tais como: estiagens e enchentes. Com previsões pessimistas que apontam para fortes mudanças nas precipitações médias anuais no planeta como resultado do aumento da temperatura média da superfície terrestre.

A redução da arborização e a pavimentação de vias nas cidades, frutos da progressiva ocupação e do uso indiscriminado do solo, provocam perda de armazenamento natural da água da chuva, produzindo uma parcela não infiltrada e/ou não interceptada pelas copas das árvores, que se converte em excedente da chuva ou escoamento superficial. Para tanto, torna-se necessário a implementação de medidas eficientes que busquem um destino para essas águas sem interferir nas dinâmicas de acessibilidade das cidades.

A drenagem urbana oferece as soluções com seus dispositivos convencionais e não convencionais, sendo os primeiros amplamente difundidos - galerias, canais, sarjetas, poços de visita e bueiros - apresentando-se como medidas de controle alternativas ou não convencionais,

as técnicas compensatórias. Verifica-se que, a exemplo da cidade de Fortaleza (CE), o sistema de drenagem convencional, não resolve por completo a situação das inundações, mostrando a necessidade de uma gestão integrada entre saneamento básico e drenagem urbana.

Salienta-se a importância da educação ambiental em todo esse contexto para a formação de indivíduos conscientes de seus direitos e responsabilidades na manutenção da boa convivência entre as cidades e as precipitações.

O estudo busca avaliar os impactos das mudanças climáticas, em cenários futuros, no pré-dimensionamento de dispositivo não convencional de controle pluvial na fonte, a partir da metodologia generalizada.

### **Desenvolvimento**

O estudo contemplou as microbacias A3.5, B1.4 e C5.2 pertencentes, respectivamente, às sub-bacias da Vertente Marítima, do Rio Cocó e do Rio Maranguapinho que compõem a Bacia Metropolitana de Fortaleza (CE), a escolha foi realizada optando-se pela microbacia de menor área dentro de cada uma das sub-bacias.

Os modelos de previsão climática escolhidos para esse trabalho - CESM1-CAM5 (CESM1) / (USA) e BCC-CSM1 (BCC1) / (China) - possuem dados diários de precipitação para a região estudada e foram objeto de estudo de Sabóia (2016) e Feitosa (2020), servindo de ferramentas avançadas para estimativa de resposta do sistema climático global ao aumento da concentração dos gases do efeito estufa na atmosfera.

O pré-dimensionamento do reservatório de detenção foi realizado empregando-se a metodologia descrita por Silveira e Goldenfum (2007) com conversão da IDF potencial em uma do tipo Talbot com a estimativa da capacidade requerida a partir do método da curva envelope generalizada pelos parâmetros da relação IDF de Fortaleza, utilizando-se das novas equações IDF: a atual desenvolvida por Silva, Palácio Júnior e Campos (2013) e as prospectadas para o futuro em diferentes cenários de mudanças climáticas, recorrendo a modelos de circulação global apresentados por Sabóia (2016), para os tempos de retorno de 5, 10 e 25 anos.

O trabalho foi desenvolvido com o auxílio do editor de planilhas Microsoft® Excel® 2016 para a resolução dos cálculos e confecção dos gráficos, com a exploração de imagens por satélite pelo aplicativo de *Google Earth Pro* © 2021 Google LLC e a confecção de mapas temáticos gerados por sistema de informações geográficas pelo software ArcGIS Pro 2.8.0 © 2021 Esri Inc.

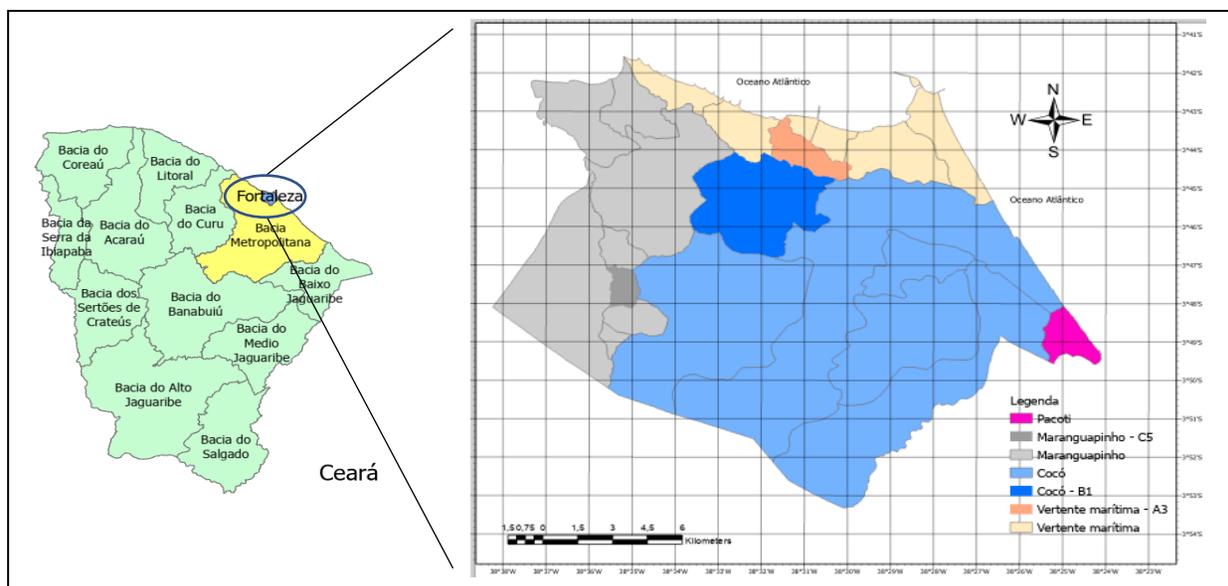
A capital cearense possui uma área de 313.8 km<sup>2</sup>, pertence ao sistema costeiro-marinho e desenvolveu-se às margens do riacho Pajeú. Considerada a cidade mais populosa do Estado e a

capital de maior densidade demográfica do país com estimativa de 2,500.194 habitantes com 7,815.7 hab/km<sup>2</sup>, ocupando a quinta colocação no Brasil e a nonagésima primeira no mundo. A precipitação média anual é de 1,378.30 mm que contribui para o volume de suas bacias hidrográficas (Fortaleza, 2015).

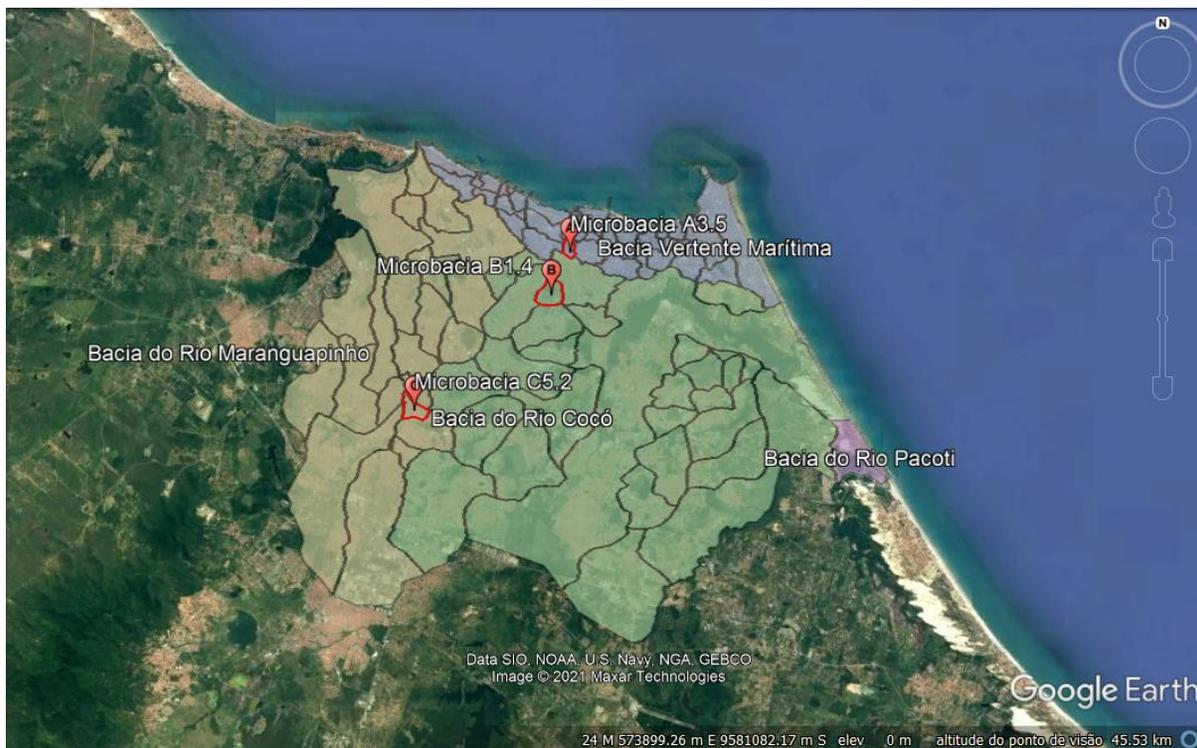
Conforme a classificação de Köppen (1948), a cidade de Fortaleza apresenta tipo climático Aw, pertencendo ao grupo de clima tropical chuvoso, onde a época mais seca ocorre no inverno e o máximo de chuvas ocorre no outono, com temperatura média do mês mais frio maior ou igual a 18 °C e precipitação do mês mais seco menor que 30 mm (Embrapa, 2003).

Na chamada quadra chuvosa que acontece de fevereiro a maio (verão-outono), o sistema de drenagem não suporta o volume de precipitação, com consequentes transtornos causados pelos alagamentos em praticamente todos os bairros do município.

O Ceará é composto por 12 bacias hidrográficas, dentre elas a bacia Metropolitana, a qual abriga a bacia da região metropolitana de Fortaleza composta pelas bacias: da Vertente Marítima, do rio Cocó, do rio Maranguapinho e do rio Pacoti (Figura 1a), suas respectivas microbacias contempladas nesses estudos – A3.5, B1.4 e C5.2 são apresentadas na Figura 1b.



(a)



(b)

**Figura 1.** (a) Bacia Metropolitana e Bacias Hidrográficas do Município de Fortaleza; (b) Microbacias A3.5, B1.4 e C5.2.  
Fonte: Adaptado de Google Earth Pro © 2021.

### Bacia da Vertente Marítima

A Bacia da Vertente Marítima está localizada entre as bacias do Maranguapinho e do Cocó, entre os rios Cocó e Ceará e corresponde à faixa de dunas situada em área limítrofe do Oceano Atlântico (Figura 2). Ela está inserida totalmente na zona urbana de Fortaleza com topografia favorável ao escoamento das águas para o mar, de forma direta ou por riachos.

Caracteriza-se por ser predominantemente residencial, onde estão localizados os bairros da Aldeota, Mucuripe, Meireles, Iracema, Moura Brasil, Farias Brito, Centro (Microbacia A3.5) e parte do Benfica, Joaquim Távora, Jacarecanga, Pirambu e Cocó, com grande densidade populacional e apresentando conflitos entre o meio urbano e o natural. Por consequência, verifica-se acúmulo de sedimentos às margens dos rios desta bacia e o lançamento de esgotos na rede de drenagem, que comprometem a capacidade de vazão.



**Figura 2.** Bacia da Vertente Marítima e sub-bacia A3. *Fonte: Elaborado pelos autores.*

### Bacia do Rio Cocó

A Região Metropolitana de Fortaleza é drenada pela bacia hidrográfica do rio Cocó que está situada na porção norte/nordeste do estado do Ceará (Figura 3). Seus principais mananciais, são: rio Cocó, lagoas da Messejana, da Parangaba, do Opaia e do Porangabussu e Riacho do Tauape. A microbacia B1.4 situa-se entre os bairros: Parreão, Fátima, Jardim América e Benfica.



**Figura 3.** Bacia do Rio Cocó e sub-bacia B1. *Fonte: Elaborado pelos autores.*

Segundo Zanella *et al.* (2013), o rio Cocó desenvolve periódicas inundações em suas áreas planas, nessas extensas planícies inundadas habitam famílias carentes, com uma complexa apropriação da bacia, apresentando conflito com o atual processo de expansão urbana com a ocupação da parcela mais abastada da cidade em detrimento de populações socialmente desfavorecidas.

### Bacia do Rio Maranguapinho

A Bacia Hidrográfica do rio Maranguapinho localiza-se na Região Metropolitana de Fortaleza, drenando os municípios de Maranguape, Maracanaú, Caucaia e Fortaleza (Figura 4). Segundo Lima (2006), em 2000, a bacia era ocupada por uma população de 1,156.010 habitantes distribuídos em 279,138 domicílios (99.38% urbanos e 0.62% rurais). Em Fortaleza 87.1%, 7.9% em Maracanaú e 5% em Maranguape. Para o autor, nas últimas três décadas, os processos de degradação ambiental se intensificaram em função da expansão urbano-industrial com ineficientes investimentos em saneamento básico e planejamento ambiental.

A Bacia do Maranguapinho possui como principais mananciais: rio Maranguapinho, Açude da Agronomia, Riacho do Açude de João Lopes, Riacho Sangradouro do Açude da Agronomia, Riacho da Lagoa do Mondubim e o Riacho Correntes. A microbacia C5 situa-se entre os bairros: Bonsucesso, Vila Peri, Manuel Sátiro e Parque São José.



**Figura 4.** Bacia do Rio Maranguapinho e sub-bacia C5. Fonte: Elaborado pelos autores.

## Metodologia

Este trabalho constitui-se de um estudo de caso referenciado por bibliografia pertinente aos assuntos explorados, com pesquisa aplicada e de proveito prático. Tendo como objeto, a análise dos impactos das mudanças climáticas nas intensidades de chuvas para a cidade de Fortaleza em época de quadra chuvosa, quando algumas áreas são acometidas por inundações, apresentando como alternativa ao problema de drenagem urbana, a implementação de técnica compensatória - reservatório de detenção.

As prospecções de chuvas intensas foram obtidas de equação IDF atual apresentada por Silva, Palácio Júnior e Campos (2013) - a partir de levantamento de dados de 30 anos (1970 a 1999) de registros pluviométricos da estação climatológica da Universidade Federal do Ceará (UFC) - e das relações IDF publicadas por Sabóia (2016) produzidas de modelos de circulação global: BCC-CSM1 e CESM1-CAM5 para os cenários (*Representative Concentration Pathways*) RCP 4.5 e RCP 8.5 (Tabela 1).

**Tabela 1.** Equações de chuva genéricas para Fortaleza (CE).

Modelo de circulação global	RCP	Equação IDF
CESM1-CAM5	4.5	$i = \frac{736.9068 T^{0.1624}}{(t+14.4142)^{0.6079}}$
	8.5	$i = \frac{876.0093 T^{0.2255}}{(t + 7.6045)^{0.5107}}$
BCC – CSM1	4.5	$i = \frac{734.8541 T^{0.0873}}{(t + 20.6649)^{0.7476}}$
	8.5	$i = \frac{788.4440 T^{0.0876}}{(t + 20.8779)^{0.7278}}$
IDF Atual por Silva, Palácio Júnior e Campos (2013)	-	$i = \frac{2345.29 T^{0.173}}{(t + 28.31)^{0.904}}$

Fora adotada como medida de controle não convencional, o reservatório de detenção, com armazenamento em períodos curtos para atenuação de pico de chuva e controle de inundações. O pré-dimensionamento hidrológico - que associa uma chuva de projeto a um balanço hídrico simplificado – seguiu a metodologia simplificada descrita por Silveira e Goldenfum (2007) com aplicação à metodologia da curva envelope, com transformação do modelo potencial da equação da chuva em formato Talbot. Conforme representado pelo Fluxograma 1 (Figura 5).

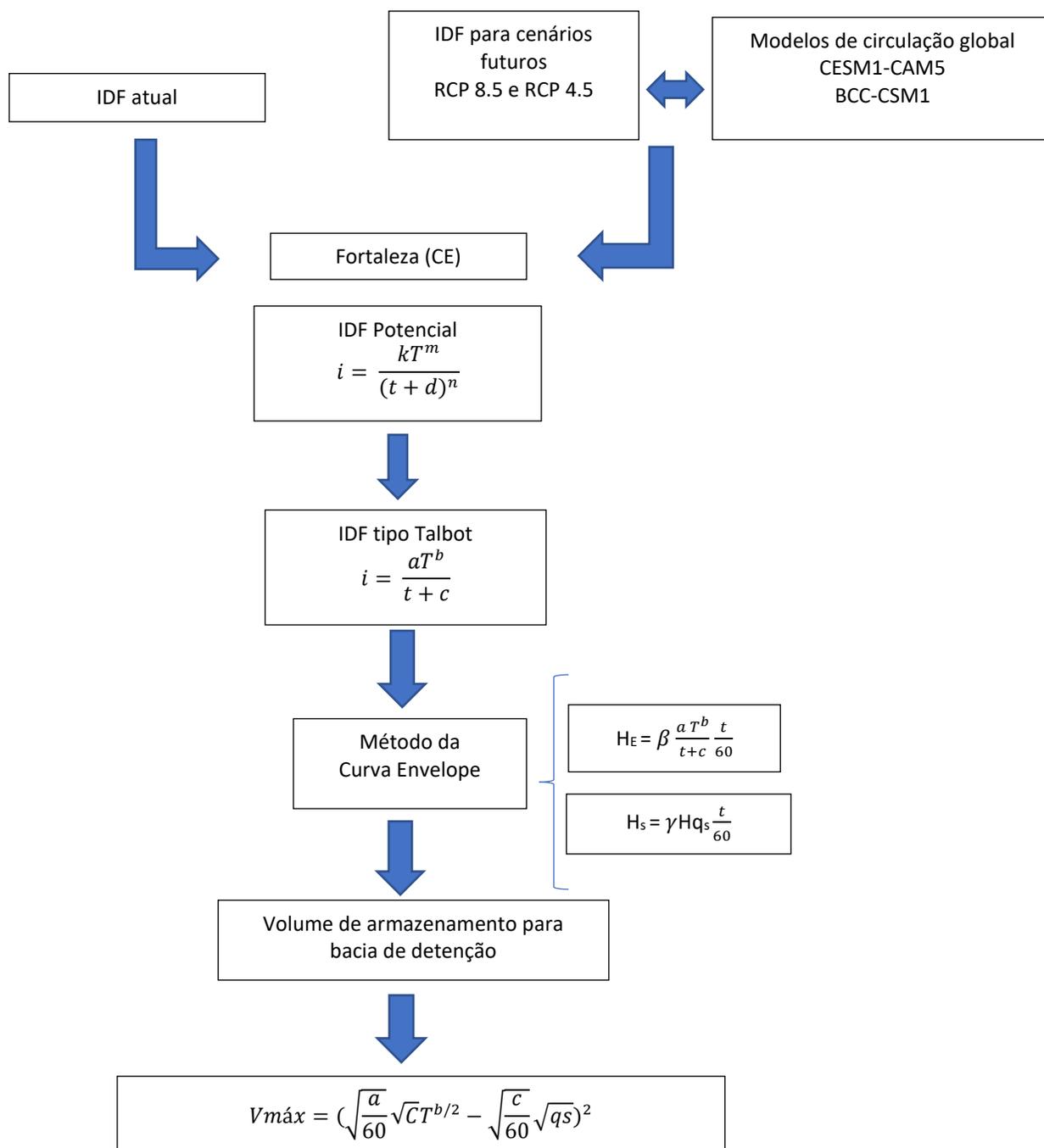


Figura 5. Fluxograma 1. Fonte: Elaborado pelos autores.

### Pré – dimensionamento do reservatório de detenção

O cálculo do pré-dimensionamento do reservatório de detenção - volume máximo a ser reservado - de cada uma das microbacias foi realizado considerando o leito impermeável, igualando-se a vazão de saída à vazão de pré-dimensionamento (Silveira e Goldenfum, 2007).

### Volume de armazenamento, tempo de funcionamento e de esvaziamento

Os valores dos volumes a serem armazenados ( $m^3$ ) num reservatório de detenção para cada uma das microbacias de Fortaleza (CE) - A3.5, B1.4 e C5.2 - foram estimados pelo método simplificado das chuvas, para as IDF atual e dos modelos de circulação global CESM1-CAM5 (CESM1) e BCC-CSM1 (BCC1) aplicando as projeções climáticas RCP 4.5 e 8.5, nos tempos de retorno de 5, 10 e 25 anos.

- *Microbacia A3.5*

As Tabelas 2, 3 e 4 apresentam os valores de capacidade de armazenamento ( $m^3$ ) do dispositivo de detenção e seus tempos de funcionamentos e esvaziamento, em horas, para a microbacia A3.5, nos tempos de 5, 10 e 25 anos, respectivamente. A Figura 6 mostra através do gráfico de barras os resultados para cada IDF - atual e modelos de circulação global (CESM1 e BCC) para os RCP 4.5 e 8.5 – os volumes a serem armazenados ( $m^3$ ) para cada um dos tempos de retorno avaliados.

**Tabela 2.** Volume a armazenar ( $m^3$ ), tempos de funcionamento e de esvaziamento (h) do reservatório de detenção para microbacia A3.5 para TR de 5 anos.

IDF	TR 5 anos		
	Volume máximo ( $m^3$ )	Tempo de funcionamento (h)	Tempo de esvaziamento (h)
Atual	12,058	5.62	4.12
CESM1 - RCP 4.5	20,155	9.13	6.88
CESM1 - RCP 8.5	46,480	18.95	15.87
BCC - RCP 4.5	6,061	3.24	2.07
BCC - RCP 8.5	7,894	4.03	2.70

**Tabela 3.** Volume a armazenar ( $m^3$ ), tempos de funcionamento e de esvaziamento (h) do reservatório de detenção para microbacia A3.5 para TR de 10 anos.

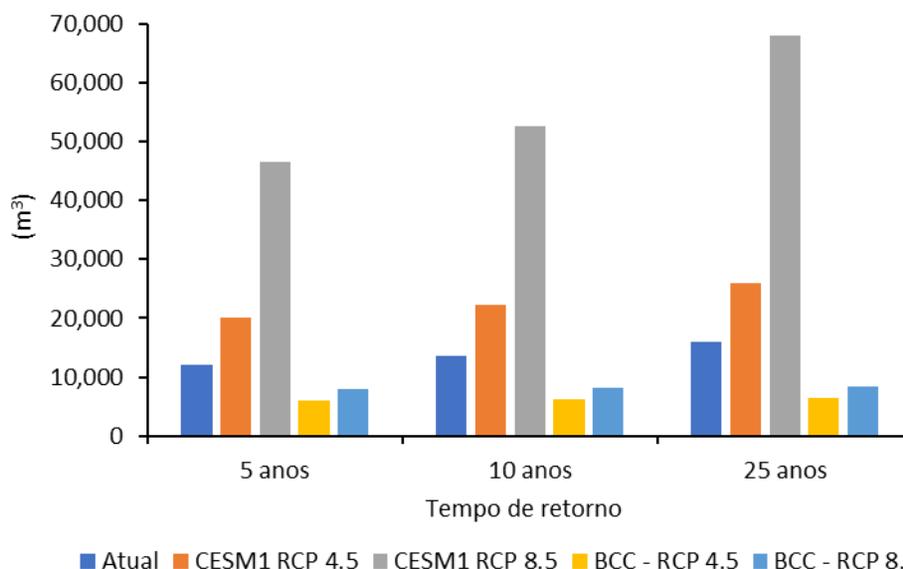
TR 10 anos			
IDF	Volume máximo ( $m^3$ )	Tempo de funcionamento (h)	Tempo de esvaziamento (h)
Atual	13,550	5.62	4.12
CESM1 - RCP 4.5	22,185	9.06	6.81
CESM1 - RCP 8.5	52,575	19.74	16.57
BCC - RCP 4.5	6,227	2.97	1.89
BCC - RCP 8.5	8,135	3.80	2.46

Fonte: Elaborado pelos autores.

**Tabela 4.** Volume a armazenar ( $m^3$ ), tempos de funcionamento e de esvaziamento (h) do reservatório de detenção para microbacia A3.5 para TR de 25 anos.

TR 25 anos			
IDF	Volume máximo ( $m^3$ )	Tempo de funcionamento (h)	Tempo de esvaziamento (h)
Atual	15,930	5.62	4.12
CESM1 - RCP 4.5	26,029	8.98	6.73
CESM1 - RCP 8.5	67,914	20.88	17.55
BCC - RCP 4.5	6,435	2.66	1.66
BCC - RCP 8.5	8,451	3.43	2.18

Conforme observado nas Tabelas 2, 3 e 4, quanto maior o tempo de retorno, maiores serão os valores de capacidade de armazenamento requerida pelo dispositivo de drenagem, chamando-se a atenção para a expressiva diferença percentual – aproximada - entre a IDF do modelo CESM1 – RCP 8.5 em relação IDF Atual, sendo de: 285% para TR 5 anos; 288% para TR 10 anos e de 326% para TR 25 anos. Para o cenário RCP 4.5, esse modelo apresentou diferença de 67% para o TR 5 anos, de 64% para TR 10 anos e de 63% para TR 25 anos. Na tendência contrária, o modelo BCC apresentou redução para ambos os cenários – RCP 4.5 e 8.5 - com diferença percentual em relação à IDF Atual, respectivamente de: 50% e 35% para TR 5anos; de 54% e 40% para TR 10 anos e de 60% e 47% para TR 25 anos.



**Figura 6.** Volume de armazenamento da microbacia A3.4 para os tempos de retorno de 5, 10 e 25 anos.

- Microbacia B1.4

As Tabelas 5, 6 e 7 apresentam os valores de capacidade de armazenamento (m<sup>3</sup>) do dispositivo de detenção e seus tempos de funcionamentos e esvaziamento, em horas, para a microbacia B1.4, nos tempos de 5, 10 e 25 anos, respectivamente. A Figura 7 mostra através do gráfico de barras os resultados para cada IDF - atual e modelos de circulação global (CESM1 e BCC) para os RCP 4.5 e 8.5 – os volumes a serem armazenados (m<sup>3</sup>) para cada um dos tempos de retorno avaliados.

Nas Tabelas 5, 6 e 7 observa-se o mesmo comportamento de aumento da capacidade requerida com o crescimento do tempo de retorno. Com diferença percentual – aproximada - no volume obtido entre a IDF Atual e a do modelo CESM1 – RCP 8.5 de 294% para o TR 5 anos, de 311% para TR 10 anos e de 336% para TR 25 anos. Para o cenário otimista - RCP 4.5, tem-se diferença de 68% para o TR 5 anos, de 66% para TR 10 anos e de 64% para TR 25 anos. A mesma tendência de queda no valor percentual para o modelo BCC para ambos os cenários – RCP 4.5 e 8.5 - em relação à IDF Atual, respectivamente de: 51% e 36% para TR 5anos; de 55% e 41% para TR 10 anos e de 61% e 48% para TR 25 anos.

**Tabela 5.** Volume a armazenar ( $m^3$ ), tempos de funcionamento e de esvaziamento (h) do reservatório de detenção para microbacia B1.4 para TR de 5 anos.

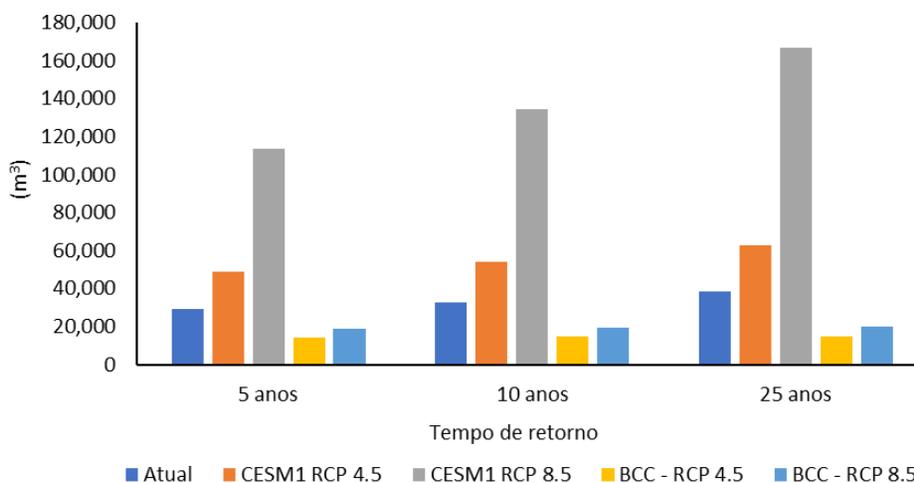
TR 5 anos			
IDF	Volume máximo ( $m^3$ )	Tempo de funcionamento (h)	Tempo de esvaziamento (h)
Atual	28,904	4.83	3.49
CESM1 - RCP 4.5	48,542	7.95	5.87
CESM1 - RCP 8.5	113,762	16.67	13.75
BCC - RCP 4.5	14,183	2.71	1.71
BCC - RCP 8.5	18,600	3.50	2.25

**Tabela 6.** Volume a armazenar ( $m^3$ ), tempos de funcionamento e de esvaziamento (h) do reservatório de detenção para microbacia B1.4 para TR de 10 anos.

TR 10 anos			
IDF	Volume máximo ( $m^3$ )	Tempo de funcionamento (h)	Tempo de esvaziamento (h)
Atual	32,587	4.91	3.49
CESM1 - RCP 4.5	54,184	7.89	5.81
CESM1 - RCP 8.5	134,028	17.37	14.37
BCC - RCP 4.5	14,530	2.56	14.37
BCC - RCP 8.5	19,118	3.22	2.05

**Tabela 7.** Volume a armazenar ( $m^3$ ), tempos de funcionamento e de esvaziamento (h) do reservatório de detenção para microbacia B1.4 para TR de 25 anos.

TR 25 anos			
IDF	Volume máximo ( $m^3$ )	Tempo de funcionamento (h)	Tempo de esvaziamento (h)
Atual	38,185	4.83	3.9
CESM1 - RCP 4.5	62,658	7.82	5.73
CESM1 - RCP 8.5	166,421	18.31	15.23
BCC - RCP 4.5	14,946	2.28	1.37
BCC - RCP 8.5	19,772	2.89	1.81



**Figura 7.** Volume de armazenamento da microbacia B1.4 para os tempos de retorno de 5, 10 e 25 anos  
Fonte: Elaborado pelos autores.

- Microbacia C5.2

As Tabelas 8, 9 e 10 apresentam os valores de capacidade de armazenamento (m<sup>3</sup>) do dispositivo de detenção e seus tempos de funcionamentos e esvaziamento, em horas, para a microbacia C5.2, nos tempos de 5, 10 e 25 anos, respectivamente. A Figura 8 mostra através do gráfico de barras os resultados para cada IDF - atual e modelos de circulação global (CESM1 e BCC) para os RCP 4.5 e 8.5 – os volumes a serem armazenados (m<sup>3</sup>) para cada um dos tempos de retorno avaliados.

**Tabela 8.** Volume a armazenar (m<sup>3</sup>), tempos de funcionamento e de esvaziamento (h) do reservatório de detenção para microbacia C5.2 para TR de 5 anos.

IDF	TR 5 anos		
	Volume máximo (m <sup>3</sup> )	Tempo de funcionamento (h)	Tempo de esvaziamento (h)
Atual	25,580	5.5	4.1
CESM1 - RCP 4.5	42,760	9.1	6.8
CESM1 - RCP 8.5	98,639	19.0	15.8
BCC - RCP 4.5	12,852	3.2	2.0
BCC - RCP 8.5	16,741	4.0	2.7

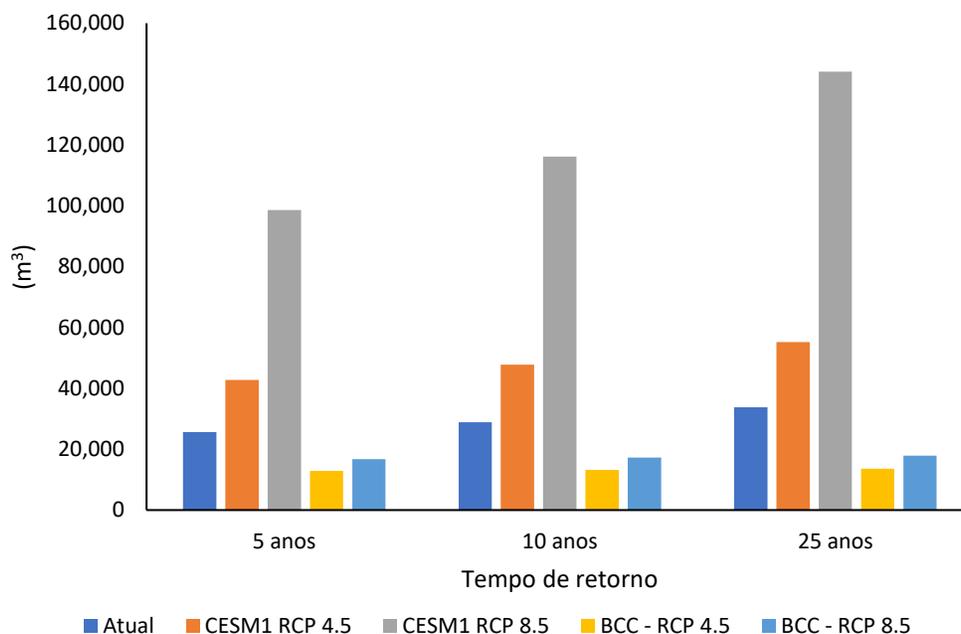
**Tabela 9.** Volume a armazenar ( $m^3$ ), tempos de funcionamento e de esvaziamento (h) do reservatório de detenção para microbacia C5.2 para TR de 10 anos.

IDF	TR 10 anos		
	Volume máximo ( $m^3$ )	Tempo de funcionamento (h)	Tempo de esvaziamento (h)
Atual	28,839	5.6	4.1
CESM1 - RCP 4.5	47,739	9.0	6.8
CESM1 - RCP 8.5	116,152	19.7	16.5
BCC - RCP 4.5	13,204	2.9	1.8
BCC - RCP 8.5	17,251	3.7	2.4

**Tabela 10.** Volume a armazenar ( $m^3$ ), tempos de funcionamento e de esvaziamento (h) do reservatório de detenção para microbacia C5.2 para TR de 25 anos.

	TR 25 anos		
	Volume máximo ( $m^3$ )	Tempo de funcionamento (h)	Tempo de esvaziamento (h)
Atual	33,793	5.6	4.1
CESM1 - RCP 4.5	55,219	8.9	6.7
CESM1 - RCP 8.5	144,127	20.7	17.5
BCC - RCP 4.5	13,644	2.6	1.6
BCC - RCP 8.5	17,918	3.4	2.1

O aumento da capacidade requerida com o crescimento do tempo de retorno é verificado também para a microbacia C5.2, com diferenças percentuais – aproximadas - entre a IDF atual e a do modelo CESM1 – RCP 8.5, para os tempos de retorno 5, 10 e 25 anos, respectivamente: de 286%, de 303% e de 327%. O modelo CESM1 - RCP 4.5, obteve diferença de 67% para o TR 5 anos, de 66% para TR 10 anos e de 63% para TR 25 anos. Para o BCC – RCP 4.5 e 8.5 – o percentual de redução foi de, respectivamente: 50% e 35% para TR 5anos; de 54% e 40% para TR 10 anos e de 60% e 47% para TR 25 anos.



**Figura 8.** Volume de armazenamento da microbacia C5.2 para os tempos de retorno de 5, 10 e 25 anos.

Para todas as microbacias avaliadas, os gráficos demonstraram aumento acentuado na capacidade de armazenamento do dispositivo para o modelo de circulação global CESM1-CAM5, tendo sido mais contundente no cenário futuro RCP 8.5 do que no RCP 4.5, corroborando com os resultados obtidos por Sabóia (2016) quando observou que o cenário mais pessimista – RCP 8.5 apresentou valores ainda maiores para vazões e volumes escoados do que o gerado pelo cenário RCP 4.5.

O modelo BCC-CSM-1 apresentou resultados de capacidade de armazenamento inferiores para ambos os cenários – otimista e pessimista, ficando abaixo até mesmo para o cenário atual para os tempos de retorno de 5, 10 e 25 anos, o que demonstrou estar consonante com os resultados alcançados por Feitosa (2020), quando a autora afirmou que esse modelo possui a maior probabilidade de ocorrerem transtornos causados por chuvas de intensidades mais elevadas, caso seja o modelo adotado numa tomada de decisão.

Conforme Mailhot e Duchesne (2010), as intensidades das precipitações se excederão com o tempo, incorrendo em excesso dos critérios do projeto original. Os autores justificam que o uso dos tempos de retorno deve ser mantido convenientemente para garantir o processo de revisão dos projetos pelos estados e municípios.

### Conclusões e recomendações

O estudo mostrou um impacto relevante do aquecimento global na vazão máxima, no volume específico e no volume de armazenamento do dispositivo de retenção, para a IDF do modelo de circulação global – CESM1-CAM5, quando comparado à IDF atual sugerida por Silva, Palácio Júnior e Campos (2013) e ao modelo BCC-CSM1 em ambos os cenários - otimista (RCP 4.5) e pessimista (RCP 8.5). Isso remete à necessidade de se projetar uma estrutura mais robusta e onerosa para mitigar os efeitos dos extremos climáticos. Por outro lado, os resultados da IDF do modelo BCC-CSM1 mostram-se inferiores para ambos os RCP 4.5 e 8.5, em relação à IDF atual e ao modelo CESM1-CAM5, o que leva a considerar um subdimensionamento da estrutura do dispositivo, acarretando em futuras inundações e prejuízos sociais, ambientais e financeiros às cidades e seus habitantes.

As mudanças climáticas e os diversos modelos de circulação global com suas diferentes respostas, trazem dificuldades para a tomada de decisão, apresentando-se um futuro incerto e desafiador para os processos decisórios, devendo-se trazer à tona o conceito de cidades resilientes que convivam sustentavelmente com as consequências do aquecimento global.

Recomendam-se estudos futuros utilizando outros modelos de circulação global e outras técnicas compensatórias isoladas ou associadas às medidas convencionais que favoreçam a infiltração e o armazenamento temporário, evitando a transferência do problema do escoamento superficial às áreas a jusante, abrangendo também, tomadas de decisão cautelosas quanto ao uso e ocupação do espaço de maneira sustentável. Nesse sentido, estudos que contemplem o sistema de desenvolvimento urbano de baixo impacto (LID) aliado ao planejamento e gestão de água urbanas com adequada estratégia de ocupação da bacia.

### Referências bibliográficas

- Aguiar, M. J. N., Viana, T. V. de A., Aguiar, J. V. de; Lima, J. B. de; Crisóstomo Júnior, R. R., Aquino, F. C. de; Barreto Júnior, J. H. C. (2003) Documentos 75: Dados climatológicos – Estação de Fortaleza, 2002. Fortaleza: Embrapa. Acesso em: 11 out. 2021. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPAT/7897/1/doc75.pdf>
- Feitosa, R. B. F (2020). *Análise do Impacto das Climáticas no Dimensionamento de Rede de Drenagem Pluvial Convencional em Fortaleza (CE)*, (Graduação), Centro de Ciências Tecnológicas, Curso de Engenharia Civil, Universidade de Fortaleza, 92 pp. Acesso em: 27 nov. 2021, disponível em: <https://uol.unifor.br/oul/conteudosite/?cdConteudo=11072176>
- IBGE, Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística (2015) *Cidades@*. Acesso em 29 set. 2012. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/fortaleza/panorama>
- Köppen, W. (1948) *Climatología: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura, México.
- Lima, J. S. Q. (2006). *Degradação Ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Maranguapinho - Região Metropolitana de Fortaleza*, (Dissertação), Universidade Estadual do Ceará. Acesso em: 27 nov. 2021, disponível em: <http://siduece.uece.br/siduece/trabalhoAcademicoPublico.jsf?id=41860>

- Mailhot, A., Duchesne, S. (2010) *Design Criteria of Urban Drainage Infrastructures under Climate Change*. *Journal of Water Resources Planning and Management*, **136**(2), 201-208. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000023](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000023)
- Sabóia, M. A. M. (2016) *Estratégia robusta para a gestão de drenagem urbana em cenário de mudanças do clima*. Fortaleza, 149 f. Tese (doutorado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará. Acesso em: 09 fev. 2021, disponível em: <http://www.repositoriobib.ufc.br/00002b/00002bea.pdf>.
- Silva, F. O. E. D. A.; Palácio Júnior, F. F. R., Campos, J. N. B. (2013). *Equação de Chuvas para Fortaleza-CE com Dados do Pluviógrafo da UFC*. *Revista DAE*, São Paulo, (192), 48-59. Acesso em: 06 mai. 2020. Disponível em: [http://revistadae.com.br/artigos/artigo\\_edicao\\_192\\_n\\_1491.pdf](http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_192_n_1491.pdf)
- Silveira, A. L. L. Da; Goldenfum, J. A. (2007). *Metodologia Generalizada para Pré-Dimensionamento de Dispositivos de Controle Pluvial na Fonte*. *RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. **12**(2) Abr/Jun 2007, 157-168. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v12n2.p157-168>
- Zanella, M. E., Olímpio, J. L., Costa, M. C. L., Dantas, E. W. C. (2013). *Vulnerabilidade Socioambiental do Baixo Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Cocó*, Fortaleza-CE. *Soc. & Nat., Uberlândia*, **25**(2), 317-332. <http://dx.doi.org/10.1590/S1982-45132013000200009>

# REVISTA AIDIS

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

## DIAGNÓSTICO DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM UM TRECHO DO RIO PIANCÓ – PIRANHAS – AÇU, NORDESTE BRASILEIRO

\* Daniele de Almeida Carreiro <sup>1</sup>

Laércio Leal dos Santos <sup>1</sup>

Ricardo de Aragão <sup>3</sup>

José Cleidimário Araújo Leite <sup>2</sup>

William de Paiva <sup>1</sup>

Tássio Jordan Rodrigues Dantas da Silva <sup>1</sup>

José Ludemario da Silva Medeiros <sup>3</sup>

## DIAGNOSIS OF ENVIRONMENTAL IMPACTS IN A SECTION OF THE PIANCÓ – PIRANHAS – AÇU, RIVER, NORTHEASTERN BRAZIL

Recibido el 20 de noviembre de 2022. Aceptado el 17 de abril de 2023

### Abstract

*The degradation of aquatic environments has become one of the main ecological concerns of today, mainly due to the essential role of water resources for the proper functioning of ecosystem services and economic development. In this research, we aimed to perform a diagnosis of the environmental impacts on the waters of the stretch of the Piancó-Piranhas-Açu River between the cities of Paulista-PB and São Bento-PB. For data collection, photo documentation, field visits and consultations with municipal agencies were carried out. For the georeferencing of the area of influence, the QGIS software was used. Subsequently, the anthropic activities in the area were catalogued, and using the Ad Hoc methods, Check Lists, Interaction Matrix, and Networks, the environmental impacts were identified, significant impacts were selected and classified, and, finally, environmental control measures were indicated. From the results obtained, 13 anthropic activities were identified, with 86 environmental impacts on the stretch considered. Of this total, 32% were selected as "significant" and 50% as "significant". Most of the observed impacts are related to urbanization, textiles activities, the discharge of untreated effluents into the water body, and extensive livestock farming commonly developed in preservation areas, which causes water pollution and the eutrophication process. Finally, it is expected that the results and control measures indicated will help in the environmental recovery of the river stretch, as well as in the management of the hydrographic basin by the competent agencies.*

**Keywords:** environmental impact assessment, environmental management, water pollution, water resources.

<sup>1</sup> Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Brasil.

<sup>2</sup> Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.

<sup>3</sup> Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.

\*Autor correspondente: Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Rua Baraúnas, 351, Universitário, Campina Grande - PB, CEP 58429-500, Brasil. Email: [danielealmeida23@gmail.com](mailto:danielealmeida23@gmail.com)

## Resumo

A degradação de ambientes aquáticos tem se tornado uma das principais preocupações ecológicas da atualidade, principalmente em função do essencial papel dos recursos hídricos para o funcionamento adequado dos serviços ecossistêmicos e desenvolvimento econômico. Nesta pesquisa, objetivou-se realizar um diagnóstico dos impactos ambientais nas águas do trecho do Rio Piancó-Piranhas-Açu entre os municípios de Paulista-PB e São Bento-PB. Para coleta de dados, foram realizadas fotodocumentação, visitas de campo e consultas a órgãos municipais. Para o georreferenciamento da área de influência, foi utilizado o *software* QGIS. Posteriormente, foram catalogadas as atividades antrópicas na referida área, e utilizando os métodos *Ad Hoc*, *Check Lists*, Matriz de Interação e *Networks*, foram identificados os impactos ambientais, seleção e classificação dos impactos significativos, e, por fim, a indicação de medidas de controle ambiental. A partir dos resultados obtidos, identificaram-se 13 atividades antrópicas, com 86 impactos ambientais no trecho considerado. Desse total, 32% foram selecionados como "significativos" e 50% "significativos". A maioria dos impactos observados está relacionado à urbanização, às atividades têxteis, ao lançamento de efluentes não tratados no corpo hídrico, e à pecuária extensiva comumente desenvolvida em áreas de preservação, que acarreta a poluição da água e o processo de eutrofização. Finalmente, espera-se que os resultados e as medidas de controle indicadas auxiliem na recuperação ambiental do trecho do rio, bem como no gerenciamento em âmbito de bacia hidrográfica pelos órgãos competentes.

**Palavras-chave:** avaliação de impacto ambiental, gestão ambiental, poluição hídrica, recursos hídricos.

## Introdução

A água é um dos recursos naturais essenciais à sobrevivência dos seres vivos e ao equilíbrio ecológico, sendo essencial às funções dos ciclos naturais, à manutenção dos ecossistemas e ao desenvolvimento econômico (Chapman e Sullivan, 2022). No atual contexto de vulnerabilidade que envolve os recursos hídricos, decorrente, principalmente, das elevadas demandas por água e das pressões impactantes das ações humanas, têm surgido, inclusive no Brasil, instrumentos legais que buscam nortear a gestão e o gerenciamento das águas e alcançar o uso adequado desses recursos (Ferreira *et al.*, 2019), a exemplo da lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos.

Com base nesse panorama, que envolve os usos da água versus ação antrópica, a preocupação global é para assegurar o acesso a esse recurso em quantidade e qualidade para a saúde pública, segurança alimentar e desenvolvimento regional (Mello *et al.*, 2020). Contudo, à medida em que se expandem as atividades antropogênicas sem planejamento adequado, aumenta-se os impactos ambientais sobre os recursos hídricos, comprometendo a sua disponibilidade, bem como acarretando o desequilíbrio do ecossistema e o aumento nos índices de doenças de veiculação hídrica, que acarretam outros impactos no meio ambiente (Abbott *et al.*, 2019).

Nesse contexto, os distúrbios provocados por atividades humanas nessas áreas ocorrem principalmente pelo desmatamento para extensão de pastagem nas propriedades rurais e atividade pecuária, expansão de áreas urbanas e extração de areia nos rios (Turunen *et al.*, 2019)

Assim, a questão da sua degradação leva a uma série de impactos ambientais, situação que se agrava em áreas onde há menor disponibilidade dos recursos hídricos, como o semiárido brasileiro, levando a uma maior ocupação da áreas de mata ciliar para o desenvolvimento de atividades rurais na região.

A vegetação localizada em áreas próximas aos cursos de água e aos mananciais são importantes elementos ambientais em função da localização espacial na bacia hidrográfica e das funções ecológicas que desempenham (Cole e Stockan, 2020). Aspectos relevantes relacionados ao papel das matas ciliares incluem ação positiva sob a hidrologia do solo, manutenção da qualidade da água, atuando como um filtro, desempenhando um papel eficaz na retenção de sedimentos, bem como nutrientes e pesticidas advindos de áreas agricultáveis e a estabilidade das microbacias hidrográficas (Marcarelli *et al.*, 2020), evitando-se assim impactos ambientais nas bacias.

As matas ciliares formam uma interface entre ecossistemas terrestres e aquáticos, conectando e auxiliando na regulação das funções ecológicas de ambos sistemas. (Burdon *et al.*, 2020). Essas áreas exercem papel essencial na manutenção e qualidade dos recursos hídricos, na retenção de sedimentos e nutrientes, evitando que estes sejam carregados para os cursos d'água, o que pode resultar em assoreamento e eutrofização, respectivamente (Hanna *et al.*, 2020; Riis *et al.*, 2020)

No tocante a conservação ambiental, Purnomo *et al.* (2020) destacam a preservação das matas ciliares as margens de rios, como também, o controle ambiental dessas áreas através de licenciamentos, fiscalização e monitoramento, assim, permitindo prever possíveis impactos/alterações no meio ambiente, e contribuindo para o bem-estar do equilíbrio ecológico.

A Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) é instituída legalmente como um instrumento da Política Nacional de Meio Ambiente, conforme a Lei Federal n. 6.938/1981, que visa à “compatibilização do desenvolvimento econômico-social com a preservação da qualidade do meio ambiente e do equilíbrio ecológico” (Art. 4º, Inciso I). Essa ferramenta é definida como “o processo de identificar, prever, avaliar e mitigar os efeitos biofísicos, sociais e outros efeitos relevantes de propostas de desenvolvimento antes da tomada de decisões importantes e compromissos assumidos” (IAIA, 1999).

A AIA apresenta-se como uma ferramenta de planejamento e gestão ambiental capaz de compilar informações necessárias para previsão de impactos ambientais nos processos de tomada de decisão, tornando-se um dos instrumentos de políticas ambientais de maior eficiência e instaurado em quase todos os países (Aung *et al.*, 2020). A sua utilização possibilita o conhecimento dos impactos ambientais potenciais da ação humana sobre os

recursos hídricos, assim como, propor medidas que venham a reduzir seu potencial, disponibilizando tais recursos em qualidade e quantidade adequadas para as atuais e futuras gerações, promovendo a sua conservação e preservação e contribuindo para a sustentabilidade ambiental (Loomis, 2018).

Ressalta-se que os métodos de AIA são utilizados para a coleta, organização, análise e comparação das informações obtidas referentes às atividades antrópicas potencialmente impactantes. A utilização dos métodos pode variar conforme as características do projeto e as condições ambientais, e geralmente são aplicados conjuntamente, a fim de permitir um detalhamento dos impactos ambientais associados a uma atividade, e auxiliam na elaboração das medidas de controle ambiental. Entre os principais métodos, acentuam-se: Método espontâneo (*Ad Hoc*), Listagem de controle (*Check List*), Matriz de interação, Modelos de simulação, Redes de interações (*Networks*) e Mapas de superposição (*Overlays*) (Oliveira e Moura, 2009).

O estado da Paraíba, nordeste do Brasil, é composto de 11 bacias hidrográficas e dentre elas está a bacia do rio Piranhas, uma das mais importante por cobrir 42% do território paraibano e nesta está a bacia do rio Piancó-Piranhas-Açu, conhecida pelas atividades agropecuárias ali desenvolvidas, muito relevante para a economia do estado, como também por ser o local do maior reservatório do estado, o Estevam Marinho, também conhecido como açude corema-mãe d'água. Apesar desta bacia está localizada em região semiárida, este rio é perene. A ANA (2016), frisa a relevância de rios, como o Piancó-Piranhas-Açu para o semiárido brasileiro, como sendo a principal fonte de água para as populações, dessedentação de animais, e de fundamental importância para desenvolvimento econômico e abastecimento alimentar da região.

Nesse contexto, vale salientar para a presença de atividades agrícolas, pecuária extensiva, bem como, pontos de lançamento efluentes domésticos e/ou advindos das agroindústrias e produção têxtil, no trecho do rio Piancó-Piranhas-Açu entre os municípios de Paulista-PB e São Bento-PB, inclusive as margens do referido rio (ANA, 2016; Freitas, 2017), o que infringe a legislação ambiental brasileira, em especial, a Lei Federal n. 12.651, de 28 de maio de 2012, que instituiu o “Novo Código Florestal” do Brasil (BRASIL, 2012). Diante desta problemática, esta pesquisa teve por objetivo identificar e analisar os impactos ambientais no trecho do rio Piancó-Piranhas-Açu, entre as cidades de Paulista e São Bento, no Estado da Paraíba, assim como, propor medidas de controle ambiental local.

### **Material e métodos**

Na Figura 1, estão sintetizadas as principais etapas metodológicas para o desenvolvimento da pesquisa.

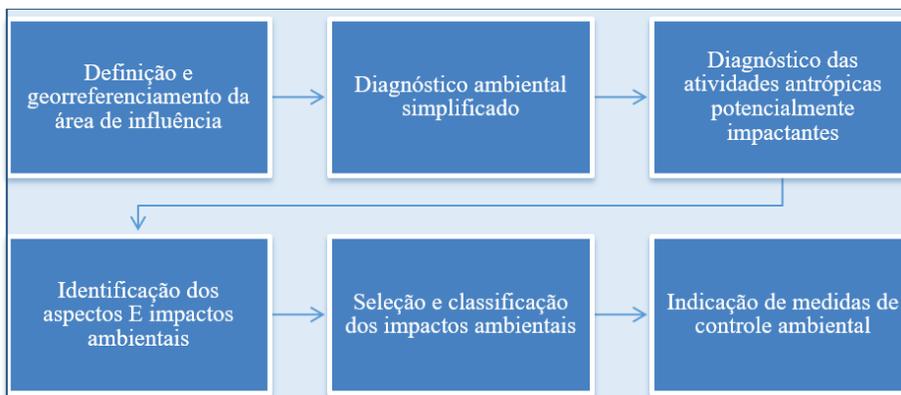


Figura 1. Fluxograma das etapas metodológicas.

### Área de estudo

A área de estudo está localizada na região oeste do estado da Paraíba, na Região Geográfica Intermediária de Patos. As cidades de São Bento e Paulista estão situadas na Região Geográfica Imediata de Catolé do Rocha e Pombal, respectivamente (IBGE, 2017). Estes municípios são cortados pelo rio Piancó-Piranhas-Açu, afluente principal da Bacia Hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu e perenizado pelo sistema de regulação de vazão Estevam Marinho, também conhecido como açude Curema - Mãe D'Água, no município de Coremas-PB (Figura 2).

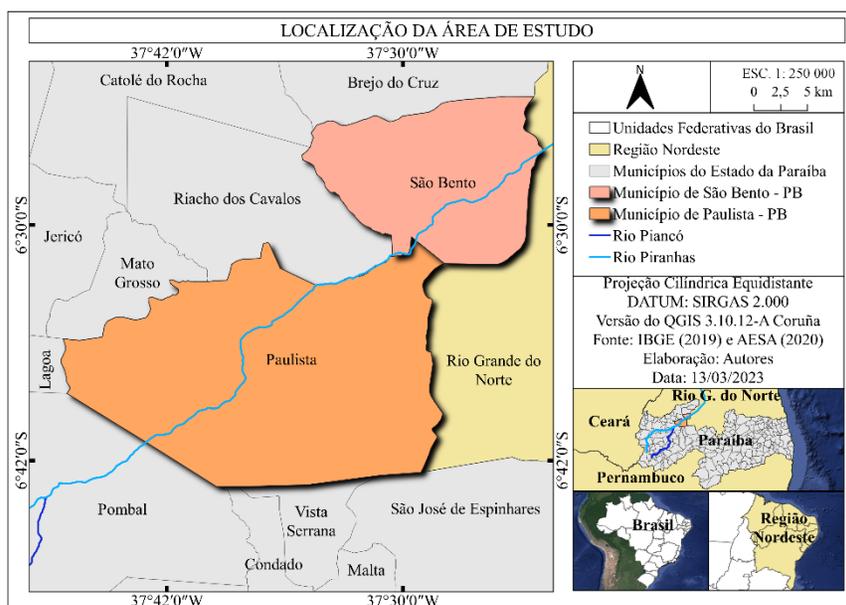


Figura 2. Localização da área de estudo.

A bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu situa-se no semiárido do Nordeste brasileiro, estando inserida parcialmente nos Estados da Paraíba (60%) e do Rio Grande do Norte (40%) e ocupando em torno de 15% do território da Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental (ANA, 2016).

### Definição e georreferenciamento da área de influência do estudo

Definiu-se a área de influência (Área afetada direta ou indiretamente pelos impactos resultante das atividades) a partir da área de mata ciliar no trecho considerado, conforme determina a Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012 (BRASIL, 2012) (Figura 3). A área de estudo foi subdividida em Área de Influência Direta (AID) e Área de Influência Indireta (AII), sendo definidas conforme expõe o Quadro 1.

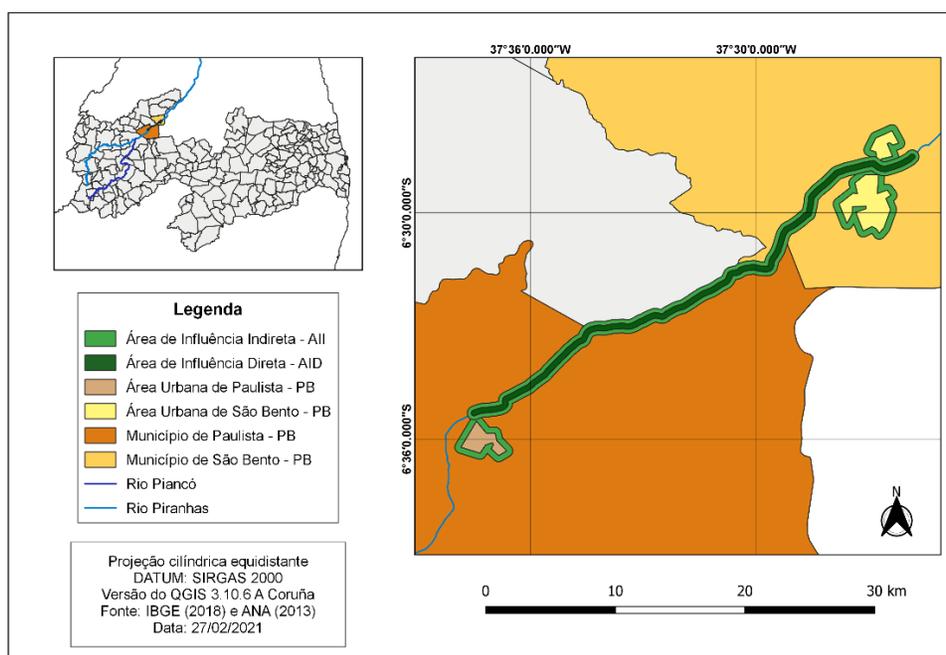


Figura 3. Área de influência definida para o trecho estudado.

### Quadro 1. Critérios utilizados na definição da área de influência.

Área de influência <sup>1</sup>	Critérios para definição da área
AID	Área de ocorrência dos impactos ambientais diretos, e parte dos indiretos, no trecho, gerados por atividades humanas na área de influência e próximas.
AII	Área onde ocorrem os impactos ambientais indiretos causados por ações antrópicas na área da influência total ou no entorno desta.

<sup>1</sup> Foram avaliados os impactos ambientais apenas na área de influência direta. Fonte: Adaptado de Ismael (2017).

### Catologação das atividades antrópicas e identificação dos aspectos e impactos ambientais

A catalogação das atividades antrópicas desenvolvidas no trecho estudado foi realizada por meio de foto documentação, visitas de campo e consultas a órgãos competentes, como as secretarias municipais, a Agência Executiva de Gestão das Águas no Estado da Paraíba (AESA), da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

A identificação e avaliação dos aspectos e impactos ambientais nas águas do referido trecho foi executada a partir dos dados coletados nas etapas de catalogação das atividades e do diagnóstico ambiental, e complementada com visitas *in loco*. Para isso, foram utilizados os seguintes métodos de AIA: *Ad Hoc* (Método Espontâneo), *Check Lists* (Listagens de Controle), Matriz de Interação e *Networks* (Redes de Interação), conforme Fogliatti *et al.* (2004); Sánchez (2008); e Cunha e Guerra (2010).

### Seleção e classificação dos impactos ambientais significativos

A determinação dos impactos ambientais significativos foi realizada de acordo com Sá (2016) com base no grau de significância, em que cada impacto foi enquadrado como “não significativo”, “significativo” ou “muito significativo”, estabelecendo a magnitude e importância em cada caso. Para tanto, atribuíram-se valores a cada impacto ambiental a partir de uma escala quantitativa, com variação de 1 (um) a 10 (dez), conforme se expõe na Tabela 1.

**Tabela 1.** Escalas de magnitude e importância adotadas.

Magnitude e Importância	Escala individual
Grande/alta	]7 - 10]
Média	]4 - 7]
Pequena/baixa	[1 - 4]

Fonte: Sá (2016).

Após a definição da magnitude e importância para cada impacto ambiental, os valores atribuídos foram multiplicados e o produto resultante foi enquadrado em uma escala de 1(um) a 100 (cem) que representa o grau de significância (Sá, 2016), conforme Tabela 2.

**Tabela 2.** Grau de significância dos impactos ambientais.

Significância	Escala
Muito significativo (MS)	]70 - 100]
Significativo (S)	]40 - 70]
Não significativo (NS)	[1 - 40]

Fonte: Sá (2016).

A classificação dos impactos significativos foi realizada de acordo com as metodologias apresentadas por Fogliatti *et al.* (2004), Philippi Jr. *et al.* (2004) e Sánchez (2008), de acordo com o Quadro 2.

**Quadro 2.** Critérios de classificação dos impactos ambientais

Critério	Classificação	Fonte bibliográfica
Valor	Benéfico ou Adverso	Philippi Jr <i>et al.</i> (2004)
Espaço de ocorrência	Local, regional ou estratégico	Fogliatti <i>et al.</i> (2004)
Tempo de ocorrência	Imediato, de médio ou longo prazo, permanente ou cíclico	
		Temporário
Reversibilidade	Reversível ou irreversível	Fogliatti <i>et al.</i> (2004)
Chance de ocorrência	Determinístico ou probabilístico	
Ordem de ocorrência	Direto ou indireto	Philippi Jr <i>et al.</i> (2004)
Potencial de mitigação	Mitigável ou não mitigável	Sánchez (2008)

Fonte: Adaptado de Fogliatti *et al.* (2004), Philippi Jr. *et al.* (2004) e Sánchez (2008)

### Proposição e classificação das medidas de controle ambiental

As medidas de controle ambiental foram indicadas para os impactos ambientais significativos, conforme se faz em estudos ambientais técnicos, a exemplo do EIA-RIMA, e foram classificadas, em função de sua finalidade de controle dos impactos, em: Mitigadora, preventiva ou corretiva, e Compensatória, para os impactos negativos.

### **Resultados e discussão**

#### Diagnóstico ambiental simplificado da área de influência

O clima da região é do tipo *Bsh* (Semiárido quente) nas áreas mais baixas (Alt. < 300 m) e *AW'* (Tropical quente-úmido com chuvas de verão-outono) em áreas mais altas (Francisco *et al.*, 2015). A área de estudo está inserida no Polígono das secas, que apresenta chuvas escassas no inverno e distribuição irregular com temperatura média anual de 28 °C e precipitação média anual de 778.6 mm.

A classe de solo predominante na região é a do tipo Luvissole Crômico, com ocorrência de aluviões ao longo do rio e porções menores de outros solos. O relevo da área dominante é do tipo plano a suave-ondulado com a presença de poucas ondulações e maciços rochosos.

A área de estudo está totalmente inserida no bioma Caatinga, com predominância de árvores de pequeno e médio porte, ocorrência de arbustos, cactáceas e trechos de florestas caducifólias, vegetação típica da caatinga xerofítica e bastante presente no sertão nordestino (Fernandes e Queiroz, 2018).

Os municípios de Paulista e São Bento estão inseridos na sub-região do baixo sertão paraibano, cortado pelo Rio Piancó-Piranhas-Açu, e seus afluentes, que nasce nos municípios de Conceição e Santa Inês no Estado da Paraíba com foz no Oceano Atlântico, próximo à cidade de Macau-RN. É um rio intermitente em condições naturais, mas perenizado pelo Sistema Hídrico "Curema - Mãe D'Água", na Paraíba, até o deságue na barragem Armando Ribeiro Gonçalves, no Rio Grande do Norte (ANA, 2016).

Catálogo das atividades antrópicas na área de influência do estudo

Identificaram-se 13 atividades antrópicas com potencial impactante na área de estudo (Quadro 3), entre as quais, destacaram-se a pecuária extensiva, agricultura e urbanização.

**Quadro 3.** Atividades catalogadas na área de influência do estudo.

Atividade / Empreendimento	Agricultura sequeira/irrigada Avicultura em pequena escala Extração de areia do leito do rio Indústria têxtil Pecuária extensiva (caprina, ovina e bovina) Suinocultura Captação de água (usos consultivos) Equinocultura Piscicultura Desmatamento da mata ciliar e outros espaços Despejo de esgotos domésticos e industriais Indústria de Laticínio Urbanização (expansão das cidades, geração de resíduos sólidos e lançamentos de efluentes)
-------------------------------	---

Fonte: O autor (2021).

Em estudo semelhante no trecho do Rio-Piancó-Piranhas-Açu, entre os municípios de Coremas - PB e Pombal - PB, Ismael *et al.* (2019) constataram-se que a atividade antrópica com maior predominância nas margens do rio foi a agricultura, com percentual de 27% em relação às demais atividades identificadas, seguida pela pecuária extensiva, com um percentual de 19.7%.

Já Medeiros *et al.* (2021), verificaram que, dentre as atividades predominantes no segmento do Rio Piancó-Piranhas-Açu, entre os municípios de Pombal-PB e Paulista-PB, destacam-se a pecuária extensiva, representado em torno de 35% das atividades identificadas, e avicultura e agricultura, com respectivos percentuais de 20% e 17%. Nesse contexto, com base nas informações coletadas no presente estudo, foi verificado que as atividades antrópicas com maior predominância ao longo do trecho considerado foram a agricultura e a pecuária.

#### Identificação dos aspectos e impactos ambientais

Foram identificados 16 (dezesseis) tipos de impactos ambientais associados a 06 (seis) tipos de aspectos ambientais, em que, considerando a ocorrência repetida de impactos para algumas atividades na área de estudo, totalizaram-se 86 impactos nas águas do trecho perenizado entre as cidades de Paulista-PB e São Bento-PB, conforme visto no Quadro 4.

**Quadro 4.** Aspectos e impactos ambientais identificados na área de influência do estudo.

Atividade/ Empreendimento	Aspectos ambientais	Impactos ambientais
Agricultura sequeira/irrigada	Retirada da mata ciliar	Assoreamento de corpos hídricos
		Eutroficação do corpo hídrico
		Modificação/degradação dos ecossistemas aquáticos
	Utilização/consumo de água	Diminuição da disponibilidade da água
	Despejo inapropriado de resíduos líquidos e/ou sólidos (enriquecidos de nutrientes e/ou matéria orgânica)	Poluição da água
	Utilização de agroquímicos	Contaminação da água
Extração de areia no leito do rio	Risco de vazamento de óleos e graxas	Aumento da mortalidade de organismos aquáticos
		Poluição da água
		Contaminação da água
Piscicultura	Utilização/Consumo de água	Modificação/degradação dos ecossistemas aquáticos
	Despejo inapropriado de resíduos líquidos e/ou sólidos (enriquecidos de nutrientes e/ou matéria orgânica)	Diminuição da disponibilidade da água
		Diminuição da disponibilidade da água
		Poluição da água
		Contaminação da água
		Eutroficação do corpo hídrico
		Elevação da turbidez da água
		Aumento de odores desagradáveis
		Modificação/degradação dos ecossistemas aquáticos
Limitação de uso da água para fins mais nobres		

**Quadro 4.** Aspectos e impactos ambientais identificados na área de influência do estudo (Continuação)

Atividade/ Empreendimento	Aspectos ambientais	Impactos ambientais
Indústria têxtil	Utilização/Consumo de água	Diminuição da disponibilidade da água
	Despejo inapropriado de resíduos líquidos e/ou sólidos (enriquecidos de nutrientes e/ou matéria orgânica)	Poluição da água
		Contaminação da água
		Eutroficação do corpo hídrico
		Elevação da turbidez da água
		Aumento de odores desagradáveis
		Modificação/degradação dos ecossistemas aquáticos
		Limitação de uso da água para fins mais nobres
Equinocultura	Despejo inapropriado de resíduos líquidos e/ou sólidos (enriquecidos de nutrientes e/ou matéria orgânica)	Poluição da água
		Contaminação da água
		Elevação da turbidez da água
		Eutroficação do corpo hídrico
		Modificação/degradação dos ecossistemas aquáticos
Despejo de esgotos domésticos e industriais	Despejo inapropriado de resíduos líquidos e/ou sólidos (enriquecidos de nutrientes e/ou matéria orgânica)	Modificação da paisagem natural
		Poluição da água
		Contaminação da água
		Elevação da turbidez da água
		Eutroficação do corpo hídrico
		Modificação/degradação dos ecossistemas aquáticos
Avicultura em pequena escala	Despejo inapropriado de resíduos líquidos e/ou sólidos (enriquecidos de nutrientes e/ou matéria orgânica)	Modificação da paisagem natural
		Aumento da mortalidade de organismos aquáticos
		Poluição da água
		Contaminação da água
Pecuária extensiva (bovina, ovina, caprina)	Ausência da mata ciliar e da vegetação nativa em outras áreas	Alteração do fluxo hídrico
	Despejo inapropriado de resíduos líquidos e/ou sólidos (enriquecidos de nutrientes e/ou matéria orgânica)	Assoreamento de corpos hídricos
		Poluição da água
		Contaminação da água
		Elevação da turbidez da água
		Eutroficação do corpo hídrico
		Modificação/degradação dos ecossistemas aquáticos
		Modificação da paisagem natural

**Quadro 4.** Aspectos e impactos ambientais identificados na área de influência do estudo (Continuação)

Atividade/empreendimento	Aspectos ambientais	Impactos ambientais
Pecuária extensiva (bovina, ovina, caprina)	Utilização de agroquímicos de maneira inadequada	Aumento da mortalidade de organismos aquáticos
Suinocultura	Despejo inapropriado de resíduos líquidos e/ou sólidos (enriquecidos de nutrientes e/ou matéria orgânica)	Poluição da água
		Contaminação da água
		Elevação da turbidez da água
		Eutroficação do corpo hídrico
		Aumento de odores desagradáveis
		Modificação da paisagem natural
		Modificação/degradação dos ecossistemas aquáticos
Captação de água	Utilização/consumo da água	Aumento da mortalidade de organismos aquáticos
		Alteração do fluxo hídrico
Desmatamento da mata ciliar e outras áreas	Retirada da mata ciliar/solo exposto	Diminuição da disponibilidade da água
		Assoreamento de corpos hídricos
		Poluição da água
		Contaminação da água
		Alteração da qualidade da água
		Modificação/degradação dos ecossistemas aquáticos
Indústria de Laticínio	Despejo inapropriado de resíduos líquidos e/ou sólidos (enriquecidos de nutrientes e/ou matéria orgânica)	Aumento da mortalidade de organismos aquáticos
		Poluição da água
		Contaminação da água
		Eutroficação do corpo hídrico
		Modificação/degradação dos ecossistemas aquáticos
Urbanização	Retirada da mata ciliar/Solo exposto	Aumento da mortalidade de organismos aquáticos
		Alteração do fluxo hídrico
	Despejo inapropriado de resíduos líquidos e/ou sólidos (enriquecidos de nutrientes e/ou matéria orgânica)	Assoreamento de corpos hídricos
		Poluição da água
		Contaminação da água
		Eutroficação do corpo hídrico
		Modificação/degradação dos ecossistemas aquáticos
		Aumento da mortalidade de organismos aquáticos
	Utilização/consumo de água	Aumento da demanda de recursos hídricos
		Diminuição da disponibilidade da água
Aumento do desperdício de água		
Risco de escassez dos recursos hídricos		

Fonte: O autor (2021).

Dentre os impactos ambientais identificados nas águas do rio Piancó-Piranhas-Açu, vistos no Quadro 4, destacam-se: a poluição e contaminação da água, modificação/degradação dos ecossistemas aquáticos, Eutroficação do corpo hídrico, aumento da mortalidade de organismos aquáticos, diminuição da disponibilidade da água e elevação da turbidez da água. Alguns destes impactos foram também identificados por Medeiros et al. (2021) que, ao avaliarem os impactos ambientais no trecho do rio Piancó-Piranhas-Açu, entre os municípios de Pombal e Paulista, destacaram a urbanização e a pecuária extensiva como atividades com maior potencial causador dos impactos ambientais citados.

Conforme ressalta Azevedo *et al.* (2015) em seu estudo, ao longo do rio Piancó, a mata ciliar encontrava-se, com um alto percentual de degradação e as águas eutrofizadas, cenário que se assemelha aos resultados obtidos nessa pesquisa, conforme mostra a Figura 4. Acrescenta-se que esse cenário se mantém no presente. No Brasil, de acordo com o previsto legalmente no art. 3º, parágrafo II da Lei 12651/2012 (Brasil, 2012) “Novo Código Florestal Brasileiro” a qual dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, as áreas próximas aos cursos d'água são utilizadas como áreas de preservação permanente, estando. Entretanto, isto não foi verificado nesta bacia, no trecho estudado.



Figura 4. Ausência da mata ciliar em área do trecho estudado. Fonte: O autor (2022).

No trecho estudado, a interferência antrópicas nessas áreas, resultante de atividades agropecuárias, principal fonte econômica da região, têm causado uma série de impactos ambientais, visto que essas atividades estão entre as principais fontes de nutrientes nos cursos hídricos (Lind *et al.*, 2019).

Seleção E Classificação Dos Impactos Ambientais Significativos

Na Figura 5, apresenta-se a distribuição dos impactos ambientais significativos de acordo com o grau de significância.

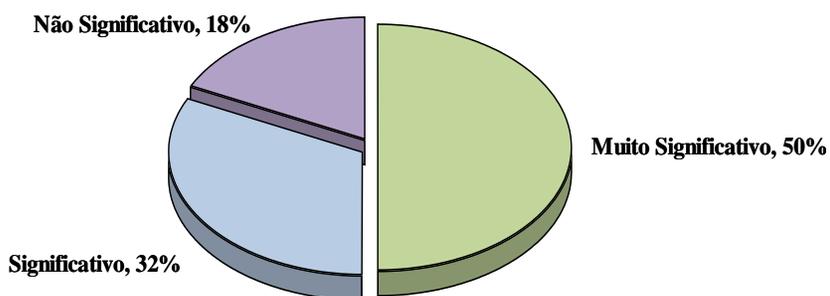


Figura 5. Grau de significância dos impactos na área de influência do estudo.

Observa-se, na Figura 5 que os impactos “muito significativos” e “significativos” abrangem um percentual total de 82% dos impactos identificados. Na Figura 6, mostram-se os percentuais dos impactos ambientais “muito significativos” relacionados às principais atividades na área de estudo.

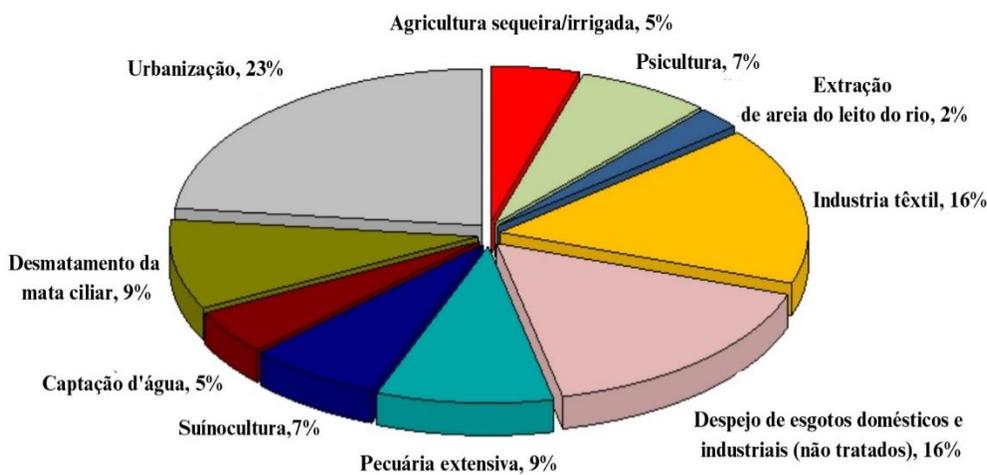


Figura 6. Impactos ambientais “muito significativos” relacionados às principais atividades antrópicas.

Observa-se, na Figura 6, que as atividades/empreendimentos com maior percentual de impactos “muito significativos” foram a urbanização, com 23% dos impactos, despejo de esgoto doméstico e industrial, indústria têxtil, pecuária extensiva e desmatamento da mata ciliar e outras áreas, com 16%, 16%, 9% e 9%, respectivamente. Este resultado reflete diretamente sobre a qualidade da água no trecho estudado, visto que a maioria dos efluentes não recebe tratamento adequado antes de serem lançados nos corpos hídricos, resultando em alta carga orgânica e patogênica (ANA, 2016). No que se refere à atividade têxtil, o seu potencial poluente/contaminante se eleva em função da composição dos efluentes. As atividades de Avicultura em pequena escala e equinocultura não apresentaram impactos do tipo “muito significativos”.

No trecho do rio estudado, as atividades agricultura e pecuária predominam às margens do rio, afetando a qualidade dos recursos hídricos pela exposição do solo a agentes erosivos, e carreamento de nutrientes e agroquímicos das áreas agricultáveis, e ainda agravados pela ausência da mata ciliar. O uso agrícola das terras é um dos principais intensificadores da fragmentação de matas ciliares (Castellano *et al.*, 2022).

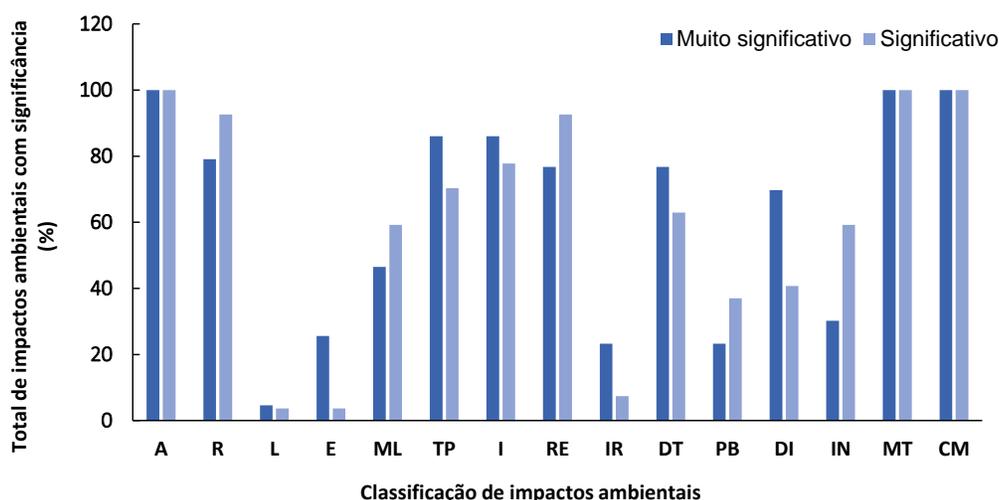
Nesse contexto, estudos como o realizado na Bacia Hidrográfica de Tuckahoe Creek, EUA, (Lee *et al.*, 2020) reforçam o importante papel da vegetação ciliar na redução da quantidade de sedimentos e nutrientes carreados para os cursos hídricos, em que, na pesquisa citada, constatou-se que as matas ciliares obtiveram desempenho satisfatório na redução das cargas de nitrogênio total com eficiência de redução de aproximadamente 45% com maiores reduções em *buffers* de maior largura. Observou-se também que o desempenho na redução foi mais notável em terras agricultáveis, comparados aos demais usos da terra, em função dos altos níveis de nutrientes do solo de aplicações de fertilizantes.

Na Figura 7, tem-se, em termos percentuais, a classificação dos impactos ambientais “significativos” e “muito significativos”. Conforme demonstrado na Figura 7, 100% dos impactos “significativos” e “muito significativos” são adversos. No que diz respeito aos impactos “muitos significativos”, 77% são reversíveis, ou seja, o efeito pode ser encerrado se medidas forem implementadas na área de estudo. Porém, ressalta-se que todos os impactos significantes são mitigáveis, de forma que os efeitos dos impactos podem ser reduzidos parcialmente ou totalmente (Fogliatti *et al.* 2004), no caso dos impactos reversíveis.

Em um estudo semelhante realizado por Medeiros *et al.* (2021), no trecho perenizado do Rio Piancó, entre as cidades de Pombal e Paulista, verificou-se que todos os impactos ambientais “significativos” foram negativos, porém, todos mitigáveis.

Nota-se também, na Figura 5, que 100% dos impactos significantes são cumulativos, ou seja os efeitos se acumulam a partir da combinação de uma ou mais atividades adversas. Considerando

o tempo de ocorrência, os impactos de médio a longo prazo, cujo efeito sucede após um tempo do estabelecimento da atividade, englobam principalmente: Redução na disponibilidade dos recursos hídricos, Eutroficação das águas dos corpos hídricos superficiais, Assoreamento de corpos d'água, Alteração e degradação dos ambientes aquáticos e Contaminação hídrica.



(A) Adverso; (R) Regional; (L) Local; (E) Estratégico; (ML) Médio e Longo Prazo; (TP) Temporário; (I) Imediato; (IR) Irreversível; (RE) Reversível; (DT) Determinístico; (PB) Probabilístico; (DI) Direto; (IN) Indireto; (MT) Mitigável e (CM) Cumulativo.

Figura 5. Classificação dos impactos ambientais “significativos” e “muito significativos”.

Os impactos probabilísticos, que totalizaram 37%, estão associados, em sua maioria, às atividades de agricultura, pecuária e piscicultura. Dessa forma, a partir dos resultados obtidos na classificação dos impactos, medidas mitigadoras e compensatórias devem ser propostas e implementadas a fim de reduzir o efeito dos impactos no trecho estudado, para o reestabelecimento do equilíbrio ambiental.

Tais medidas se constituem como parte essencial na elaboração dos estudos de impactos ambientais, norteadas as ações desenvolvidas para evitar danos e degradação em relação aos componentes ambientais. As medidas de controle ambiental indicadas para os impactos ambientais “significativos” e “muito significativos” estão apresentadas no Quadro 5.

Vale destacar, que estas medidas de controle ambiental, apresentadas no Quadro 5, já deveriam ter sido realizadas em atendimento à legislação brasileira, como a Lei das Águas (Lei n. 9.433/97) e o Novo Código Florestal (Lei n.12.651/12). Entretanto, a falta de fiscalização pelos órgãos ambientais competentes, bem como, a ausência de parcerias, programas de governo e políticas

públicas entre estes órgãos (ANA, IBAMA e AESA) com o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu, os órgãos municipais e as associações rurais locais, são as principais causas ao não cumprimento à legislação e as medidas de controle ambiental supracitadas.

**Quadro 5.** Indicação e classificação das medidas de controle ambiental.

Tipo de medida de controle ambiental	Medidas de controle ambiental
MITIGADORAS/PREVENTIVAS	Fazer o tratamento adequado dos efluentes domésticos e industriais em uma estação de tratamento de efluentes.
	Realizar a fiscalização periódica e permanente na Área de Preservação Permanente (APP).
	Capacitar os agricultores, irrigantes e pecuaristas para o manejo e práticas agrícolas sustentáveis.
	Conscientizar e instruir os moradores da área de estudo sobre a importância do tratamento dos resíduos e descarte ambientalmente adequado.
	Suspender o lançamento de efluentes sem tratamento adequado.
	Evitar/reduzir as atividades de desmatamento.
	Utilizar antipatógenos e fertilizantes orgânicos.
	Promover campanhas educativas voltadas para sensibilização ambiental, especialmente nos dois municípios que englobam a área de estudo.
	Promover a educação ambiental para os pecuaristas, agricultores e irrigantes da área de estudo.
	Implementar os Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSBs) e os Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRs) nos municípios da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu, especialmente nos mais próximos do rio.
MITIGADORAS/CORRETIVAS	Realizar a recuperação de áreas degradadas na APP e em seu entorno, dentro da AIT.
	Promover a recuperação da qualidade ambiental das águas do Rio Piancó-Piranhas-Açu.
COMPENSATÓRIA	Promover a recuperação de áreas degradadas no entorno da APP (fora da AIT).

Fonte: O autor (2021).

## Conclusões

Foram catalogadas 13 atividades antrópicas com potencial impactante no trecho estudado. Identificou-se 16 tipos de impactos ambientais nas águas do trecho do rio Piancó-Piranhas-Açu, cuja ocorrência repetida totalizou 86 impactos. As atividades de urbanização, lançamento de efluentes nos corpos hídricos, pecuária extensiva e indústria têm causado o maior número de impactos ambientais “muito significativos”, estando relacionados em sua maioria à poluição hídrica, eutrofização e alteração da qualidade ambiental da água.

Todos os impactos "significativos" e "muito significativos" foram classificados em mitigáveis. As medidas de controle ambiental propostas do tipo mitigadoras preventivas e corretivas e compensatórias.

A atuação do poder público junto ao comitê de bacias se torna essencial para elaboração de políticas e/ou projetos na área de estudo, principalmente no que diz respeito a redução do potencial impactante das atividades citadas, visto que algumas refletem a ausência de um fiscalização ambiental e saneamento urbano adequado no trecho estudado.

## Agradecimentos

Ao "Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica" (PIBIC) e ao "Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico" (CNPq) do Brasil, pelo apoio à pesquisa e concessão da bolsa de estudo.

## Referências bibliográficas

- Abbott, B.W., Bishop, K., Zarnetske, J.P., Minaudo, C., Chapin II, F.S., Drause, S., Hannah, D.M., Conner, L., Ellison, D., Godsey, S.E., Plont, S., Marçais, J., Kolbe, T., Huebner, A., Frei, R.J., Hampton, T., Gu, S., Buhman, M., Sayedi, S.S., Ursache, O., Chapin, M., Henderson, K.D., Pinay, G. (2019) Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions. *Nat. Geosci.* **12**, 533–540.
- ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2016) *Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu*. Brasília, 168 pp.
- Aung, T. S., Fischer, T. B., Shengji, L. (2020) Evaluating environmental impact assessment (EIA) in the countries along the belt and road initiatives: System effectiveness and the compatibility with the Chinese EIA. *Environmental Impact Assessment Review*, **81**, 106361.
- Azevedo, P. B., Leite, J. C. A., Oliveira, W. S. N., Silva, F. M., Ferreira, P. M. L. (2015) Diagnóstico da degradação ambiental na área do lixão de Pombal - PB. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, **10**(1), 20-34.
- Brasil (1991) *Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981*. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília,
- Brasil (2012) *Lei nº 12.651, de 28 de maio de 2012*. Institui o Novo Código Florestal Brasileiro. Brasília.

- Burdon, F. J., Ramberg, E., Sargac J, Forio Mae, S. N., Mutinova, P. T., Moe, T. F., Pavelescu, M. O., Dinu, V., Cazacu, C., Witing, F., Kupilas, B., Grandin, U., Volk, M., Rîsnoveanu, G., Goethals, P., Friberg, N., Johnson, R. K., Mckie, B.G. (2020) Assessing the Benefits of Forested Riparian Zones: A Qualitative Index of Riparian Integrity Is Positively Associated with Ecological Status in European Streams. *Water*, **12**(4), 1178.
- Castellano, C., Bruno, D., Comín, F. A., Benayas, J. M. R., Masip, A., Jiménez, J. J. (2022) Environmental drivers for riparian restoration success and ecosystem services supply in Mediterranean agricultural landscapes, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **337**, 108048.
- Chapman, D. V., Sullivan, T. (2022) The role of water quality monitoring in the sustainable use of ambient waters. *One Earth*, **5**(2), 132-137.
- Cole, L.J., Stockan, J. (2020) Helliwell, R. Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agric. Ecosyst. Environ*, **296**, 106891.
- Cunha, B. C., Guerra, A. J. T. (2010) *Avaliação e perícia ambiental*, 10ª Ed, Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, 286 pp.
- Fernandes, M. F., Queiroz, P. (2018) Vegetação e flora da Caatinga. *Ciência e Cultura*, **70**(4), 51-56.
- Ferreira, P., Soesbergen, A., Mulligan, M., Freitas, M., Vale, M.M. (2019) Can forests buffer negative impacts of land-use and climate changes on water ecosystem services: the case of a Brazilian megalopolis. *Sci. Total Environ*. **685**, 248–258.
- Fogliatti, M. C., Filippo, S., Goudard, B. (2004) *Avaliação de impactos ambientais: Aplicação aos Sistemas de Transporte*, Interciência, Rio de Janeiro, 249 pp.
- Francisco, P. R. M., Medeiros, R. D., Santos, D., & Matos, R. D. (2015). Classificação climática de Köppen e Thornthwaite para o estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **8**(4), 1006-1016.
- Freitas, F. U. S. G. (2017). *A problemática ambiental decorrente da produção têxtil em São Bento-PB no período de 2010 a 2017*, Monografia (Curso de Geografia), Centro de Ensino Superior do Seridó, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Caicó/RN, 56 pp.
- Hanna, D.E.L., Raudsepp-Hearne, C., Bennett, E.M. (2020) Effects of land use, cover, and protection on stream and riparian ecosystem services and biodiversity. *Conserv*, **34**, 244–255.
- IAIA (1999) Princípios de Melhores Práticas de Avaliação de Impacto Ambiental. Associação Internacional de Avaliação de Impacto e Instituto de Avaliação Ambiental (IAIA).
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2017) *Divisão regional do Brasil em regiões geográficas imediatas e regiões geográficas intermediárias*. Coordenação de Geografia, Rio de Janeiro, 82 pp.
- Ismael, F. C. M., (2017) *Avaliação de impactos ambientais nas águas do trecho perenizado do rio piacó e seus possíveis efeitos na produção agroindustrial primária local*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Sistemas Agroindustriais, Universidade Federal de Campina Grande, Pombal-PB, 119 pp.
- Ismael, F. C. M., Leite, J. C. A., Ismael, D. A. M., Da Silva, E. F., De Freitas, G. P., & De Sousa, T. M. I. (2019). Identificação de impactos ambientais nas águas do trecho perenizado do Rio Piacó. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, **12**(3), 999-1017.
- Lee, S., McCarty, G. W., Moglen, G. E., Li, X., Wallace, C. W. (2020) Assessing the effectiveness of riparian buffers for reducing organic nitrogen loads in the Coastal Plain of the Chesapeake Bay watershed using a watershed model. *Journal of Hydrology*, **585**, 124779.
- Lind, L., Hasselquist, E. M., & Laudon, H. (2019). Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. *Journal of environmental management*, **249**, 109391.
- Loomis, J. J., Dziedzic, M. (2018). Evaluating EIA Systems' effectiveness: a state of the art. *Environ. Impact Assess. Rev*, **68**, 29–37.
- Marcarelli, A.M., Baxter, C.V., Benjamin, J.R., Miyake, Y., Murakami, M., Fausch, K.D., Nakano, S. (2020) Magnitude and direction of stream–forest community interactions change with time scale. *Ecology*, **101**(8), 1-27.

- Medeiros, J. L. S., Jesus, I. S., Silva, T. J. R. D., Nascimnto, M. B., Cezário, J. A., Martildes, J. A. L., Leite, J. C. A., Santos, L. L., Paiva, W. (2021) Diagnóstico de impactos ambientais nas águas do trecho perenizado do Rio Piancó-Piranhas-Açu, Paraíba, Brasil. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, **12**(5), 409-423.
- Mello, K., Taniwaki, R. H., de Paula, F. R., Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., Hughes, R. M. (2020). Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*, **270**, 110879.
- Oliveira, F. C., Moura, H. J. T. (2009) Uso das metodologias de avaliação de impacto ambiental em estudos realizados no Ceará. *Revista Pretexto*, **10**(4), 79-98.
- Philippi Jr., A., Bruna, G. C., Roméro, M. A. (2004) *Curso de gestão ambiental*, Manole, São Paulo, 1045 pp.
- Purnomo, H., Okarda, B., Dermawan, A., Ilham, Q. P., Pacheco, P., Nurfatriani, F., Suhendang, E. (2020). Reconciling oil palm economic development and environmental conservation in Indonesia: A value chain dynamic approach. *Forest Policy and Economics*, **111**, 102089.
- Riis, T., Kelly, M., Quinn, F.C., Aguiar, P., Manolaki, D., Bruno, M.D., Bejarano, N., Clerici, M.R., Fernandes, J.C., Franco, N., Pettit, A.P., Portela, O.P., Tammeorg, P., Tammeorg, P.M., Rodríguez-González, S. (2020) Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, **70**(6), 501-514.
- Sá, G. B. (2016) *Avaliação dos impactos ambientais resultantes da gestão do saneamento básico na cidade de Pombal - PB*. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, Universidade Federal de Campina Grande, Pombal – PB, 106 pp.
- Sánchez, L. E. (2008) *Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos*. Oficina de Textos, São Paulo, 495 pp.
- Turunen, J., Markkula, J., Rajakallio, M., Aroviita, J. (2019). Riparian forests mitigate harmful ecological effects of agricultural diffuse pollution in medium-sized streams. *Science of The Total Environment*, **649**, 495–503.



# REVISTA AIDIS

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

## AVALIAÇÃO DA LEPTOSPIROSE E SUA RELAÇÃO COM CHUVAS E SITUAÇÃO DE RISCO ASSOCIADA A ENCHENTES

\* Karoline de Souza Cardoso <sup>1</sup>  
Carlos Magno de Sousa Vidal <sup>1</sup>  
Jeanette Beber de Souza <sup>1</sup>

## EVALUATION OF LEPTOSPIROSIS AND ITS RELATIONSHIP WITH RAIN AND RISK SITUATION ASSOCIATED WITH FLOODING

Recibido el 20 de noviembre de 2022. Aceptado el 19 de mayo de 2023

### Abstract

*Leptospirosis is a disease transmitted by bacteria present in the excreta of infected animals (mainly rodents) and usually presents an increase in its notification rates in rainy and flooding periods. This article aimed to assess whether there is an association between cases of leptospirosis and periods of flooding in the region covered by the 4th Health Regional of Paraná, as well as with the rainfall levels recorded at the site during the period studied. To this end, a survey of epidemiological data made available by the Epidemiological Surveillance Section of the 4th Regional Health (SCVGE/04RS) was carried out, based on the organization and tabulation of information and statistical analysis of the factors of interest. Based on the data, no correlation was found between the incidence of leptospirosis and the risk of contact with water or mud from flooding in the 30 days prior to the first symptoms of the disease, nor with the rates of precipitation accumulated in the period studied. This work showed specific characteristics in relation to the assessed disease that can help managers in the region in decision making for improvements in the areas covered by the addressed theme that can bring benefits to public health.*

**Keywords:** waterborne diseases, leptospirosis, precipitation.

<sup>1</sup> Universidade Estadual do Centro-Oeste, Brasil.

\**Autora correspondal:* Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual do Centro-Oeste, Campus de Irati. Rua Profª Rosa Zanon de Almeida, Bloco H, Bairro Engenheiro Gutierrez, Irati-PR, CEP: 84.505-677.

Email: [karolinesouza0596@gmail.com](mailto:karolinesouza0596@gmail.com)

## Resumo

A leptospirose é uma doença transmitida por bactérias presentes em excretas de animais infectados (principalmente roedores), ela geralmente apresenta elevação em seus índices de notificação em períodos chuvosos e com enchentes. Neste artigo objetivou-se avaliar se há associação entre casos de leptospirose e períodos de enchente na região contemplada pela 4ª Regional de Saúde do Paraná, assim como com os níveis de precipitação registrados no local durante o período estudado. Para tal, foi realizado o levantamento de dados epidemiológicos disponibilizados pela Seção de Vigilância Epidemiológica da 4ª Regional de Saúde (SCVGE/04RS), a partir da organização e tabulação das informações e análises estatísticas dos fatores de interesse. A partir dos dados não se encontrou correlação significativa entre incidência de leptospirose com a situação de risco de contato com água ou lama de enchente nos 30 dias antecedentes dos primeiros sintomas do agravo e nem com os índices de precipitação acumulados no período estudado. Este trabalho evidenciou características específicas em relação ao agravo avaliado que podem auxiliar os gestores da região na tomada de decisão para melhorias nas áreas contempladas pela temática abordada que podem trazer benefícios para a saúde pública.

**Palavras chave:** doenças de veiculação hídrica, leptospirose, precipitação.

## Introdução

A leptospirose é um agravo infeccioso febril agudo adquirido por meio da exposição direta ou indireta a urina de animais como roedores (principais vetores), bovinos, suínos, ovinos, equinos e cães contaminados ou água e lama com a bactéria espiroqueta *Leptospira*, pertencente a ordem *Spirochaetales* (Brasil, 2014; Brasil, 2022; Oliveira, 2013).

Os sintomas, muitas vezes confundidos com outras doenças como dengue, influenza, febre tifoide, malária, febre amarela, hepatites virais, entre outras, variam, na fase precoce, de febre, dor de cabeça e muscular, falta de apetite, náuseas e vômitos até, na fase tardia, a icterícia, insuficiência renal e hemorragias, caracterizando a Síndrome de Weil, bem como síndrome de hemorragia pulmonar, entre outros (Brasil, 2022).

A infecção ocorre via cutânea, através da pele com lesões ou íntegra quando em contato com água contaminada por longos períodos ou através de mucosas. As formas graves da doença apresentam índices de letalidade de aproximadamente 10% podendo chegar a 50% quando relacionadas com síndrome de hemorragia pulmonar (Brasil, 2014).

No Brasil, a doença é endêmica (presente em um espaço limitado que pode ser, por exemplo, uma região ou estado), ocorrendo durante todos os meses, e pode tornar-se epidêmica (os casos aumentam repentinamente em um local em um determinado momento) em períodos chuvosos, principalmente em áreas vulneráveis a enchentes com saneamento inadequado e alta infestação de roedores. Trata-se de um grande problema de saúde pública, com elevada importância social

e econômica devido sua alta letalidade e custo hospitalar para tratamento (Brasil, 2014; Brasil, 2022; Flores *et al.*, 2020; Magalhães e Acosta, 2019).

De acordo com a Portaria nº 1.061, de 18 de maio de 2020 (Brasil, 2020), a notificação de leptospirose é compulsória, tendo que ser realizada em até 24 horas após a suspeita ou confirmação, os dados são inseridos no Sistema de Informação de Agravos de Notificação (Sinan), do Datasus, com base na ficha de notificação preenchida no momento de atendimento ao paciente (Magalhães e Acosta, 2019).

Entre 2010 e 2020 foram registrados 39.270 casos da doença no país, com uma média de 3.734 casos por ano, com a letalidade média do período chegando a 8,7%. As regiões sul e sudeste destacaram-se com os maiores índices, provavelmente pela forma de urbanização desordenada, que geralmente cria ambientes mais vulneráveis, destaca-se que a maioria das ocorrências foram observadas na faixa etária de 20 a 49 anos (Brasil, 2021).

Pesquisas evidenciam o fato de a leptospirose estar associada a períodos chuvosos com inundações, ocupação de áreas irregulares vulneráveis, saneamento inadequado, como inexistência de coleta de resíduos, entre outros fatores ambientais e socioeconômicos (Ghizzo Filho *et al.*, 2018; Portela *et al.*, 2020; Guimarães *et al.*, 2014; Oliveira, 2013).

Segundo Silva, A. *et al.* (2022), em países desenvolvidos, com alta renda, a doença está relacionada, geralmente, a atividades esportivas, ocupacionais e de lazer no campo, enquanto que em países em desenvolvimento, como o Brasil, as causas estão associadas a problemas de urbanização desordenada, desastres hidrológicos e infraestrutura sanitária deficitária.

Ainda, de acordo com Almeida *et al.* (1994), a leptospirose também é uma doença de risco ocupacional, que expõe trabalhadores das redes de abastecimento de água e de esgotos e da limpeza pública, como coletores de lixo e varredores, entre outros, mais expostos à infecção.

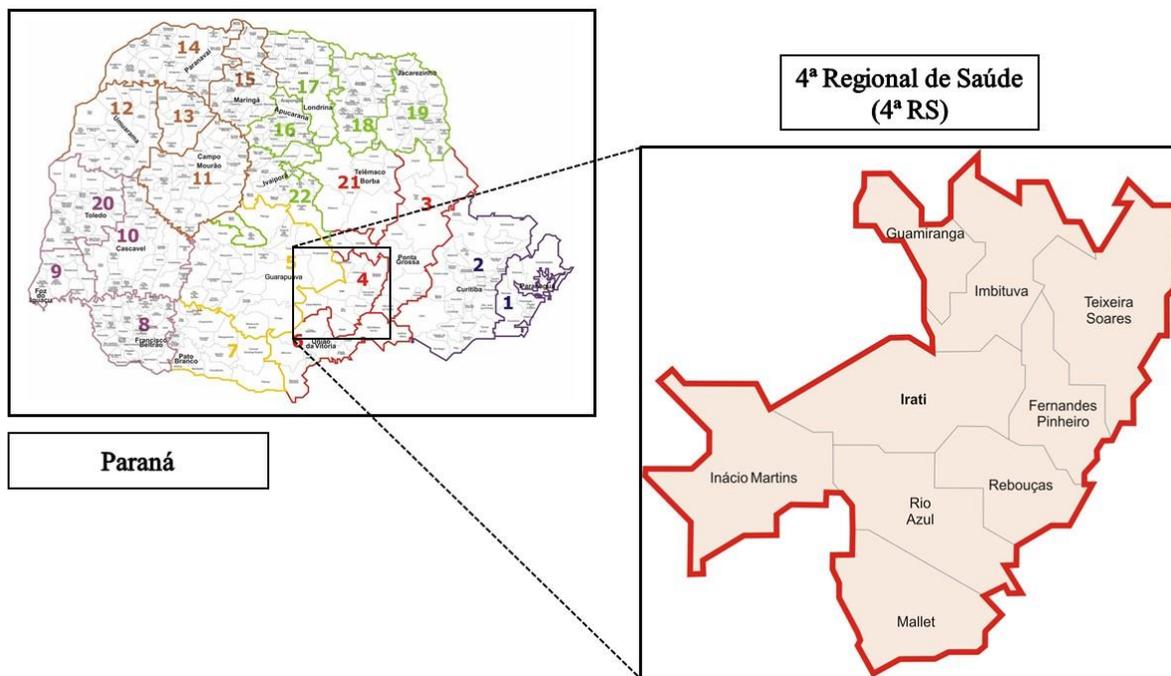
Assim, estudos sobre a ocorrência desse agravo à saúde sendo avaliado sob a perspectiva de sua associação com chuvas e enchentes em diferentes regiões do país torna-se importante para auxiliar os gestores da saúde pública na tomada de decisão quanto a ações de prevenção e controle de riscos que possam ser evitáveis.

Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi analisar a ocorrência e a taxa de incidência de casos de leptospirose, pela primeira vez, na área abrangida pela 4ª Regional de Saúde do Paraná (4ª RS) e verificar sua relação com situação de risco associadas a enchentes na área e com os índices de precipitação no local, entre os anos de 2014 e 2019.

## Metodologia

### Considerações iniciais

Nesta pesquisa foi realizado um estudo epidemiológico do tipo ecológico, utilizando como referência geográfica para definição da unidade de informação a 4ª Regional de Saúde do Paraná (4ª RS), que é composta pelos municípios Irati (sede), Fernandes Pinheiro, Guamiranga, Ibituva, Inácio Martins, Mallet, Rebouças, Rio Azul e Teixeira Soares, como pode ser observado na Figura 1.



**Figura 1.** Municípios pertencentes a 4ª Regional de Saúde do Paraná (4ª RS). *Fonte: Adaptado de Secretaria de Estado da Saúde do Paraná (SESA/PR, 2022).*

Esta região encontra-se na Mesorregião Sudeste do Paraná, com sua maior extensão apresentando o clima Subtropical Úmido Mesotérmico (Cfb), com verões amenos e invernos com geadas frequentes e severas, sem estação seca, com temperatura média de 17 °C e precipitações distribuídas entre os meses com um somatório total entre 1400 e 1600 mm (Ipardes, 2004).

Os dados utilizados para a pesquisa foram secundários, fornecidos pela Seção de Vigilância Epidemiológica da 4ª Regional de Saúde (SCVGE/04RS), que relataram que possuíam uma quantidade significativa de informações sobre ocorrências de leptospirose que poderiam ser utilizados para este trabalho.

Foi analisada a associação entre a incidência de leptospirose e períodos de enchentes, a partir de informações sobre situações de risco relacionadas ao contato com água ou lama de enchentes 30 dias antes dos primeiros sintomas da doença na região, assim como com os índices de precipitação do local, entre o período de 2014 a 2019.

#### Levantamento dos dados

Os dados sobre ocorrência de leptospirose e seus casos possivelmente relacionados a contato com água ou lama de enchentes foram disponibilizados a partir das informações das fichas do Sistema de Informação de Agravos de Notificação (SINAN NET).

Foram disponibilizadas tabelas com informações referentes a data dos primeiros sintomas da doença, situações de risco ocorridas nos 30 dias que antecederam os primeiros sintomas, como, por exemplo, contato com água ou lama de enchente, que foi utilizada como base para contabilização de casos possivelmente relacionados com esses eventos, entre outras informações.

Os dados referentes a população de cada município avaliado foram obtidos através do Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA) desenvolvido pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022).

Já os dados de alturas de precipitação mensal, em milímetros, por ano, de cada cidade, foram obtidos por meio do Sistema de Informações Hidrológicas do Paraná (SIH-WEB), versão v1\_0\_223, de 2020, disponibilizado na internet pelo Instituto Água e Terra (IAT) (IAT, 2022).

Nessa base de dados não foram encontradas séries históricas dos municípios de Fernandes Pinheiro e Rio Azul referentes aos anos analisados, sendo assim, os dados desses locais não foram levados em consideração no momento da avaliação da relação dos casos de leptospirose com essa variável de estudo. Além disso, foi utilizada a defasagem de 1 mês nos dados de precipitação para avaliação, visto que a doença possui um período de incubação de cerca de 30 dias (Brasil, 2014).

#### Análise dos dados

Para a sistematização, compilação e análise das informações levantadas foi utilizado o *software Microsoft Excel*, possibilitando que os dados fossem colocados em planilhas e expressos por meio de tabelas e gráficos.

Após a organização das informações, também foram calculadas as taxas de incidência acumulada (I) de leptospirose, conforme demonstrada na Equação 1 (OPAS, 2010):

$$I = \frac{NCN}{NPR} \times \text{fator}$$

Equação (1)

Em que:

I = incidência acumulada a cada mil habitantes;

NCN = número de casos novos do agravo durante o período estudado (cada ano);

NPR = número de pessoas sob risco de desenvolver o agravo durante o período especificado (população estimada de cada ano);

fator = 100, 1000, 10000, 100000 ou mais habitantes a depender da frequência de casos.

### Análise estatística dos dados

Para análise de correlação dos dados primeiramente foi avaliada a premissa de normalidade através do teste de *Shapiro-Wilk*, em seguida, foi utilizado o Coeficiente de Correlação de *Pearson* ( $r$ ) para os dados normais e o Coeficiente de Correlação de *Spearman* ( $\rho$ ) para avaliação das variáveis que não possuíam distribuição normal.

O nível de significância ( $p$ ) utilizado para todos os testes foi de 5%, ou seja, para que a correlação fosse considerada significativa era necessário que o valor de  $p$  fosse menor que 0.05. Os dados foram analisados com o auxílio do ambiente *RStudio* versão 4.2.0.

### Resultados e discussão

Na Tabela 1, são apresentados os dados das notificações de leptospirose, nos municípios pertencentes à 4ª Regional de Saúde do Paraná, entre os anos de 2014 e 2019.

De acordo com a Tabela 1 foram identificados 182 casos da doença, entre 2014 e 2019, na região composta pela 4ª Regional de Saúde do Paraná. Observa-se que 60.44% das notificações pertencem a Irati, que apresenta a maior população na região e a segunda maior incidência média a cada mil habitantes (0.31). Em contrapartida, Inácio Martins foi o município que apresentou o menor número de casos, apenas 2, correspondendo a 1.10% do total. Observou-se ainda que Fernandes Pinheiro foi o município com maior incidência média (0.37 casos a cada mil habitantes), ficando com um valor um pouco maior do que Irati.

O cálculo da taxa de incidência média de leptospirose na região, a cada cem mil habitantes, permitiu alcançar valores que variaram de 13.81, em 2018, a 24.34 casos por cem mil habitantes, em 2016. Esses valores ficaram bem acima da média brasileira entre 2010 e 2020, que foi de 2.1/100000 hab. (Brasil, 2021), e também acima da incidência média no Paraná, no período entre 2007 e 2017, que foi de aproximadamente 2.98 casos por cem mil habitantes, de acordo com Sugiura (2019).

**Tabela 1.** Número de notificações de casos de leptospirose e sua incidência média, entre 2014 e 2019, nos municípios da 4ª RS.

Município	Total	%	População média (hab.)	Incidência média (a cada 1000 hab.)
F. Pinheiro	13	7.14	5851	0.37
Guamiranga	4	2.20	8579	0.08
Imbituva	7	3.85	31604	0.04
I. Martins	2	1.10	11251	0.03
Irati	110	60.44	60105	0.31
Mallet	11	6.04	13611	0.13
Rebouças	6	3.30	14890	0.07
Rio Azul	23	12.64	15089	0.25
T. Soares	6	3.30	11808	0.08
<b>TOTAL</b>	<b>182</b>	<b>100.00</b>	<b>172788</b>	<b>-</b>

Fonte: Os autores, 2022.

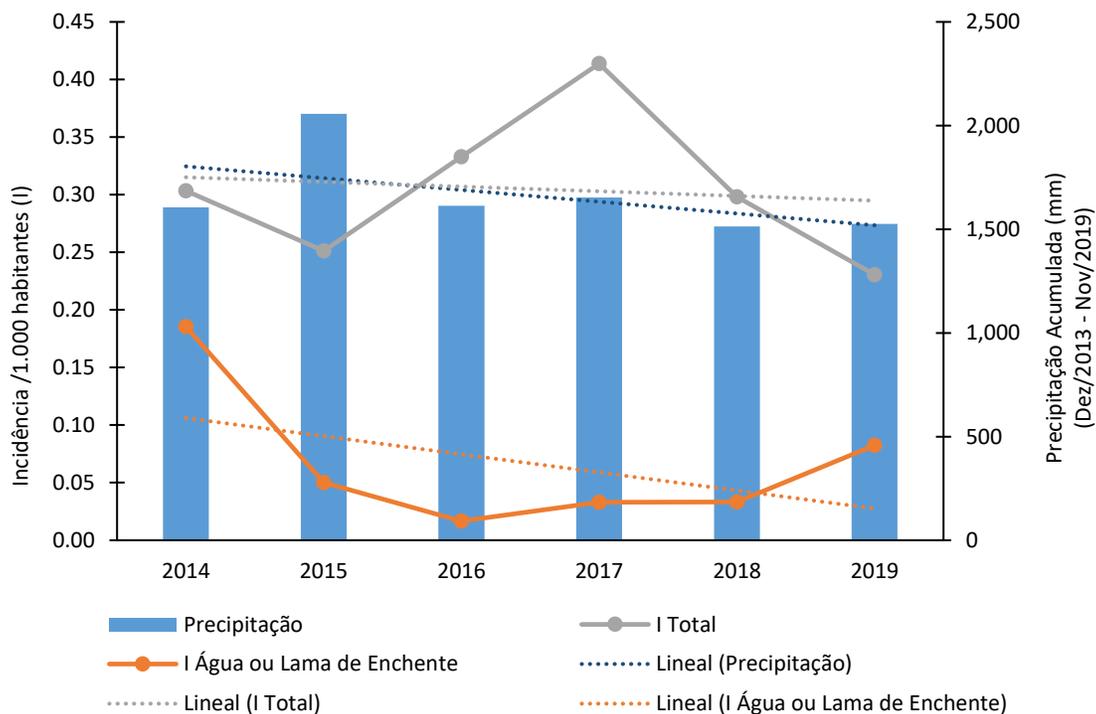
No período de realização desta pesquisa não foram identificadas publicações que embasassem as causas de índices tão elevados na região, contudo observou-se que, já em 2013, os gestores da saúde da 4ª RS alertavam que a área possuía os maiores índices de infecção por leptospirose e hantavirose, sendo esta última também uma doença causada por roedores, com a realização de treinamentos específicos de profissionais da saúde para diagnóstico e prevenção contra esses agravos (Irati, 2013).

Os dados observados permitiram inferir que os índices de notificação de leptospirose mantiveram-se elevados na região, sendo necessária atenção por parte dos gestores, com avaliação das vulnerabilidades ligadas à temática e o desenvolvimento de ações para o melhor controle da situação.

#### Avaliação em relação ao município de Irati-PR

Devido ao elevado número de casos em Irati, realizou-se uma análise mais direcionada a este município, e os resultados podem ser visualizados na Figura 2.

Observou-se a maior incidência acumulada de casos leptospirose no ano de 2017, já as notificações em que o infectado teve contato com água ou lama de enchente até 30 dias antes do início dos sintomas apresentaram maior taxa de incidência em 2014, ano em que ocorreram enchentes em grande parte da região (Freitas, 2018).



**Figura 2.** Incidência de leptospirose, de 2014 a 2019, e precipitação acumulada, de dez/2013 a nov/2019, em Irati-PR. Fonte: Os autores, 2022.

A análise da Figura 2 permite concluir que o período com maior índice de precipitação acumulada ocorreu entre dez/2014 e nov/2015, com 2056.60 mm, cerca de 395.40 mm acima da média do período avaliado, que foi de 1661.18 mm.

Mesmo não sendo detectada correlação estatisticamente significativa entre leptospirose e os demais fatores avaliados, sabe-se, com base em muitos estudos (Duarte e Giatti, 2019; Silva. A. *et al.*, 2022), que as condições climáticas não devem ser ignoradas na prevenção quanto a este agravo.

Além disso, como medidas simples para o controle e prevenção contra leptospirose, podem ser adotadas, em Irati e região, e outras localidades, evitar o contato com águas provenientes de enchentes e esgotos, não brincar ou nadar em lagos e córregos cujas águas apresentam qualidade duvidosa, não descartar resíduos e/ou armazenar entulho nos quintais de casa, guardar alimentos em lugares protegidos de roedores, colocar telas em ralos para o evitar o acesso desses animais,

desinfetar e vedar caixas d'água, vedar frestas e aberturas em portas e paredes e, também, que técnicos especializados possam aplicar raticidas em locais afetados com histórico de casos dessa doença (Paraná, 2022).

#### Avaliação da região abrangida pela 4ª RS

Avaliando toda a região contemplada pela 4ª RS, não foi observada correlação significativa utilizando o coeficiente de correlação linear de *Pearson* ( $r \cong -0.026$ ;  $p = 0.96$ ) entre a incidência de casos totais de leptospirose e a parcela em que os indivíduos tiveram contato com água ou lama de enchente nos 30 dias antecedentes dos sintomas durante o período estudado (2014-2019).

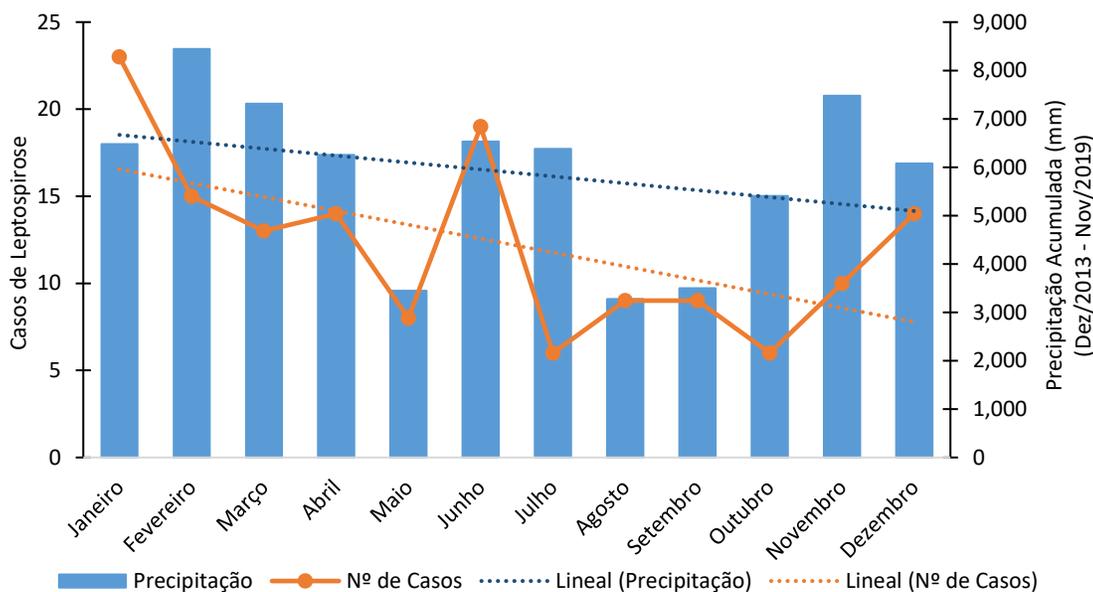
Uma hipótese para a possível explicação desse fato pode ser a subnotificação de casos, visto que os pacientes no momento de responder sobre os fatores de risco vivenciados 30 dias antes podem não lembrar de detalhes, esta situação faz parte de uma das desvantagens de estudos epidemiológicos que utilizam dados secundários, que é conhecida como viés da informação, na qual podem ocorrer erros no recordatório ou do entrevistador que acabam causando a classificação incorreta da possível exposição (Paula, 2019).

Já em relação a avaliação de associação entre ocorrência de leptospirose e precipitação acumulada durante o período estudado para a região, com exceção dos municípios de Fernandes Pinheiro e Rio Azul que não tinham os dados pluviométricos necessários, foi gerada a Figura 3, em que é possível verificar que os maiores números de casos do agravo ocorreram entre os meses de janeiro e junho, com 23 e 19 observações respectivamente. Já os menores índices foram obtidos entre julho e outubro, ambos com 6 casos registrados.

Como observado, os maiores picos para precipitação acumulada, por sua vez, ocorreram nos meses de janeiro e outubro, com 8443 e 7479 mm, respectivamente. Enquanto isso, os menores índices foram observados nos meses de abril, com 3449.60 mm, e julho, com 3276 mm, ainda, a média de precipitação no período contemplado foi de 5881.90 mm.

Na avaliação da existência de associação entre as variáveis “leptospirose” e “precipitação acumulada”, também não foi encontrada correlação significativa utilizando o coeficiente de correlação linear de *Pearson* ( $r \cong 0.44$ ;  $p \cong 0.15$ ).

Esses resultados vão em desencontro com a maioria dos estudos realizados na literatura, que demonstram a existência de correlação entre leptospirose e índices de precipitação e/ou enchentes (Gutiérrez e Martínez-Veja, 2018; Moreira *et al.*, 2019; Naing *et al.*, 2019).



**Figura 3.** Ocorrência de leptospirose, de 2014 a 2019, e precipitação acumulada, de dez/2013 a nov/2019, na área abrangida pela 4ª RS, com exceção dos municípios de F. Pinheiro e Rio Azul.

Fonte: Os autores, 2022.

Isso possivelmente pode ser explicado pelo fato deste agravo apresentar no conjunto de suas causas múltiplos fatores determinantes relacionados a questões socioambientais que vão além dos aspectos climáticos, como urbanização desordenada, precariedade ou inexistência de saneamento básico, entre outros (Busato *et al.*, 2017; Lara *et al.*, 2019; Teixeira *et al.*, 2014).

Gonçalves *et al.* (2016, p. 3950) que estudaram a distribuição de leptospirose e sua relação com fatores de riscos socioambientais em bairros de Belém, no Pará, entre 2007 e 2013, afirmaram que “[...] a maior concentração da doença ocorreu em áreas onde existe ausência de coleta de resíduos sólidos domiciliares (26%), esgoto (22%) e água encanada (38%)”.

Silva, J. *et al.* (2022) avaliaram a transmissão de leptospirose através de uma abordagem multidimensional, considerando graus de salubridade ambiental, em alguns bairros de Salvador e concluíram que fatores como precariedade em serviços de drenagem urbana, esgotamento sanitário e coleta de resíduos sólidos possuem grande influência na proliferação dessa doença, sendo necessário disponibilizar saneamento básico de qualidade para a prevenção e controle do agravo, assim como levar em consideração condições de caráter socioeconômico, físico-natural e culturais nas tomadas de ação.

Nesse sentido, infere-se que a ocorrência de leptospirose na região constituída pela 4ª Regional de Saúde do Paraná estatisticamente não tem vinculação direta com índices de precipitação e contato com água ou lama de enchentes, ainda assim, estudos futuros devem ser realizados para a avaliação da associação entre os casos e outros fatores de risco, como contato com roedores, criação de animais, contato com plantio e colheita, situação de vulnerabilidade, como falta de acesso a saneamento adequado, entre outras situações.

Além disso, mais uma vez reforça-se a importância do saneamento ambiental para o controle da leptospirose e outros agravos, pois ele tem como objetivo proporcionar a salubridade ambiental e melhorar a qualidade de vida das pessoas através de saneamento básico, ações socioambientais e de preservação do meio ambiente, incluindo educação ambiental entre outras medidas (Brasil, 2010).

Endossando o fato da necessidade de se investir em saneamento ambiental, o Atlas de Saneamento elaborado pelo IBGE identificou que foram notificados 11881430 casos de doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado (DRSAI) no Brasil, entre 2008 e 2019, com 4877618 internações no Sistema Único de Saúde (SUS). De acordo com o documento, essas enfermidades, entre elas a leptospirose, foram responsáveis por 0.9% de todos os óbitos ocorridos no país durante o período estudado (IBGE, 2021).

Logo, levando-se em consideração os dados avaliados com o desenvolvimento deste trabalho em relação aos municípios da 4ª RS, recomenda-se que os gestores desenvolvam políticas públicas nessa temática a fim de diminuir os índices de ocorrência dessa doença na área estudada.

Além disso, Sugiura (2019) afirma que como medida preventiva é essencial que trabalhadores expostos à infecção sejam conscientizados quanto a importância da utilização de equipamentos de proteção individual (EPIs) e que a identificação e tratamento de animais infectados pode reduzir o risco de contaminação de humanos e outros animais. Também salienta que, em períodos de chuva intensa e enchentes, medidas emergenciais como realocação de pessoas expostas e quimioprofilaxia são importantes para minimizar a veiculação de leptospirose por meio da água.

## Conclusões

Com a realização deste trabalho concluiu-se que:

- Não foi encontrada correlação significativa entre incidência de leptospirose com a situação de risco de contato com água ou lama de enchente nos 30 dias antecedentes dos primeiros sintomas do agravo e nem com os índices de precipitação acumulados no período estudado.

- A pesquisa evidenciou características em relação ao agravo avaliado que podem auxiliar os gestores da região estudada na tomada de decisão para melhorias nas áreas contempladas pela temática abordada que podem trazer benefícios para a saúde pública local. Sendo importante serem desenvolvidas atividades que proporcionem um saneamento ambiental adequado para todos.
- Outros trabalhos devem ser desenvolvidos na região para um melhor entendimento dos fatores que influenciam no aparecimento da leptospirose com o objetivo de prevenção, controle e minimização da sua ocorrência.

### Referências bibliográficas

- Almeida, L. P., Martins, L. F. S., Brod, C. S., Germano, P. M. L. (1994) Levantamento soropidemiológico de leptospirose em trabalhadores do serviço de saneamento ambiental em localidade urbana da região sul do Brasil, *Rev. Saúde Pública*, **28**(1), 76-81. Acesso em: 06 jun. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0034-89101994000100009>
- Brasil. Fundação Nacional de Saúde (2010) *Impactos na saúde e no sistema único de saúde decorrentes de agravos relacionados a um saneamento ambiental inadequado*. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 246 p. Acesso em: 26 fev. 2022. Disponível em: [http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files\\_mf/estudosPesquisas\\_ImpactosSaude.pdf](http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/estudosPesquisas_ImpactosSaude.pdf)
- Brasil. Ministério da Saúde (2020) *Portaria nº 1.061, de 18 de maio de 2020*. Revoga a Portaria nº 264, de 17 de fevereiro de 2020, e altera a Portaria de Consolidação nº 4/GM/MS, de 28 de setembro de 2017, para incluir a doença de Chagas crônica, na Lista Nacional de Notificação Compulsória de doenças, agravos e eventos de saúde pública nos serviços de saúde públicos e privados em todo o território nacional. Acesso em: 08 mai. 2022. Disponível em: [https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2020/prt1061\\_29\\_05\\_2020.html](https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2020/prt1061_29_05_2020.html)
- Brasil. Ministério da Saúde (2022) *Leptospirose*. Acesso em: 17 abr. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/saude/pt-br/assuntos/saude-de-a-a-z/l/leptospirose-leptospirose>
- Brasil. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde (2021) *Boletim Epidemiológico: Doenças tropicais negligenciadas*. n. esp., ISSN 9352-7864, 76 p. Acesso em: 24 jan. 2022. Disponível em: [https://www.gov.br/saude/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/boletins/boletins-epidemiologicos/especiais/2021/boletim\\_especial\\_doencas\\_negligenciadas.pdf](https://www.gov.br/saude/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/boletins/boletins-epidemiologicos/especiais/2021/boletim_especial_doencas_negligenciadas.pdf)
- Brasil. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância das Doenças Transmissíveis (2014) *Leptospirose: diagnóstico e manejo clínico*. Brasília : Ministério da Saúde, 44 p. Acesso em: 07 fev. 2022. Disponível em: <https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/leptospirose-diagnostico-manejo-clinico2.pdf>
- Busato, M. A., Schabat, F. M., Lunkes, E. F., Lutinski, J. A., Corrallo, V. S. (2017) Incidência de leptospirose e fatores associados no município de Chapecó. Santa Catarina, Brasil. *Revista de Epidemiologia e Controle de Infecção*, **7**(4), 221-226. Acesso em: 20 jun. 2022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.17058/reci.v7i4.7838>
- Duarte, J. L., Giatti, L. L. (2019) Incidência da leptospirose em uma capital da Amazônia Ocidental brasileira e sua relação com a variabilidade climática e ambiental, entre os anos de 2008 e 2013. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, **28**(1). Acesso em: 10 mai. 2022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5123/s1679-49742019000100009>

- Flores, D. M., Flores, L. M., Romanielo, A. F. R., Dutra, G. S., Souza, A. V., Finta, A. L., Lima, D. K. F. (2020) Epidemiologia da Leptospirose no Brasil 2007 a 2016. *Brasilian Journal of Health Review*, **3**(2), 2675-2680. Acesso em: 11 jan. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.34119/bjhrv3n2-114>
- Freitas, A. R. (2018) *Identificação de áreas potencializadoras de inundações e enxurradas: uma proposta metodológica aplicada na Bacia Arroio dos Pereiras, Irati PR*. Tese (doutorado em Geografia – Área de Concentração – Gestão do Território) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa. 150 f.
- Ghizzo Filho, J., Freitas, P. F., Nazário, N. O., Pinto, G. A., Nunes, R. D., Schindwein, A. D. (2018) Análise temporal da relação entre leptospirose, níveis pluviométricos e sazonalidade, na região da grande Florianópolis, Santa Catarina, Brasil, 2005-2015. *Arquivos Catarinenses de Medicina*, **47**(3), 116-132. Acesso em: 14 jan. 2022. Disponível em: <https://revista.acm.org.br/index.php/arquivos/article/view/457/278>
- Gonçalves, N. V., Araujo, E. N., Sousa Júnior, A. S., Pereira, W. M. M., Miranda, C. S. C., Campos. P. S. S., Matos, M. W. S., Palácios, V. R. C. M. (2016) Distribuição espaço-temporal da leptospirose e fatores de risco em Belém, Pará, Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, **21**(12), 3947-3955. Acesso em: 21 jun 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1413-812320152112.07022016>
- Guimarães, R. M., Cruz, O. G., Parreira, V. G., Mazoto, M. L., Vieira, J. D., Asmus, C. I. R. F. (2014) Análise temporal da relação entre leptospirose e ocorrência de inundações por chuvas no município do Rio de Janeiro, Brasil, 2007-2012. *Ciência & Saúde Coletiva*, **19**(9), 3683-3692. Acesso em: 19 mar. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1413-81232014199.06432014>
- Gutiérrez, J. D., Martínez-Vega, R. A. (2018) Spatiotemporal dynamics of human leptospirosis and its relationship with rainfall anomalies in Colombia, *Transactions of The Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, **12**(3), 115-123. 2018. Acesso em: 15 de abr. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/trstmh/try032>
- IAT, Instituto Água e Terra. Sistema de Informações Hidrológicas (2022) *Pluviometria – Relatório de Alturas de Precipitação (mensal)*. Acesso em: 03 fev. 2022. Disponível em: <http://www.sih-web.aguasparana.pr.gov.br/sih-web/gerarRelatorioAlturasMensaisPrecipitacao.do?action=carregarInterfacelInicial>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Coordenação de Geografia e Coordenação de Recursos Naturais e Meio Ambiente (2021) *Atlas de saneamento: abastecimento de água e esgotamento sanitário*. Rio de Janeiro: IBGE, 3ª ed., 192 p. Acesso em: 03 mai. 2022. Disponível em: [http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files\\_mf/estudosPesquisas\\_ImpactosSaude.pdf](http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/estudosPesquisas_ImpactosSaude.pdf)
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Sistema IBGE de Recuperação Automática. Estimativas de População (2022) *Tabela 6579 - População residente estimada*. Acesso em: 03 fev. 2022. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6579>
- Ipardes, Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (2004) *Leituras regionais: Mesorregião Geográfica Sudeste Paranaense*. – Curitiba: BRDE, 133 p. Acesso em: 12 dez. 2021. Disponível em: [http://www.ipardes.gov.br/biblioteca/docs/leituras\\_reg\\_meso\\_sudeste.pdf](http://www.ipardes.gov.br/biblioteca/docs/leituras_reg_meso_sudeste.pdf)
- Irati (2013) *Profissionais de saúde são capacitados para diagnosticar leptospirose e hantavirose*. Acesso em: 30 mai. 2022. Disponível em: [https://irati.pr.gov.br/noticiasView/350\\_noticia.html](https://irati.pr.gov.br/noticiasView/350_noticia.html)
- Lara, J. M., Zuben, A. V., Costa, J. V., Donalísio, M. R., Francisco, P. M. S. B. Leptospirose no município de Campinas, São Paulo, Brasil: 2007 a 2014 (2019) *Revista Brasileira de Epidemiologia*, **22**. Acesso em: 15 mai. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1980-549720190016>
- Magalhães, V. S., Acosta, L. M. W. (2019) Leptospirose humana em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, de 2007 a 2013: caracterização dos casos confirmados e distribuição espacial. *Epidemiol. Serv. Saúde*, **28**(2). Acesso em: 11 de janeiro de 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.5123/S1679-49742019000200019>
- Moreira, F. S. A., Ferreira, G. R. B., Dias, L. C., Vitorino, M. I. (2019) Variabilidade da precipitação na Cidade de Belém-PA e sua relação com a incidência de Leptospirose. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **12**(01), 071-080. Acesso em: 15 mai 2022. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbge/article/view/234853>

- Naing, C., Reid, S. A., Aye, S. N., Htet, N. H., Ambu, S. (2019) Risk factors for human leptospirosis following flooding: A meta-analysis of observational studies. *PlosOne*, **14**(5), 1-15. Acesso em: 15 mai. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217643>
- Oliveira, T. V. S. (2010) *Fatores Socioambientais Associados a Eventos Hidrometeorológicos Extremos na Incidência de Leptospirose no Município do Rio de Janeiro – 1997 a 2009. Um estudo de caso*. Tese (doutorado em ciências na área de Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca. Rio de Janeiro.
- OPAS, Organização Pan-Americana da Saúde (2010) *Módulos de Princípios de Epidemiologia para o Controle de Enfermidades. Módulo 3: medida das condições de saúde e doença na população*. Brasília-DF, 94 p. Acesso em: 20 nov 2021. Disponível em: [https://bvsm.sau.gov.br/bvs/publicacoes/modulo\\_principios\\_epidemiologia\\_3.pdf](https://bvsm.sau.gov.br/bvs/publicacoes/modulo_principios_epidemiologia_3.pdf)
- Paraná, Secretaria da Saúde (2022) *Leptospirose*. Acesso em: 08 mai. 2022. Disponível em: <https://www.saude.pr.gov.br/Pagina/Leptospirose>
- Paula, T. (2019) *Vieses em estudos epidemiológicos*. Centro de Apoio à Pesquisa no Complexo de Saúde da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – CAPCS – UERJ. Acesso em: 08 ago. 2022. Disponível em: <http://www.capcs.uerj.br/vieses-em-estudos-epidemiologicos/>
- Portela, F. C., Kobiyama, M., Goeri, R. F. (2020) Panorama brasileiro da relação entre leptospirose e inundações. *Geosul*, **35**(75), 711-734. Acesso em: 12 jan. 2022. Disponível em: <http://doi.org/10.5007/1982-5153.2020v35n75p711>
- SESA/PR, Secretaria de Estado da Saúde do Paraná (2022) *Mapas - Regionais de Saúde – PR*. Acesso em: 04 mar. 2022. Disponível em: [https://saude.mppr.mp.br/arquivos/File/rs/3\\_mapas.htm](https://saude.mppr.mp.br/arquivos/File/rs/3_mapas.htm)
- Silva, A. E. P., Latorre, M. R. D. O, Chiaravalloti Neto, F., Conceição, G. M. S. (2022) Tendência temporal da leptospirose e sua associação com variáveis climáticas e ambientais em Santa Catarina, Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, **27**(3), 849-860. Acesso em: 19 jan. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1413-81232022273.45982020>
- Silva, J. C. S., Borja, P. C., Costa, F., Palma, F. A., Santana, R., Nery Jr., N. R. R., Sacramento, G., Oliveira, D. S., Cruz, J. S., Wunder Jr., E. A., Reis, M. G., Ko, A. I. (2022) Índice de salubridade ambiental e a ocorrência da leptospirose: um estudo em bairros populares de Salvador – Bahia. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **15**(2), 1013-1027. Acesso em: 20 jun. 2022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.2.79116>
- Suguiura, I. M. (2019) Leptospirose no estado do Paraná, Brasil: Uma abordagem de saúde única. *Revista de Saúde Pública do Paraná*, **2**(2), 77-84. Acesso em: 20 jan. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.32811/25954482-2019v2n2p77>
- Teixeira, J. C., Oliveira, G. S., Viall, A. M., Muniz, S. S. (2014) Estudo do impacto das deficiências de saneamento básico sobre a saúde pública no Brasil no período de 2001 a 2009. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **19**(01), 87-96. Acesso em: 21 jun. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014000100010>

# REVISTA AIDIS

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

## SELEÇÃO DE ÁREAS ADEQUADAS PARA IMPLANTAÇÃO DE ATERRO SANITÁRIO INTERMUNICIPAL NO SUDESTE PARAENSE-BRASIL, UTILIZANDO SIG VINCULADO AO MÉTODO AHP

\* Bruna de Araújo Almeida <sup>1</sup>  
Larissa Grasielly Vieira Cantão <sup>1</sup>  
Aline Furtado Louzada <sup>2</sup>  
Raisa Rodrigues Neves <sup>3</sup>  
Antonio Carlos Novaes Moreira <sup>4</sup>

## SELECTION OF SUITABLE AREAS FOR IMPLEMENTATION OF AN INTERMUNICIPAL LANDFILL IN SOUTHEASTERN PARÁ, BRAZIL USING SIG LINKED TO THE AHP METHOD

Recibido el 23 de noviembre de 2022. Aceptado el 25 de mayo de 2023

### Abstract

*The environmental problems arising from solid waste have been gradually worsening with the increase in consumption and the depletion of areas for waste disposal. Thus, in Brazil, since the update of the New Sanitation Framework (Law 14026/2020), the deadlines for states and municipalities to adequately dispose of their waste was between the years 2021 and 2024. However, finding suitable areas for the implementation of a sanitary landfill is not an easy task. Because it is an environmentally appropriate measure, it has several criteria for its economic, technical, social, environmental, and political feasibility. In this sense, the present study sought to select suitable areas for landfill implementation in municipalities of the Eastern Amazon. To this end, the methodology used in the selection of suitable areas was the use of the Geographic Information System, combined with multicriteria analysis. The result materializes in maps that indicate the suitability and selection of the best areas for the implementation of landfills. The municipalities presented a restrictive scenario, with only 19 excellent areas. Finally, the study showed that geoprocessing in conjunction with multicriteria analysis is an effective and low-cost tool for analyzing the choice of areas for landfills.*

**Keywords:** geoprocessing, landfill, multi-criteria analysis, solid waste.

<sup>1</sup> Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental – Campus Tucuruí, Universidade Federal do Pará, Brasil.

<sup>2</sup> Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Pará, Brasil.

<sup>3</sup> Faculdade de Engenharia Civil – Campus Tucuruí, Universidade Federal do Pará, Brasil.

<sup>4</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal do Pará, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Pará, Rodovia BR 422 km 13, Canteiro de Obras UHE - Vila Permanente, Tucuruí, Pará, CEP: 68464-000. Brasil. Email: [almeidaaraujo\\_bruna@hotmail.com](mailto:almeidaaraujo_bruna@hotmail.com)

## Resumo

Os problemas ambientais oriundos dos resíduos sólidos vêm se agravando gradativamente com o aumento do consumo e com o esgotamento das áreas para disposição de resíduos. Dessa forma, no Brasil, desde a atualização do Novo marco do Saneamento (Lei nº 14026/2020), os prazos para que os estados e municípios destinem adequadamente seus resíduos ficou entre os anos 2021 a 2024. No entanto, encontrar áreas adequadas para a implantação de um aterro sanitário não é tarefa fácil. Por ser uma medida ambientalmente apropriada, possui diversos critérios para sua viabilidade tanto econômica, técnica, social, ambiental e política. Nesse sentido, o presente estudo buscou selecionar áreas adequadas para implantação de aterro sanitário em municípios da Amazônia Oriental. Para tal, a metodologia utilizada na seleção das áreas adequadas foi o uso do Sistema de Informação Geográfica, combinado a análise multicritério. O resultado materializa-se em mapas que indicam a aptidão e seleção das melhores áreas para a implantação de aterros sanitários. Os municípios apresentaram um cenário restritivo, com apenas 19 áreas excelentes. Por fim, o estudo mostrou que o geoprocessamento em conjunto com a análise multicritério são uma ferramenta eficaz e de baixo custo para análise da escolha de áreas para aterros sanitários.

**Palavras-chave:** análise multicritério, aterro sanitário, geoprocessamento, resíduos sólidos.

---

## Introdução

Segundo Kaza *et al.* (2018), são produzidos 2.01 bilhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) no mundo, sendo que pelo menos 33% desse montante não são gerenciados de maneira ambientalmente adequada. Esse cenário é alarmante uma vez que esta situação representa prejuízos tanto na economia, como na saúde, mas principalmente ao meio ambiente (Aquino *et al.*, 2019).

Nesse sentido, segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), em 2022 no Brasil 39.5% dos RSU coletados foram dispostos em locais inadequados, ou seja, 29.7 milhões de toneladas por ano de resíduos acabaram indo para lixões ou aterros controlados, que não contam com um conjunto de sistemas e medidas necessários para proteger a saúde das pessoas e o meio ambiente contra danos e degradações.

A seleção de locais apropriados para a disposição final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é uma necessidade imposta às administrações públicas municipais pelo desafio da erradicação dos lixões até agosto de 2024 (BRASIL, 2020). Os aterros sanitários (AS) são caracterizados pela aplicação de princípios de engenharia para a disposição de RSU no solo com o objetivo de confiná-los em um espaço reduzido e diminuir seu volume ao mínimo possível (ABNT, 1997).

É importante ressaltar que o AS é uma forma de disposição ambientalmente adequada e viável para conjuntura econômica de países em desenvolvimento, pois conta com a compactação dos resíduos feita com tratores de modo a reduzir seu volume, atrelado a isso se tem a

impermeabilização eficiente do solo, a canalização de gases liberados no processo de decomposição dos resíduos, a captação de chorume e a cobertura dos resíduos com camada de terra no mínimo uma vez por dia (Baierle *et al.* 2016).

A implantação de um AS requer a adoção de condições mínimas exigíveis para a seleção preliminar de áreas adequadas, para a construção e operação destes aterros, e inclusive para o seu encerramento. Sendo assim, a escolha de locais apropriados para a instalação de aterros sanitários requer uma análise complexa que deve levar em consideração diversas dimensões, tais como as físicas, ambientais, sociais e econômicas. (Aquino *et al.*, 2019; Chamchali *et al.*, 2021).

Para analisar os locais mais adequados para AS, o geoprocessamento tem servido como ferramenta de auxílio na seleção das áreas adequadas, uma vez que o Sistema de Informação Geográfica (SIG) possibilita a inserção dos dados calculados no espaço geográfico, assim como diversas análises ambientais e de paisagem (Ali *et al.* 2021; Dutra *et al.*, 2019). Dessa forma, esta pesquisa apresenta uma abordagem de suporte à decisão multicritério baseada na associação entre SIG e método Analytical Hierarchical Process (AHP). A adoção do método AHP foi considerada pela possibilidade de comparação de alternativas com base em vários critérios e de atribuir pesos a cada critério para determinar sua importância relativa (Aquino *et al.*, 2019; Ali *et al.* 2021; Dutra *et al.*, 2019; Gbanie *et al.*, 2013; Saatsaz *et al.*, 2018; Silva, 2019).

Para este estudo de caso selecionou-se dois municípios paraenses Breu Branco e Tucuruí, localizados na Amazônia Oriental. Ambos ainda realizam a disposição final dos RSU diretamente no solo, sem a adoção de técnicas adequadas de engenharia. Portanto, a seleção de áreas ambientalmente apropriadas à instalação de AS figura-se entre os desafios para ambos os municípios. As sedes urbanas destes municípios distam 28 km aproximadamente, fato que pode favorecer a construção de um AS consorciado, resultando em uma solução para a disposição final dos RSU.

Sendo assim, o presente estudo teve por objetivo selecionar áreas adequadas para a implantação de aterro sanitário de RSU nos municípios de Tucuruí e Breu Branco, localizados no Estado do Pará, utilizando como ferramenta o geoprocessamento em conjunto com a análise multicritério para contribuição enquanto ferramenta de gestão de RSU aos municípios.

### **Metodologia**

A proposta metodológica para elaboração deste estudo norteou-se pelo uso de geoprocessamento, análise multicritério e cálculos aritméticos, para a seleção de áreas adequadas para a implantação de AS de RSU, seguindo as leis e normas brasileiras. Todo o processo de pesquisa perdurou entre final do ano de 2019 a meados de 2021.

### Caracterização da área de estudo

A área de estudo são os municípios de Tucuruí e Breu Branco, do Estado do Pará, Região Amazônica do Brasil (Figura 1). A área territorial de Tucuruí é 2,084 km<sup>2</sup>, delimitado pelas coordenadas de Latitude 03°45'58" S e Longitude 49°40'21" W; a área de Breu Branco 3,942 km<sup>2</sup>, delimitado pelas coordenadas de Latitude 04°04'04" S e Longitude 49°38'13" W.

Os municípios juntos possuem uma área de 6,026.2 km<sup>2</sup>, fazem parte da bacia hidrográfica 125 Araguaia-Tocantins e são de clima Tropical. A população estimada para Breu Branco é de 66,046,126 habitantes, e a população de Tucuruí é de 11,3659 habitantes, segundo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021).

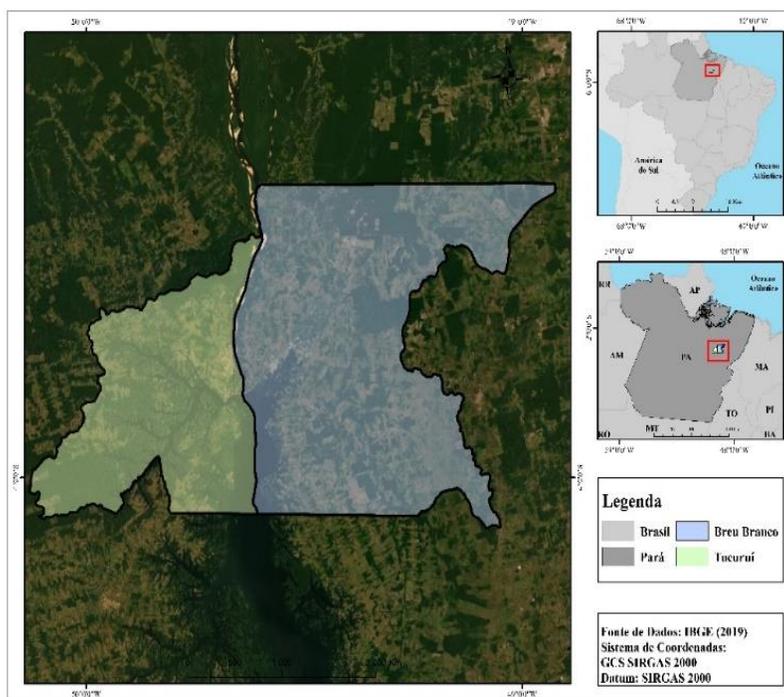


Figura 1. Mapa de localização dos municípios de Tucuruí e Breu Branco.

### Técnicas aplicadas para obtenção de dados

Por meio de pesquisa bibliográfica, foram consultados estudos publicados sobre a temática, normas, legislações, resoluções e demais diretrizes ambientais referentes aos critérios que devem ser seguidos para a seleção de áreas para a implantação de AS. Nesse sentido, a abordagem envolveu cinco etapas:

### Etapa 1. Selección de criterios

Os critérios para a escolha de áreas para a implantação de AS são classificados em duas formas, os restritivos e escalonados, e envolvem aspectos ambientais, sociais, técnicos e econômicos. Para a seleção dos critérios, buscou-se a facilidade ao acesso de informações gratuitas, a fim de possibilitar o uso desta metodologia para outros estudos e o cumprimento das normas e legislações vigentes. A Tabela 1 mostra critérios selecionados, suas classificações, suas principais descrições e/ou restrições e as respectivas referências consultadas.

**Tabela 1.** Classificação dos critérios e suas descrições.

Critério	Tipo	Descrição	Fonte
Declividade	Restritivo e Escalonado	Áreas com declividade inferior a 1% e superior a 30% devem ser restritas.	NBR nº 13896/97.
Pedologia	Escalonado	Preferências por solos argilosos, e devem-se excluir os solos arenosos e inundáveis.	NBR nº 13896/97 e Silva, 2019.
Hidrografia	Restritivo e Escalonado	Distância mínima de 200m de qualquer coleção hídrica.	NBR nº 13896/97.
APP	Restritivo	Respeitar as faixas marginais estabelecidas para cursos d'água e demais APP.	Lei nº 12651/12.
Uso e cobertura do solo	Escalonado	Áreas pouco utilizadas, são as mais indicadas para a instalação do aterro, sendo as áreas de floresta as mesmo indicadas.	NBR nº 13896/97 e Silva, 2019.
Unidades de Conservação	Restritivo	As UC de uso Integral são totalmente restritivas, no entanto, nas UC de Uso Sustentável, poderá ser concedido licenciamento ambiental, após autorização do órgão responsável.	Lei nº 9985/20 e CONAMA 428/2010.
Tamanho disponível	Restritivo	O aterro deve atender a estimativa de área mínima para a vida útil adotada.	(NBR 13896/1997).
Acessos	Restritivo	Distância mínima de 200m do sistema viário.	NBR 13896/1997 da ABNT e Silva, 2019.
Distância do centro atendido	Escalonado	A distância deve variar entre 5 e 20 km.	Silva, 2019.
Distância mínima núcleos dos populacionais	Restritivo e Escalonado	Distância mínima de 500 metros.	NBR nº 13896/97.
Populações tradicionais	Restritivo	Distância mínima de 500 metros.	NBR nº 13.896/97.
Proximidade de aeroportos	Restritivo	Em aeroportos que operam de acordo com regras de voo por instrumento deve ser adotado o raio de 20 km, enquanto os demais aeródromos devem adotar o raio de 13 km.	Lei nº 12.725/2012 e CONAMA nº 004/1995.

Fonte: Autores, 2022.

Os critérios restritivos, são aqueles que em norma ou lei, estão proibidos de serem utilizados, e assim limitam a área analisada, e são representadas por mapas booleanos (método básico na lógica binária), com níveis de apto e não apto. Já os critérios escalonados são fatores, que definem algum grau de aptidão para a área considerada, tais critérios, definem áreas ou alternativas em termos de uma medida contínua de aptidão, realçando ou diminuindo a importância destas, de tal forma que a esses fatores são atribuídos pesos e notas de acordo com o seu grau de avaliação (Weber e Hasenack, 2000).

### Etapa 2. Análise espacial dos critérios definidos

Após a definição dos critérios, os dados relacionados foram analisados, organizados e sistematizados, gerando mapas, com o uso do *Arc Map* do software *ArcGis* 10.5. Segundo Silva (2019), o geoprocessamento se caracteriza como um instrumento de redução da subjetividade no processo de decisão, no qual é possível atribuir pesos aos fatores considerados na análise.

Os dados espaciais utilizados em SIG possuem dois formatos: matricial (*raster*) e vetorial. E cada critério foi analisado individualmente, a fim de determinar os resultados esperados para esta pesquisa, que estão detalhados abaixo.

- Declividade

Para a delimitação da declividade dos municípios, os dados matriciais utilizados foram os Modelos Digitais de Elevação (MDE), adquiridos a partir do projeto TOPODATA do Instituto Brasileiro de Pesquisas Espaciais (INPE). O mapa foi transformado para o modelo de declividade na ferramenta *slope*, e as classes de declividades foram ajustadas para o estudo, conforme a classificação (Tabela 2) da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1979).

- Uso e Cobertura do Solo

Para a elaboração do mapa foram utilizados dados matriciais das imagens do Satélite *Sentinel 2*, com resolução espacial de 10 metros. As classes definidas para a delimitação no mapa foram adaptadas do projeto *TerraClass* e do Manual de Classificação do Uso da Terra do IBGE, sendo elas: área urbana, floresta, regeneração com pasto, vegetação secundária, pasto, solo exposto, mosaico de ocupação e hidrografia. A ferramenta Classificação Supervisionada foi utilizada para o processamento das classes de uso e cobertura do solo, em que são selecionadas amostras de cada classe de uso, em seguida as mesmas são processadas e vetorizadas de acordo com as classes definidas.

- Recursos Hídricos

Os dados vetoriais dos cursos d'água dos municípios foram obtidos no banco de dados do site do IBGE (<https://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#homepagedo> IBGE). A metodologia utilizada para a obtenção das distâncias dos cursos d'água pré-definidas foi a ferramenta Euclidian distance, que calcula as distâncias euclidianas de um vetor. As distâncias definidas para os cursos d'água foram: 0 a 200 m; 200 a 500 m e >500 m (NBR 13.896/1997; SILVA, 2019).

**Tabela 2.** Classificação do relevo brasileiro

Declividade (%)	Relevo
00 a 03	Relevo plano
03 a 08	Relevo suavemente ondulado
08 a 20	Relevo ondulado
20 a 45	Relevo fortemente ondulado
45 a 75	Relevo montanhoso
> 75	Relevo fortemente montanhoso

Fonte: EMBRAPA (1979).

**Tabela 3.** Largura de APP dos cursos d'água

Largura do rio	Largura da APP
Menos de 10 metros	30 metros
10 a 50 metros	50 metros
50 a 200 metros	100 metros
200 a 500 metros	200 metros
Mais de 600 metros	500 metros

Fonte: Brasil (2012).

- Áreas de Preservação Permanente (APP)

Para a delimitação das APP dos cursos d'água, foram usados os mesmos dados vetoriais usados para a elaboração do mapa de recursos hídricos. E foi utilizada a ferramenta *Buffer*, com as distâncias (Tabela 3) definidas pelo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012).

- Pedologia (tipos de solo) e Unidade de Conservação (UC)

Para a elaboração dos mapas de pedologia e UC, foram adquiridos dados vetoriais a partir do banco de dados do IBGE, em seu portal de geociências. Ambos os dados foram processados e especializados de forma individual, e assim, as classes de solos e UC puderam ser identificadas.

- Centro atendido, núcleos populacionais, acessos, distância de aeroportos e distância de populações tradicionais

As feições vetoriais dos centros atendidos, núcleos populacionais, rodovias e estradas (acessos), aeroportos e populações tradicionais dos municípios foram obtidas a partir das bases cartográficas do IBGE. A metodologia utilizada para a obtenção das distâncias pré-definidas para todos os mapas citados acima, foi à ferramenta do *Euclidian distance*, que calcula as distâncias euclidianas de um vetor. As distâncias definidas para os centros urbanos foram: 0 a 500 m; 500 a 1000 m; 1000 a 2000 m; 2000 a 5000 m; 5000 a 8000 m; 8000 a 10000 m; 10000 a 15000 m; 15000 a 20000 m e >30000 m (NBR 13896/1997; Silva, 2019).

A NBR nº 13896/1997 estabelece a distância mínima de 500 metros de núcleos populacionais, e neste trabalho consideraram-se as populações tradicionais como núcleos populacionais, sendo assim considerada a distância mínima de 500 metros para essas áreas. As distâncias definidas para os núcleos urbanos e populações tradicionais foram: 0 a 500 m; 500 a 1000 m e >1000 m (NBR 13896/1997; Silva, 2019).

Os acessos (estradas e rodovias) são considerados um critério de evidente importância econômica e técnica em um projeto de AS, uma vez que são utilizados durante toda a sua operação (NBR 13896/97). As distâncias definidas para os acessos foram: 0 a 200 m; 200 a 500 m; 500 a 1000 m e >1000 m (NBR 13896/1997; Silva, 2019). A distância mínima de aeroportos adotada foi de 13km, pois o aeroporto que existe na região, não opera com regras de voo por instrumentos, com base na Lei nº 12725/2012 e Resolução CONAMA nº 04/95. As distâncias definidas foram: 0 a 13 km; 13 a 20 km e < 20 km.

### Etapa 3. Estimativa da área mínima do aterro sanitário

Para a estimativa da área (tamanho) para a instalação e funcionamento do AS, se fez necessário estimar a população futura da área estudada, bem como a quantidade dos RSU gerados durante o tempo de funcionamento do aterro (vida útil). Assim, considerou-se neste estudo, uma vida útil de 20 anos (2020 a 2040), baseado na NBR nº 13896/1997 da ABNT. E para a realização dos cálculos utilizou-se o software *Microsoft Excel*.

Segundo Tsutiya (2006), para estimar a população, deve-se calcular o coeficiente de crescimento:

$$k = \frac{P_2 - P_0}{T_2 - T_0} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

k: Coeficiente de crescimento;

P<sub>0</sub>: População inicial (penúltimo censo, IBGE 2000);

P<sub>2</sub>: População final (último censo, IBGE 2010);

T<sub>0</sub>: Ano inicial (2020);

T<sub>2</sub>: Ano final (2040).

Para o cálculo da projeção populacional segundo Tsutiya (2006):

$$Pr = P_0 + k \times (T_2 - T_0) \quad \text{Equação (2)}$$

Onde:

Pr: Projeção de crescimento aritmética (população que se deseja estimar);

k: Coeficiente de crescimento;

P<sub>0</sub>: População inicial (último censo, IBGE 2010);

T<sub>0</sub>: Ano inicial (2020);

T<sub>2</sub>: Ano final (2040).

Para a estimativa da geração de RSU foram utilizados os dados do Plano Estadual de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PEGIRS, 2014), que indica em Tucuuruí uma média de 0.84 kg/hab.dia; e em Breu Branco uma média de 0.69 kg/hab.dia.

$$GR = P * PDR/1000$$

Equação (3)

Onde:

GR: Geração de Resíduos (tonelada/ano);

PDR: Produção Diária de Resíduos em kg/hab/dia;

P: População.

Com isso, a partir da estimativa dos resíduos dos municípios e baseado na classificação do Banco Nacional de Desenvolvimento Sustentável (BNDS, 2014) foi classificado o porte do aterro. E para a determinação da área mínima para AS, utilizou-se o termo de referência disponibilizado pelo Ministério das Cidades (MC, 2011) (Tabela 4).

**Tabela 4.** Referência de área mínima recomendável da gleba para implantação do AS

População urbana (habitantes)	Área mínima recomendável (ha)
Até 2000	1 hectares
Entre 2001 e 5000	2 hectares
Entre 5001 e 10000	4 hectares
Entre 10001 e 20000	6 hectares
Entre 20001 e 50000	10 hectares
Entre 50001 e 100000	20 hectares
Entre 100001 e 150000	25 hectares
Entre 150001 e 250000	35 hectares
Entre 250001 e 500000	55 hectares
Entre 500001 e 750000	95 hectares

Fonte: Brasil (2011).

#### Etapa 4. Análise multicritério para tomada de decisão

Após a análise espacial, utilizou-se a análise de decisão multicritério por meio do processo de hierarquia analítica (AHP), uma das técnicas mais utilizada para determinar a importância relativa dos critérios. O método AHP transforma as comparações qualitativas em análises quantitativas, atribuindo grau de importância para diferentes critérios de maneira simultânea, permitindo uma tomada de decisão baseada em dados classificados de acordo com sua ordem de relevância (Saaty, 1990; Ali *et al.*, 2021; Chamchali *et al.*, 2021).

Este método possibilita informar qual dos elementos é mais importante para uma determinada tomada de decisão, e com que intensidade em uma escala de 1 a 9 este critério é mais importante, de tal forma que o valor “1” considera os dois elementos de relevância igual (Silva, 2019).

O primeiro passo é o preenchimento matriz de comparação. Desse modo, já existem softwares que auxiliam na tomada de decisão multicritério, como por exemplo, a Calculadora AHP *online*, encontrada no site: [bpmsg.com/ahp/ahp-calc.php](http://bpmsg.com/ahp/ahp-calc.php), uma ferramenta de suporte para processos de tomada de decisão, e que fora utilizada em estudo semelhante por Silva (2019).

Por conseguinte, definiram-se as notas de cada classe pertencente aos critérios escalonados (Tabela 5). Para tal, vale elucidar que a avaliação de cada classe quanto a sua aptidão para a implantação do aterro, seguiu as normas e leis regentes, bem como a literatura estudada.

Nesse sentido, após a classificação das notas dos critérios de aptidão, foram aplicados os critérios restritivos, exposto na Tabela 6. Com isso, após a análise dos critérios que irão definir as áreas aptas para receber o AS, o próximo passo consistiu na atribuição das notas já estabelecidas para cada classe, no software *ArcGis 10.5*.

**Tabela 5.** Intervalo de notas para classificação do nível de aptidão da área

Notas	Classificação da área
0.0	Inapropriada
1.0	Péssima
1.0 – 3.0	Ruim
3.0 – 4.5	Regular
4.5 – 5.0	Excelente

Fonte: Silva (2019).

**Tabela 6.** Critérios considerados restritivos para a implantação do aterro sanitário

Critério	Descrição
Declividade	Áreas com declividade inferior a 1% e superior a 30%.
Hidrografia	Distância mínima de 200 m de qualquer coleção hídrica.
Área de Preservação Permanente (APP)	Restringir as faixas marginais dos cursos d'água que são APP's, e o tamanho dessas áreas varia de acordo com a largura do curso d'água, medida a partir da borda da calha de seu leito regular.
Unidades de Conservação	Restringir toda área.
Tamanho disponível	Atender ao valor da área mínima calculada.
Acessos	Distância mínima de 200 m do sistema viário.
Distância mínima núcleos populacionais	Distância mínima de 500 metros.
Distância mínima de populações tradicionais (aldeia indígena)	Distância mínima de 500 metros.
Proximidade de aeroportos	Restringir a distância de 13 km.

Fonte: Autores (2021).

### Etapa 5. Análise espacial de áreas de aptidão, restrição e excelência

Para a geração do mapa de aptidão, primeiro foi feita a conversão dos dados vetoriais de cada variável para o formato *raster*. Depois foram atribuídas as notas de cada classe por meio da ferramenta *Reclassify*; e posteriormente a sobreposição ponderada dos dados reclassificados, com atribuição dos pesos, utilizando a ferramenta *Weighted Overlay*.

Para a geração do mapa de restrição, foram aplicados os critérios restritivos ao mapa de aptidão. Para isso, foram utilizadas ferramentas que efetuam o recorte dessas áreas (*clip e symmetrical difference*). No entanto, não foi possível aplicar ao critério de declividade, devido ao seu formato matricial (*raster*), e por isso não foi possível realizar sua conversão para o formato vetorial.

O mapa final de melhores áreas foi realizado a partir da seleção das áreas consideradas excelentes para a instalação do AS; foram verificados os tamanhos das áreas excelentes; e por fim, selecionadas aquelas que possuem dimensão igual ou superior a área mínima calculada. Ao final as áreas excelentes foram visualizadas no software *Google Earth Pr*, para verificação das áreas indicadas para a implantação do aterro sanitário, a partir da análise de componentes da paisagem.

### **Resultados e discussões**

O mapa de declividade (Figura 2) aponta que mais de 85% da área de estudo é apta para a instalação de AS. Segundo Silva (2019) a declividade é um dos fatores primordiais para determinar a velocidade do escoamento superficial e a susceptibilidade à erosão. Então, áreas que apresentam altas atitudes não são indicadas, pois se destaca o grande custo relacionado à construção e manutenção dos aterros nestes locais, além do risco devido à dificuldade do escoamento de drenagem, quando estes estão localizados em uma encosta muito plana (Silva, 2019; Carmo, 2014). Áreas com menor declividade necessitam de menos terraplanagem, há baixo risco de erosão, condições menos críticas ao sistema de drenagem e desvio de águas pluviais (Todeschini e Fan, 2020).

O mapa de pedologia (Figura 3) aponta que na área de estudo, foram identificados cinco tipos de solos: Argissolo, Latossolo, Espodossolo, Argissolo, Gleissolo e Plintossolo. Sendo que ocorrem a predominância de dois tipos os Argissolos e Latossolos. Segundo a EMBRAPA (2006), os Argissolos e Latossolos compreendem solos minerais, não hidromórficos, em geral profundos, bem drenados e muito evoluídos. Os Gleissolos possuem constituição argilosa a arenosa, ocorrendo normalmente em áreas alagáveis devido à proximidade do lençol freático a que se associa este tipo de solo, possuindo risco de inundações ou alagamentos frequentes. Os Plintossolos compreendem solos minerais formados sob condições de restrição à percolação da água, sujeitos ao efeito temporário de excesso de umidade, de maneira geral imperfeitamente ou mal drenados. Já os Espodossolos, compreendem solos originários principalmente, de materiais arenoquartzosos, de textura arenosa, presença de horizonte de impedimento e baixa fertilidade.

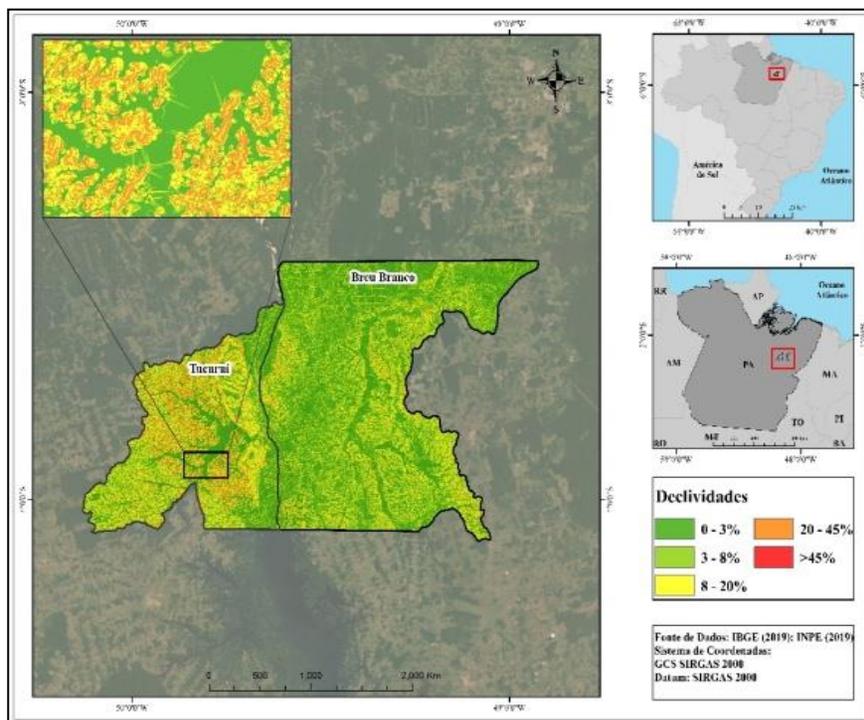


Figura 2. Mapa de Declividade.

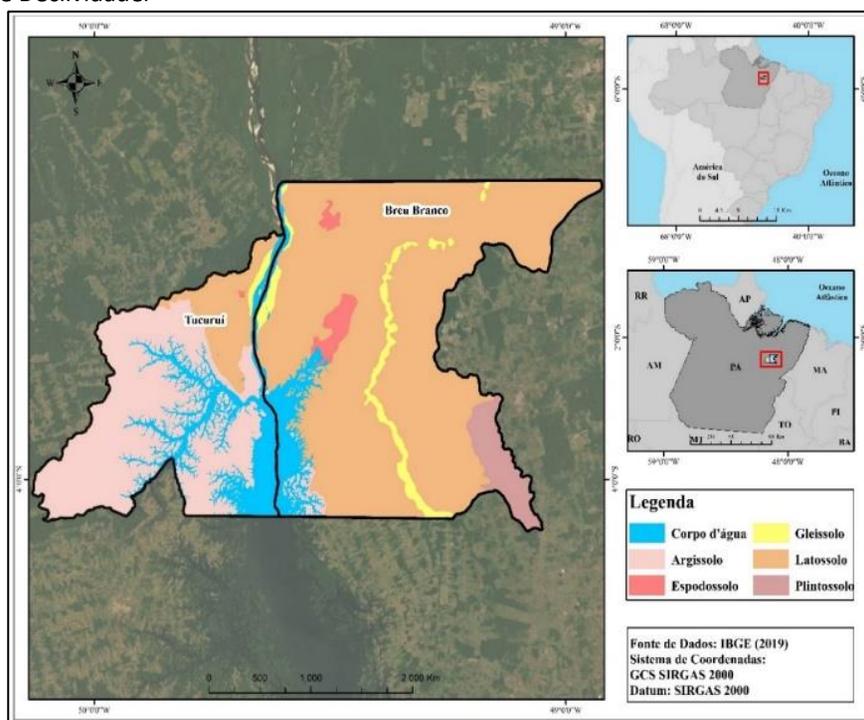


Figura 3. Mapa de Pedologia.

Para instalação de AS, segundo Carvalho (2017), os solos da área a ser selecionada devem apresentar características argilosas e não arenosas. Argissolos e Latossolos possuem uma impermeabilidade natural que reduz as possibilidades de infiltração e percolação do lixiviado e a contaminação do próprio solo e das águas subterrâneas (Todeschini e Fan, 2020), com isso não há a necessidade de impermeabilização evitando maiores custos na instalação do AS (Medeiro *et al.*, 2022).

Ainda conforme a NBR, os AS obrigatoriamente, devem estar a uma distância mínima de 200 metros de qualquer curso d'água (Figura 4), para evitar sua contaminação. E de acordo com o Código Florestal, só foram constatadas APP de cursos d'água (Figura 5), de tal forma que o rio principal, o Tocantins, possui as maiores larguras, com mais de 600 metros, e por isso ao seu entorno, as áreas restritivas serão de 500 metros. Os demais cursos d'água apresentaram larguras variantes, todas inferiores a 500 metros, e por isso terão suas restrições de 200 metros, que atenderá o Código Florestal e também a NBR n° 13.896/97.

Por esse fato, o AS deve ser projetado de acordo com essas normas, pois diante de eventuais problemas na compactação e impermeabilização, ocorrerá a contaminação de mananciais ocasionando prejuízos a ictiofauna e a população que utiliza essas fontes de água (De Oliveira Neto, 2011).

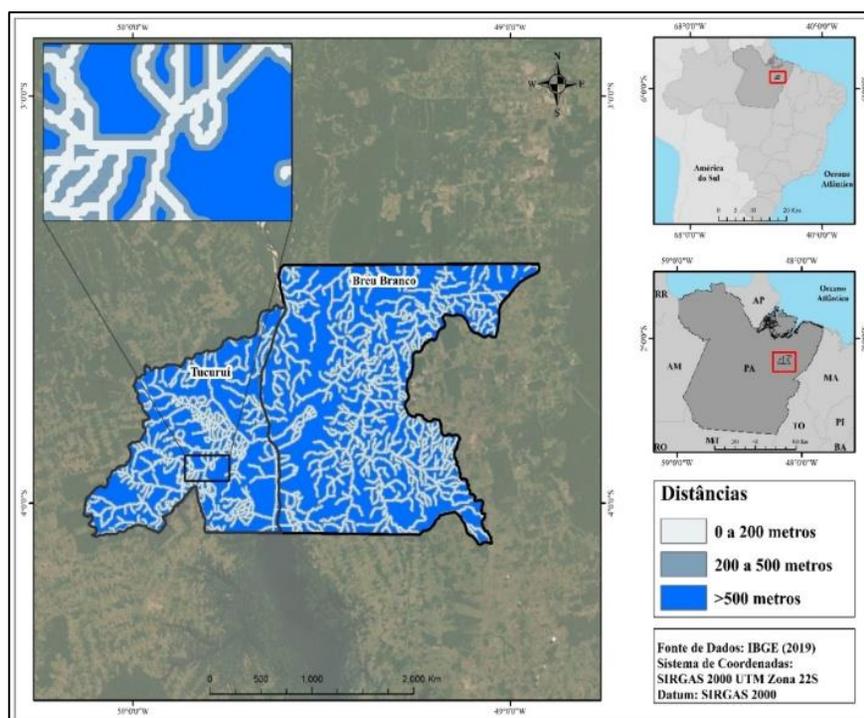


Figura 4. Cursos d'água dos municípios.

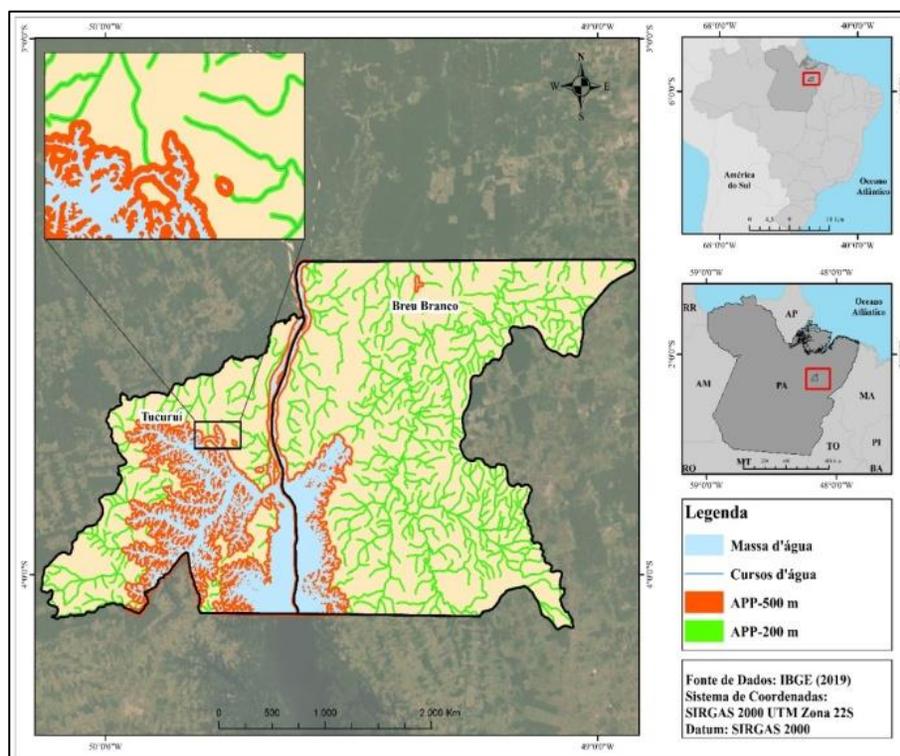


Figura 5. Mapa de Pedologia.

A Figura 6 mostra o Mapa de Uso e Cobertura do Solo, onde foram identificadas oito classes. A NBR n° 13.896/97 estabelece que o impacto ambiental a ser causado pela instalação do aterro deve ser mínimo, corroborando para que as áreas de florestas e vegetação secundária sejam evitadas. Portanto as classes área urbana, floresta, mosaico de ocupação, hidrográfica e vegetação secundária são desfavoráveis para a instalação de AS. E a classe mais indica é o solo exposto, seguida das classes pasto e regeneração com pasto. Neste sentido, Tucuruí possui 27% e Breu Branco 41 % de áreas excelentes para a instalação de AS.

Moreira (2022) ressalta que os locais mais interessantes para receber a implantação de um AS, devido a não necessitar efetuar a supressão da vegetação e serem de baixa declividade, são as áreas utilizadas para agricultura e pecuária. Entretanto, estes locais caracterizam-se por serem de elevado valor aquisitivo.

Na região de estudo, existe a Área de Proteção Ambiental (APA) do Lago de Tucuruí, uma UC de Uso Sustentável, apresentada na Figura 7, que apresenta extensão territorial de 503.490,00 ha e situadas dentro de seu território, há a Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Alcobaça,

que é composta apenas por ilhas situadas dentro da APA Lago de Tucuruí. É válido ressaltar, que existem muitos ribeirinhos moradores das ilhas característico da região amazônica

A APA e a RDS são consideradas áreas protegidas e seu uso é restrito, podendo apenas por autorização de órgão responsável ser licenciada para atividades do porte do AS (BRASIL, 2002). Nesta pesquisa, a área escolhida deve estar fora dos limites das áreas de UC, para não gerar conflitos, visto que o local escolhido deve ser tal que minimize o potencial impacto socioambiental.

A fim de prevenir acidentes, respeitando a lei e resolução vigente, a Área de Segurança Aeroportuária (ASA) foi avaliada neste estudo. A Figura 8 mostra que nos municípios, foi identificado um aeroporto de pequeno porte, localizado no município de Tucuruí. O aeroporto do município de Tucuruí não opera por instrumentos, e por isso foi adotado o raio de restrição de 13km de distância, sendo essa área considerada excluída e não apta na seleção de áreas.

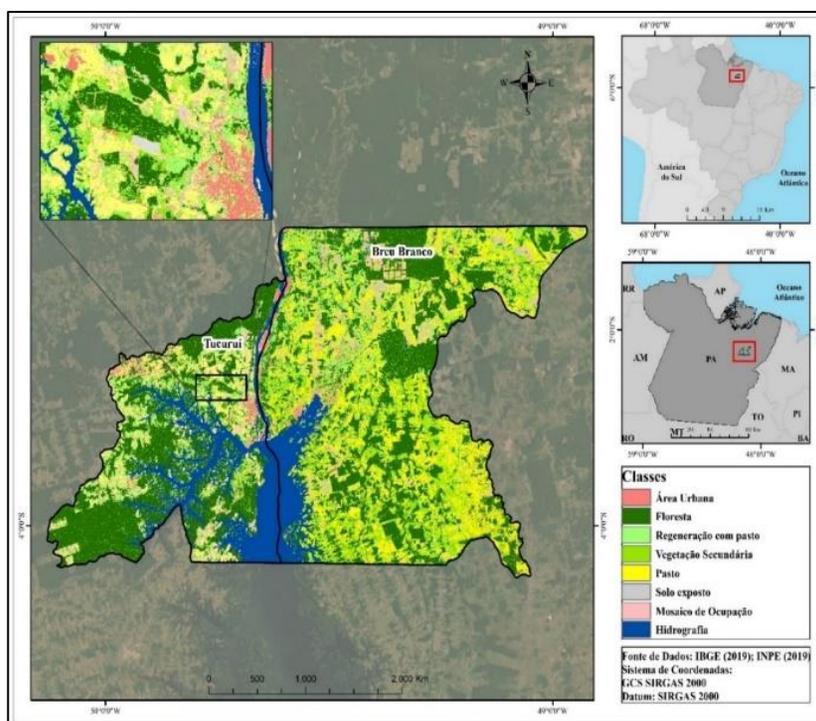


Figura 6. Uso e Cobertura do Solo.

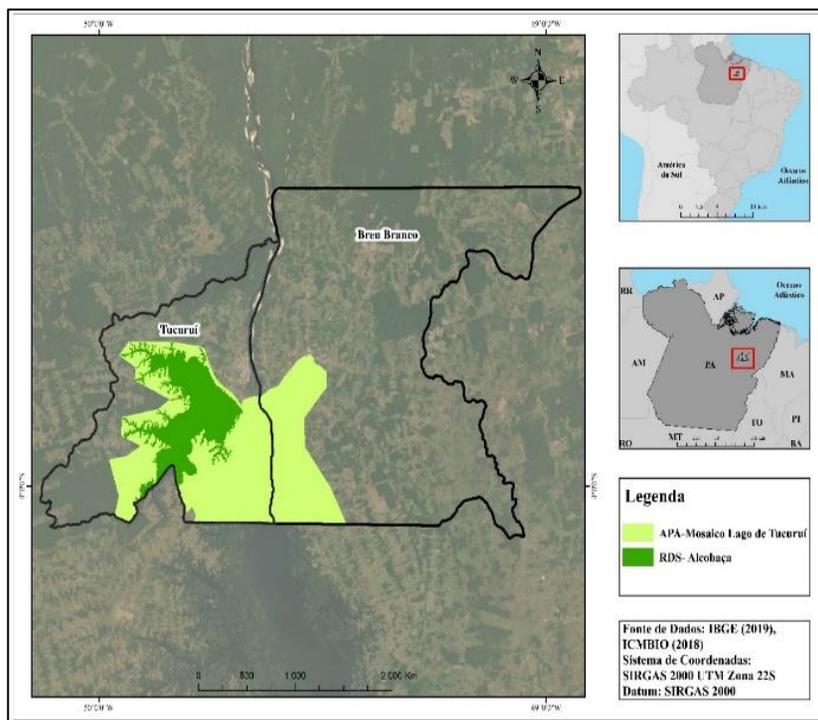


Figura 7. Mapa de UC.

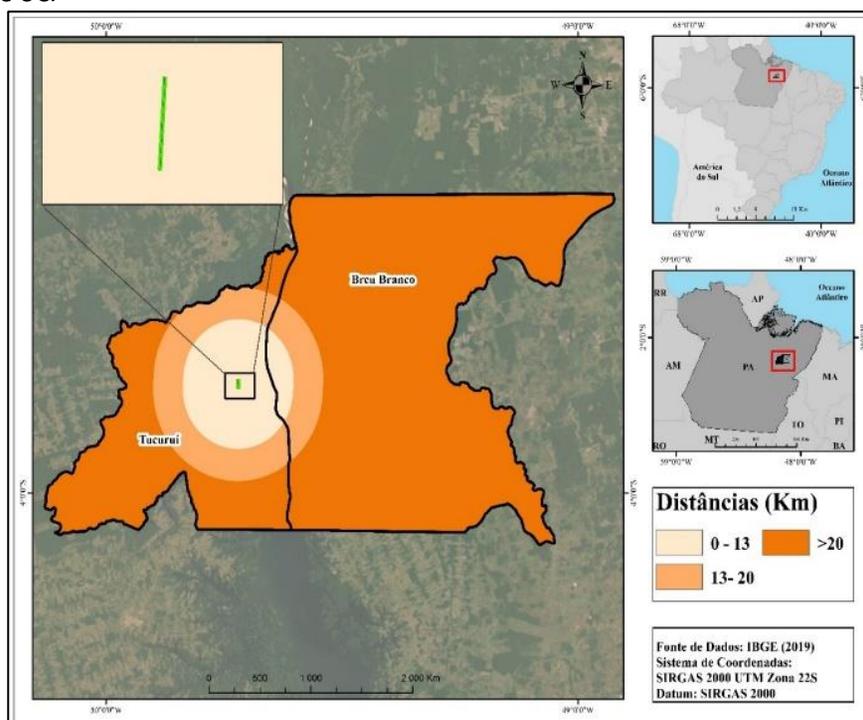


Figura 8. Mapa de Aeroporto.

Ainda segundo a NBR13. 896/97 os acessos (Figura 9) são considerados de evidente importância em um projeto de aterro, uma vez que são utilizados durante toda a sua operação. E segundo o Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT, 2005) as áreas a serem selecionadas para a instalação de um AS devem encontrar-se fora da área de influência direta das rodovias, evitando-se impactos ambientais relacionados à segurança do tráfego e ao conforto do usuário, assim como os relacionados à poluição visual, proliferação de vetores indesejáveis e de odores desagradáveis.

A Figura 10 mostra o mapa de distância dos centros atendidos dos municípios de Tucuruí e Breu Branco. O local de funcionamento de um AS segundo Tressoldi e Consoni (1998) deve estar em uma distância mínima de 5 km do centro atendido, que nesse caso são a área urbana do município de Tucuruí e Breu Branco. Também é elucidado que essa distância pode variar entre 5 e 20 km, contudo, deve-se haver restrições, pois ao olhar econômico, uma área próxima ao centro urbano facilita o transporte dos resíduos coletados e é importante, visto que contribui para um baixo custo do transporte dos resíduos até o aterro (Tronca, 2018; Silva, 2019).

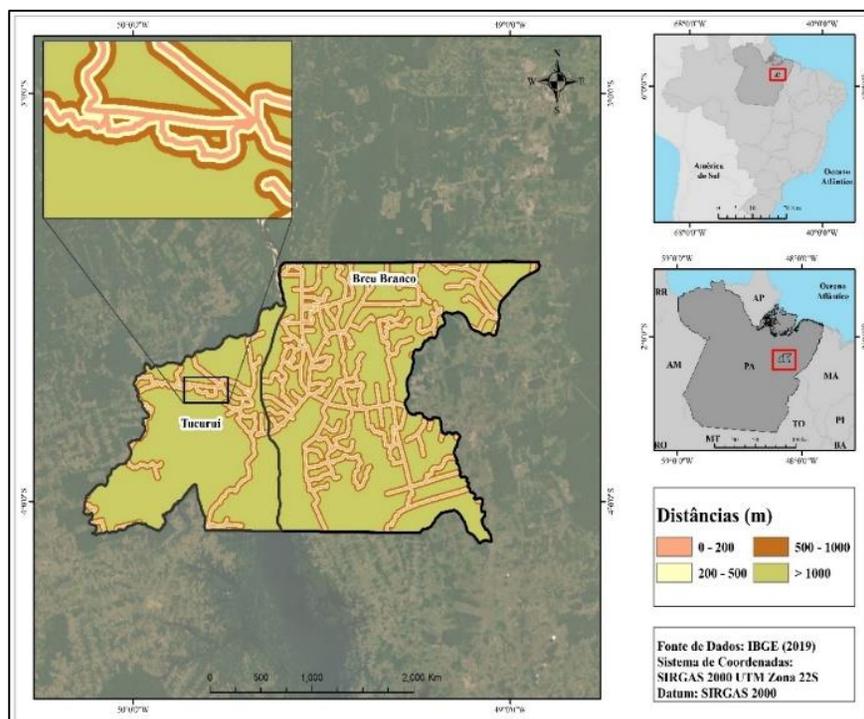


Figura 9. Mapa de Acessos.

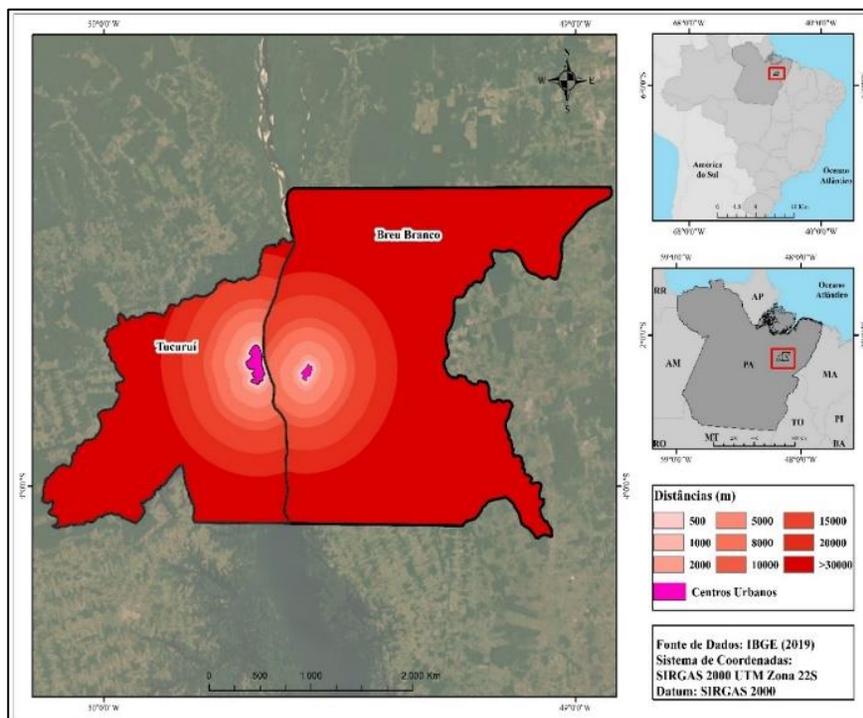


Figura 10. Mapa do Centro Atendido.

A NBR 13896/1997 recomenda que a distância entre o limite da área útil do aterro e os núcleos populacionais (Figura 11) seja superior a 500 metros. Esta distância foi respeitada para minimizar os impactos e incômodos que esta atividade propicia, tais como: problemas de odor, proliferação de insetos e roedores, poluição sonora e desvalorização imobiliária, sendo que alguns destes podem trazer danos à saúde humana (Todeschini e Fan, 2020).

A NBR 13896/1997 recomenda que a distância entre o limite da área útil do aterro e os núcleos populacionais (Figura 11) seja superior a 500 metros. Esta distância foi respeitada para minimizar os impactos e incômodos que esta atividade propicia, tais como: problemas de odor, proliferação de insetos e roedores, poluição sonora e desvalorização imobiliária, sendo que alguns destes podem trazer danos à saúde humana (Todeschini e Fan, 2020).

A Figura 12 mostra o mapa de comunidades tradicionais nos municípios de Tucuruí e Breu Branco, e indica que na área existe uma aldeia indígena, localizada em Tucuruí, a Terra Indígena *Trocará* do povo *Asurini do Tocantins*, com uma superfície de 14.048 hectares. Em trabalho semelhante Kuerten (2018) usou como critério as terras indígenas e as restringiu. Cornélio (2017) em seu trabalho sobre RS e aldeias indígenas, também observou que em áreas indígenas são de proteção integral.

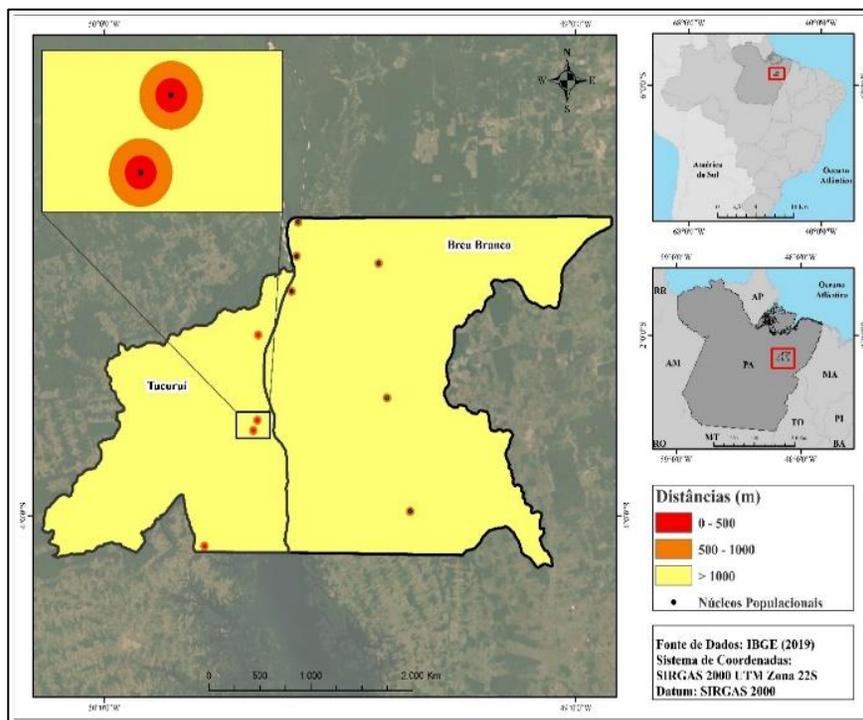


Figura 11. Mapa de Núcleos Populacionais.

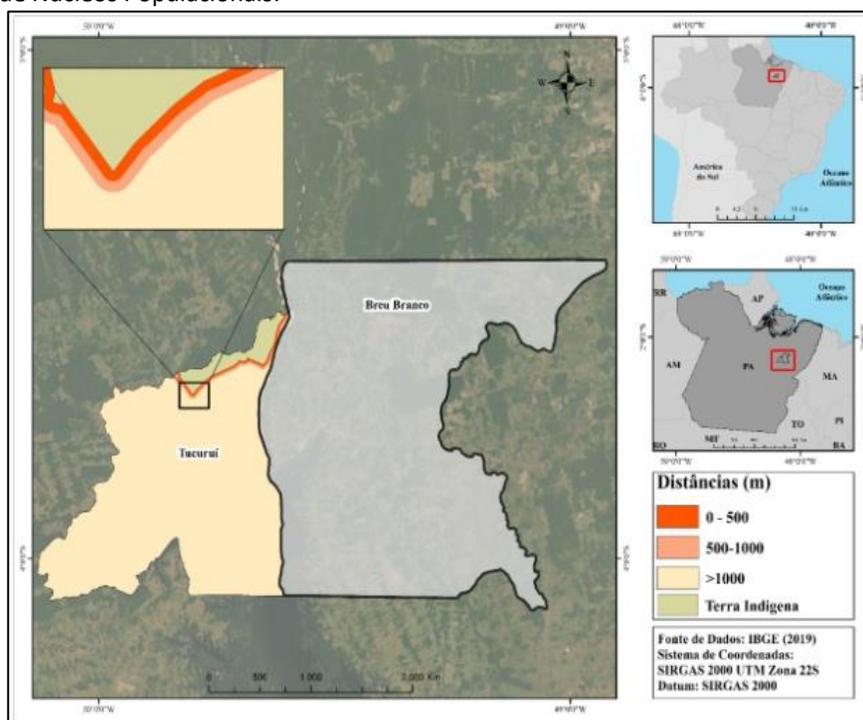


Figura 12. Mapa de comunidades tradicionais.

Foi adotada uma distância mínima de 500 metros no entorno das terras indígenas, considerando-as como núcleos populacionais, restringindo assim o seu uso e classificando as mesmas como áreas inaptas, ou seja, foram excluídas da seleção de áreas. Cabe ressaltar que a aldeia dista mais de 20 km do centro gerador e situa-se na zona rural do município de Tucuruí, no entanto, adotou-se uma distância de 500 metros, pois a expansão territorial do município tende a crescer.

A partir do processo de comparação pareada do método AHP, obteve-se a matriz de decisão e a porcentagem de importância para cada critério. Desta forma, foi possível definir os valores dos pesos para os critérios escalonados, e após, foram atribuídos os intervalos de notas para classificação do nível de aptidão da área (Tabela 4). Os pesos e notas atribuídas aos critérios escalonados constam na Tabela 6.

**Tabela 6.** Pesos e notas atribuídas aos critérios escalonados

Critério	Tipo	Peso	Nota
Distância de cursos d'água	000 – 200 metros	0.301	0
	200 – 500 metros	(30.1%)	4
	> 500 metros		5
Uso e cobertura do solo	Área urbana		1
	Floresta		1
	Regeneração com pasto		3
	Vegetação secundária		1
	Pasto	0.277	4
	Solo exposto	(27.7%)	5
	Mosaico de ocupação		1
Distância dos núcleos populacionais e populações tradicionais	000 – 500 metros	0.188	0
	500 – 1000 metros	(18.8%)	4
	> 1000 metros		5
Distância do centro atendido	00 – 05 km		0
	05 – 10 km		5
	10 – 15 km	0.096	4
	15 – 20 km	(9.6%)	3
	20 – 30 km		1
Distância de estradas	000 – 200 m		0
	200 – 500	0.065	3
	500– 1000	(6.5%)	5
	> 1000		2
Declividade	00 – 03%		5
	03 – 0 8%	0.037	4
	08 – 20%	(3.7%)	3
	> 20%		2
Pedologia (tipos de solos)	Latossolo		5
	Espodossolo		1
	Argissolo	0.037	4
	Gleissolo	(3.7%)	1
	Plintossolo		1

Fonte: Autores (2021)

O peso mais importante foi atribuído ao critério distância de cursos d'água, seguido do critério uso e cobertura do solo. Os critérios que receberam menor peso foram declividade e pedologia, com pesos iguais. Os tipos de critérios que receberam Nota 0, classificada como inapropriada, são os critérios escalonados que possuem algum tipo restritivo (Tabela 6).

Os cálculos obtidos até o fim da vida útil (ano de 2040) do AS para os municípios juntos, resultaram na estimativa populacional (Equação 1 e 2) em 279752 habitantes, e a geração anual de RSU (Equação 3) 79605.25 (Ton/ano).

A partir da população estimada e com base no termo de referência disponibilizado pelo Ministério das Cidades (MC), a área ocupada para o AS será de 55 hectares. E conforme o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2015) o AS seria de médio porte (até 800 t/dia), com os valores em torno de R\$ 18.4 milhões.

Os critérios escalonados selecionados com aspectos ambientais, sociais, técnicos e econômicos, permitiram avaliar a aptidão da área de estudo. Na Figura 13, as áreas potenciais em seus quatro níveis de aptidão classificadas em péssima, ruim, regular e excelente. Ao analisar o mapa, percebe-se que as maiores aptidões das áreas são péssimas e ruins (cores vermelhas e laranja, respectivamente) para receber a implantação do AS. Enquanto que as áreas com excelente aptidão, representadas pela cor verde escuro, são as de menor abrangência dentro dos municípios, estando localizadas em sua maioria no município de Breu Branco. Os percentuais de aptidão das áreas constam na Tabela 8.

**Tabela 8.** Percentual de aptidão de áreas para AS

Aptidão da área (%)	Breu Branco	Tucuruí
Péssima	70%	60%
Ruim	13%	25%
Regular	15%	14%
Excelente	2%	1%

A aplicação dos critérios restritivos, sobre o resultado do mapa de aptidão (Figura 4) serviu como condicionante legal, para restringir áreas consideradas inaptas. Desta forma, possibilitou a restrição das áreas como é ilustrado na Figura 5.

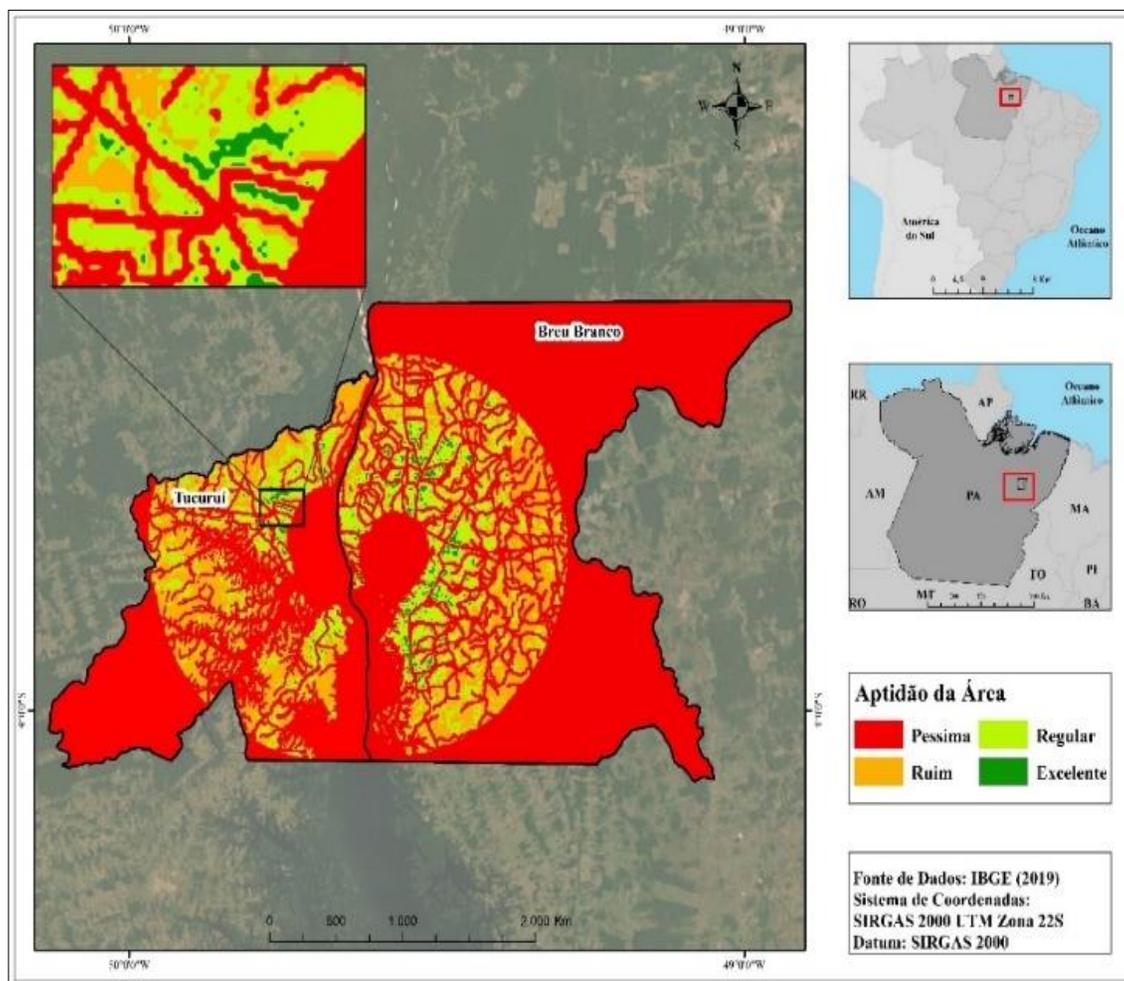


Figura 13. Mapa de aptidão de áreas para implantação de AS nos municípios de Tucuruí e Breu Branco em 2021.

Dessa forma, a Figura 14 permite a visualização da aptidão e restrição de áreas dos municípios à implantação do AS, possibilitando a escolha dos locais dentro de regiões excelentes que merecem um estudo detalhado.

As áreas de excelente aptidão foram filtradas quanto ao seu tamanho, sendo consideradas apenas áreas iguais ou superiores a 55 hectares, de acordo com a área mínima estimada para implantação e funcionamento do AS. Como resultados foram identificadas 19 excelentes (Figura 15).

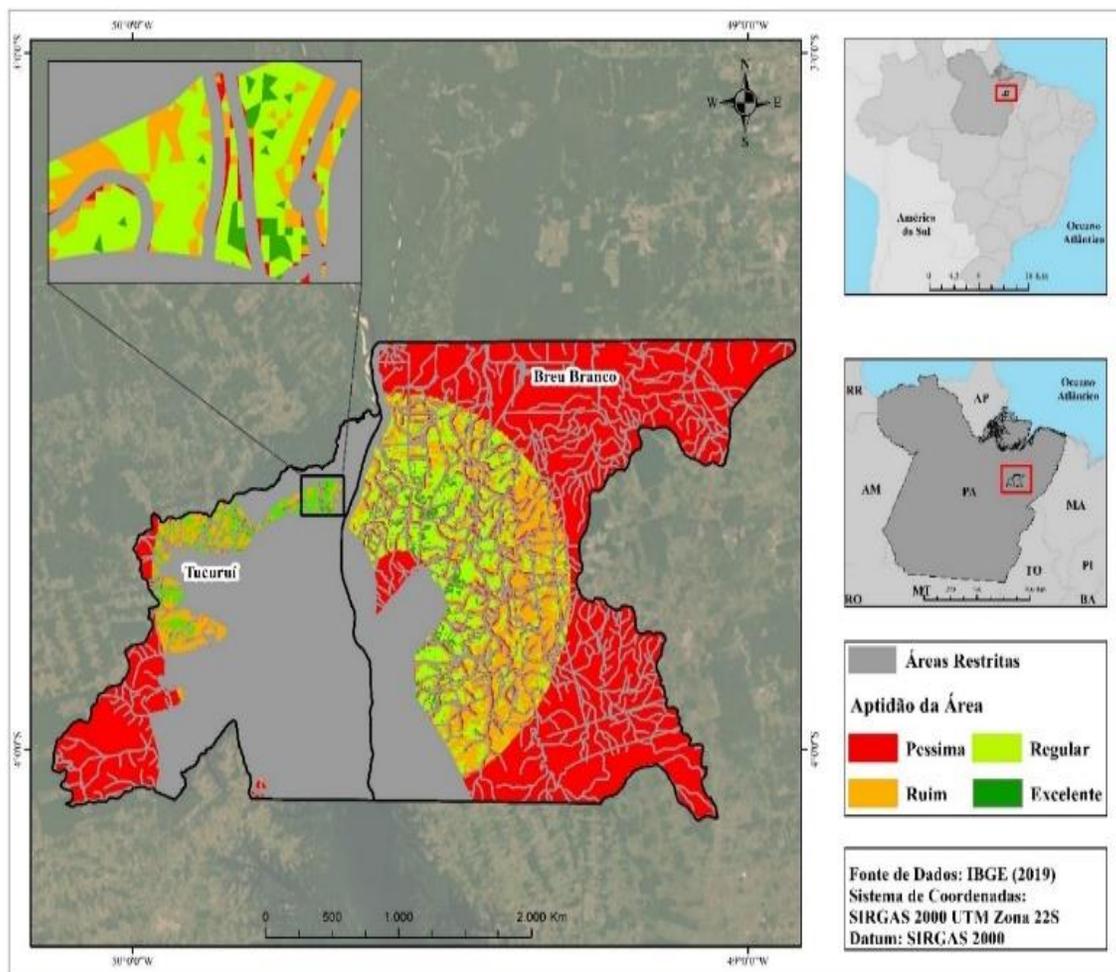
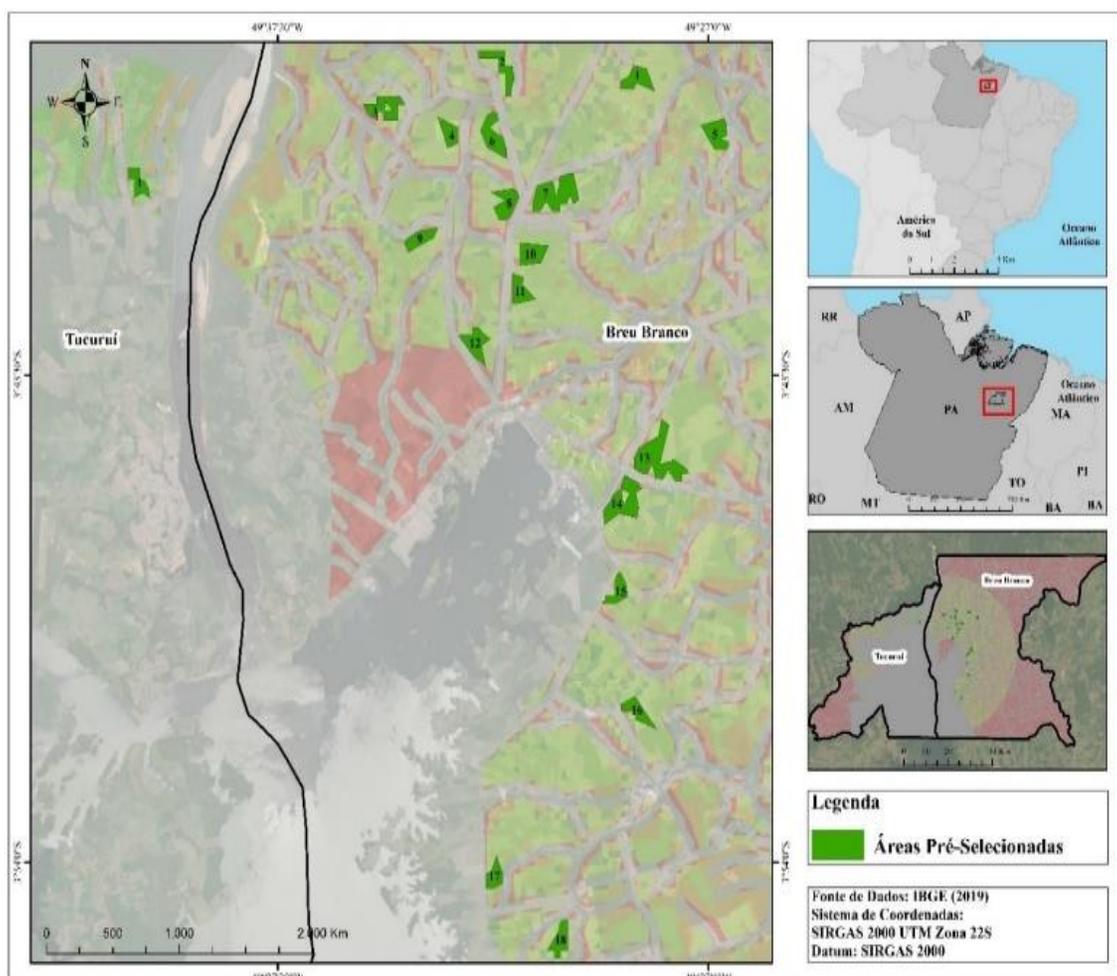


Figura 14. Mapa de aptidão e restrição para a implantação de AS nos municípios de Tucuruí e Breu Branco em 2021.

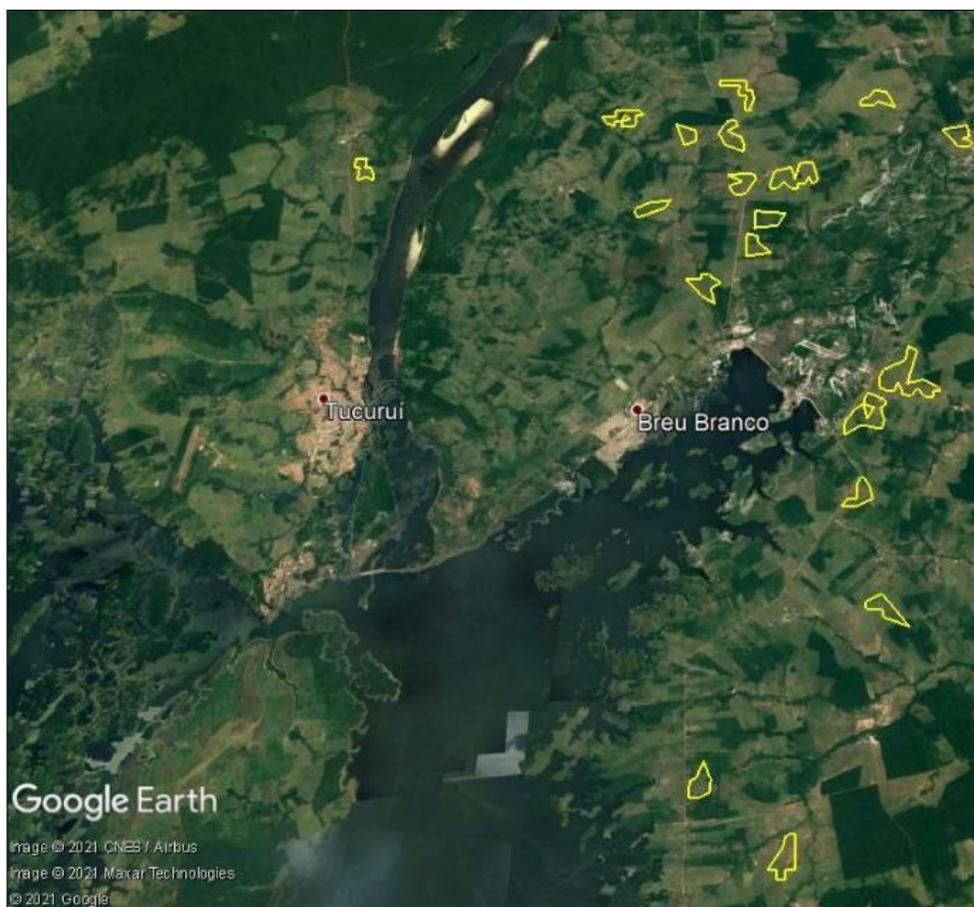
Para melhor avaliação dos resultados, foram utilizadas imagens do software *Google Earth Pro*, para verificação da viabilidade, a partir da análise de componentes da paisagem. A Figura 16 mostra as áreas selecionadas, este recurso permitiu constatar que o critério uso e cobertura do solo foram assertivos, pois, as áreas são predominantemente de pastagem, que correspondem às áreas mais claras no mapa. Também se pode observar que as áreas são próximas a estradas e distantes de cursos d'água, representadas pela cor azul escuro.

Portanto a seleção de áreas para AS nos municípios de Tucuruí e Breu Branco, identificou 19 áreas com aptidão excelente para a sua instalação e indicou que todas as áreas estão localizadas em áreas rurais. Além de demonstrar a eficiência das ferramentas aqui utilizadas, com esses resultados espera-se contribuir para gestão de RSU.

Para melhores resultados, recomenda-se realização de análises in loco nas áreas mais adequadas, pois, embora a utilização de técnicas de geoprocessamento racionalize tempo e traga respostas rápidas, o emprego dessa técnica não exclui a necessidade de um estudo mais detalhado. Aliado a isso, estudos sobre viabilidade de formação de consórcios público para a implantação de um AS nos municípios levando em conta sua capacidade financeira de implementação.



**Figura 15.** Mapa das áreas excelentes para a implantação de aterros sanitários nos municípios de Tucuruí e Breu Branco em 2021.



**Figura 16.** Mapa as áreas excelentes para a implantação de aterros sanitários nos municípios de Tucuruí e Breu Branco adaptadas do Google Earth Pro em 2021.

### Conclusão

Os aterros sanitários são importantes uma vez que solucionam parte dos problemas causados pelo excesso de lixo gerado nas grandes cidades como forma de disposição final ambientalmente correta de resíduos.

O uso do geoprocessamento em conjunto da análise multicritério mostrou-se uma ferramenta eficaz e de baixo custo para a escolha de áreas para a implantação de aterros sanitários. Nesta pesquisa a análise conjunta de critérios restritivos e escalonados, resultou na seleção de 19 áreas excelentes, todas localizadas em zonas rurais, sendo apenas 1 localizada no município de Tucuruí.

Portanto, o presente estudo realizou uma importante contribuição para o desenvolvimento de pesquisas acerca do uso de geotecnologias como auxílio à gestão de resíduos sólidos, e pode ser utilizado como uma ferramenta de gestão para os municípios brasileiros, uma vez que as áreas adequadas para implantação de aterros sanitários ainda são um desafio.

### Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992) *NBR 8419: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro: ABNT.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) *NBR 13.896/97: aterros de resíduos não perigosos critérios para projeto, implantação e operação*. Rio de Janeiro.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) *NBR 13896/97: aterros de resíduos não perigosos - critérios para projeto, implantação e operação*. Rio de Janeiro: ABNT.
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2021) *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2022*. Acesso em 07 abr. 2022, disponível em: <http://abrelpe.org.br/panorama>
- Ali, S. A., Parvin, F., Al-Ansari, N., Pham, Q. B., Ahmad, A., Raj, M. S., Anh, D. T., Ba, L. H., Thai, V. N. (2021) Sanitary landfill site selection by integrating AHP and FTOPSIS with GIS: a case study of Memari Municipality, India. *Environ Sci Pollut Res*, **28**, 7528–7550. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11004-7>
- Aquino, J. N., Nero, M. A., Costa, A. M. (2019) Utilização de técnicas de modelagem e análise espacial na identificação de áreas ótimas para a implantação de aterros sanitários em Regiões metropolitanas densamente povoadas. *Revista Caminhos de Geografia*. Uberlândia, **20**(70), 01–19.
- Baierle, B., Muniz, M. S., Tomazoni, J. C., Manosso, F. C (2016) Seleção de área adequada para a implantação de aterro sanitário no município de Marmeleiro – PR, através de técnicas de geoprocessamento. *Engenharia Ambiental: Pesquisa Tecnologia*, **13**(2), 110-127.
- Brasil (1995) *Resolução Conama nº 004, de 11 de dezembro de 1995*. Estabelece as Áreas de Segurança Portuária – ASAs. Ministério do Meio Ambiente. Poder Executivo, Brasília, DF.
- Brasil (1998) *Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998*. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União.
- Brasil (2000) *Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000*. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII
- BR Brasil ASIL (2002) *Decreto 4.340, de 22 de agosto de 2002*. Regulamenta artigos da Lei 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza –SNUC, e dá outras providências. Acesso em: 18 abr. 2023. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/2002/d4340.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm).
- Brasil (2010) *Lei nº 12.305, de 2 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. Brasília: Diário Oficial da União.
- Brasil (2011) *Termo de Referência Técnico: Execução dos estudos ambientais preliminares, elaboração do projeto básico e executivo completo do aterro Sanitário*. Brasília, DF.
- Brasil (2012) *Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012*. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n. 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF. Acesso em 06 de jul. de 2019. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/ato20112014/2012/lei/12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato20112014/2012/lei/12651.htm).
- Brasil (2012) *Lei nº 12.725, de 16 de outubro de 2012*. Dispõe sobre o controle da fauna nas imediações de aeródromos. Brasília, DF.

- Brasil. (2020) *Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020*. Novo Marco Legal do Saneamento Básico. Brasil. Acesso em: 20 abr. 2023. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2019-2022/2020/lei/L14026.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/L14026.htm).
- Carmo, A. M. (2014) *Utilização do geoprocessamento como subsidio para análise morfométrica e de risco geológico das serras da porção sul do Maciço Central do Ceará*. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Geologia, Departamento de Geologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 126f.
- Carvalho, R. R. (2017) *Aplicação de análise multicritério em ambiente de geoprocessamento no estudo de áreas para implantação de aterros sanitários—área sul da RIDE/DF e Entorno*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Programa em Pós-Graduação em engenharia Civil e Ambiental, Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília, Brasília, 141f.
- Carissimi, E., Beatriz Wolff, D., Carvalho Tavares, M. (2015) Seleção de áreas para a construção de um aterro sanitário em Porto Velho/RO. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **8**(3), 237–247.
- Chamchali, M, Tafreshi, A, Tafreshi, G. (2021) Utilizing GIS linked to AHP for landfill site selection in Rudbar County of Iran. *GeoJournal*, **86**, 163–183.
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2010) *Resolução nº 428, de 17 de dezembro de 2010*. Dispõe, no âmbito do licenciamento ambiental sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação (UC), de que trata o § 3º do artigo 36 da Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000, bem como sobre a ciência do órgão responsável pela administração da UC no caso de licenciamento ambiental de empreendimentos não sujeitos a EIA-RIMA e dá outras providências. Brasília, DF.
- Cornélio, I. (2017) *Resíduos Sólidos Domésticos na Terra Indígena Rio das Cobras* (Dissertação), Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural Sustentável, Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS. da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, DF.
- De Oliveira Neto, J. T. (2011). Determinação de áreas favoráveis à implantação de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos para o município de Piumhi-MG. Monografia (especialização), Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, Belo Horizonte. 54f.
- Dutra, D. J., Silva, R. M. L., Vimieiro, V. G., Coelho, A. G. W. C. (2019) Seleção de área para construção de aterro sanitário no município de esmeraldas, MG, a partir da utilização de ferramentas de geoprocessamento. *Rev. Geogr. Acadêmica*, **13**(2), 106-118
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1979) *Manual de Método de Análise de Solos*, Rio de Janeiro, Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo, 247p.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2006) *Sistema brasileiro de classificação de solos*, 2a Ed, rev. atual. Brasília, DF: Embrapa Produção da Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 306 p.
- Gbanie, S. P., Tengbe, P. B., Momoh, J. S., Medo, J., Kabba, V. T. S., Kabba, S. (2013) Modelling landfill location using geographic information systems (GIS) and multi-criteria decision analysis (MCDA): case study bo, southern Sierra Leone. *Applied Geography*, **36**, 3–12.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2021) População 2021. Acesso em 01 jan. 2021, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/panorama>
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., Van Woerden, F. (2018) *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. World Bank, Washington, DC, USA. Acesso em 29 out. 2019, disponível em: <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>.
- Kuerten, I. S. (2018) *Seleção de áreas para instalação de aterro de resíduos sólidos urbanos (classe II A) no litoral norte do Rio Grande do Sul*, Dissertação, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Porto alegre.
- Medeiros, J. L. da S., de Paiva, W., Silva, T. J. R. D. de, Nascimento, M. B. do., Cezário, J. A., Carreiro, D. de A., dos Santos, L. L. (2022) Identificação de áreas favoráveis a implantação de aterros sanitários entre municípios

- do sertão no estado da Paraíba, Brasil. *Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, 15(3). <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.3.81177>
- Moreira, J. J. S. (2020) *Alternativas locacionais para a implantação de aterro sanitário no município de Rio Verde – Goiás. Monografia* (Graduação), Bacharelado em Engenharia Ambiental, Instituto Federal Goiano, Rio Verde. 38 f.
- Oliveira, A. A. A. de., Corrêa, S. da S., Mariano, M. O. H., Bezerra, S. de T. M., Coelho, I. C. L. (2021) Métodos multicritérios para seleção de áreas destinadas a aterros sanitários. *Revista AIDIS De Ingeniería Y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, 14(1), 425–440.
- PEGIRS, Plano Estadual de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (2014) *Relatório de Síntese: Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Estado do Pará*, Ministério Público do Pará, 1(2).
- Saatsaz, M., Monsef, I., Rahmani, M., Ghods, A.(2018) Site suitability evaluation of an old operating landfill using AHP and GIS techniques and integrated hydrogeological and geophysical surveys. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190,144(2018). <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6505-x>
- Silva, M. V. S. (2019) *Identificação e seleção de áreas potenciais à implantação de aterro sanitário no município de Castanhal-PA, através do uso de sistema de informações geográficas.* (Monografia), Universidade Federal do Pará, Belém-PA.
- Tressoldi, M., Consoni, A. J. (1998) Disposição de Resíduos. In: Oliveira, A. M. S., Brito, S. N. A. (Eds.). *Geologia de Engenharia*. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia – ABGE. Cap. 21, p. 343-360.
- Tsutiya, M, T. (2006) *Abastecimento de água*. 3a Eds. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
- Todeschini, F. C., Fan, F. M. (2020) Mapeamento de áreas para implantação de aterros sanitários no estado do Rio Grande do Sul. In: Poleto, C., Gonçalves, J. C. S. I., Marques, G. F., Filho, J. G. D. (Eds) *Sistemas e Técnicas de Tratamento e Disposição de Resíduos Sólidos & Reaproveitamento ou Reutilização de Resíduos Sólidos para geração de novos Produtos e Materiais*, ANAIS do Congresso Internacional de Engenharia Ambiental & 10ª Reunião de Estudos Ambientais, Porto Alegre, 46 – 66.
- Vital, M. H. F., Ingouville, M., Pinto, M. A. C (2014) *Estimativa de investimentos em aterros sanitários para atendimento de metas estabelecidas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos entre 2015 e 2019*. Rio de Janeiro: BNDES.
- Weber, E., Hasenack, H. (2000) *Avaliação de áreas para instalação de aterro sanitário através de análise em SIG com classificação contínua dos dados*, Congresso e feira para usuários de geoprocessamento da América Latina, Salvador, Brasil.



# REVISTA AIDIS

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

## USE OF HYDRAULIC SIMULATION AS A TOOL IN DECISION MAKING IN WATER SUPPLY NETWORK: A CASE STUDY IN THE BRAZILIAN CITY OF SÃO GABRIEL, RS

Matheus Rodrigues Martins <sup>1</sup>  
Débora Missio Bayer <sup>2</sup>  
\* Luiza Chiarelli Conte <sup>2</sup>  
Luiz Antonio de Brito Bertazzo <sup>3</sup>

Recibido el 8 de diciembre de 2022. Aceptado el 31 de marzo de 2023

### Abstract

*Population care by water supply networks has evolved in the world but it is still not a reality for the entire population. In the existing systems, almost 40% of the volume of water available does not reach the user. An important variable that influences water losses in the system is the pressure. In this work, part of the water distribution system in the Brazilian city of So Gabriel, in the state of Rio Grande do Sul (RS), was evaluated through hydraulic simulation using [public domain, water distribution system modeling software package developed by the United States Environmental Protection Agency (EPA) Water Supply and Water Resources Division] EPANET in three different scenarios: maximum, minimum and sustainable water consumption. In the simulations, the pressures and speeds in the distribution system were analyzed, which allowed the proposition of interventions such as: installation of accessories (pump and pressure reducing valves), reducing diameters of some pipe sections, alteration of the operating regime of already existing pumps, system sectorization and estimates of loss reduction resulting from these interventions.*

**Keywords:** water supply network, water losses, pressure.

<sup>1</sup> Universidade Paranaense, Toledo, Paraná, Brazil.

<sup>2</sup> Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil.

<sup>3</sup> São Gabriel Saneamento, São Gabriel, Rio Grande do Sul, Brazil.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria. Av. Roraima, 1000, Campus, Prédio 10 – Camobi, Santa Maria, Rio Grande do Sul. Brasil. Email: [cconteluiza@gmail.com](mailto:cconteluiza@gmail.com)

## Introduction

In 2020 only six out of eight people in the world had access to a safe drinking (potable) water system and only three out of five people used adequate sanitation services (WHO, 2021). Indicators from the Brazilian Sanitation Information System (SNIS) point out that in Brazil in 2020 more than 175.5 million people had access to drinking water, accounting for more than 728,000 km of a distribution system (SNIS, 2021). This represents, according to population estimates for 2020 by the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE, 2020), a service to about 83% of the Brazilian population.

Brazil has a continental extension with spatial heterogeneity in social, economic and population aspects. Daily water consumption also reflects the country's heterogeneity, since there is a difference of 51.4 L per person between the Southeast region, with the highest per capita daily consumption among the country's regions (171.7 L) and the Northeast region with the smallest (120.3 L) (SNIS, 2021).

Historical data has pointed to a reduction in water consumption but a small increase in water losses. All supply systems undergo some kind of loss (Ganorkar *et al.*, 2013) and although some losses are inevitable or compensate very little for their extinction, most of them can be identified and resolved by means of careful analysis (Shabangu *et al.*, 2020). The loss index of a system is one of the main indicators of the operation efficiency of a water supply network (Baggio *et al.*, 2013). From 2019 to 2020 losses in distribution rose from 39.2% (SNIS, 2020), to 40.1% (SNIS, 2021), that is, in 2020, for every 100 L treated water, only 59.9 L were really billed. Water losses can be divided into apparent losses and real losses and the index mentioned above does not separate them.

Water losses control is part of the decision-making process taking place in the supply system management, the distribution system being an extremely important step in this process (Lima *et al.*, 2018; Shabangu *et al.*, 2020). There is a potential for reducing water losses in Brazil. For this, the use of tools capable of assisting managers in operationalizing and making decisions in an urban water supply network is essential. NBR (Brazilian standard) ABNT (Brazilian Association of Technical Standards) 12.218 (ABNT, 2017) shows that the global system dimensioning and analysis must be done by means of hydraulic simulation. Hydraulic simulation can also assist managers in making decisions on systems already in place, especially in cases where projects decisions have influenced the system operationalization and are potential generators of water losses. This is the case for a section of the São Gabriel supply system, in the state of Rio Grande do Sul (RS), Brazil. Therefore, in this work this system section is evaluated in terms of proposing improvements in order to meet Brazilian standards and to reduce real water losses.

Control of leakages can be performed with the control of pressure in the pipeline, active control of leakages and speed and quality in repairs (Lambert & Mckenzie, 2002; Price *et al.*, 2022). Due to the increase in water demand caused by the advance of urbanization (SNIS, 2021) it becomes increasingly necessary to improve and better control possible losses that occur in the supply system and with its expansion. Excess pressure is the main reason for leakages in the pipelines (SNIS, 2021). This excess can be caused by project choices or large topographic variation.

Pressure control in the pipeline, that is, an active control of leakages and speed and quality in repairs, requires detailed monitoring of the supply system functioning (Price *et al.*, 2022). The system is complex to manage, which is why it is recommended to split the distribution system into measurement and control districts (DMC), that is, a sectorization of the distribution system. The DMC is a region of the system that can be isolated, thus allowing the control of pressures and flows, the monitoring of the system and consequently a possibility of controlling losses (ABNT, 2017).

## Case study

### Water distribution network

The water distribution network evaluated in this study belongs to the districts of Bom Fim and Medianeira of the São Gabriel city, RS. The urban population of the city is estimated at 53,292 (IBGE, 2010) inhabitants, and the utility serves 22,924 service connections (SGSSA, 2017). In the districts under study, the network serves 816 service connections, resulting in a population estimate of about 2,000 inhabitants.

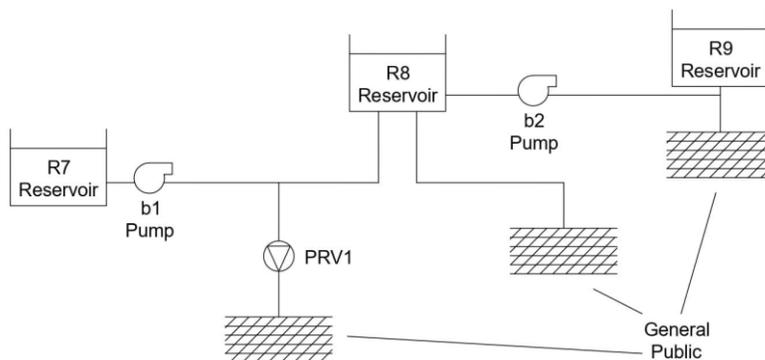
The layout and specifications of the pipelines and information on the operation of the system were obtained from the company that manages the city's water supply and sewage system, São Gabriel Saneamento (SGS). It is a private company, belonging to the multinational Solvi group, which started the provision of services in 2012, with a concession for 30 years. The company was not responsible for the design and installation of the network under study.

### Hydraulic simulation and characteristics of the distribution system under study

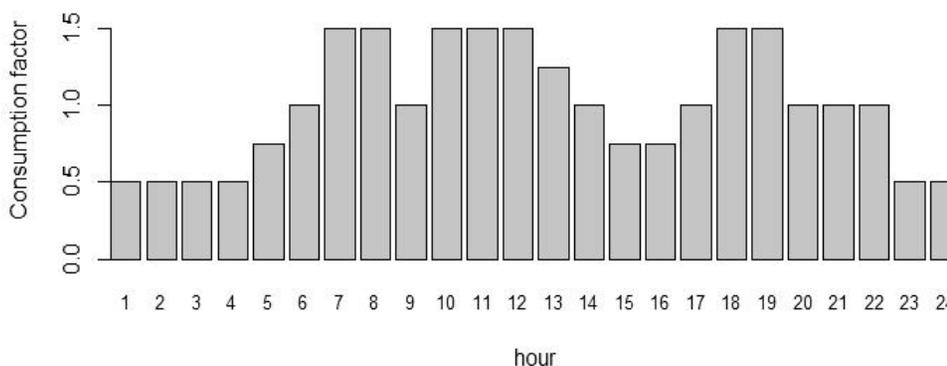
To evaluate the system, the EPANET software (Rossman, 2000) was used. It is widely applied in simulation and optimization of water distribution systems, as in Castro and Costa (2004), Barroso and Gastaldini (2010), Vilas-Boas (2008), Moreira (2011), Adachi *et al.* (2014), Mohapatra *et al.* (2014), Bolognesi *et al.* (2014), Farina *et al.* (2014), Saldarriaga and Salcedo (2015), Nagaraj *et al.* (2021) and Price *et al.*, 2022.

São Gabriel city has six reservoirs in use, of which only three (R7, R8 and R9) belong to the studied system section. The reservoir R7 is located in the center city and receives water from the

treatment plant, and supplies the different areas of the city. Therefore, this reservoir shall be considered as the starting point of the system under study. In Figure 1(a) a scheme of the studied system section is presented.



(a) Scheme of the water distribution system.



(b) Consumption factor in São Gabriel city.

**Figure 1.** Scheme representing the water distribution system of the Bom Fim and Medianeira districts and hourly variation in water consumption in the distribution system. In Figure 1(a) PRV1 is a pressure reducing valve.

The Medianeira treated water pumping stations (EEAT) (pump b1) is located just after the reservoir R7. Pump b1 that performs the discharge is the brand MEGANORM, model 050-032-125 GG. The Bom Fim EEAT is located downstream of the reservoir R9 and consists of a pump b2,

brand MEGANORM, model 080-050-125 GG. Installed in the tap-changing that supplies the population after the reservoir R7, the pressure reducing valves (PRV1) was not yet in operation and has a valve control parameter of 375 kPa.

The system under study consists of 24,196 m of pipes. The composition of the system is given by 38% of the length of pipes with NPS (nominal pipe size) 50; 4% with NPS 75; 25% with NPS 100 and 13% with NPS 150.

Per capita consumption has been determined using the total monthly flow data for 2017 at the entrance to the study area. Regarding the variations in water consumption that occur by throughout the day, these were adopted as presented in Figure 1(b). The consumption variation temporal pattern was defined by means of the preliminary simulations results in comparisons with real pressure values and together with the SGS Company's technical staff.

#### Evaluated scenarios

Three scenarios were proposed to verify the adequacy of the distribution system functioning in relation to NBR 12218 (ABNT, 2017). The first is Scenario 1, which corresponds to the maximum water consumption that occurred in March 2017, which was 3.12 L/s (139.25 L/inhabitants/day). Scenario 2 corresponds to minimum consumption in May 2017, that is, 2.52 L/s (112.40 L/inhabitants/day). Scenario 3 seeks to evaluate the effects of introducing sustainable practices in the supply system such as rainwater reuse and/or graywater reuse.

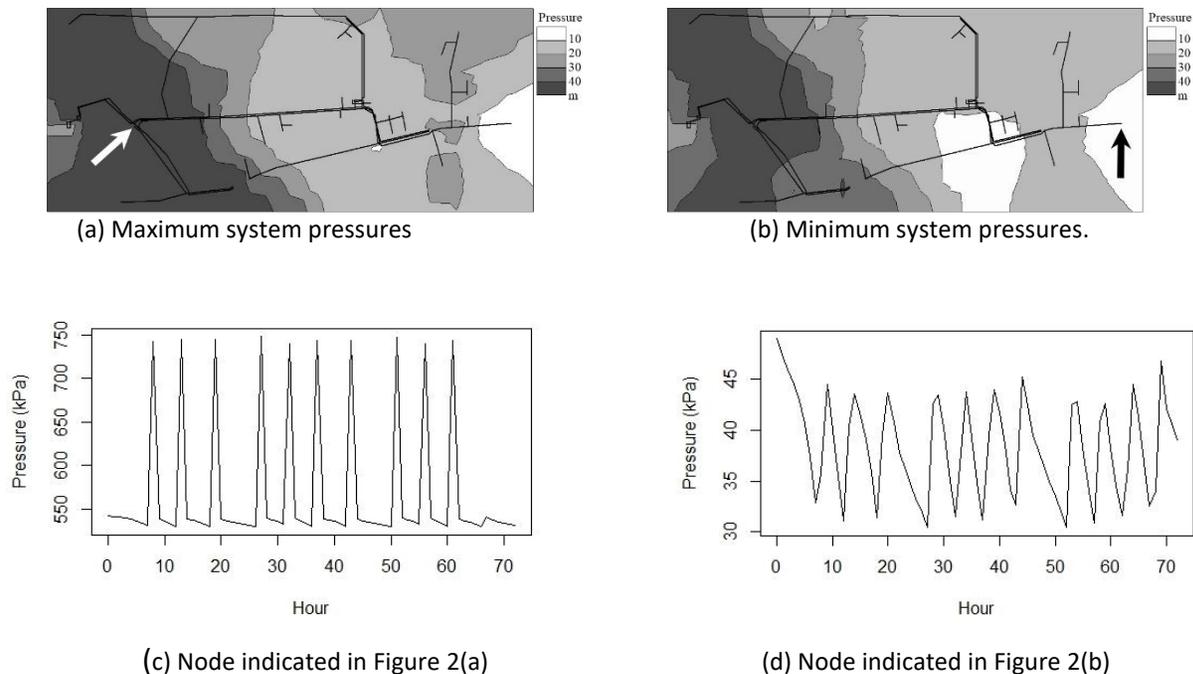
In Scenario 3 consumption was estimated by means of the reuse of 1.34 L/s (about 53% of the minimum consumption) corresponding to uses such as flushing, irrigating gardens, cleaning houses and sidewalks and washing cars. Thus, the consumption used in the simulation was 1.18 L/s since it was evaluated in the situation of minimum consumption.

#### **Dynamic simulation of the proposed scenarios**

All simulations in present work were carried out for a period of 72 hours, with one-hour interval among the results. To calculate the distributed head loss, the Hazen-Williams equation was used, with a roughness coefficient (C) equal to 130, while the local head loss was considered negligible.

#### Scenario 1: maximum consumption

According to the hydraulic simulation, the maximum pressure in the system occurs when pump b1 is in operation. This pump is used to maintain the level of the reservoir R8 above 0.65 m (level established as a minimum by the SGS company). The minimum pressure values occur when the R8 water level is close to this minimum level of 0.65 m and the system is being supplied by gravity. In Figure 2 pressure maps for Scenario 1 are shown.



**Figure 2.** Distribution system pressure map for Scenario 1 in (a) and (b), maximum consumption. The arrow in (a) indicates the location of the node whose pressure variation over the 72 hours of simulation is shown in (c) and the arrow in (b) the node of (d).

NBR 12218 (ABNT, 2017) does not establish a maximum dynamic pressure value but the higher this value, the shorter the life of the pipes and the more susceptible they are to cracking and rupture. In Figures 2(a) and 2(b) the pipes contained in the regions in two darker shades of gray have dynamic pressures above 300 kPa (30 meters of water gauge or column - mH<sub>2</sub>O), values that would be above the recommendation of 250 kPa to 300 kPa for maximum static pressure. In the pipes contained in the white region, the dynamic pressures are below 100 kPa (10 mH<sub>2</sub>O) established by NBR 12218 (ABNT, 2017) as the minimum dynamic pressure.

Only in the pipes in the regions in the two shades of light gray the pressures would be in ideal operating conditions. In Figures 2(c) and (d) pressure variations are shown at two nodes in the distribution system. The node of Figure 2(c) is located in the first tap-changing after reservoir R7. Pressure peaks occur every time pump b1 is activated, reaching 750 kPa (75 mH<sub>2</sub>O). The minimum pressure values are always above 530 kPa (53 mH<sub>2</sub>O) and occur when the system is being supplied by gravity by means of the reservoir R8. This is due to the large difference in topographical projection between the reservoir R8 and the point under analysis,

which is 52.36 m. In this case, for topographic reasons, the node and its surrounding region have high values of dynamic pressure.

The node of Figure 2(d) is located at the furthest point from the beginning of the system in a region that is topographically high in relation to the rest of the distribution system. This point and all its surroundings are supplied by reservoirs R9 and R8 with the aid of pump b2. In this region, the dynamic pressure values are always below 100 kPa (10 mH<sub>2</sub>O).

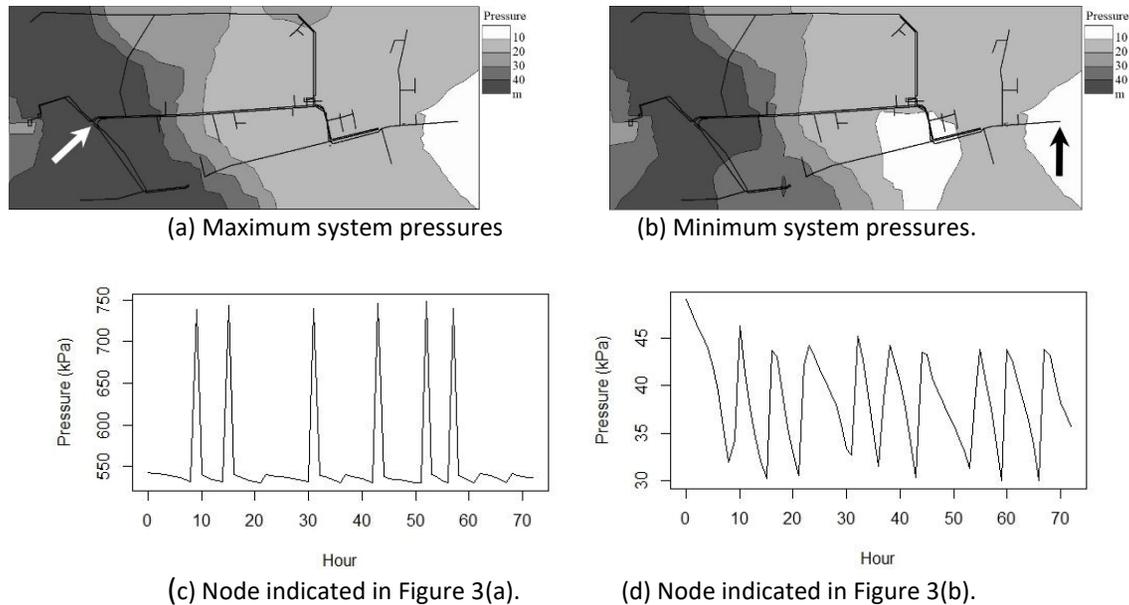
Water speed in the distribution system was below 0.50 m/s in many sections. Of the 79 sections of pipe studied, 58% have NPS above 50 mm (about 16,000 m of pipe). Of these, 52% could have their pipes replaced by smaller diameters (about 8,300 m of pipeline) since they had speeds between zero and 0.29 m/s. Reduction of all possible diameters (without preventing the hydraulic simulation) implied the adaptation of the minimum speed with that established by NBR 12218 (ABNT, 2017) in only eight sections (18% of the 52%, about 1,500 m of pipelines). That is, these substitutions would not solve the problem of low speeds in the distribution system. In addition, reductions in diameters have aggravated the situation of the sections where the pressure was less than 100 kPa or very close to that value.

#### Scenario 2: minimum consumption

The simulated system with minimum consumption values have shown maximum and minimum pressure areas as shown in Figure 3. The high-pressure regions (dark gray and white) are similar to those in Scenario 1 (Figure 2). The white regions remain well delimited, indicating that pressures below 100 kPa remain.

In Figures 3(c) and 3(d) pressure variations are presented in the same nodes as Figure 2(c) and 2(d), respectively. The most significant change in relation to Scenario 1 occurs when comparing the high-pressure region, Figure 2(c) with Figure 3(c). It is observed that the reduction in consumption implied a decrease in the number of pump b1 operations, resulting in a lower number of pressure peaks. In the low pressure region there was little impact due to reduced consumption, as can be seen in the comparison between Figure 2(d) and Figure 3(d). This is because this region is supplied by gravity, with the water coming mostly from the reservoir R9, with the existing pressure head being only the reservoir level.

With the decrease in consumption in Scenario 2, the system speeds were 50% lower than in Scenario 1. Simple reduction of diameters would not be enough to increase the speed. However, if associated with other measures it can be advantageous for the system management. A second measure that could assist in the system management would be its sectorization, dividing it into DMCs, presented in Item 2.3.4.

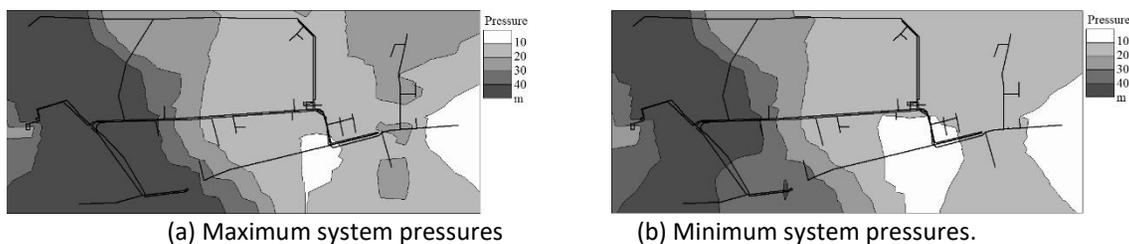


**Figure 3.** Distribution system pressure map for Scenario 2 in (a) and (b), minimum consumption. The arrow in (a) indicates the location of the node whose pressure variation over the 72 hours of simulation is shown in (c) and the arrow in (b) the node of (d).

### Scenario 3: sustainable consumption

The implementation of Scenario 3 would give rise to pressure values slightly higher than those presented in the Scenario 2 simulations. In the region where the pressures are lowest, that is, the white region in Figure 4(a), the increase would be about 2%, which would not result in adaptation to the minimum value established by the standard. In this region, the average pressure was  $38.6 \pm 8.8$  kPa, still below the minimum value of 100 kPa.

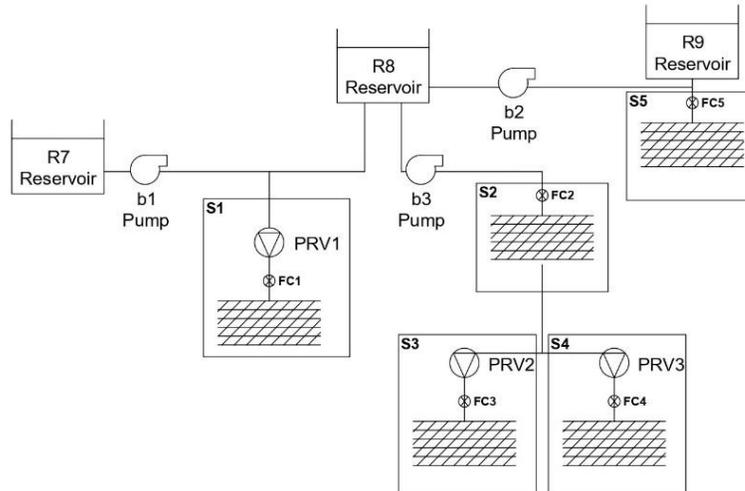
In relation to the speed in the pipes, these were lower than those obtained for Scenario 2. Speeds ranged from 0.09 to zero in some sections. The average speed in the scenario was 0.011 m/s, thus disagreeing with NBR 12218 (ABNT, 2017).



**Figure 4.** Distribution system pressure map for Scenario 3, sustainable consumption.

### Distribution system sectorization

In a distribution system with large pressure ranges sectorization is interesting. In the Figure 5 a proposal for sectorization of the distribution system is presented. Sector 1 (S1) would encompass the region with the highest-pressure values. This sector starts at PRV1, already installed, but still inoperative. The start of PRV1 operation for a control parameter of 375 kPa is essential to reduce the pressure in this sector, which can reach values of up to 750 kPa. In addition, it is suggested that pump b1 has its control parameter changed so that its speed is 40% of the current operating speed value. In this way, its operation, that is, the filling of the reservoir R8, would be slower but there would be no sharp spikes in flow and pressure.



**Figure 5.** Proposed sectorization for the distribution system. FC are flow meters, and S are sectors.

Sector 2 (S2) starts downstream of the reservoir R8 and is the largest sector proposed. The simulations indicate that in this sector there are no problems in relation to the maximum pressures. However, there are small sections where the minimum pressures are below 100 kPa. In this region, it is recommended to install a pressure gauge at the most unfavorable point (highest topographical projection) of the system. In addition, installing a pump (b3) identical to pump b2 after reservoir R8 is suggested in order to guarantee that these zones have the pressure above the minimum value established by NBR12218 (ABNT, 2017).

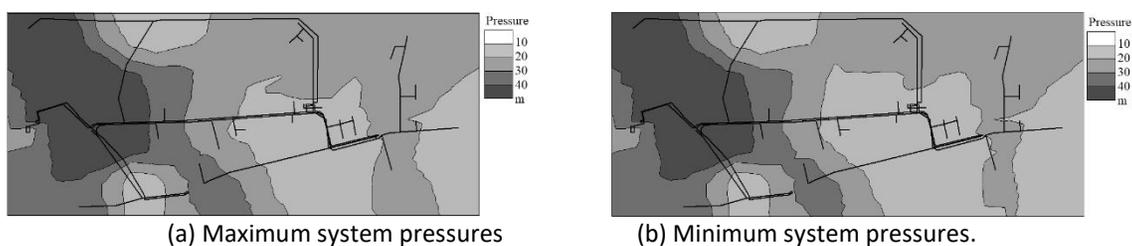
Sectors 3 (S3) and 4 (S4) are downstream from S2. In these sectors (S3 and S4) high pressure values occur and installing PRVs is recommended. PRVs would need to be configured for control parameters of 375 kPa and 175 kPa in S3 and S4, respectively. In these sectors, at points with the lowest topographical projections, installing pressure gauges is recommended.

Sector 5 (S5) would include the system downstream of reservoir R9. Pump b2 injects water directly into this system, indicating a change in its operation control, increasing its speed 93% in relation to the current speed. This increase would imply an improvement in service in the region with low pressure values (white region on the right in Figures 2(a), 2(b), 3(a), 3(b), 4(a) and 4(b)). In addition, installing pressure gauges at the high points of the system is recommended since this region have pressures below 100 kPa. To allow monitoring of possible leakages and control of the sector, installing flow meters (FC) at the entrance of each sector is recommended as indicated in Figure 5.

To verify the suitability of the proposed interventions, Scenario 3 was simulated again, as it is the most critical in relation to the maximum pressures. However, considering the changes in the operation of pumps b1 and b2, the inclusion of pump b3 in S2, the beginning of the PRV1 operation, the inclusion of PRVs in S3 and S4. In Figure 6 the pressure map is displayed for the situation of maximum and minimum pressures in the system.

Under these conditions the system is almost completely compliant with NBR 12218 (ABNT, 2017), except for the dark gray region. However, even if the maximum pressure value in these conditions is 577.4 kPa (57.74 mH<sub>2</sub>O), it is about 23% lower than the maximum pressure value acting in Scenario 2, with minimum consumption and without changes.

The simulations indicate that although the system continues to have low speed values, only 6% of the sections reached the minimum value of 0.5 m/s of NBR 12218 (ABNT, 2017), in general there is an increase of up to 25% in speed values in relation to Scenario 3.



**Figure 6.** Distribution system pressure map for Scenario 3, sustainable consumption considering the proposed changes in the distribution system functioning.

### Quantification of water losses and economic viability of PRVs

With the inclusion and operation of PRVs and a more efficient and rational pumping, a reduction in water losses is expected due to the decrease in pressure to which the system is subjected. The estimate of water losses was carried out considering that the size of the leakage hole varies according to the pressure in the system (Lambert, 2001),

$$Q_1 = Q_0 \left( \frac{P_1}{P_0} \right)^{N_1}$$

Equation (1)

where  $Q_0$  is the the initial leakage flow (L/h) which occurs with pressure  $P_0$  (mH<sub>2</sub>O),  $Q_1$  is the final leakage flow (L/h) which occurs with pressure  $P_1$  (mH<sub>2</sub>O) and  $N_1$  is a dimensionless coefficient that varies depending on the material of the pipe. As the pipes in the studied system are made of PVC (polyvinyl chloride), the value of  $N_1 = 0.5$  has been used (Greyvenstein & Zyl, 2007).

In this stage, a comparison was made among the system pressures without interventions (real system) with the system with the proposed interventions. In the original system, it was considered that the existing pressures would cause water losses due to leakage of about 30% of the total system losses (Araujo *et al.*, 2006). Total losses are estimated at 31%, according to the SGS Company.

In S1 the pressure reduction in the system would prevent loss of about 28 thousand liters of water monthly (Equation 1). According to the SGS tariff table, the price per cubic meter of water in the residential category is BRL 4.94 (US\$ 0.93), which would represent BRL 1,659.84 (US\$ 312.59) of annual return for the company.

In sectors S3 and S4 the installation of PRVs would prevent losses of about 38.88 L/year and 72.36 L/year, respectively. These would not have such an expressive return, BRL 192.07 (US\$ 36.17) per year and BRL 357.46 (US\$ 67.32) per year to S3 and S4 respectively. This low return, even in the long run, would indicate a possible financial infeasibility in the installation of these PRVs. Pipes could be replaced more frequency instead of PRV installation since they shall have their life reduced by the excess pressure to which they are subjected. These values are less expressive than the return value of S1 because there is a lesser reduction in pressure in sectors S3 and S4 of 12% and 10%, respectively, compared to 31% reduction in pressure values in S1.

### Discussions and conclusions

Water supply networks are essential for society. Taking water to consumers means taking it safely and guaranteeing its quality. In this sense, it is also essential to be careful with the water losses in the system and to comply with current regulations. Economic analysis of how feasible and desirable water losses control is, as well as the monitoring of how much of the loss that occurs in the system is real loss and not measurement error or billing error, is crucial in the water supply system management.

To combat real losses, the main tools available are pressure control and active leakage control. Pressure control can be performed by means of using equipment such as pumps and PRVs, and by means of this control, the supply system rationalization is sought.

For an efficient analysis of supply systems, NBR 12218 proposes the adoption of the use of hydraulic simulations in new projects (ABNT, 2017). However, for existing systems its use can be a facilitator in making operational decisions.

Investment in accessories in a distribution system may not be, many times, financially viable and may not have technical improvement justifying such an intervention. In the case evaluated in this work, specific interventions such as change in the operation regime of pumps b1 and b2 and the start of the PRV1 operation would bring a favorable result to the system without the need for new investments.

Acquisition and installation of new PRVs would represent a significant initial investment and technical gain, although existing might not be enough to justify them. Pump b3, in spite of needing a considerable initial investment for acquisition and maintenance costs, would bring technical suitability to the S5 sector since its use would allow the water supply service within the molds provided for in the NBR 12.218 standard. However, further analysis would be necessary to evaluate the influence or possible occurrence of water hammer in the system due to the addition of this pump.

Taking into account several uncertainties associated with the study, implementation of water reuse and the use of rainwater would result in a significant drop in water consumption from the concessionaire and consequently a reduction in revenue. These issues need to be evaluated in order to guarantee the maintenance of the quality of services. In general, sectorization of this section of the system is necessary since it is divided into different piezometric zones, which makes management difficult as a whole.

### Acknowledgements

*We thank the company São Gabriel Saneamento for providing the operating water supply system data, and the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001 for the financial support.*

### References

- ABNT (Ed.) (2017) NBR12.218 *Projeto de rede de distribuição de água para abastecimento público*.
- Adachi S, Takahashi S, Kurisu H and Tadokoro H (2014) Estimating area leakage in water networks based on hydraulic model and asset information. *Procedia Engineering* **89**, 278–285.
- Araujo LS, Ramos H and Coelho ST (2006) Pressure control for leakage minimisation in water distribution systems management. *Water Resources Management* **20**, 133-149.
- Baggio M, ao AG, Rosito CA, Tardelli J and Ajzenberg M (2013) Perdas em Sistemas de Abastecimento de Água: Diagnóstico, Potencial de Ganhos com sua Redução e Propostas de Medidas para o Combate. Technical report, *Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*.

- Barroso LB and Gastaldini MCC (2010) Redução de Vazamentos em um Setor de Distribuição de Água de Santa Maria-RS. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* **15**(2), 27–36.
- Bolognesi A, Bragalli C, Lenzi C and Artina S (2014) Energy efficiency optimization in water distribution systems. *Procedia Engineering* **70**, 181–190.
- Castro MAH and Costa LHM (2004) Otimização de redes de distribuição de água usando a metodologia de Morgan e o EPANET. In *IV Seminário Hispano-Brasileiro sobre Sistemas de Abastecimento Urbano de Água*.
- Farina G, Creaco E and Franchini M (2014) Using epanet for modelling water distribution systems with users along the pipes. *Civil Engineering and Environmental Systems* **31**(1), 36–50.
- Ganorkar RA, Rode PI, Deshmukh SA and Dhoble RM (2013) Water audit a tool for assessment of water losses. *International Journal of Computational Engineering Research* **3**(3), 252–256.
- Greyvenstein B and Zyl JEV (2007) An experimental investigation into the pressure-leakage relationship of some failed water pipes. *Journal of Water Supply Research and Technology* **56**(2), 117–124.
- IBGE (2010) *Moradores em domicílios particulares permanentes em áreas urbanas com ordenamento regular (Pessoas) – ANO 2010*. Accessed on 20 Mar. 2023. Available at: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3359#resultado>
- IBGE (2020) *Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1 de julho de 2019*. Accessed on 25 Nov. 2022. Available at: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?edicao=16985&t=resultados>
- Lambert A (2001) What do we know about pressure: leakage relationships in distribution systems? In *IWA Conference on System Approach in Leakage Control and Water Distribution Systems Management*, p. 8p.
- Lambert A and Mckenzie R (2002) Practical experience in using the infrastructure leakage index. In *Proceedings of IWA Conference Leakage Management: A practical approach in Lemesos, cyprus*.
- Lima, Gustavo Meirelles, Luvizotto, Edevar, Brentan, Bruno Melo and Ramos, Helena M. (2018) Leakage Control and Energy Recovery Using Variable Speed Pumps as Turbines. *Journal of Water Resources Planning and Management* **144** (1).
- Mohapatra S, Sargaonkar A and Labhassetwar PK (2014) Distribution network assessment using EPANET for intermittent and continuous water supply. *Water Resources Management* **28**, 3745–3759.
- Moreira TOM (2011) *Gestão de perdas em redes de abastecimento de água assistida pelo simulador EPANET*. mathesis, Universidade do Porto.
- Nagaraj A, Kotamreddy GR, Choudhary P, Katiyar R and Botre BA (2021) Leak detection in smart water grids using EPANET and machine learning techniques. *IETE Journal of Education* **62**(2), 71–79.
- Price, Eyal, Abhijith, Gopinathan R. and Ostfeld, Avi (2022) Pressure management in water distribution systems through PRVs optimal placement and settings. *Water Research* **226**.
- Rossmann LA (2000) EPANET 2 user's manual. EPA/600/R-00/057. *National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati*, 200p.
- Saldarriaga J and Salcedo CA (2015) Determination of optimal location and setting of pressure reducing valves in water distribution networks for minimizing water losses. *Procedia Engineering* **119**, 973–983.
- SGSSA (2017) *Acervo particular São Gabriel Saneamento*.
- Shabangu, Thabane H., Hamam, Yskandar, Adedeji, Kazeem B. (2020) Decision support systems for leak control in urban water supply systems: A literature synopsis, *Procedia CIRP* **90**, 579-583.
- SNIS (2020) Diagnóstico Temático dos Serviços de Água e Esgotos 2019. Technical report, *Sistema Nacional De Informaes Sobre Saneamento*.
- SNIS (2021) Diagnóstico Temático dos Serviços de Água e Esgotos 2020. Techreport, *Sistema Nacional De Informaes Sobre Saneamento*.
- Vilas-Boas PR (2008) *Modelação de uma rede de distribuição de água*. Master thesis, Universidade do Porto.
- WHO (2021) *Progress on Household Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2000-2020 Five Years into the SDGs*. Technical report, Geneva: World Health Organization (WHO) and the United Nations Childrens Fund (UNICEF).

# REVISTA AIDIS

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

## SIMULAÇÃO DO CO-TRATAMENTO DE RESÍDUO DE TANQUE SÉPTICO E ESGOTO DOMÉSTICO EM PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

\* Josiane Pistorello <sup>1</sup>  
Antônio Domingues Benetti <sup>2</sup>

### SIMULATION OF CO-TREATMENT OF SEPTIC TANK RESIDUE AND WASTEWATER IN ACTIVATED SLUDGE PROCESS

Recibido el 10 de diciembre de 2022. Aceptado el 8 de mayo de 2023

#### Abstract

*This study investigated the possibility of receiving and treating septic tank residue in a wastewater treatment plant using extended aeration activated sludge process, designed for an average flowrate of 180 m<sup>3</sup>/h. The ASM1 model was used to simulate the removal of carbonaceous organic matter, nitrification and denitrification. In WRC Stoat 5.0. software simulations of four groups of scenarios were made and, in each group, the system operated with a fixed flowrate and different portions of septic tank residue. Each group of scenarios would be equivalent to a stage of operation of the wastewater treatment plant over the years, with gradual increase in the flow of domestic sewage. The simulations results showed that is possible, in a system operating with a domestic sewage flowrate of 45 m<sup>3</sup>/h, to receive 4.3 m<sup>3</sup>/h of septic tank residue without compromising the effluent standards for BOD, COD, total suspended solids and ammonia required by the state regularions. For systems operating at 90 m<sup>3</sup>/h, 135 m<sup>3</sup>/h and 162 m<sup>3</sup>/h, the possible contributions to be received from septic tank residue without compromising standards defined in the legislation were, respectively, 3.6 m<sup>3</sup>/h, 3.3 m<sup>3</sup>/h and 2.9 m<sup>3</sup>/h. The results allow the conclusion that it is feasible to co-treat septic tank residue with sewage and at the same time meet the standards defined in the regularions as long as the limiting flowrates and maximum loads are respected.*

**Keywords:** septic tank residue, activated sludge process, co-treatment septic tank.

<sup>1</sup> Prefeitura Municipal de Caxias do Sul/RS, Secretaria do Meio Ambiente, Brasil.

<sup>2</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Brasil.

\* *Autor correspondal:* Prefeitura Municipal de Caxias do Sul/RS, Secretaria do Meio Ambiente, Rua Dom José Barea,1501 - Bairro Exposição, Caxias do Sul/RS, CEP 95084-100 - Brasil. Email: [josi.pistorello@gmail.com](mailto:josi.pistorello@gmail.com)

## Resumo

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o co-tratamento de resíduo de tanque séptico em uma estação de tratamento de esgoto composta por processo de lodos ativados, com aeração prolongada e dimensionada para uma vazão média de 180 m<sup>3</sup>/h. Utilizou-se o modelo matemático ASM1 que tem incorporado a remoção de matéria orgânica carbonácea, a nitrificação e a desnitrificação. No software WRC Stoa 5.0. foram realizadas simulações de quatro grupo de cenários, sendo que em cada grupo a Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) operava com uma vazão fixa, alterando-se a parcela de resíduo de tanque séptico a ser tratada no sistema. Cada grupo de cenários seria equivalente a uma etapa de operação da estação ao longo dos anos, com o aumento crescente e gradativo da vazão de esgoto doméstico. Os resultados mostraram ser possível, em um sistema operando com uma vazão de 45 m<sup>3</sup>/h de esgoto doméstico, receber até 4.3 m<sup>3</sup>/h de resíduo de tanque séptico sem comprometer os padrões de lançamento dos parâmetros DBO, DQO, amônia e sólidos suspensos totais definidos na legislação ambiental. Para a ETE operando com 90 m<sup>3</sup>/h, 135 m<sup>3</sup>/h e 162 m<sup>3</sup>/h, as parcelas possíveis de serem recebidas de resíduo de tanque séptico de modo a atender aos padrões de lançamento definidos na legislação foram, respectivamente, 3.6 m<sup>3</sup>/h, 3.3 m<sup>3</sup>/h e 2.9 m<sup>3</sup>/h. Os resultados obtidos permitem concluir que é viável co-tratar resíduo de tanque séptico com esgoto doméstico e, ao mesmo tempo, atender aos padrões de lançamento exigidos pela legislação desde que respeitadas as vazões limitantes e as cargas máximas.

**Palavras-chave:** resíduo de tanque séptico, lodos ativados, co-tratamento de tanque séptico.

## Introdução

O crescimento populacional desordenado, cidades com infraestruturas deficientes e a falta de planejamento e de investimentos em saneamento básico tem como consequências a degradação do meio ambiente, o comprometimento da saúde da população e a elevação dos gastos com saúde pública, principalmente para o tratamento de doenças de veiculação hídrica (Prüss-Üstün *et al.*, 2016).

No Brasil e no Rio Grande do Sul, os índices médios de atendimento por rede de esgotos sanitários são baixos, respectivamente 55.0% e 38.6% (Brasil, 2021). Os baixos índices de atendimento com relação ao esgotamento sanitário mostram a lacuna existente no saneamento básico, tanto com relação à implantação dos sistemas como quanto à funcionalidade dos mesmos através da efetivação da ligação das residências às redes de esgoto. Além disso, torna-se evidente a necessidade de haver maciços investimentos em esgotamento sanitário para reverter os índices atuais (Pistorello, 2018).

Strande (2014) afirma que aumentar o acesso ao saneamento é uma prioridade global e que a expansão e o desenvolvimento dos sistemas de esgotamento convencionais não têm acompanhado a rápida expansão urbana, típica de países de baixa e média renda. Segundo a autora, as tecnologias locais (on-site) podem representar opção viável e mais acessível para ampliar o atendimento ao esgotamento sanitário, mas para isso é necessário que toda a cadeia do serviço seja adequadamente gerida. A mesma autora acrescenta que instalações locais tradicionalmente têm sido vistas apenas como soluções temporárias até que haja a instalação dos sistemas de esgoto convencionais constituídos por rede coletora e tratamento centralizado.

Uma forma de melhorar os índices de esgotamento sanitário, incluindo coleta e tratamento dos esgotos sanitários, num período de tempo mais curto é através da combinação de sistemas de tratamento locais com sistemas convencionais centralizados. Sistemas descentralizados geralmente são mais sustentáveis, considerando-se o consumo de energia, área para implantação, custos de operação e implantação (Tchobanoglous e Leverenz, 2013; Siegrist, 2017).

A expansão dos sistemas de esgotamento sanitário com o emprego de sistemas on site, como tanques sépticos, acaba tendo como maior entrave a não definição de como gerenciar e, principalmente, tratar o resíduo de tanque séptico. O material removido de tanques sépticos tem grande concentração de sólidos, matéria orgânica e microrganismos patogênicos, motivo pelo qual demanda manejo adequado, prevendo a remoção, transporte, acondicionamento, tratamento e destino final ambientalmente correto (Pistorello, 2018).

Ingunza *et al.* (2009) relatam que na bibliografia existente, o resíduo de tanque séptico é tratado em alguns casos como se fosse esgoto e, em outros, como lodo. Também é comum encontrar na literatura internacional diferentes nomenclaturas, o que dificulta bastante a revisão de dados em face das diferentes denominações. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) define como material séptico os resíduos líquidos e sólidos removidos de um tanque séptico durante a sua limpeza (USEPA, 1984). Strande (2014) refere-se a lodo ou resíduo fecal, qualificado como materiais provenientes de tecnologias sanitárias on site, resultado da coleta, armazenamento ou tratamento da combinação de excreta e águas negras, com ou sem águas cinzas. Considerando que este resíduo é uma mistura de lodo e esgoto, verifica-se a necessidade de proposição de uma nomenclatura específica para o mesmo, de forma que fique caracterizado que não se trata apenas de lodo ou de esgoto, mas sim uma mistura. Neste trabalho foi empregado o termo resíduo de tanque séptico. Com relação as características físicas, químicas e microbiológicas, este resíduo apresenta uma grande dispersão (Leite *et al.*, 2006). Ingunza *et al.* (2009) complementam que esse resíduo é muito mais concentrado que o esgoto sanitário, mas não chega a ter características semelhantes às de lodo de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE).

A USEPA (1984) elenca os seguintes métodos para o tratamento e a disposição de resíduos de tanque séptico: instalações independentes para tratamento e disposição, co-tratamento em estações de tratamento de esgotos existentes e tratamento e disposição no solo. Segundo esta referência os constituintes do material séptico são geralmente similares ao esgoto sanitário, apesar de mais concentrados, sendo possível utilizar os mesmos processos empregados para tratar o esgoto sanitário para o co-tratamento deste resíduo (USEPA, 1984).

O tratamento deste resíduo em uma ETE pode impactar o sistema das seguintes formas: problemas de odor especialmente na área de recepção do resíduo, aumento da quantidade de areia e material retido, aumento da geração de espuma e lodo, aporte de cargas orgânicas e sólidos

significativamente maiores, efluente com concentrações maiores de compostos nitrogenados, potencial de ocorrer carga de choque devido à adição irregular de resíduo e presença de substâncias potencialmente tóxicas no lodo (Narayana, 2020; Heinss e Strauss, 1999).

Havendo a possibilidade de tratar o resíduo de tanque séptico em estações dimensionadas para esgoto sanitário, torna-se importante avaliar o impacto deste co-tratamento para a tomada de decisões e planejamento quanto a gestão deste resíduo. Makinia (2010) aponta que a modelagem matemática é uma das maneiras de se avaliar os impactos, sendo uma ferramenta que permite simular fenômenos reais por meio de fórmulas matemáticas.

A International Water Association (IWA) publicou em 1987 o resultado de um trabalho que tinha como objetivo promover a aplicação e adequação de modelos práticos para o desenvolvimento de projetos e operação de sistemas biológicos de tratamento de esgotos em processos por lodos ativados. O primeiro modelo foi denominado Activated Sludge Model Nº 1 (ASM1) e na sequência foram desenvolvidos uma família de modelos para lodos ativados (Ekama e Takács, 2013). O modelo ASM1 descreve as taxas de remoção de compostos nitrogenados e substâncias orgânicas pelos microorganismos relacionando essas taxas ao consumo de oxigênio e de nitrato e à produção de lodo.

Considerando a possibilidade do recebimento de resíduos de tanques sépticos em estações de tratamento de esgoto doméstico, este trabalho objetivou estimar as cargas de DBO, DQO, amônia e sólidos suspensos totais que poderiam ser recebidas em uma ETE de lodos ativados com aeração prolongada de modo a manter a qualidade do efluente final dentro dos padrões de emissão estabelecidos no estado do Rio Grande do Sul, Brasil, pela Resolução Consema nº 355/2017 (Rio Grande do Sul, 2017), sendo que este artigo está vinculado à dissertação de um de seus autores. Foram simulados os processos de oxidação biológica de matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação utilizando o modelo ASM1. A metodologia e os resultados deste estudo podem servir de subsídio para decisões de gestores de ETEs relativas as condições de recebimento de resíduos de tanques sépticos em suas unidades.

### **Metodologia**

A avaliação do co-tratamento de resíduo de tanque séptico em sistema de lodos ativados com aeração prolongada foi realizado com o uso do modelo ASM1 e desenvolvida a partir do projeto hidráulico de uma ETE com capacidade para tratar uma vazão média de 50 L/s (180 m<sup>3</sup>/h). O projeto foi disponibilizado por uma prestadora de serviços de saneamento que atua no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

A modelagem permite prever o comportamento futuro da ETE e desta forma auxiliar na tomada de decisões quanto ao co-tratamento do resíduo de tanque séptico. Foi utilizado o software WRc

Stoat 5.0., que é de distribuição livre e tem incorporado o modelo Activated Sludge Model Nº 1 (ASM1). Este modelo incorpora as reações biológicas de remoção de matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação que ocorrem no sistema de tratamento selecionado (WRc Stoat, 1999). Neste trabalho não foi feita análise de sensibilidade relativa a mudanças nos valores de parâmetros e coeficientes. Uma vez definidos, as concentrações nos efluentes eram únicas para aqueles valores adotados.

Foram inseridas no modelo as informações das seguintes estruturas da ETE: entrada do esgoto bruto, sistema de lodos ativados composto pela câmara anóxica, tanque de aeração e decantador secundário, saída do esgoto tratado e descarte de lodo a partir do decantador secundário. A Figura 1 apresenta esquema do sistema com identificação das respectivas etapas. Nesta ETE não foi prevista a implantação de decantador primário. Na Tabela 1 estão listadas as dimensões das estruturas da ETE enquanto na Tabela 2 são apresentados os parâmetros de operação que foram inseridos para a estruturação do modelo matemático ASM1, incluindo informações sobre o descarte do lodo. A elevada idade de lodo indica que o sistema de lodos ativados funciona na forma de aeração prolongada (Metcalf & Eddy, 2016).

Considerando este esquema, na “Entrada do esgoto” deu-se o aporte na ETE do esgoto doméstico bruto e do resíduo de tanque séptico com as vazões informadas na Tabela 6 e com as concentrações apresentadas na Tabela 8 considerando o fracionamento da matéria orgânica e nitrogenada. Na “Saída do esgoto tratado” tem-se o resultado para as concentrações de DBO, DQO, amônia e sólidos suspensos totais para cada um dos cenários simulados conforme será apresentado na sequência deste trabalho.

Depois da estruturação do modelo foi realizada a sua calibração utilizando dados do projeto hidráulico, em virtude de não haver estações de tratamento de esgoto em operação com o sistema proposto neste trabalho pela prestadora de serviços de saneamento que forneceu os dados empregados. A calibração consistiu em sucessivas simulações com a ETE operando com uma vazão de 50 L/s de esgoto doméstico, sendo que a cada simulação foram comparados os resultados da saída do efluente tratado com os valores esperados considerando as eficiências do sistema de tratamento simulado.

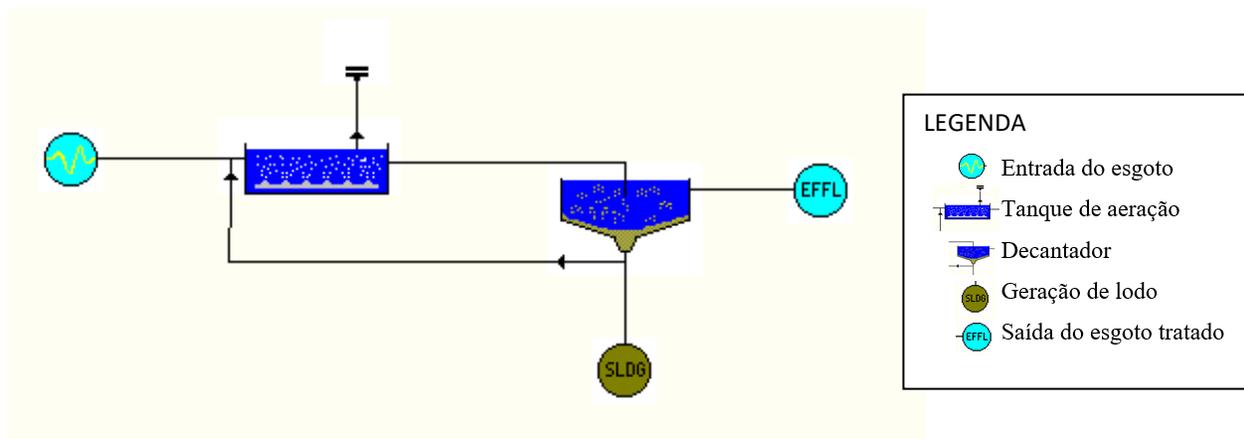
Foram avaliados os parâmetros DBO, DQO, amônia e sólidos suspensos totais, os quais tem padrões de lançamento definidos pela legislação ambiental do Estado do Rio Grande do Sul/Brasil na Resolução Consema nº 355 (Rio Grande do Sul, 2017). Para a vazão de projeto da ETE (4320 m<sup>3</sup>/dia), são estabelecidos os seguintes limites máximos para os parâmetros: DQO ≤ 180 mg/L, DBO ≤ 60 mg/L, sólidos suspensos totais ≤ 60 mg/L e nitrogênio amoniacal ≤ 20 mg/L.

**Tabela 1.** Dimensões das estruturas da ETE

Estrutura	Dimensão	Valor
Tanque de aeração - câmara anóxica - câmara aerada	Volume total	4635 m <sup>3</sup>
	Volume	2317.5 m <sup>3</sup>
	Volume	2317.5 m <sup>3</sup>
	Idade do lodo	28 dias
	Tempo de detenção hidráulica	14.7 horas
Decantador secundário	Área superficial	230 m <sup>2</sup>
	Profundidade	4.10 m
	Profundidade da entrada	2.00 m

**Tabela 2.** Parâmetros de operação e compatibilização com modelo ASM1

Parâmetro	Definição da operação
Oxigênio dissolvido na câmara aeróbia	Concentração de 2 mg/L
Sólidos suspensos no tanque de aeração (SSTA)	Concentração de 3500 mg/L mantida através do controle da vazão de descarte de lodo
Recirculação interna	Da câmara aerada para câmara anóxica a uma taxa de 1.5 vezes a vazão de esgoto bruto na entrada
Recirculação de lodo	Do decantador para câmara anóxica a uma taxa de 0.5 vezes a vazão de esgoto bruto da entrada
Descarte de lodo	Taxa fixa a tempo variável de 3 m <sup>3</sup> /h a fim de manter concentração de SSTA



**Figura 1.** Esquema do sistema de tratamento inserido no modelo para a realização das simulações.

A partir das diferenças identificadas foram realizadas no software alterações nos coeficientes estequiométricos e nos parâmetros cinéticos e da decantação, seguindo-se uma nova simulação. Estas foram repetidas até que o efluente final tivesse atingido as eficiências de tratamento definidas no projeto da ETE. Os valores dos coeficientes e dos parâmetros ficaram dentro das faixas recomendadas na bibliografia. Nas Tabelas 3, 4 e 5 são apresentadas as relações utilizadas para fracionar a DQO e o nitrogênio total do esgoto doméstico bruto e do resíduo de tanque séptico de forma a atender a exigência do modelo ASM1 de que a entrada dos valores desses parâmetros seja em frações pré-determinadas

**Tabela 3.** Relações utilizadas para fracionar a DQO e nitrogênio amoniacal que se aplicam ao esgoto doméstico e ao resíduo de tanque séptico

Parâmetro	Relação
DQO total (DQOt)	$DQOt = DQOb + DQOnb$
DQO biodegradável (DQOb)	$DQOb = DQObs + DQObp$
DQO não-biodegradável (DQOnb)	$DQOnb = DQOnbs + DQOnbp$
DQO solúvel (DQOs)	$DQOs = DQObs + DQOnbs$
DQO particulada (DQOp)	$DQOp = DQObp + DQOnbp$
Nitrogênio total (NT)	$NT = NTK + NO_3 + NO_2$
Nitrogênio kjeldahl total (NTK)	$NTK = NH_4 + NOT$
Nitrogênio orgânico total (NOT)	$NOT = NOb + NOnb$
Nitrogênio orgânico biodegradável (NOb)	$NOb = NObs + NObp$
Nitrogênio orgânico não-biodegradável (NOnb)	$NOnb = NOnbs + NOnbp$

Legenda: t = total; b = biodegradável; nb = não-biodegradável; s = solúvel; p = particulada. *Fonte: Pistorello (2018).*

**Tabela 4.** Relações utilizadas para fracionar a DQO do esgoto doméstico

Parâmetro	Relação
DQOs	$DQOs = 0.46 \cdot DQOt$ (1)
DQOb	$DQOb = 1.6 \cdot DBO_5$ (2)
DQO solúvel do efluente tratado (DQOse)	$DQOse = 0.075 \cdot DQOt$
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	$DQOnbs = DQOse$ (2)
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	$DQObs = DQOs - DQOse$
DQO biodegradável particulada (DQObp)	$DQObp = DQOb - DQObs$
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	$DQOnbp = DQOp - DQObp$
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NOnbs)	$NOnbs < 0.03 \cdot NTK$ (3)
Nitrogênio orgânico não-biodegradável	$NOnb = 0.06 \cdot SSVnb$ (4)
Sólidos suspensos voláteis não-biodegradáveis (SSVnb)	$SSVnb = (1 - DQObp/DQOp) \cdot SSV$
Nitrogênio orgânico biodegradável particulado (NObp)	$NObp = 0.666 \cdot NOb$ (5)
Nitrogênio orgânico biodegradável solúvel (NObs)	$NObs = 0.333 \cdot NOb$ (5)

*Fonte: (1) Bento (2000); (2) Metcalf & Eddy et al. (2016); (3) Parkin e McCarty (1981) (4) Grady et al. (1999) e (5) Vanhooren e Nguyen (1996); Rossler e Pretorius (2001).*

**Tabela 5.** Relações utilizadas para fracionar a DQO e o nitrogênio total do resíduo de tanque séptico considerando as contribuições de Dangol (2013)

Parâmetro	Relação
DQO solúvel (DQOs)	$DQOs = 0.067 \cdot DQOt$
DQO particulada (DQOp)	$DQOp = 0.933 \cdot DQOt$
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	$DQObs = 0.016 \cdot DQOt$
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	$DQOnbs = 0.051 \cdot DQOt$
DQO biodegradável (DQOb)	$DQOb = 0.317 \cdot DQOt$
DQO biodegradável particulada (DQObp)	$DQObp = 0.301 \cdot DQOt$
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	$DQOnbp = 0.632 \cdot DQOt$
DQO não-biodegradável (DQOnb)	$DQOnb = 0.683 \cdot DQOt$
Amônia	$Amônia = 0.250 \cdot NTK$
N orgânico não-biodegradável (NOnb)	$NOnb = 0.750 \cdot NTK$
N orgânico não-biodegradável particulado (NOnbp)	$NOnbp = 0.016 \cdot NTK$
N orgânico não-biodegradável solúvel (NOnbs)	$NOnbs = 0.734 \cdot NTK$

Legenda: t total; b biodegradável; nb não-biodegradável; s solúvel; p particulada. Fonte: Pistorello (2018).

A próxima etapa envolveu a avaliação do impacto do co-tratamento deste resíduo na eficiência da ETE em estudo. Foram simulados quatro grupos de cenários nos quais houve a combinação de diferentes vazões do resíduo e de esgoto doméstico. Considerou-se que em cada grupo de cenários, a ETE operaria com uma vazão fixa de esgoto doméstico, alterando-se a fração de resíduo de tanque séptico a ser tratada no sistema.

Com as simulações das diferentes vazões de entrada de esgoto doméstico e resíduo foi possível obter as concentrações de DBO, DQO, amônia e sólidos suspensos totais esperadas no esgoto tratado, permitindo suas comparações com os padrões de lançamento.

Na Tabela 6 são apresentados cada um dos grupos de cenários. Nos Grupos A, B, C e D foram simuladas as vazões de esgotos correspondentes, respectivamente, a 25% (45 m<sup>3</sup>/h), 50% (90 m<sup>3</sup>/h), 75% (135 m<sup>3</sup>/h) e 90% (162 m<sup>3</sup>/h) da vazão média de projeto da ETE (180 m<sup>3</sup>/h) que correspondem respectivamente a geração de esgoto de 6750 habitantes, 13500 habitantes, 20250 habitantes e 24300 habitantes. A vazão média de projeto da ETE permite atender 27000 habitantes considerando um consumo *per capita* de 200 L/habitante.dia de água e uma taxa de retorno de 0.8.

Para cada um dos cenários foi simulado um período de operação de seis meses de forma a se obter um novo estado estacionário do sistema. As simulações resultaram em dados de saída constituídos pelas concentrações de DBO, DQO, amônia e SST nos efluentes. Estes dados foram utilizados na elaboração de gráficos resumos.

Com a análise dos gráficos de cada um dos grupos de cenários foi possível determinar qual parâmetro ultrapassou primeiramente o padrão de lançamento estabelecido na legislação e na sequência foi determinada a relação entre a vazão de resíduo de tanque séptico e a concentração final obtida para o referido parâmetro no efluente.

Ao final, foi estabelecida a relação entre a parcela de resíduo de tanque séptico que poderia ser co-tratada na estação em estudo com a população equivalente que geraria essa carga, representando a população que poderia ser atendida pela manutenção/operação de seus sistemas individuais de esgotamento com a garantia de tratamento ambientalmente adequado.

**Tabela 6.** Grupos e cenários usados para as simulações

Grupo de cenários	Cenários	Esgoto doméstico (m <sup>3</sup> /h)	Resíduo de tanque séptico		
			Proporção com relação à vazão de projeto da ETE (180 m <sup>3</sup> /h)	Vazão (L/s)	Vazão (m <sup>3</sup> /h)
Grupo A	Cenário 1	45	1%	0.5	1.8
	Cenário 2		5%	2.5	9
	Cenário 3		10%	5	18
	Cenário 4		15%	7.5	27
Grupo B	Cenário 1	90	1%	0.5	1.8
	Cenário 2		5%	2.5	9
	Cenário 3		10%	5	18
	Cenário 4		15%	7.5	27
Grupo C	Cenário 1	135	1%	0.5	1.8
	Cenário 2		3%	1.5	5.4
	Cenário 3		5%	2.5	9
Grupo D	Cenário 1	162	1%	0.5	1.8
	Cenário 2		3%	1.5	5.4
	Cenário 3		5%	2.5	9

É importante destacar que o resíduo de tanque séptico é composto pelo lodo gerado nesse tipo de tratamento e por seu sobrenadante, visto que no momento da limpeza do tanque é realizada a sucção de lodo e esgoto, formando uma mistura que neste trabalho foi denominada resíduo de tanque séptico (Pistorello, 2018).

A produção de lodo proveniente de tanque séptico foi calculada pela Equação (1):

$$VPROD = N \cdot Lf \cdot RDIG$$

**Equação (1)**

Onde:

VPROD: volume de lodo produzido (L/dia)

N: número de contribuintes

Lf: contribuição de lodo fresco (L/pessoa.dia)

RDIG: coeficiente de redução do volume de lodo devido à digestão (adimensional)

De acordo com a NBR 7229 (ABNT, 1993), a produção de lodo fresco (sólidos de lodo não digerido) é de 1.00 L/pessoa.dia para esgoto doméstico. Andreoli e Pompeo (2009) mencionam que a versão anterior desta NBR, datada de 1982, recomendava um valor de RDIG igual a 0.25, ou seja, o lodo digerido que se acumula na porção inferior do tanque séptico possui um volume quatro vezes menor do que o volume produzido de lodo fresco. Foi arbitrado que a limpeza dos tanques sépticos seria realizada entre intervalos de um ano, sendo que desta forma, um contribuinte geraria 365 L de lodo fresco por ano (Pistorello, 2018).

A partir das contribuições de Hartmann et al. (2009) definiu-se que o volume do conteúdo de cada tanque séptico seria dividido da seguinte forma: 70% do volume correspondente a esgoto removido do tanque séptico; 20% lodo a ser removido do tanque séptico e 10% lodo que seria mantido no tanque séptico.

## Resultados e discussão

Na Tabela 7 são listadas as características do esgoto doméstico bruto e as do resíduo de tanque séptico que foram utilizadas neste estudo e que foram determinadas através de uma série com 132 análises físico-químicas disponibilizadas por uma prestadora de serviços de saneamento que atua no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

**Tabela 7.** Caracterização do esgoto doméstico bruto e do resíduo de tanque séptico

Parâmetro	Esgoto (1) (mg/L)	Resíduo de Tanque Séptico (2)			
		Mínimo (mg/L)	Médio (mg/L)	Máximo (mg/L)	Desvio padrão
DBO	200	75	1755	8663	1963
DQO	400	146	6523	29014	7026
N amoniacal	40	12	88	200	47
Sólidos suspensos totais	200	74	6746	47840	10474
Sólidos suspensos voláteis	160	40	4460	27100	6323
Sólidos suspensos fixos	40	12	3314	27420	5881

Fonte: (1) Jordão e Pessôa (2011); (2) Com base nas análises fornecidas pela prestadora de serviços.

Os valores apresentados na Tabela 7, incluindo o alto desvio padrão e o grande intervalo entre o valor mínimo e o valor máximo demonstram a grande variabilidade das características do resíduo

de tanque séptico, situação esta condizente com dados encontrados na bibliografia. Os estudos realizados por Gonçalves (2008) corroboram os valores apresentados nesta tabela. O autor menciona que esse tipo de resíduo apresenta variações de composição que vão desde características de esgotos domésticos até as de lodos. Uma outra constatação importante é que as concentrações de DBO, DQO e sólidos suspensos totais são cerca de 9, 16 e 34 vezes àquelas dos esgotos sanitários.

Para a calibração, validação do modelo e demais simulações, realizou-se o fracionamento da matéria orgânica e nitrogenada do esgoto doméstico e do resíduo de tanque séptico, de acordo com as Tabelas 3, 4 e 5. Os resultados deste fracionamento são apresentados na Tabela 8.

**Tabela 8.** Resultado do fracionamento da DQO e do nitrogênio total do esgoto doméstico e do resíduo de tanque séptico para o modelo ASM1

Parâmetro	Esgoto (mg/L)	Resíduo de tanque séptico (mg/L)
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	30	334
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	154	103
DQO biodegradável particulada (DQObp)	166	1961
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	50	4124
Amônia (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> )	40	88
Nitrogênio orgânico solúvel (NOs)	9.2	258
Nitrogênio orgânico particulado (NOp)	20.8	6
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NOnbs)	2.1	258
Nitrogênio orgânico não-biodegradável particulado (NOnbp)	6.7	6
Nitrito/nitrato (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0.3	0

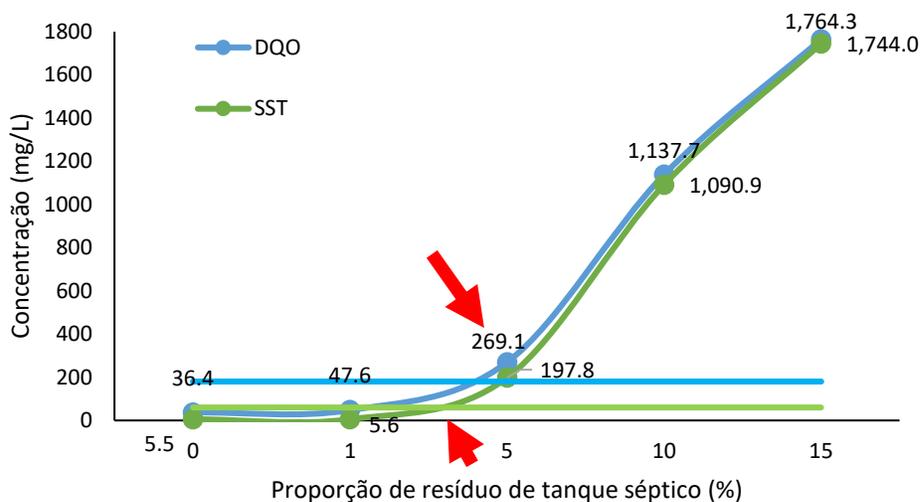
Além do fracionamento da DQO e nitrogênio total, o uso do modelo ASM1 está condicionado também ao estabelecimento de coeficientes estequiométricos, parâmetros cinéticos e parâmetros do decantador secundário. Os valores usados na calibração do modelo foram àqueles informados pelo próprio modelo ASM1 e pela bibliografia, sendo alguns ajustados na etapa de calibração. Estes valores são apresentados na Tabela 9, onde os parâmetros que tiveram valores ajustados na calibração são identificados pelo asterisco. Os demais valores são os padronizados pelo modelo ASM1 (WRc Stoat, 1999).

Os resultados das simulações para cada grupo de cenários são apresentados nas Figuras 2 a 9. Em cada uma delas, no eixo das abscissas tem-se a proporção de resíduo de tanque séptico utilizado em cada simulação e no eixo das ordenadas a concentração obtida na saída da ETE para os parâmetros DQO, sólidos suspensos totais (SST), DBO e nitrogênio amoniacal. Também são apresentados os padrões de lançamento definidos na legislação e identificados os pontos onde a

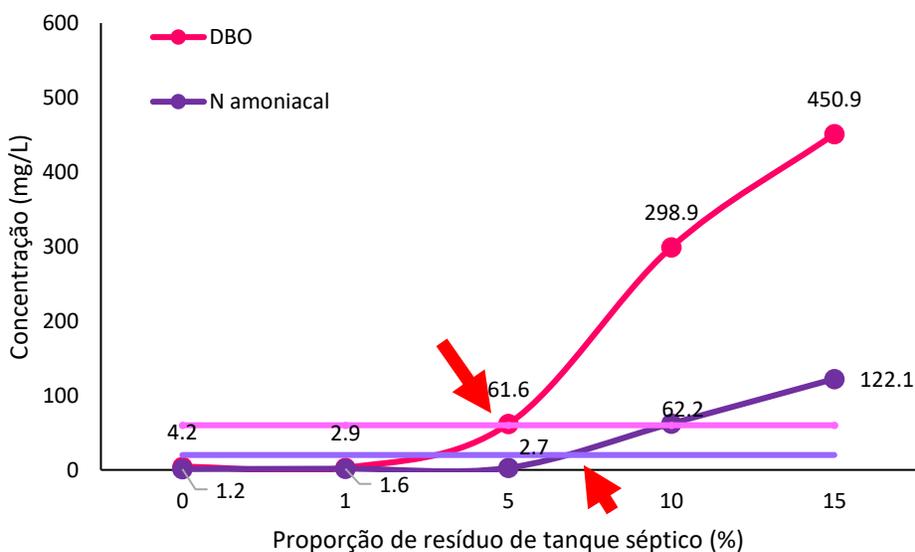
concentração de cada parâmetro ultrapassa o padrão exigido na legislação (seta). Os valores obtidos em cada simulação são representados pelos pontos nos gráficos, tendo sido realizadas as conexões através de linhas com curvaturas suaves.

**Tabela 9.** Coeficientes estequiométricos, parâmetros cinéticos e do decantador utilizados

Símbolo	Nome	Valor	Unidade
$Y_A$	Rendimento autotrófico	0.28*	mg DQO/mg N
$Y_H$	Rendimento heterotrófico	0.67	mg DQO/mg DQO
$f_p$	Fração de biomassa que resulta em produtos particulados	0.08	mg DQO/mg DQO
$i_{XB}$	Massa N / massa DQO na biomassa	0.086	mg N/mg DQO
$i_{XP}$	Massa N / massa em DQO de produto de biomassa	0.1*	mg N/mg DQO
$\mu_H$	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa heterotrófica	0.1768	$h^{-1}$
$b_H$	Taxa de decaimento da biomassa heterotrófica	0.001*	$h^{-1}$
$K_S$	Coeficiente de saturação para organismos heterotróficos	20	mg DQO/L
$K_{O,H}$	Coeficiente de saturação de oxigênio para organismos heterotróficos	0.2	mg $O_2$ /L
$K_{NO}$	Coeficiente de saturação de nitrato para heterotróficos	0.5	mg N/L
$\mu_A$	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa autotrófica	0.0207	$h^{-1}$
$b_A$	Taxa de decaimento da biomassa autotrófica	0.0043*	$h^{-1}$
$K_{O,A}$	Coeficiente de saturação de oxigênio para organismos autotróficos	0.4	mg $O_2$ /L
$K_{NH}$	Coeficiente de saturação de amônia para organismos autotróficos	1.0	mg N/L
$K_a$	Taxa específica de amonificação	0.0013*	$h^{-1}$
$K_h$	Máxima taxa específica de hidrólise	0.0722	$h^{-1}$
$K_x$	Coeficiente de saturação para substrato lentamente biodegradável	0.0173	Adimensional
$\eta_E$	Fator de correção para $\mu_H$ sob anoxia	1*	Adimensional
$\eta_h$	Fator de correção para hidrólise sob anoxia	0.4	Adimensional
Decantador secundário	Velocidade de sedimentação da interface	7.57*	m/h
	Máxima velocidade de sedimentação	7.57*	m/h
	Parâmetro de Sedimentação Zonal	0.00036*	L/mg
	Parâmetro de clarificação	0.018*	L/mg
	Início da floculação	350	mg/L
	Parcela não sedimentável	0.001	Adimensional

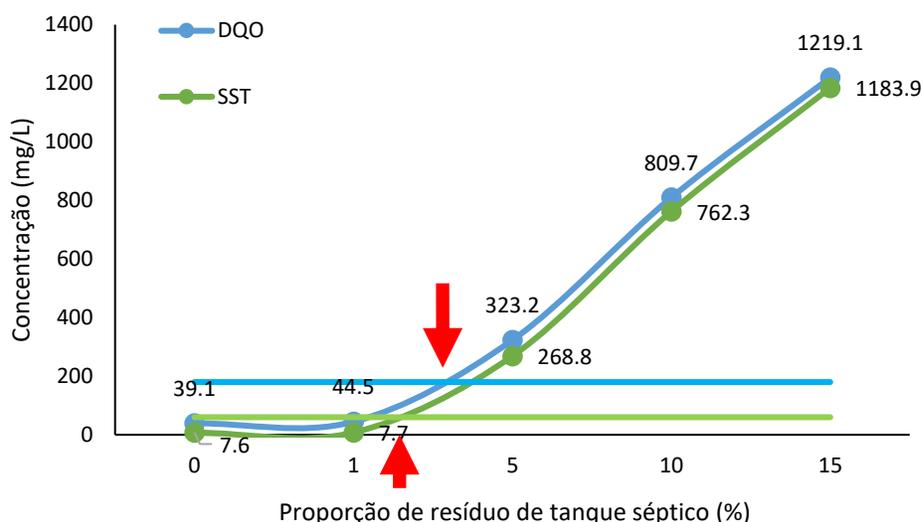


**Figura 2.** Concentrações de DQO e SST no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário A (vazão de esgoto doméstico de 45 m<sup>3</sup>/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 5, 10 e 15% da vazão).

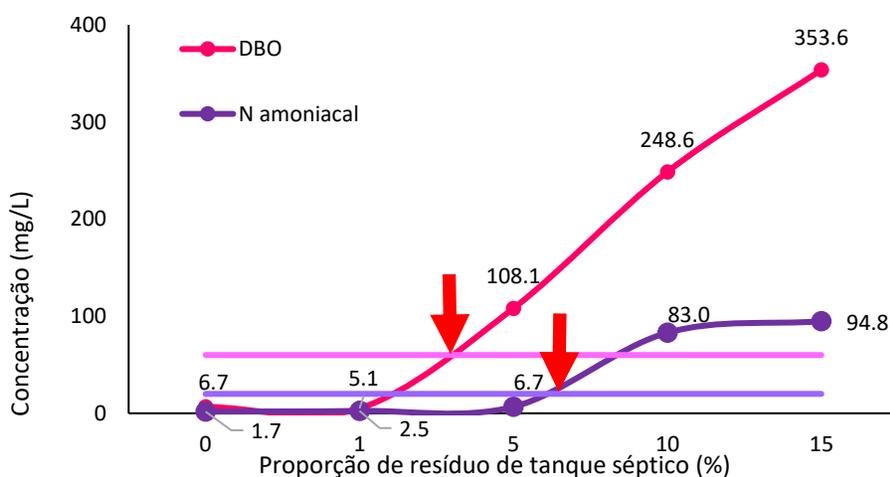


**Figura 3.** Concentrações de DBO e Nitrogênio amoniacal no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário A (vazão de esgoto doméstico de 45 m<sup>3</sup>/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 5, 10 e 15% da vazão).

Pela análise das figuras, no grupo de cenários A os parâmetros sólidos suspensos totais e DQO ultrapassam o padrão de lançamento quando a proporção de resíduo de tanque séptico é entre 3% a 5%. Já para os parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal, os padrões de lançamento são ultrapassados quando se tem, respectivamente, cerca de 5% e 7% de resíduo de tanque séptico.

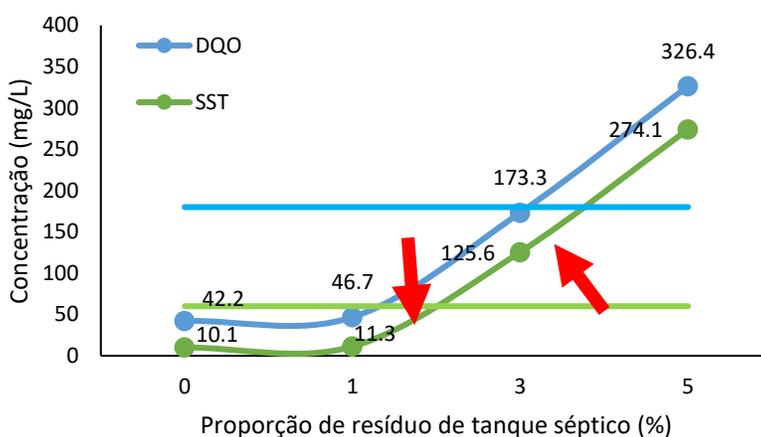


**Figura 4.** Concentrações de DQO e SST no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário B (vazão de esgoto doméstico de 90 m<sup>3</sup>/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 5, 10 e 15% da vazão).

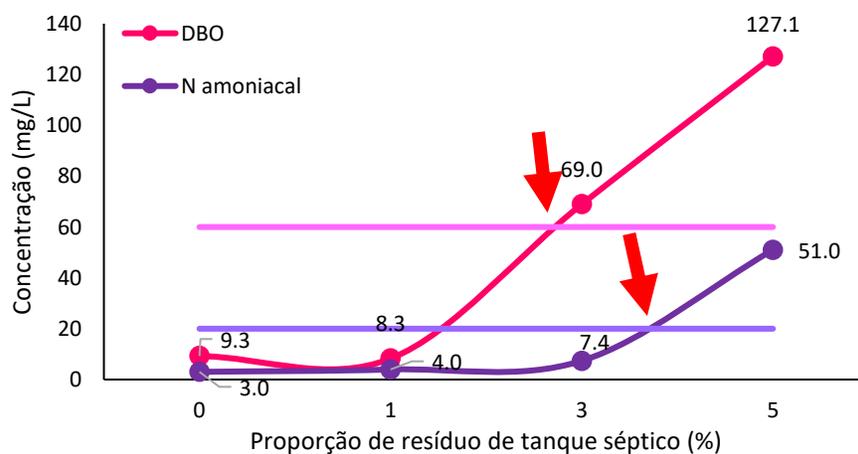


**Figura 5.** Concentrações de DBO e Nitrogênio amoniacal no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário B (vazão de esgoto doméstico de 90 m<sup>3</sup>/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 5, 10 e 15% da vazão).

Verifica-se que no grupo de cenários B, houve a superação dos padrões de lançamento para os parâmetros sólidos suspensos totais, DQO, DBO e nitrogênio amoniacal quando as proporções de resíduo de tanque séptico foram aproximadamente 2%, 3%, 3% e 6%, respectivamente. Comparando ao Grupo A, os padrões de lançamento foram superados com uma parcela menor de resíduo. Em ambos os cenários, o parâmetro sólidos suspensos totais foi o primeiro a superar o padrão de lançamento.

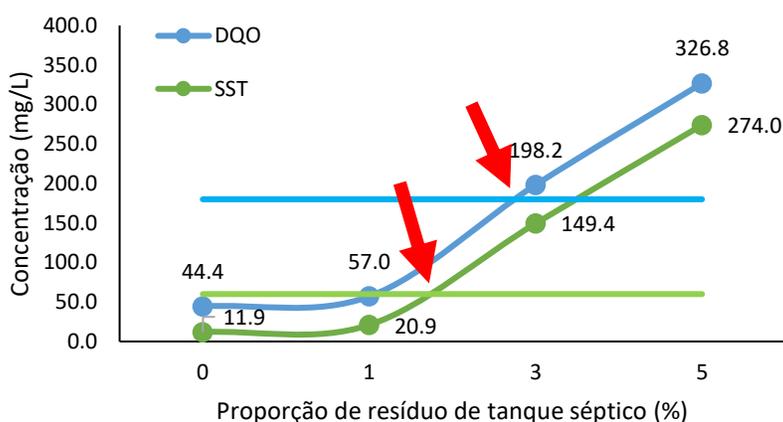


**Figura 6.** Concentrações de DQO e SST no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário C (vazão de esgoto doméstico de 135 m<sup>3</sup>/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 3 e 5% da vazão).

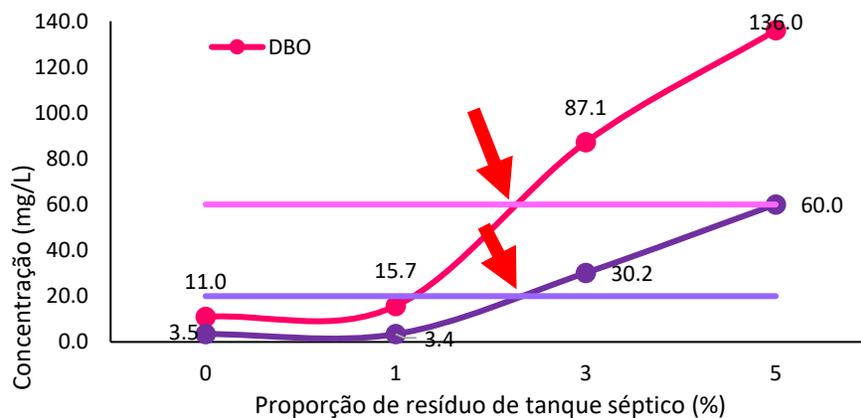


**Figura 7.** Concentrações de DBO e Nitrogênio amoniacal no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário C (vazão de esgoto doméstico de 135 m<sup>3</sup>/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 3 e 5% da vazão).

No grupo de cenários C, os parâmetros sólidos suspensos totais, DQO e DBO ultrapassaram os respectivos padrões de lançamento quando a proporção de resíduo de tanque séptico esteve entre 2% a 3%. Os parâmetros DBO e DQO se aproximaram do limite quando a proporção era mais próxima a 3%. Já para o parâmetro nitrogênio amoniacal, houve a superação do padrão de lançamento quando a proporção de resíduo séptico era entre 3% a 4%. Verifica-se que os padrões de lançamento de todos os parâmetros foram superados com parcelas menores de resíduo quando comparados aos Grupos A e B.



**Figura 8.** Concentrações de DQO e SST no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário D (vazão de esgoto doméstico de 162 m<sup>3</sup>/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 3 e 5% da vazão).



**Figura 9.** Concentrações de DBO e Nitrogênio amoniacal no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário D (vazão de esgoto doméstico de 162 m<sup>3</sup>/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 3 e 5% da vazão).

No Grupo de cenários D, houve a superação dos padrões de lançamento para os quatro parâmetros quando as proporções de resíduo de tanque séptico estiveram entre 1 a 3%. Verificou-se que a DQO e o nitrogênio amoniacal se aproximaram do padrão de lançamento quando as proporções eram mais próximas de 3%.

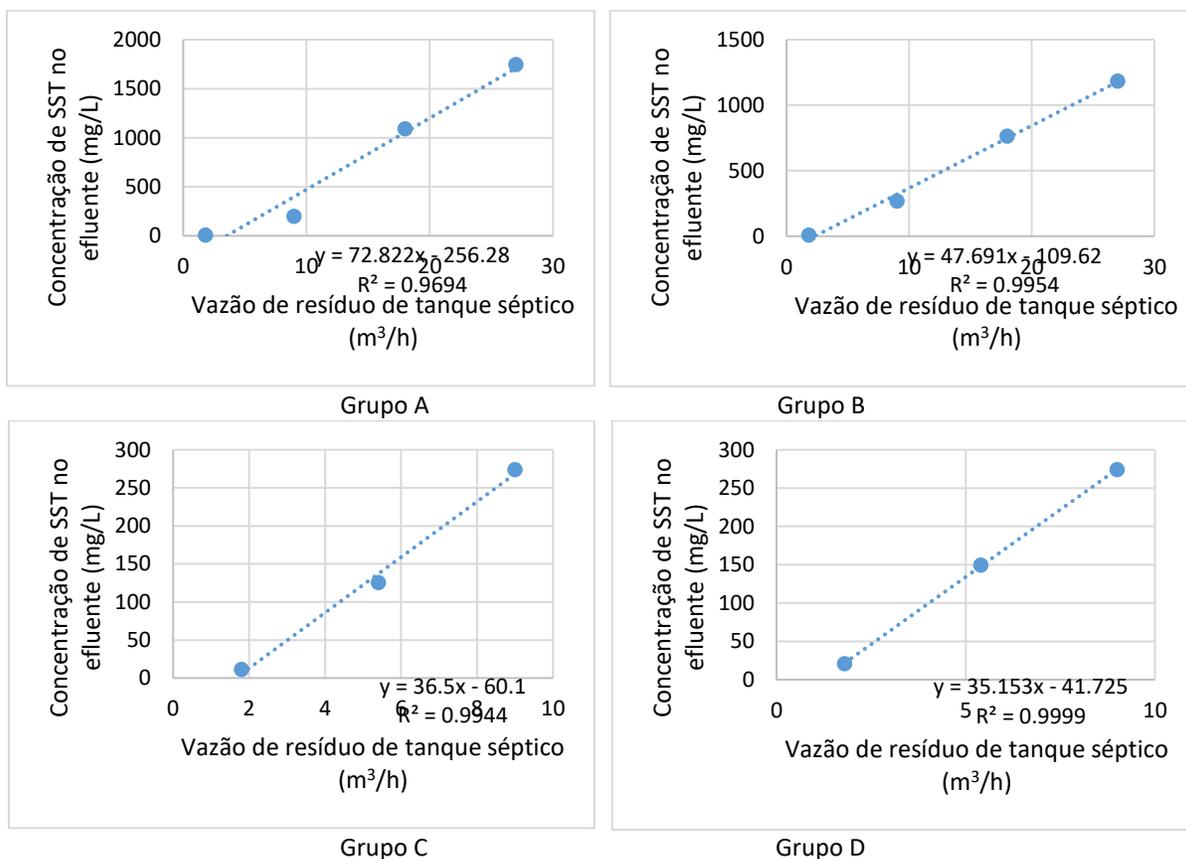
Pela análise das figuras observa-se que o parâmetro sólidos suspensos totais foi o que primeiro superou o padrão de lançamento definido por legislação nos quatro grupos de cenários, portanto, é considerado, neste estudo, o parâmetro limitante neste processo de co-tratamento.

Na Figura 10 são apresentados os pontos que relacionam as parcelas de resíduos de tanque séptico recebidas em cada grupo de cenários com as concentrações de sólidos suspensos totais no efluente tratado, assim como as equações resultantes das interpolações desses pontos e os respectivos coeficientes de determinação ( $R^2$ ). A partir de cada equação foi determinada a parcela máxima que poderia ser co-tratada em cada grupo de cenários de forma que fosse atendido ao padrão de lançamento previsto em legislação para o parâmetro sólidos suspensos totais (SST = 60 mg/L).

Na Tabela 10 são apresentadas as vazões de resíduos de tanque séptico a ser recebidas na ETE para manter o padrão de lançamento. Também são mostradas as proporções que as vazões de resíduos de tanque séptico representam em relação à vazão média de projeto da ETE (180 m<sup>3</sup>/h).

Pelos dados apresentados na Tabela 10, conclui-se que, conforme a ETE passa a tratar mais esgoto doméstico e conseqüentemente tem uma diminuição de sua folga operacional, é reduzida também a quantidade de resíduo de tanque séptico que a ETE pode receber e tratar e ainda assim manter os padrões de lançamento definidos na legislação.

Mesmo tendo premissas diferentes, é relevante comparar os dados obtidos neste estudo com os resultados do trabalho de Dangol (2013), desenvolvido na União Européia. Neste caso, os padrões de lançamento para DQO e nitrogênio total eram 125 mg/L e 15 mg/L, respectivamente. A estação utilizada tratava 20000 m<sup>3</sup>/d de esgoto doméstico, capacidade quase cinco vezes maior do que a utilizada neste trabalho e utilizou resíduos de tanques sépticos com diferentes características e concentrações. Dangol (2013) estimou que seria possível receber 750 m<sup>3</sup>/d de resíduo com baixa concentração e 75 m<sup>3</sup>/d de resíduo com média concentração, que correspondem, respectivamente, a 3.75% e 0.375% da vazão de esgoto doméstico da ETE. Os resultados do presente estudo sugerem que seria possível tratar entre 69 a 103 m<sup>3</sup>/d de resíduo de tanque séptico sem exceder o padrão da legislação ambiental recebendo o resíduo de tanque séptico durante 8 horas por dia. Estes valores estão próximos ou na faixa estimada por Dangol (2013) para resíduo digerido com média concentração.



**Figura 10.** Relações entre as concentrações de SST no efluente e as vazões de resíduos de tanque séptico para cada grupo de cenários.

**Tabela 10.** Parcela de resíduo de tanque séptico que pode ser recebida em cada grupo de cenários com a manutenção do padrão de lançamento previsto na legislação

Grupo de Cenário	Vazão de esgoto doméstico (m³/h)	Vazão de resíduo de tanque séptico a receber (m³/h)	Proporção na vazão (%)
Grupo A	45	4.3	2.4
Grupo B	90	3.6	2.0
Grupo C	135	3.3	1.8
Grupo D	162	2.9	1.6

Heinss e Strauss (1999) indicam que para a determinação da parcela de resíduo de tanque séptico que pode ser tratada em uma ETE devem ser considerados, além da carga de DBO também o acréscimo da carga de sólidos suspensos que pode alterar a composição do lodo no tanque de aeração, sobrecarregar o decantador final. No exemplo apresentado pelos autores, uma ETE composta por sistema de lodo ativado com nitrificação e com 15% de sua capacidade ociosa, teria condições de co-tratar 113 m<sup>3</sup>/d de resíduo de tanque séptico após este passar por tratamento primário. Esta vazão indicada por Heinss e Strauss (1999) é cerca de 10 a 60% superior as vazões obtidas neste estudo, que conforme indicado anteriormente, sugere que seria possível tratar entre 69 a 103 m<sup>3</sup>/d de resíduo de tanque séptico sem exceder o padrão da legislação ambiental.

Os resultados de Heinss e Strauss (1999) e Dangol (2013) corroboram que é possível co-tratar resíduo de tanque séptico em sistema de lodos ativados, atendendo a eficiência exigida por legislação ambiental, desde que considerados os percentuais que podem ser recebidos na ETE.

Conforme mencionado, o resíduo de tanque séptico é formado por esgoto (70%) e lodo (30%). No processo de limpeza dos tanques estabeleceu-se que é removido 90% de seu volume, sendo que deste percentual 70% são formados por esgotos e 20% por lodos. Desta forma, permanecem nos tanques um volume de 10% de resíduos que é apenas lodo. A Figura 11 ilustra a composição do resíduo de tanque séptico e também a remoção do mesmo que ocorre no processo de limpeza.

Considerando estas informações, foi elaborada a Tabela 11 mostrando, para os cenários A, B, C e D, os volumes diários disponíveis de resíduo de tanque séptico, os volumes de resíduos removidos (90% do volume total) e os volumes removidos que correspondem, respectivamente, as parcelas de esgotos (70% do volume total) e lodos (20% do volume total). Permanecem 10% de resíduos de tanques sépticos formados inteiramente por lodos. Ressalta-se que os volumes diários de resíduos de tanques sépticos removidos mostrados na coluna (3) da Tabela 11 correspondem aos valores mostrados na coluna (3) da Tabela 10, alterando-se as unidades de m<sup>3</sup>/h para L/d.

A partir destes dados, foi determinada a correspondência entre a parcela de resíduo de tanque séptico que poderia ser co-tratada na estação em estudo com a população equivalente que geraria essa carga. Para isto, considerou-se que a limpeza de cada tanque séptico seria realizada uma vez por ano e que um habitante contribuiu com 1 litro de lodo fresco por dia, ou seja, cada habitante contribui com 365 L de lodo fresco por ano. O volume do lodo é reduzido por processo de digestão, sendo considerada a taxa de conversão de 0.25 L de lodo digerido para 1 L de lodo fresco. Isto resulta no volume per capita anual de 91.25 L de lodo digerido por habitante por ano.

A divisão do volume diário de lodo gerado nos tanques sépticos (30% do volume diário total disponível de resíduo de tanque séptico) por este volume per capita permite calcular a população que pode ser beneficiada com a coleta do resíduo de tanque séptico. Por exemplo, para o cenário

A, a população beneficiada seria 377 habitantes por dia, que resulta da divisão entre 34400 L/d (30% do volume do resíduo de tanque séptico) e 91.25 L/hab-dia. A população anual beneficiada, 97760 habitantes, foi calculada considerando que a limpeza dos tanques sépticos ocorrerá apenas em dias úteis, totalizando 260 dias por ano (52 semanas e 5 dias por semana). Haveria necessidade de capacidade de armazenamento na ETE considerando que os veículos que fariam a limpeza dos tanques trabalhariam somente 8 horas por dia, enquanto a ETE operaria 24 horas/dias e todos os dias da semana. Na Tabela 12 é apresentado o volume diário de lodo gerado nos tanques sépticos (soma das colunas (5) e (6) da Tabela 11) e a população diária e anual estimada que poderia ser beneficiada com o serviço de limpeza de fossas, para os diferentes cenários.

**Figura 11.** Composição volumétrica do resíduo de tanque séptico e contribuições das parcelas de esgoto e lodo no resíduo que é removido.

Volume total disponível de resíduo de tanque séptico (L/d) 100%	Lodo 30%	Volume diário de lodo que permanece no tanque séptico (L/d) 10%	Volume diário de resíduo que permanece no tanque séptico (L/d) 10%
		Volume diário de lodo removido do tanque séptico (L/d) 20%	Volume diário de resíduo de tanque séptico removido (L/d) 90%
Volume total disponível de resíduo de tanque séptico (L/d) 100%	Lodo 30%	Volume diário de esgoto removido do tanque séptico (L/d) 70%	
		Esgoto 70%	Volume diário de esgoto removido do tanque séptico (L/d) 70%

Fonte: adaptado de Hartmann et al. (2009) e Pistorello (2018).

**Tabela 11.** Volumes diários de esgoto doméstico e lodo removidos dos tanques sépticos que são possíveis de tratar na ETE sem comprometer os padrões de lançamento estabelecidos pelo órgão ambiental

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Grupos de cenários	Volume diário total disponível de resíduo de tanque séptico (L/d)	Volume diário de resíduo de tanque séptico removido (L/d) (3) = (2) x 0,90	Volume diário de esgoto no resíduo de tanque séptico removido (L/d) (4) = (2) x 0,70	Volume diário de lodo no resíduo de tanque séptico removido (L/d) (5) = (2) x 0,20	Volume diário de lodo no resíduo de tanque séptico não removido (L/d) (6) = (2) * 0,10
Grupo A	114667	103200	80267	22933	11467
Grupo B	96000	86400	67200	19200	9600
Grupo C	88000	79200	61600	17600	8800
Grupo D	77333	69600	54133	15467	7733
Correspondência com o volume total dos tanques sépticos	100%	90%	70%	20%	10%

**Tabela 12.** Volumes de lodo gerado nos tanques sépticos por dia e a população a ser beneficiada com a limpeza dos sistemas.

Grupos de cenários	População atendida pela vazão de esgoto doméstico (hab/d)	Volume diário de lodo gerado nos tanques sépticos (L/d)	População a ter seu resíduo coletado	
			hab/d	hab/ano
Grupo A	6750	34400	376	97760
Grupo B	13500	28800	315	81900
Grupo C	20250	26400	289	75140
Grupo D	24300	23200	254	66040

Conforme os dados expostos nas tabelas anteriores, o cenário em que a ETE teria condições de co-tratar a maior porcentagem de resíduo de tanque séptico seria o Cenário A. Neste caso, a ETE estaria tratando esgoto doméstico a uma capacidade de 25% da vazão média projetada (45 m<sup>3</sup>/h) e seria possível co-tratar no período de um ano, de forma ambientalmente adequada, resíduo de tanque séptico gerado por 97760 habitantes.

Já o cenário que permitiria receber o menor volume de resíduo de tanque séptico na ETE sem comprometer os padrões de lançamento seria o Grupo D. Neste contexto a ETE estaria tratando 162 m<sup>3</sup>/h de esgoto doméstico (90% da vazão média de 180 m<sup>3</sup>/h) que chegaria através do sistema de coleta. Seria possível beneficiar cerca de 66040 pessoas com o tratamento adequado de seu resíduo séptico.

Em todos estes cenários a ETE conseguiria receber uma parcela de resíduo de tanque séptico, tratando-o em conjunto com a vazão de esgoto doméstico que aportaria através do sistema de coleta. Respeitadas as parcelas simuladas neste estudo, seria possível atender aos padrões de lançamento exigidos pela Resolução Consema nº 355 (Rio Grande do Sul, 2017) para o efluente tratado: DQO  $\leq$  180 mg/L, DBO  $\leq$  60 mg/L, sólidos suspensos totais  $\leq$  60 mg/L e nitrogênio amoniacal  $\leq$  20 mg/L, com eficiências variáveis para cada parâmetro e cada cenário.

### Conclusões

Este estudo avaliou o co-tratamento de resíduo de tanque séptico com esgotos domésticos em uma ETE constituída por lodos ativados. Foi utilizado o modelo ASM1 para simular os processos de oxidação da matéria orgânica, de nitrificação e de desnitrificação. Foram considerados quatro cenários de vazões de esgotos domésticos e proporções de resíduos de tanque séptico.

Em todas as simulações realizadas, o parâmetro que primeiro superou o padrão de lançamento estabelecido pela legislação aplicável foi sólidos suspensos totais. No cenário em que a ETE opera com 25% de sua vazão de projeto, verificou-se que é possível receber, em relação a capacidade total da ETE, até 2.4% (4.3 m<sup>3</sup>/h) de resíduo de tanque séptico mantendo-se o atendimento aos padrões de lançamento estabelecidos. Por outro lado, para o cenário em que a ETE opera com uma vazão de esgoto doméstico de 90% da vazão de projeto, o máximo de resíduo de tanque séptico que a ETE poderá receber é 1.6% (2.9 m<sup>3</sup>/h). À medida que as vazões de esgotos da ETE aproximam-se da vazão de projeto, verificou-se que diminui a proporção de resíduo de tanque séptico que poderá ser recebida e tratada na ETE mantendo a qualidade do efluente final.

Pelos resultados deste estudo, o co-tratamento de resíduo de tanque séptico com esgoto doméstico mostra-se uma alternativa tecnicamente viável desde que respeitados as proporções de resíduo a serem recebidas. O co-tratamento poderia ser incorporado no planejamento dos sistemas de esgotamento sanitário sendo previsto na concepção e no dimensionamento das ETEs. Isso permitiria que áreas de municípios nas quais a implantação do sistema convencional de coleta de esgoto fosse inviável ou muito honeroso fossem atendidos com um sistema adequado de esgotamento sanitário.

Verifica-se que uma alternativa para expandir os serviços de esgotamento sanitário nos pequenos municípios poderia ser o estímulo a sistemas compostos por tanques sépticos e unidades complementares, como filtros anaeróbios que possuem maior eficiência de tratamento e resultam num efluente tratado de melhor qualidade. Uma etapa fundamental envolveria a gestão adequada do resíduo de tanque séptico que incluiria a coleta e seu tratamento em ETEs maiores localizadas em outros municípios que tivessem folga operacional, inclusive uma folga planejada.

## Referências

- Andreoli, C. V.; Pompeo, R. P. (2009) Introdução. In Andreoli, C. V. (Coord.). *Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final*, ABES, Rio de Janeiro, 19-23.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993) *NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*, Rio de Janeiro.
- Bento, A. P. (2000) *Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC: Um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo*, Tese de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 167 f.
- Brasil (2021) *Diagnóstico temático: Serviços de água e esgotos. Visão geral*, Secretaria Nacional de Informações sobre Saneamento, MDR, Brasília. Acesso em 23 de setembro de 2022, disponível em: [https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos\\_PDF/Snis/AGUA\\_E\\_ESGOTO/REPUBLICACAO\\_DIAGNOSTICO\\_TEMATICO\\_VISAO\\_GERAL\\_AE\\_SNIS\\_2022.pdf](https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/Snis/AGUA_E_ESGOTO/REPUBLICACAO_DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2022.pdf)
- Dangol, B. (2013) *Faecal sludge characterization and co-treatment with municipal wastewater: process and modeling considerations*, Master of science, Institute for Water Education, Unesco, Delf, 129 p.
- Ekama, G.A., Takács, I. (2013) Modeling. In Jenkins, D., Wanner, J. (Eds.), *Activated sludge – 100 years and counting*, IWA, London, 71-291.
- Gonçalves, C. do P. (2008) *Impacto do lançamento de lodo de tanques/fossas sépticas em estação de tratamento de esgoto com reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)*, Tese de mestrado em Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 160 p.
- Grady, C. P. L. Jr., Daigger, G. T., Lim, H. C. (1999) *Biologic wastewater treatment*, 2a ed., Marcel Dekker Inc, Nova York.
- Hartmann, C. M., Andreoli, C. V., Edwiges, T., Lupatini, G., Andrade Neto, C. O. de. (2009) Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no Brasil. In Andreoli, C. V. (Coord.), *Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final*, ABES, Rio de Janeiro, 24-40.
- Heinss, U., Strauss, M. (1999) Co-treatment of faecal sludges and wastewater in tropical climates. EAWAG/SANDEC.
- Ingunza, M. D. P. D., Andrade Neto, C. O. de, Araújo, A. L. C., Souza, M. A. A. de, Medeiros, S. A. de, Borges, N. B., Hartmann, C. M. (2009) Caracterização física, química e microbiológica do lodo de fossa/tanque séptico. In Andreoli, C. V. (Coord.), *Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final*, ABES, Rio de Janeiro, 41-75.
- Jordão, E. P., Pêsoa, C. A. (2011) *Tratamento de esgotos domésticos*, 6a ed., ABES, Rio de Janeiro.
- Leite, B. Z., Ingunza, M. D. P., Andreoli, C. V. (2006) Lodo de decanto-digestores. In Andreoli, C. V. (Org.), *Biossólidos: alternativas de uso de resíduos do saneamento*, ABES, Rio de Janeiro, 361-398.
- Makinia, J. (2010) *Mathematical modelling and computer simulation of activated sludge systems*, IWA Publishing, London.
- Metcalf & Eddy, Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D. (2016) *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*, tradução de Ivanildo Hespanhol e José Carlos Mierzwa, 5a ed., AMGH, Porto Alegre.
- Narayana, D. (2020) *Co-treatment of septage and faecal sludge in sewage treatment facilities*, IWA Publishing, London.
- Parkin, G. F., Mccarty, P. L. (1981) Sources of soluble organic nitrogen in active sludge effluents, *Journal WPCF*, **53**(1), 89-98.
- Pistorello, J. (2018) *Simulação do co-tratamento de resíduo de tanque séptico em estação de tratamento de esgoto doméstico*, Tese de mestrado, Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 123 p.
- Prüss-Üstün, A., Wolf, J., Corvalán, C., Bos, R., Neira, M. (2016) *Preventing diseases through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks*, World Health Organization, Geneva.
- Rio Grande do Sul (2017) *Resolução Consema nº 355*, de 13 de julho de 2017, dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

- Rossle, W. H., Pretorius, W. A. (2001) A review of characterisation requirements for in-line prefermenters Paper 1: Wastewater characterization, *Water SA*, **27** (3), 405-412.
- Siegrist, R. L. (2017) *Decentralized water reclamation engineering*, Springer, Switzerland.
- Strande, L. (2014) The global situation. In Strande, L., Ronteltap, M., Brdjanovic, D. (Eds.), *Faecal sludge management: systems approach for implementation and operation*, IWA Publishing, London, 1-14.
- Tchobanoglous, G., Leverenz, H. (2013) The rationale for decentralization of wastewater infrastructure. In Larson, T.A., Udert, K.M., Lienert, J. (Eds.), *Source separation and decentralization for wastewater management*, IWA Publishing, London, 101-115.
- Vanhooren, H., Nguyen, K. (1996) *Development of a Simulation Protocol for Evaluation of Respirometry-Based Control Strategies Report*, [S.l.: s.n.].
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (1984) *Handbook: septage treatment and disposal*, EPA, Cincinnati.
- WRc STOAT (1999) *User Guide*, UK Urban Pollution Management.

# REVISTA AIDIS

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

## EFETIVIDADE DA COLETA SELETIVA COMO ESTRATÉGIA DE REDUÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES A SEREM DISPOSTOS EM ATERROS SANITÁRIOS

\* Mariana Moreira de Oliveira<sup>1</sup>  
Gilson Barbosa Athayde Júnior<sup>1</sup>  
Rémy Bayard<sup>2</sup>  
Joácio de Araújo Morais Júnior<sup>1</sup>

## EFFECTIVENESS OF SELECTIVE COLLECTION AS A STRATEGY FOR REDUCING HOUSEHOLD SOLID WASTE TO BE DISPOSED IN LANDFILLS

Recibido el 24 de enero de 2023. Aceptado el 13 de marzo de 2023

### Abstract

*Given the amount of household solid waste (HSW) generated and the impacts associated with its management, this study aimed to measure the effectiveness of the selective collection of the dry fraction of household solid waste (DFHSW) in reducing the HSW to be disposed of in landfills as well as the benefits of this activity. For this, the following parameters were analyzed: the rate of separation of the selective collection (Rsc), the efficiency of the selective collection (Efsc), the index of recovery of the selective collection (IRsc), the index of potential recovery of the selective collection (IRpsc) and the index of participation in selective collection (IPcs). The main difficulties for carrying out the selective collection were also determined. For DFHSW, a Rsc of 19%, an Efsc of 87%, an IRsc of 17% and an IRpsc of 21% were observed. The main obstacle pointed out by residents (40%) was the difficulty in changing their own habits and those of others. It was observed that the implementation of selective collection represented a reduction of 18% (actual scenario) to 21% (potential scenario) of HSW sent to landfills. This situation would save 78% of the amount of energy that would be consumed to produce the same amount of virgin material, would avoid the emission of around 99% of greenhouse gases and would correspond to a gain of R\$ 18.5 per R\$ 22.8 per resident. Even with observed benefits, it was verified that the implementation of selective collection in vertical residential condominiums faces operational and infrastructure difficulties, requiring the collaboration of actors related to waste management.*

**Keywords:** gravimetric composition, avoided energy, avoided greenhouse gases.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.

<sup>2</sup> Laboratoire Déchets Eaux Environnement Pollutions-DEEP, Institut National des Sciences Appliquées, França.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba. Campus I Loteamento Cidade Universitária – Castelo Branco, João Pessoa, Paraíba, 58051-900. Brasil. Email: [marianamoreiraa@hotmail.com](mailto:marianamoreiraa@hotmail.com)

## Resumo

Diante da quantidade de resíduos sólidos domiciliares (RSD) gerados e dos impactos associados à sua gestão, o presente trabalho objetivou mensurar a efetividade da coleta seletiva da fração seca dos resíduos sólidos domiciliares (FSRSD) na redução dos RSD a serem dispostos em aterros sanitários, bem como os benefícios desta atividade. Para isso foram analisados os seguintes parâmetros: a taxa de separação da coleta seletiva (Txcs), a eficiência da coleta seletiva (Efcs), o índice de recuperação da coleta seletiva (IRcs), o índice de recuperação potencial da coleta seletiva (IRpcs) e o índice de participação da coleta seletiva (IPcs). Também foram determinadas as principais dificuldades para a realização da coleta seletiva. Para a FSRSD, foi observado uma Txcs de 19%, uma Efcs 87%, um IRcs de 17% e um IRpcs de 21%. O principal entrave apontado pelos moradores (40%) foi a dificuldade em mudar os hábitos próprios e dos demais. Observou-se que a implantação da coleta seletiva representou uma redução de 18% (cenário real) a 21% (cenário potencial) do RSD encaminhado ao aterro sanitário. Essa situação economizaria 78% da quantidade de energia que seria consumida para a produção da mesma quantidade de material virgem, evitar-se-ia a emissão de cerca de 99% dos gases de efeito estufa e corresponderiam a um ganho de R\$ 18.5 a R\$ 22.8 por morador. Mesmo com benefícios observados, verificou-se que a implantação da coleta seletiva em condomínios residenciais verticais enfrenta dificuldades operacionais e de infraestrutura, necessitando a colaboração dos atores relacionados à gestão de resíduos.

**Palavras-chave:** composição gravimétrica, energia evitada, gases de efeito estufa evitados.

## Introdução

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil vem aumentando ao longo dos anos. Estima-se que no ano de 2020 foram geradas mais de 82 milhões de toneladas de RSU (Abrelpe, 2021). Dentre os RSU, há os resíduos sólidos domiciliares (RSD), oriundos das atividades domésticas em residências urbanas, compostos por restos de refeições, resíduos de jardim, papel, vidro, alumínio e outros. Conforme o SNIS (2020), no Brasil, os RSD representam, em média, 76% do total dos RSU.

Diante da elevada quantidade de resíduos produzidos diariamente, medidas que reduzam o impacto poluidor dos mesmos no meio ambiente devem ser adotadas na sua gestão. A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) estabelece uma hierarquia de ações a serem seguidas na gestão desses resíduos: “não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos” (Brasil, 2010a, p.03). Logo, percebe-se que para aqueles resíduos inevitavelmente gerados, tem-se que a reciclagem é uma etapa prioritária. O Decreto nº 7404/10, que regulamenta a PNRS, afirma que a implantação do sistema de coleta seletiva é um instrumento fundamental para o atingimento da meta de disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (Brasil, 2010b).

Apesar de fundamental, a abrangência da coleta seletiva ainda é baixa no Brasil. Estudos distintos apontam que, em 2020, entre 36.3% e 74.4% dos municípios brasileiros possuíam alguma iniciativa de coleta seletiva (Abrelpe, 2021; SNIS, 2021), que significa que esse tipo de coleta não atende à totalidade da população da localidade.

Nas cidades de médio e grande porte, o crescimento e urbanização estão associados ao aumento da verticalização das mesmas, uma vez que a demanda espaço urbano para habitações, serviços e equipamentos para atender a população são limitados (Bringhenti *et al.*, 2019). De acordo com a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD), o Brasil apresentou um crescimento de 228% na quantidade de apartamentos, entre os anos de 2001 e 2019, apresentando ao total mais de 10 milhões de apartamentos no país, em 2019 (Ibge, 2001; 2019). O cenário de verticalização, uma vez planejada, moderada e regulamentada permite a construção de cidades mais compactas, eficientes e sustentáveis, uma vez que requer menores áreas e torna menos onerosa sua rede de infraestrutura e de serviços (Andrade, 2017).

Os condomínios residenciais verticais são áreas que concentram uma maior quantidade de habitantes em uma determinada área superficial. Assim, alguns serviços, a exemplo do gerenciamento dos resíduos devem ser intensificados. Por outro lado, outras atividades, como a coleta seletiva, são facilitadas nessa configuração, visto a possibilidade de coletar uma maior quantidade de resíduos de uma única vez, tornando a atividade mais eficiente e rentável. Essa medida contribui também na redução da sobrecarga no gerenciamento dos resíduos, ao desviar do fluxo da coleta tradicional parte do resíduo gerado.

Mesmo com os benefícios da reciclagem e a maior facilidade de implantação da coleta seletiva em condomínios residenciais, ainda são recuperados baixos percentuais da fração seca de resíduos sólidos domiciliares (FSRSD) nesse tipo de habitação, tais como papel, plástico, papel, vidro, etc. Diferentes aspectos relacionados à implantação da coleta seletiva do RSD em condomínios residenciais verticais presentes na literatura são apresentados na Tabela 1. Percebe-se que há poucos estudos voltados para esse tipo de habitação e, dentre os existentes, não há um detalhamento sobre a quantidade total gerada por tipo de resíduo, taxas de separação dos resíduos e eficiências obtidas na coleta, que são parâmetros que podem orientar e justificar a implantação da coleta seletiva em outros condomínios, ainda que variem conforme a participação da população.

Assim, perante a representatividade dos resíduos produzidos nas residências e da tendência de concentração da população em condomínios verticais, percebe-se que ações voltadas para a gestão dos RSD nesse tipo de habitação são pertinentes. Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo mensurar a efetividade da coleta seletiva da FSRSD, desviando tal fração para a reciclagem, na redução dos RSD a serem dispostos em aterros sanitários, bem como mensurar os benefícios desta atividade.

**Tabela 1.** Características de aspectos relacionados à reciclagem em condomínios

RSD	Curitiba, Paraná, Brasil	João Pessoa, Paraíba, Brasil	Vitória, Espírito Santo, Brasil	São Caetano do Sul, São Paulo, Brasil	Ituiutaba, Minas Gerais, Brasil		
Reciclável (%)	23-36	18.61	27	-	-	30	
Orgânico (%)	64-77 <sup>1</sup>	69.60	58	-	-	70	
Rejeito (%)	-	11.2	15	-	-	-	
T <sub>g</sub> dos resíduos recicláveis (kg.hab <sup>-1</sup> . dia <sup>-1</sup> )	-	-	0.062	0.069	0.07	0.088	-
T <sub>s</sub> de recicláveis em relação ao resíduo total gerado (%)	-	7.5	-	6.53	6.8	13.7	20
T <sub>s</sub> de recicláveis em relação ao resíduo potencialmente reciclável (%)	-	-	40.49 - 56.63	19.93	25.9	-	-
T <sub>s</sub> de orgânico em relação ao resíduo total gerado (%)	-	-	-	-	-	-	47
Taxa de rejeito da coleta seletiva (%)	-	-	-	10,9 -18.1	18.1	-	33
Fonte	Silva e Rodrigues (2011)	Luna <i>et al.</i> (2010)	Guedes e Athayde (2021)	Bassani (2011)	Bringhenti <i>et al.</i> (2019)	Pinto e Mondelli (2017)	Fehr (2014)

<sup>1</sup>Orgânico e rejeito; T<sub>g</sub> – taxa de geração; T<sub>s</sub> – taxa de separação

## Metodologia

### Caracterização da área de estudo

A fim de separar a FRSRD a ser encaminhada para reciclagem foi implantada a coleta seletiva em um condomínio residencial vertical localizado no município de João Pessoa, Paraíba-Brasil.

O condomínio mencionado possui 28 apartamentos (5 desocupados) e durante o período de estudo, apresentava população média de 68 habitantes. Aproximadamente 71% dos moradores possuíam renda média domiciliar de R\$ 4000 e 10000, 14% com renda média domiciliar entre R\$10000 e 20000 e os 14% restantes optaram por não informar sua renda. A média da renda domiciliar foi de R\$ 8318 e *per capita* de R\$ 3425, que conforme as classes de rendimento mensal domiciliar presente na PNAD, é considerado classe C na qual os domicílios possuem de 5 a 10 salários mínimos (IBGE, 2015).

### Composição gravimétrica dos RSD e palestra de sensibilização

Anteriormente à implantação da coleta seletiva, foi realizada a caracterização gravimétrica dos RSD produzidos no condomínio, objetivando conhecer o percentual dos resíduos secos recicláveis.

A caracterização foi realizada em três ocasiões (17, 18 e 24 de novembro de 2020). Para isto foram separados aleatoriamente sacos plásticos de cada andar do condomínio, contendo resíduos de diversos apartamentos, que representaram de 26% do total gerado, totalizando 24.86 kg. Em seguida, foi realizada a separação manual dos resíduos nas mesmas classes utilizadas por Seixas *et al.* (2006): matéria orgânica, plástico filme, papel, vidro, plástico rígido (exceto PET), PET, papelão, metais ferrosos, trapo, embalagem longa-vida, alumínio, madeira e outros.

Também anteriormente à implantação da coleta seletiva, foi realizada uma palestra de sensibilização sobre os benefícios da realização dessa atividade e os materiais que deveriam ser destinados em cada coletor.

### Coleta seletiva

O condomínio optou pela separação do RSD em dois fluxos: FSRSD e uma fração úmida, composta pela fração orgânica e rejeito. A FSRSD foi coletada por uma associação de material reciclável e a fração úmida pela coleta convencional, cujo destino final é o aterro sanitário do município. Em seguida, foram afixados informativos, a cada 15 dias, sobre o desempenho da coleta, durante 6 meses.

### Análise da coleta seletiva

Nessa etapa foram determinados alguns parâmetros (Oliveira, 2022, Gallardo *et al.*, 2021). A taxa de separação da coleta seletiva ( $T_{X_{CS}}$ ), definida como a quantidade de resíduo destinado em cada coletor, foi calculada por meio da Equação (1), com os dados da pesagem do RSD por 57 dias. O valor da  $T_{X_{CS}}$  em percentual foi obtido pela razão entre massa de RSD separada no coletor  $i$  e o total de RSD gerado.

$$T_{X_{CS}} = \frac{ms_i}{h * n}$$

Equação (1)

Onde

$T_{X_{CS}}$  = taxa de separação da coleta seletiva ( $\text{kg} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ );

$ms_i$  = massa de RSD separada no coletor  $i$  (kg);

$i$  = resíduo coletado no coletor seco ou úmido;

$h$  = número de moradores (hab);

$n$  = número de dias.

A fim de determinar o percentual de material separado adequadamente em cada coletor, foi determinado a eficiência da coleta seletiva ( $E_{f_{CS}}$ ), calculado pela Equação (2) com os dados das pesagens de 8 dias dentre os 57 mencionados.

$$Ef_{cs} (\%) = \frac{ma_i}{ms_i} \times 100$$

Equação (2)

Onde

Ef<sub>cs</sub> = eficiência da coleta seletiva (%);ma<sub>i</sub> = massa de RSD separada adequadamente no coletor i (kg);ms<sub>i</sub> = massa de RSD separada no coletor i (kg);

i = resíduo coletado no coletor seco ou úmido.

Outro índice analisado foi o Índice de Recuperação da coleta seletiva (IR<sub>cs</sub>) que representa a massa efetivamente separada, ou seja, a quantidade de material que deixou de ser enviado ao aterro sanitário em relação ao total gerado, observado na Equação (3).

$$IR_{cs} = Tx_{cs} * Ef_{cs}$$

Equação (3)

Onde

IR<sub>cs</sub> = Índice de Recuperação da coleta seletiva (%)Tx<sub>cs</sub> = taxa de separação da coleta seletiva (%);Ef<sub>cs</sub> = eficiência da coleta seletiva (%).

Índice semelhante é o Índice de Recuperação potencial da coleta seletiva (IRp<sub>cs</sub>), que representa a quantidade da FSRSD reciclável potencial a ser separada, com base nas pesagens da coleta seletiva, obtido por meio da soma da FSRSD destinada corretamente no coletor seco e a FSRSD presente inadequadamente no resíduo úmido (Equação (4)).

$$IRp_{cs} = \frac{mp_{FSRSD}}{m_{RSD}} * 100$$

Equação (4)

Onde

IRp<sub>cs</sub> = índice de recuperação potencial da coleta seletiva (%);mp<sub>FSRSD</sub> = massa da FSRSD potencialmente separada (kg);m<sub>RSD</sub> = massa de RSD gerada (kg).

Foi analisado também o Índice de Participação da coleta seletiva (IP<sub>cs</sub>), calculado pela Equação (5), objetivando determinar a quantidade da FSRSD efetivamente desviado do fluxo dos resíduos por meio da coleta seletiva em relação aos resíduos secos potencialmente recicláveis.

$$IP_{cs} = \frac{me_{FSRSD}}{mp_{FSRSD}} * 100$$

Equação (5)

Onde

IP<sub>cs</sub> = índice de participação da coleta seletiva (%);me<sub>FSRSD</sub> = massa da FSRSD efetivamente separada (kg);mp<sub>FSRSD</sub> = massa da FSRSD potencialmente separada (kg).

Após a implantação da coleta seletiva os moradores foram questionados, por meio de um questionário, sobre quais as principais dificuldades enfrentadas por eles na implantação da mesma.

#### *Cenários de coleta da FSRSD*

Nesta etapa foi estimada a quantidade de RSD que deixou/deixaria de ser encaminhada para o aterro sanitário e foi recuperada na coleta seletiva e destinada para uma associação de materiais recicláveis. Também foram estimados alguns benefícios da reciclagem da fração separada.

Foram avaliados dois cenários, o cenário potencial, no qual foi considerado o aproveitamento da totalidade da FSRSD separada, e o cenário real, que incluiu parâmetros de eficiência da separação dos resíduos ( $T_{x_{cs}}$  e  $E_{f_{cs}}$ ) do coletor seco, assim como dos índices ( $IR_{cs}$ ,  $IRp_{cs}$  e  $IP_{cs}$ ).

#### *Estimativas para massa da FSRSD*

A estimativa da FSRSD, igual nos cenários I e II, foi realizada por meio da Equação (6). O  $IP_{cs}$  foi de 100% no cenário potencial e igual ao obtido na presente pesquisa, no cenário real.

$$m_{FSRSD} = m_{RSD} * p_{FSRSD} * IP_{cs} \quad \text{Equação (6)}$$

Onde

$m_{FSRSD}$  = massa da FSRSD ( $\text{ton.ano}^{-1}$ );

$m_{RSD}$  = massa de RSD gerada ( $\text{ton.ano}^{-1}$ );

$p_{FSRSD}$  = percentual da FSRSD em relação ao RSD (%);

$IP_{cs}$  = índice de participação da coleta seletiva (%).

A determinação do RSD por tipo de material seco foi realizado por meio da Equação (7).

$$m_x = m_{FSRSD} * p_x \quad \text{Equação (7)}$$

Onde

$m_x$  = massa de RSD por tipo de material x ( $\text{ton.ano}^{-1}$ );

x = tipo de material da FSRSD;

$m_{FSRSD}$  = massa da FSRSD ( $\text{ton.ano}^{-1}$ );

$p_x$  = percentual do material x (%).

#### *Receita da venda da FSRSD*

Os benefícios econômicos com venda da FSRSD foram determinados pela Equação (8).

$$V_x = m_x * pc_x \quad \text{Equação (8)}$$

Onde

$V_x$  = valorização de x com a comercialização do material (R\$);

x = tipo de material da FSRSD;

$m_x$  = massa de RSD por tipo de material x (kg);

$pc_x$  = preço do material x ( $\text{R}\$.kg^{-1}$ )

Os valores de venda (setembro/2021) foram fornecidos pela associação responsável pela coleta do material seco reciclável (Tabela 2), que realizam a comercialização do material coletado.

**Tabela 2.** Valor da FSRSD comercializada pela associação (Setembro/2021)

Material	Valor (R\$.kg <sup>-1</sup> )
Plástico filme	1.05
Papel	0.225
Vidro	0.10
Plástico rígido (exceto PET)	2.00
Papelão	0.90
Metais ferrosos	0.80
Embalagem longa-vida	0.20
PET	2.40
Alumínio	5.50

*Fonte: Valores fornecidos pela associação de catadores de material reciclável.*

### *Gases de efeito estufa (GEE) e gasto de energia evitados devido à reciclagem*

A estimativa da quantidade de GEE e da energia evitados devido à reciclagem dos materiais foi estimada pela metodologia presente em Ayodele *et al.* (2018).

## **Resultados e discussões**

### Composição gravimétrica do RSD

A maioria dos resíduos é composta por matéria orgânica, com média de 60%. Outros 15% representam a FSRSD e aproximadamente 25% são rejeitos (Tabela 3). Luna *et al.* (2010) e Guedes e Athayde Júnior (2021), que também abordaram os RSD, obtiveram, respectivamente, um percentual de 18.6% e 26.59% para essa fração, superior ao encontrado no presente trabalho.

**Tabela 3.** Composição dos RSD – FSRSD, orgânica e rejeito.

RSD	Quantitativo (%)
FSRSD	15
Fração orgânica	60
Rejeito	25

Na Figura 1 é apresentada a distribuição da composição gravimétrica do RSD no condomínio por tipo de material.

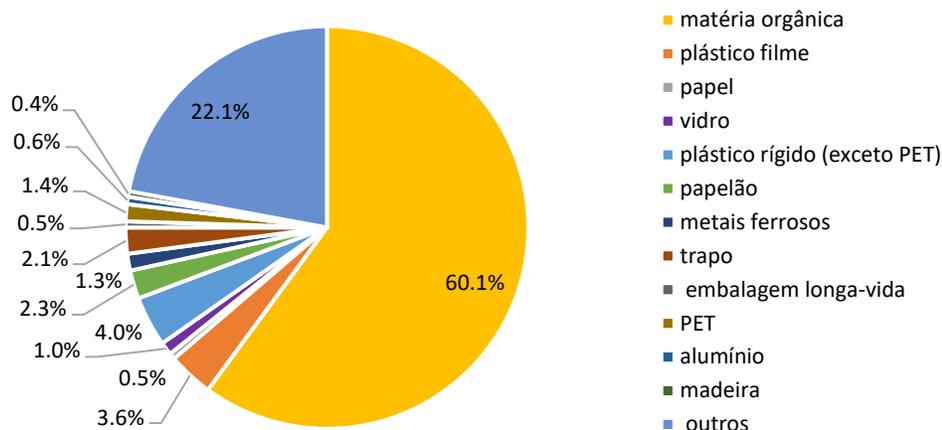


Figura 1. Composição da FSRSD do condomínio.

Dentre a FSRSD, o plástico é o material presente em maior quantidade, aproximadamente 26% é composto por plásticos rígidos (exceto PET) e 24% por plásticos filmes (Figura 2). Outros materiais predominantes são o papelão (15%), o PET (9%) e os metais ferrosos (9%).

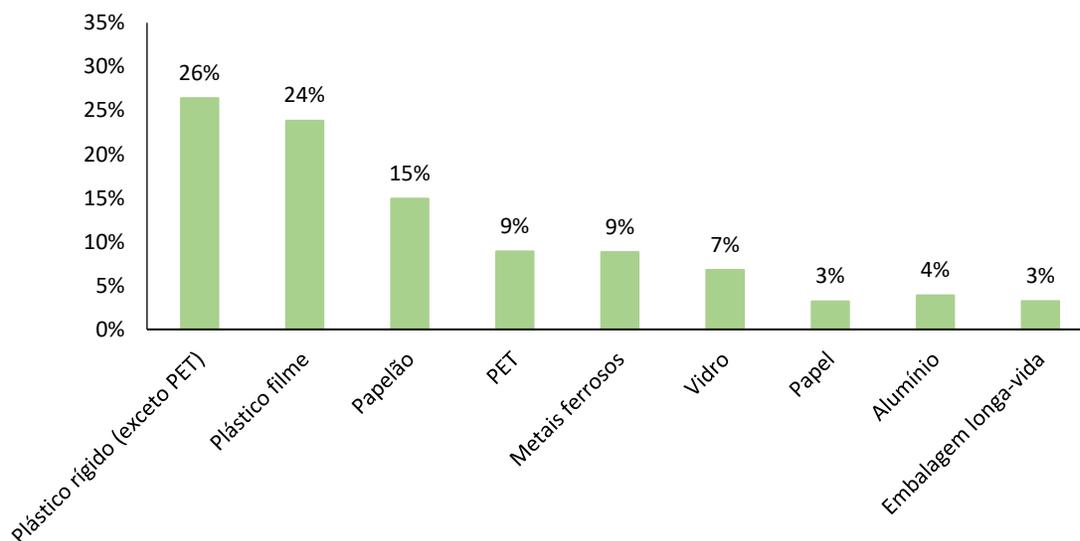
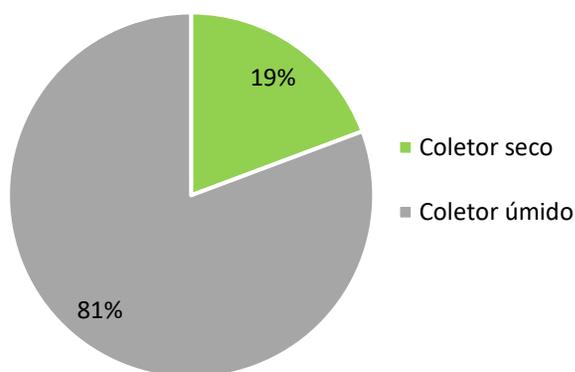


Figura 2. Composição da FSRSD do condomínio.

### Coleta seletiva

#### *Quantidade de material separado*

Com a implantação da coleta seletiva no condomínio, uma média de 19% dos resíduos foi destinada no coletor seco e 81% no coletor úmido (Figura 3). Luna *et al.* (2010) encontraram percentuais bastantes inferiores: cerca de 7.5% destinados no coletor seco. O percentual médio da FSRSD destinado no coletor seco foi superior ao valor determinado na composição gravimétrica para essa fração (15%). Essa situação sugere a presença de outros tipos de resíduos, destinados inadequadamente no coletor seco, indicando que ainda havia dúvidas sobre a destinação de alguns materiais.



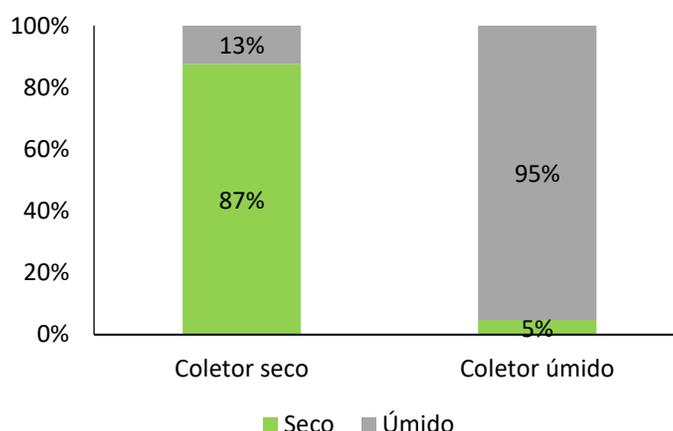
**Figura 3.** Taxa de separação da coleta seletiva ( $T_{x_{cs}}$ )

De acordo com o material separado, foi obtida uma taxa de separação da FSRSD de  $0.09 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  e de  $0.36 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  para a fração úmida. O valor *per capita* médio da FSRSD foi semelhante ao obtido em Pinto e Mondelli (2017) de  $0.088 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  e ligeiramente superior ao encontrado por Bassani (2011), de  $0.07 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  e Guedes e Athayde Júnior (2021) de  $0.062 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  após a coleta seletiva e  $0.055 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  após educação ambiental.

#### *Eficiência da coleta seletiva*

Observou-se uma destinação inadequada aproximada de 13% dos resíduos no coletor seco, tais como material isopor, restos de comida e material higiênico (Figura 4). Por outro lado, verificou-se que o percentual de material destinado inadequadamente no coletor úmido é de apenas 5%. O menor valor pode estar relacionado ao peso específico dos materiais da FSRSD, que são mais leves que o material úmido.

Esses valores demonstram que boa parte do condomínio está realizando a separação dos resíduos, mas ainda há moradores que não estão participando, visto que foram observados materiais como resíduos higiênicos e restos de alimentos no coletor seco, que são materiais usualmente conhecidos como materiais não recicláveis. Paralelamente, foram observadas garrafas PET e outros tipos de plásticos depositados inadequadamente no coletor úmido. Esses, contudo, podem refletir a falta de interesse em participar da coleta seletiva.



**Figura 4.** Eficiência da coleta seletiva ( $Ef_{cs}$ ).

Gallardo *et al.* (2018) obtiveram elevados valores de destinação adequada de embalagens leves, tais como, plásticos, metais e embalagem cartonada, de 83.6% e 85.6% em dois períodos analisados. No estudo mencionado, realizado em Castellon (Espanha), os moradores se dirigiam aos coletores existentes nas proximidades de sua residência para destinar tais embalagens. Ao comparar com o percentual da presente pesquisa (87%), observa-se a elevada eficiência obtida, visto que no estudo realizado na Espanha a população se dirigia voluntariamente aos pontos de coleta, indicando a motivação para participar da separação, enquanto que no presente estudo todos os moradores tinham que descartar seus resíduos nos coletores dos condomínios, incluindo aqueles que não estavam completamente motivados.

Outro indicador obtido por meio dos resíduos recuperados pela coleta seletiva foi o  $IR_{cs}$  de 17%, que representa o quantitativo de RSD gerado que teoricamente não foi encaminhado ao aterro sanitário. O valor encontrado foi superior ao apresentado por Bassani (2011) e Bringhenti *et al.* (2019), cujos percentuais mais elevados foram de 9.7% e 9.9%, respectivamente. Conforme a classificação da Funasa (2010) esse índice pode ser considerado alto, ao passo que foi superior a 11%.

Se todos os resíduos secos recicláveis fossem recuperados (IRpcs), aproximadamente 21% do RSD do condomínio não seria encaminhado ao aterro sanitário. Esse valor foi superior ao determinado na etapa de caracterização dos RSD (15%). Assim, mesmo tendo sido identificada uma destinação inadequada no coletor seco, constatou-se que foi menor que o esperado.

Obteve-se também o IPCs de 82%, ou seja, dentre os resíduos potencialmente recicláveis esse percentual foi direcionado para a associação de materiais recicláveis por meio da coleta seletiva. O valor obtido demonstra uma elevada participação da população quando comparado com trabalhos realizados em condomínios residenciais verticais da literatura, tais como Pinto e Mondelli (2017), 13.7%, Bassani (2011), 19.68% a 27.98% e média de 19.93% e Bringhenti *et al.* (2019), 16.1% a 35.9% e média de 25.9%. Esses valores podem variar visto que a participação da população atendida pela coleta seletiva é decisória para atingir bons resultados.

A elevada participação dos moradores do condomínio pode estar associada à constante sensibilização e ao menor porte do condomínio, o que facilita a comunicação. A importância da sensibilização e conscientização da população tem sido observada em alguns programas de coleta seletiva (Bringhenti, 2004, Costa *et al.*, 2005; Tronco, 2005). Roustá *et al.* (2015) identificaram que a informação adequada em um sistema de disposição dos coletores da coleta seletiva foi capaz de reduzir em 70% a destinação inadequada. O porte do condomínio também foi abordado em outros trabalhos. Segundo Bassani (2011) e Bringhenti *et al.* (2019) a recuperação de resíduos secos por meio da coleta seletiva reduz com o aumento do número de apartamentos, sugerindo que condomínios mais populosos apresentam mais dificuldades em implementar a coleta seletiva em todos os apartamentos, devido a maior rotatividade de moradores, que não aderem ou demandam mais tempo para aderir à coleta seletiva, ou a pouca divulgação/campanhas de educação ambiental.

O conhecimento de diversos aspectos relacionados à coleta seletiva da FSRSD é de fundamental importância para a gestão dos RSD. A determinação de indicadores da coleta seletiva permite analisar a eficiência da coleta assim como pode auxiliar na implantação desse tipo de coleta em outros condomínios residenciais, quando estabelecidas medidas semelhantes, a exemplo da realização da palestra de sensibilização e continuidade da sensibilização.

#### *Dificuldades para participação na coleta seletiva*

A fim de conhecer as principais dificuldades relacionadas à participação dos moradores na coleta seletiva, estes foram questionados (Figura 5) sobre a temática. Dentre os questionários distribuídos por apartamento (23 apartamentos ocupados), 17% responderam (4 apartamentos). O baixo percentual de retorno pode refletir o nível de envolvimento da população com a temática, que apesar de participar da separação dos resíduos, não mostrou interesse em dar um *feedback* das ações realizadas. Ao comparar com a literatura, Pinto e Mondelli (2017), que também

distribuíram questionários sobre a temática dos resíduos sólidos em um condomínio residencial, obtiveram o retorno de apenas 15% do total de apartamentos, abrangendo, contudo, um maior número de apartamentos.

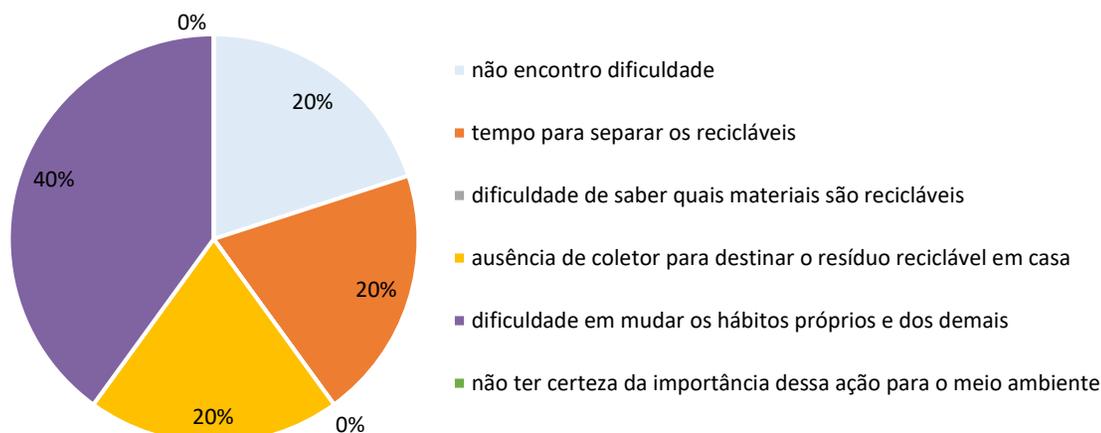


Figura 5. Dificuldades, apontadas pelos moradores, para participar da coleta seletiva.

Todos os respondentes afirmaram estar participando da coleta seletiva, contudo, estes ainda destacaram algumas dificuldades na participação nesse tipo de coleta. Na sondagem de Pinto e Mondelli (2017) todos os respondentes do questionário aplicado também afirmaram participar da coleta seletiva. Este fato é compreensível e sugere que aqueles mais sensibilizados sobre o assunto se mostram disponíveis para participar de pesquisas sobre a temática.

O principal entrave apontado pelos moradores (40%) foi a dificuldade em mudar os hábitos próprios e dos demais. Essa dificuldade também foi mencionada por Luna *et al.* (2010) e na enquete realizada pelo SustentaMundoBR (2021), apontada como a principal dificuldade para implantação da coleta seletiva em condomínios residenciais de João Pessoa. O ato de separar os resíduos requer uma mudança no padrão de consumo e de aspectos culturais, os encaminhando ao consumo e ações sustentáveis. Portanto, a realização dessas medidas nas atividades cotidianas da população é complexa, uma vez que o modelo de desenvolvimento durante muito tempo baseou-se no consumo e desperdício de recursos naturais e energéticos (Azevedo, 2004).

Outro empecilho apontado para participar da coleta seletiva foi o tempo para separar os recicláveis (20%). Esse aspecto também foi mencionado em outros estudos (Bassani e Mota, 2009; Bringhenti e Günther, 2011; Pinto e Mondelli, 2017; SustentaMundoBR, 2021). Portanto, a adoção de processos simplificados de separação de resíduos mostra-se cada vez mais pertinente,

visto o elevado ritmo de trabalho e ocupações na atualidade. Assim, os sistemas de separação por fluxo de resíduos (FSRSD, fração orgânica e rejeito) mostram-se indicados devido à facilidade na separação, resultando em um resíduo adequado para ser destinado ao tratamento/destinação final.

A ausência de coletor para destinar os resíduos recicláveis em casa foi destacada por 20% dos respondentes. Essa situação pode estar relacionada ao menor espaço no interior dos apartamentos (Bassani e Mota, 2009; Luna *et al.*; 2010; Dal Piaz e Ferreira 2011; Bringhenti e Günther, 2011; SustentaMundoBR, 2021). Dessa forma, é interessante incentivar a reutilização de recipientes como coletores da FSRSD, uma vez que esta não produz subprodutos durante seu armazenamento. Pinto e Mondelli (2017) observaram que a ausência de local adequado no apartamento para armazenar os recicláveis foi o item que mais impactou negativamente no aproveitamento desses resíduos. Uma adequada infraestrutura também é apontada como um fator que contribui para a participação na coleta seletiva (Stoeva e Alrikssso, 2017; Oliveira e Anacleto, 2019).

Todos os respondentes afirmaram não ter dificuldade em saber quais os materiais são recicláveis. Essa situação está coerente com a eficiência da coleta seletiva no condomínio em questão, com pequena quantidade de materiais destinados inadequadamente nos coletores e com o tipo de material destinado, sugerindo a não participação de alguns moradores e não a dificuldade na separação. Os demais respondentes, 20%, afirmaram não ter dificuldades para participar da coleta seletiva.

#### *Cenários de coleta*

A Tabela 4 resume as estimativas para os dois cenários. Observou-se que com a implantação da coleta seletiva no condomínio, que separou a FSRSD, foi possível a coleta de 1.8 t.ano<sup>-1</sup> dessa fração, que representou uma redução de 18% (cenário real) dos resíduos encaminhados ao aterro sanitário, quando comparado com a totalidade dos resíduos enviados para essa destinação final sem a separação da FSRSD. No cenário potencial, seriam separados 2.3 t.ano<sup>-1</sup> da FSRSD, 21% dos resíduos gerados que seriam encaminhados ao aterro sanitário. Desse modo, considerando o aproveitamento da totalidade da FSRSD, resultante do aumento da eficiência da coleta, haveria um crescimento de 28% da separação dessa fração, assim como uma redução de 4% do rejeito do RSD, ao comparar com o cenário real.

O aproveitamento da FSRSD, por meio a reciclagem, economizaria 2.69 toe (cenário real) e 2.80 toe (cenário potencial), que representam 78% da quantidade de energia que seria consumida para a produção da mesma quantidade de material virgem. Além disso, evitar-se-ia também a emissão de 4636.83 CO<sub>2</sub>eq (cenário real) e 5727.84 CO<sub>2</sub>eq (cenário potencial), que corresponde a cerca de 99% dos GEE que seriam emitidos nessa situação.

**Tabela 4.** Estimativas e dados utilizados para os cenários real e potencial

Dados	Cenários	
	Real	Potencial
Taxa de geração de RSD (kg.hab <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup> )	0.434	0.43
População (hab)	68	68
Massa de RSD (t.ano <sup>-1</sup> )	10.8	10.8
FSRSD (%)	17% <sup>1</sup>	21% <sup>2</sup>
Massa da FSRSD (t.ano <sup>-1</sup> )	1.8	2.3
Massa de rejeito (t.ano <sup>-1</sup> ) <sup>3</sup>	8.9	8.5
Energia economizada (toe)	2.69	2.80
Energia economizada (%)	78%	78%
GEE economizado – CO <sub>2</sub> CH <sub>4</sub> (CO <sub>2</sub> eq)	4636.83	5727.84
GEE economizado - CO <sub>2</sub> CH <sub>4</sub> (%)	99%	99%

<sup>1</sup>Valor do IR<sub>CS</sub>; <sup>2</sup>Valor do IR<sub>PCS</sub>; <sup>3</sup>Calculado pela diferença entre Massa de RSD e Massa da FSRSD

Ademais, outros benefícios seriam observados, como o ganho econômico com a venda da FSRSD separada. A estimativa dos ganhos econômicos relacionados à venda da FSRSD foi realizada nas diferentes classes desses resíduos (Tabela 5). Estima-se que foi gerado aproximadamente 13 kg.hab<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> da FSRSD no cenário real e seriam gerados 16 kg.hab<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> dessa fração no cenário potencial. Isso resultaria em um montante anual R\$ 1255 e R\$ 1552 para os cenários real e potencial, respectivamente. Esses valores corresponderiam um ganho de R\$ 18.5 e R\$ 22.8 por morador ao ano para os mesmos cenários mencionados.

**Tabela 5.** Valoração da FSRSD

Material	Geração da FSRSD (kg.ano <sup>-1</sup> )		Geração da FSRSD (kg.hab.ano <sup>-1</sup> )		Valoração da fração seca dos RSD (R\$.ano <sup>-1</sup> )		Valoração da fração seca dos RSD (R\$.hab.ano <sup>-1</sup> )	
	Real	Potencial	Real	Potencial	Real	Potencial	Real	Potencial
	Plástico filme	196	218	2.9	3.2	R\$ 205	R\$ 229	R\$ 3.0
Papelão	127	149	1.9	2.2	R\$ 114	R\$ 134	R\$ 1.7	R\$ 2.0
Plástico rígido (exceto PET)	216	238	3.2	3.5	R\$ 431	R\$ 476	R\$ 6.3	R\$ 7.0
Vidro	64	86	0.9	1.3	R\$ 6	R\$ 9	R\$ 0.1	R\$ 0.1
Papel	36	58	0.5	0.9	R\$ 8	R\$ 13	R\$ 0.1	R\$ 0.2
Alumínio	41	64	0.6	0.9	R\$ 227	R\$ 351	R\$ 3.3	R\$ 5.2
PET	80	103	1.2	1.5	R\$ 192	R\$ 246	R\$ 2.8	R\$ 3.6
Metais ferrosos	79	102	1.2	1.5	R\$ 64	R\$ 82	R\$ 0.9	R\$ 1.2
Embalagem longa-vida	36	59	0.5	0.9	R\$ 7	R\$ 12	R\$ 0.1	R\$ 0.2
<b>Total</b>	<b>875</b>	<b>1077</b>	<b>12.9</b>	<b>15.8</b>	<b>R\$ 1255</b>	<b>R\$ 1552</b>	<b>R\$ 18.5</b>	<b>R\$ 22.8</b>

A separação do RSD em três fluxos, incluindo também a separação da fração orgânica é o tipo de gestão prevista na PNRS, no qual apenas o rejeito seria encaminhado para o aterro sanitário. A destinação adequada também da fração orgânica ainda é um desafio para as municipalidades, visto que essa fração exige mais esforços/custos para sua coleta e tratamento, assim como a população ainda não está habituada a realizar a separação da fração orgânica e a operacionalização da coleta necessita de um planejamento específico, dado as características do resíduo, que possui rápida degradação, liberando efluentes no seu processo de decomposição. Essa situação é intensificada em localidades quentes, a exemplo do município de João Pessoa.

### Conclusão

O presente estudo, ao mensurar a efetividade da coleta seletiva da FSRSD, observou que a implantação dessa coleta ainda não é uma ação simples, pois enfrenta dificuldades operacionais e de infraestrutura e deve ser acompanhada de uma sensibilização permanente da população, objetivando uma adequada separação e otimização dos benefícios. A permanência da sensibilização resultou em um elevado índice de participação da coleta seletiva. No entanto, ainda foram observadas algumas dificuldades na implantação da coleta seletiva. Assim, reforça-se a necessidade de campanhas educativas para que a eficiência da coleta seletiva seja melhorada.

Uma vez superadas as dificuldades da coleta seletiva, a realização da reciclagem da FSRSD mostra-se como uma opção vantajosa, ao passo que se observou a presença de resíduos com elevado valor de mercado, tornando a atividade de reciclagem mais lucrativa para os catadores de materiais recicláveis envolvidos.

Assim, é importante que todos os atores relacionados à gestão de resíduos, setores público, privado e população, participem no compartilhamento das responsabilidades.

### Agradecimentos

*Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado.*

### Referências bibliográficas

- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil - 2021. 2021. Acesso em: 27/12/2021. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama>
- Andrade, P.A. de (2017) Verticalização em João Pessoa. Produção do espaço e transformações urbanas. Acesso em: 10/02/2022. Disponível em: <https://vitruvius.com.br/revistas/read/arquitextos/17.204/6555>

- Ayodele, T. R., Alao, M. A., Ogunjuyigbe, A. S. O. (2018) Recyclable resources from municipal solid waste: Assessment of its energy, economic and environmental benefits in Nigeria, *Resources, Conservation and Recycling*, **134**, 165-173. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.03.017>
- Azevedo, G. O.D. De (2004) *Por menos lixo: A minimização dos resíduos sólidos urbanos na cidade do Salvador/Bahia*, Tese de mestrado, Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana), Escola Politécnica da Universidade da Bahia, Salvador, 148p.
- Bassani, P. D. B. (2011) *Caracterização de resíduos sólidos de coleta seletiva em condomínios residenciais – Estudo de caso em Vitória-ES*, Tese de mestrado, Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 189p.
- Bassani, P. D., Mota, M. M. da (2009) *Coleta Seletiva de Resíduos Sólidos Urbanos: Aspectos da Participação Social no bairro Jardim Camburi*, Vitória, ES, Trabalho de Conclusão de Curso de Tecnologia em Saneamento Ambiental, Instituto Federal do Espírito Santo. Vitória.
- BRASIL. (2010a) *Lei 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.
- BRASIL. (2010b) Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010, Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências.
- Bringhenti, J. R., Günther, W. M. R. (2011) Participação social em programas de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **16**, 421-430. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000400014>
- Bringhenti, J. R., Bassani, P. D., Laignier, I. T. R., Braga, F. D. S., Günther, W. M. R. (2019) Coleta seletiva em condomínios residenciais verticalizados do município de Vitória (ES): características operacionais e de participação social. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **11**, 1-13. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20170223>
- Costa, E. R. H. da, Bringhenti, J., Laignier, I. T. R., Santana, R. D., Gunther, W. M. R., Silva, W. R. E. (2005) A participação social em programas de coleta seletiva por postos de entrega voluntária no município de Vitória, *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, Brasil.
- Dal Piaz, J. F., Ferreira, G. M. V. (2011) Gestão dos resíduos sólidos domiciliares urbanos: o caso do município de Marau-RS, *Revista de gestão social e ambiental*, **5**(1). <https://doi.org/10.24857/RGSA.V511.248>
- FUNASA, Fundação Nacional de Saúde (2010) *Programas municipais de coleta seletiva de lixo como fator de sustentabilidade dos sistemas públicos de saneamento ambiental na região metropolitana de São Paulo*, Brasília: Fundação Nacional de Saúde.
- Gallardo, A., Carlos, M., Colomer, F. J., Edo-Alcón, N. (2018) Analysis of the waste selective collection at drop-off systems: Case study including the income level and the seasonal variation, *Waste Management & Research*, **36**(1) 30-38. <https://doi.org/10.1177/0734242X17733539>
- Guedes, N. de S., Athayde Júnior, G. B. (2021) Minimização de Resíduos Sólidos Domiciliares: Estudo de caso em condomínio vertical na cidade de João Pessoa-PB, *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, **14**(3), 1139-1155. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.3.75861>
- Fehr, M. (2014) The management challenge for household waste in emerging economies like Brazil: Realistic source separation and activation of reverse logistics, *Waste management & research*, **32**(9), 32-39. <https://doi.org/10.1177/0734242X14541985>
- Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F. J., Carlos-Alberola, M., Badenes, C., Edo-Alcón, N., Esteban-Altabella, J. (2021). Efficiency of a pilot scheme for the separate collection of the biowaste from municipal solid waste in Spain, *Scientific Reports*, **11**(1), 1-13.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2001) *PNAD Contínua - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua -2001*. Acesso em: 14/03/2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>

- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2015) *PNAD Contínua - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – 2015*. Acesso em: 15/03/2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018) *PNAD Contínua - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua – 2019*. Acesso em: 14/03/2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>
- Luna, Y.H.D.M., Athayde Junior, G. B., Batista, M.M., Oliveira, M.M. de (2010) Avaliação da eficiência da coleta seletiva em condomínio vertical de João Pessoa, *III Simpósio Iberoamericano de Ingeniería de Resíduos*. João Pessoa, Brasil.
- Oliveira, M. de (2022) Estratégias de redução dos resíduos sólidos domiciliares a serem dispostos em aterros sanitários: redução na fonte, coleta seletiva e metanização, Tese de doutorado, Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 240p.
- Oliveira, S.F. de, Anacleto, C. A. (2019) Proposta de reciclagem e reutilização do vidro descartado pela população urbana brasileira, *VIII Seminário de Iniciação Científica do IFMG*. Campus Ribeirão das Neves, Brasil.
- Pinto, R. A. D. F. R., Mondelli, G. (2017) Potencial de recuperação de recicláveis em um condomínio residencial de grande porte de São Caetano do Sul, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 22, 647-656. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017146383>
- Rousta, K., Bolton, K., Lundin, M., Dahlén, L. (2015) Quantitative assessment of distance to collection point and improved sorting information on source separation of household waste, *Waste management*, 40, 22-30. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.005>
- Seixas, M. G., Beserra, L. B. de S., Fagundes, G. de S.; Athayde Júnior, G. B. (2006) Composição gravimétrica e valor econômico de resíduos sólidos exclusivamente domiciliares de bairros de classe média alta em João Pessoa, *Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária E Ambiental*, Fortaleza, Brasil.
- Silva, J. D. da, Rodrigues, C. R. V. (2011) Avaliação da fração reciclável presente nos resíduos sólidos urbanos domiciliares gerados em condomínio residencial na cidade de Curitiba-PR, *Revista E-Tech: Tecnologias para Competitividade Industrial*, 4(1), 42-57. <https://doi.org/10.18624/e-tech.v4i1.152>
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2021), *Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2020*. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades.
- Stoeva, K., Alriksson, S. (2017) Influence of recycling programmes on waste separation behavior, *Waste Management*, 68, 732-741. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.005>
- SUSTENTAMUNDOBR (2021) Panorama da Coleta Seletiva em Condomínios da Grande João Pessoa 2021. *Revista Condomínio*, (163). Disponível em: <https://revistacondominiopb.com.br/2021/10/13/panorama-da-coleta-seletiva-em-condominios-da-grande-joao-pessoa-2021>
- Tronco, G. (2005) *Análise dos fatores que dificultam a participação de condôminos nos programas de coleta seletiva de recicláveis em condomínios verticais: O caso de conjuntos residenciais, na região sul da cidade de São Paulo*. Tese de dissertação, Mestrado em Habitação: Planejamento e Tecnologia, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo.

# REVISTA AIDIS

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

## ESTUDO COMPARATIVO DE METODOLOGIAS DE COBRANÇA DOS SERVIÇOS PÚBLICOS DE MANEJO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA FINS DE ORIENTAÇÃO MUNICIPAL

\* Rafaella de Moura Medeiros <sup>1</sup>  
Ana Luiza Araújo Medeiros <sup>2</sup>  
Aline Carolina da Silva <sup>3</sup>  
Maria Josicleide Felipe Guedes <sup>4</sup>

## COMPARATIVE STUDY OF METHODOLOGIES FOR PUBLIC SERVICES CHARGING OF MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT FOR MUNICIPAL GUIDANCE PURPOSES

Recibido el 16 de enero de 2023. Aceptado el 15 de agosto de 2023

### Abstract

*The economic-financial sustainability of municipal solid waste management is one of the sector's many impasses and challenges, which - although it is foreseen by Brazilian legislation - does not receive due attention from managers. With the aim of guiding municipalities towards the implementation of charging for the management of municipal waste, through a fee or a tariff, with a view to the financial self-sufficiency of Municipal Governments, this study analyzed different charging models existing until the year 2022, in the sphere of the Brazilian federal public government. For that, a bibliographical survey and analysis of 5 (five) existing charging models were carried out, from the perspective of applicability parameters, advantages, and disadvantages; 3 (three) models proposed by the National Health Foundation (FUNASA) and 2 (two) models proposed by the Ministry of Regional Development (MDR)/Cooperation for climate protection in the management of urban solid waste (ProteGEEr). The results showed that the charging model to be set up by the municipality may vary over the years, according to the advances in the management of solid waste and the information linked to it. In addition, municipalities must promote the reduction of waste generation, following the instruments of selective collection and reverse logistics, so that there is no burden on public expenses and economic-financial unsustainability.*

**Keywords:** economic-financial sustainability, collection models, subsidies to managers, solid waste fee/tariff, decision making.

<sup>1</sup> Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, Brasil.

<sup>2</sup> Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil.

<sup>3</sup> Centro Universitário do Planalto Central Aparecido dos Santos Uniceplac, Brasília, Brasil.

<sup>4</sup> Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Rio Grande do Norte, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Universidade Federal de Pernambuco. Avenida da Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, CEP: 50740-550, Recife, Pernambuco, Brasil. Email: [rafaellamouraa1@gmail.com](mailto:rafaellamouraa1@gmail.com); [rafaella.moura@ufpe.br](mailto:rafaella.moura@ufpe.br)

## Resumo

A sustentabilidade econômico-financeira do manejo dos resíduos sólidos urbanos é um dos diversos impasses e desafios do setor, a qual - embora seja prevista pela legislação brasileira - não recebe a atenção devida pelos gestores. Com o objetivo de orientar os municípios para o alcance da implementação da cobrança para gestão dos resíduos municipais, por meio de taxa ou de tarifa, com vistas à autossuficiência financeira das Prefeituras Municipais, este estudo analisou diferentes modelos de cobrança existentes até o ano de 2022, na esfera do poder público federal brasileiro. Para tanto, foi realizado levantamento bibliográfico e análise de 5 (cinco) modelos de cobrança existentes, sob a ótica dos parâmetros aplicabilidade, vantagens e desvantagens; sendo 3 (três) modelos propostos pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) e 2 (dois) modelos propostos pelo Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR)/Cooperação para a proteção do clima na gestão dos resíduos sólidos urbanos (ProteGEEr). Os resultados apontaram que o modelo de cobrança a ser estabelecido pelo município pode variar, no decorrer dos anos, de acordo com o avanço da gestão e do gerenciamento dos resíduos sólidos e das informações a estes atreladas. Além disso, os municípios devem promover a redução da geração de resíduos, com o cumprimento dos instrumentos da coleta seletiva e da logística reversa, para que não haja oneração dos gastos públicos e insustentabilidade econômico-financeira.

**Palavras-chave:** sustentabilidade econômico-financeira, modelos de tarifa, subsídios aos gestores, taxa/tarifa dos resíduos sólidos, tomada de decisão.

---

## Introdução

Com o crescimento populacional projetado e o desenvolvimento econômico, espera-se uma maior geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) (Chen *et al.* 2020; Kaza *et al.* 2018). Isso não apenas impõe um grande desafio de sustentabilidade, mas também pressagia um pesado ônus financeiro para os municípios que gerenciam esses fluxos em todo o mundo (World Bank, 2019).

O Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) aborda que um dos princípios fundamentais e orientadores para a promoção da universalização do saneamento básico é a sustentabilidade, seja ambiental, social, de governança e econômica (MDR, 2019). Deste modo, um dos pilares que vem sendo trabalhado na temática dos resíduos sólidos é a sustentabilidade econômico-financeira, uma vez que a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), promulgada pela Lei Federal nº 12.305/2010, instituiu como um dos princípios o poluidor-pagador, ou seja, o gerador de resíduos deve arcar com os custos decorrentes destas ações (Brasil, 2010).

A origem da aplicação do conceito poluidor-pagador se deu no ano de 1972, por meio da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), devido à crise ambiental ocasionada pela poluição gerada. Deste modo, o consumidor, pela primeira vez no ambiente regulatório internacional, foi considerado um agente e, portanto, sujeito de obrigações individuais pela poluição que gera (EY, 2020).

De acordo com Mohsenizadeh *et al.* (2020), o manejo dos resíduos sólidos urbanos pode ser considerado como multidisciplinar, haja vista que interfere de modo significativo na economia, na sociedade e no meio ambiente. E, como exposto por Dewi *et al.* (2010) e pela PNRS (Brasil, 2010), o manejo dos resíduos sólidos compreendem várias etapas, incluindo coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Rada *et al.* (2013) e Chen *et al.* (2010) evidenciam ainda que a participação do poder público, da comunidade e dos membros do município são essenciais para a sustentabilidade do setor de resíduos.

E para que a gestão sustentável dos resíduos sólidos urbanos ocorra no cenário nacional, se faz necessário que haja uma cobrança pela realização de tais serviços. A Constituição Federal, nos artigos 150 e 175, estabelece a necessidade dessa cobrança, uma vez que não existe serviço gratuito - a população por meio dos impostos pagos à instituição pública contribui para a realização dos serviços básicos por ela ofertados (Brasil, 1988; MDR, 2021).

De modo similar ao PLANSAB e à Constituição Federal, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares) reforça que os avanços almejados no setor somente serão alcançados à medida que a sustentabilidade econômico-financeira dos serviços for assegurada e ressalta que a cobrança por meio de taxa/tarifa indica a capacidade institucional que os municípios possuem para o cumprimento dos contratos firmados e empenho destes com o serviço de manejo de resíduos sólidos, visto que os instrumentos econômicos e as fontes de financiamento são elementos indispensáveis para a viabilidade de programas de gestão de resíduos sólidos (Brasil, 2022a).

A United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – relata ainda sobre a dificuldade que os municípios encontram em rastrear e entender toda a gama dos custos dos serviços da gestão de resíduos sólidos, uma vez que diferentes partes do sistema são tratadas por vários departamentos e parceiros (EPA, 2020).

Kaza *et al.* (2018) reportaram que os custos operacionais de coleta, tratamento e disposição dos resíduos sólidos criam um encargo financeiro significativo para muito municípios em países em desenvolvimento, o que pode criar uma barreira para a implementação de uma gestão de resíduos sólidos bem-sucedida. Ainda segundo os autores, em média, a gestão de resíduos sólidos corresponde a 20% dos orçamentos municipais em países de baixa renda e 11% em países de renda média (Kaza *et al.* 2018).

Contudo, a implementação da cobrança pelo serviço de manejo dos resíduos sólidos esbarra em diversas problemáticas que vão desde a cultura de não cobrança do setor e resistência da população quanto ao pagamento do serviço a questões de caráter técnico relacionadas ao cálculo do valor a ser cobrado e ao procedimento da cobrança.

Reike *et al.* (2018) e Cohen e Gil (2021) ressaltam que devido ao histórico das práticas de disposição de resíduos e à falta de incentivos financeiros para coleta de dados, gerentes de RSU e tomadores de decisão se deparam com ausência de dados e lacunas de conhecimento. Em adição, Guerrini *et al.* (2017) consideram que muitas variáveis afetam a eficiência de custos do gerenciamento de resíduos sólidos, com diferentes níveis de intensidades e de direcionamentos para cada localidade, como as características dos clientes atendidos, do município em questão e dos domicílios coletados, assim como as especificidades operacionais do serviço (método de prestação, capacidade de carga e maturidade da prestação, por exemplo).

Silveira e Mazzei (2021) destacam ainda que as metas de universalização e a melhoria da eficiência na prestação do serviço dependem obrigatoriamente da garantia de uma sustentabilidade econômico-financeira apta a permitir maiores investimentos no setor.

Deste modo, diversas metodologias de cálculo são propostas, sejam por meio de órgãos federais ou pela sociedade acadêmica, de forma a implementação da cobrança. Dito isto, o presente estudo teve como objetivo avaliar modelos de cobrança existentes, sendo estes propostos por órgão federais, com vistas a subsidiar a tomada de decisão do Poder Público Municipal, uma vez que é nítida a dificuldade de selecionar um modelo que seja compatível com a realidade municipal.

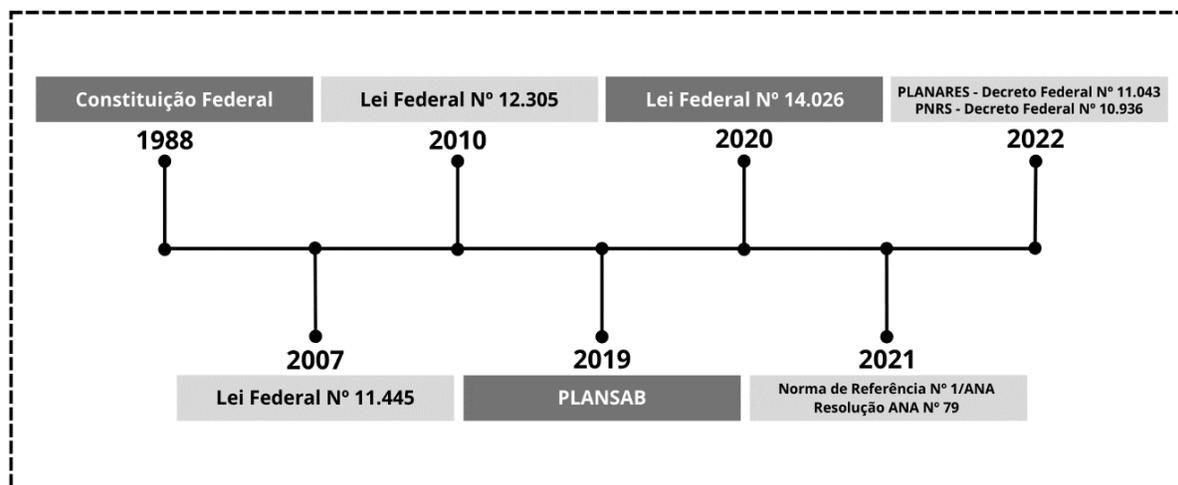
### Referencial teórico

A Lei Federal nº 14.026/2020 manteve o município como titular dos serviços públicos de limpeza pública e manejo de resíduos sólidos e responsável pela organização e pela prestação, direta ou indireta (por concessão), além de estipular a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) como instituição responsável pela regulação desses serviços (Brasil, 2020a).

No que tange a legislação existente no Brasil, por meio da Figura 1, averigua-se que a necessidade da sustentabilidade econômico-financeira é elencada desde a promulgação da Constituição Federal, e tem se caracterizado como um ponto crucial para que haja uma transformação no setor.

Os municípios que ainda não possuem a cobrança pelo serviço público de manejo dos resíduos sólidos urbanos (SMRSU) têm despendido de recursos próprios para custear esse serviço e, portanto, encontram-se em desacordo com o previsto na Lei Federal nº 14.026/2020. Essa lei estabeleceu que os titulares do SMRSU deveriam, até o dia 15 de julho de 2021 (prorrogado até fevereiro de 2022), apresentar a proposição de instrumento de cobrança do serviço, o que exigiria do titular a comprovação do disposto no art. 14 da Lei de Responsabilidade Fiscal (Lei

Complementar nº 101/2000) (Brasil, 2020a, Art. 35, § 2). A não proposição da cobrança se configura como renúncia de receita, passível de penalização com base na referida lei.



**Figura 1.** Arcabouço legal sobre sustentabilidade econômico-financeira com foco para o serviço de manejo dos resíduos sólidos urbanos. Fonte: *Elaboração própria (2023); ANA (2021a, 2021b); Brasil (1988, 2007a, 2010, 2020a, 2022a, 2022b, 2022c); MDR (2019).*

Contudo, ao final do prazo, apenas 1.684 dos 5.570 municípios brasileiros informaram à ANA o instrumento de cobrança ou cronograma de implementação e a entidade reguladora do SMRSU, quando existente (ANA, 2022). Segundo a ANA (2022), os titulares, as estruturas de prestação regionalizada e as entidades reguladoras que possuem legislação ou regulamentação incompatíveis com o disposto na Norma de Referência nº 1/ANA/2021 ainda dispõem até o dia 31 de dezembro de 2022 para adequação de suas respectivas normas.

Vale salientar que a Lei Federal nº 14.026/2020 apresenta algumas alternativas e fatores a serem levados em consideração no cálculo da cobrança, como área, consumo de água, peso ou volume dos resíduos e frequência de coleta (Brasil, 2020a). Porém, é importante que haja um estudo mais aprofundado, uma vez que, dois imóveis com a mesma área (m<sup>2</sup>) construída, por exemplo, podem gerar quantidades de resíduos diferentes, visto que a quantidade de resíduos gerados nos domicílios está relacionada à quantidade de pessoas que ali residem, bem como ao poder de compra (poder econômico). Neste sentido, Alzamora *et al.* (2022) destacam que a geração dos resíduos também varia de acordo com a localização geográfica, o hábitos culturais, o clima e a estação do ano e época do ano (festividades).

**Quadro 1.** Diferença entre os instrumentos tarifa e taxa

Tarifa	Taxa
Editada ou alterada por ato administrativo.	Necessita de lei para a instituição ou alteração.
Não precisa atender aos princípios tributários, desde que respeitado o interstício de 30 dias.	Aplicação da anterioridade e noventena (noventa dias após a publicação da lei).
Pode ser cobrada diretamente pelo prestadores municipal ou por concessionária.	Cobrada pela administração, podendo ser arrecadada por terceiros em seu nome.
É uma receita do prestador municipal ou da concessionária.	É uma receita pública pertencente ao tesouro municipal vinculada à prestação do serviço.

Fonte: *Elaboração própria (2023) baseado em ANA (2021b).*

De forma complementar, a Norma de Referência nº 1/ANA/2021 dispõe ainda sobre o regime, a estrutura e os parâmetros de cobrança pela prestação do SMRSU, bem como os procedimentos e os prazos de fixação, os reajustes e a revisão tarifária (ANA, 2021a; 2021b; 2021c). Deste modo, para orientar a adoção do instrumento de cobrança, o Quadro 1 versa sobre as diferenças entre à tarifa e taxa no manejo dos RSU e a Figura 2 apresenta um fluxograma sobre alguns pontos, a luz da legislação, que precisam ser estabelecidos para fins da cobrança pelo SMRSU.

A diferença entre taxa e tarifa, elencado no Quadro 1, possibilita esclarecer, principalmente, acerca da efetivação da cobrança, que, quando via tarifa pode se efetivar diretamente pelo prestador municipal ou por concessionária, e, quando taxa deve ser cobrada pela administração pública. Considera-se os instrumentos elencados na Figura 2 como norteadores para respaldar a tomada de decisão, quando taxa ou tarifa.

Alzamora e Barros (2020) ainda destacam que a cobrança visa arrecadar fundos para financiar os serviços, além de passar a mensagem de que a prestação desses serviços não é gratuita e, dependendo do tipo de cobrança, também pode oferecer um incentivo à redução da geração dos resíduos sólidos.

Ademais, Dahlén e Lagerkvist (2010) relataram que a cobrança por meio do Imposto Predial Territorial Urbano (IPTU), das taxas de água ou luz, e outras taxas de cobrança, são formas simples de obter receita, e, que, geralmente, não cobrem os custos totais do sistema de gestão de resíduos e as configuram como insuficientes para realmente enfrentar a hierarquia de resíduos, pois não fornecem um incentivo para redução ou separação de fontes.

Briguglio (2021) destaca ainda que um ponto relevante na implementação da cobrança pelo SMRSU é que esta pode induzir, a depender da forma de cobrança e dos valores, uma disposição de forma irregular, principalmente entre aqueles que mantêm os indicadores de popularidade em queda percentual.

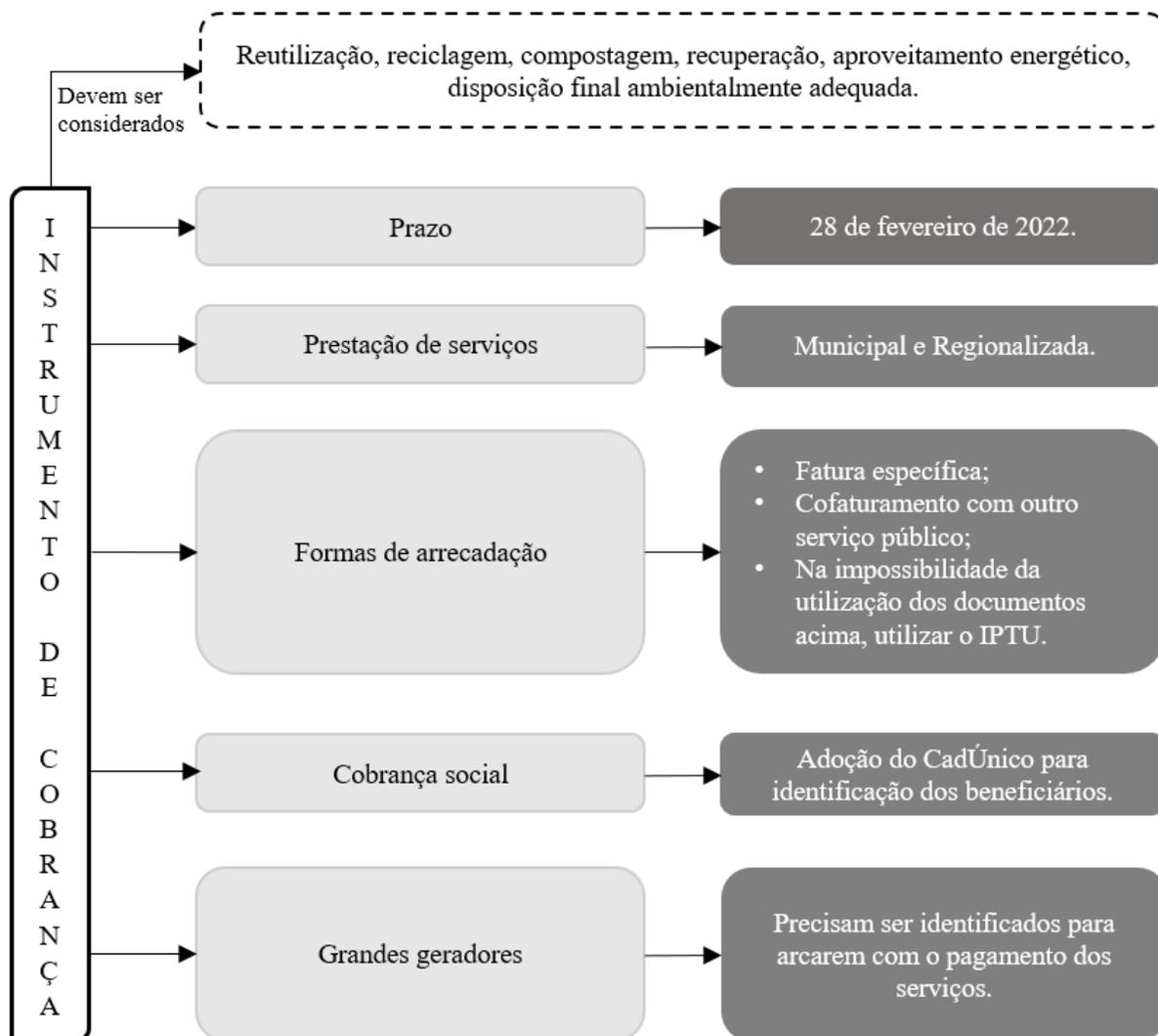


Figura 2. Instrumento da cobrança pelo SMRSU. Fonte: *Elaboração própria (2023) baseado em ANA (2021b, 2021c); Brasil (2007b, 2020a).*

No Manual Orientativo sobre a Norma de Referência nº 1/ANA/2021 é pontuado que, para que haja a sustentabilidade econômico-financeira é necessária a cobrança, a arrecadação e a efetiva disponibilização ao prestador de serviço de recursos financeiros, de modo que estes sejam suficientes para fazer frente aos custos eficientes de operação e de manutenção (OPEX), de investimentos prudentes e necessários (CAPEX), assim como a remuneração adequada do capital investido para a prestação adequada do SMRSU no longo prazo (ANA, 2021b).

Deste modo, o levantamento dos custos deve ser realizado de modo a determinar a receita (em reais) requerida conforme Equação 1 (ANA, 2021b):

$$RR = OPEX + CAPEX + DTC + RER + ACR - DED \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: *RR*: receita requerida; *OPEX*: despesas administrativas e dos custos eficientes de operação e manutenção; *CAPEX*: investimentos prudentes e necessários; *DTC*: despesas com os tributos cabíveis; *RER*: remuneração da entidade reguladora; *ACR*: acréscimos; *DED*: deduções.

Um ponto que precisa ser explorado e que, por vezes, pode dificultar o cálculo e a implementação da cobrança é a (in)divisibilidade de alguns serviços (MDR, 2021). Nesse contexto, adiciona-se que, os municípios que denominam a cobrança como “Taxa de Limpeza Urbana” estão agindo de forma inconstitucional em razão da cobrança dos serviços de limpeza pública ser indivisível e já são contemplados por meio do IPTU, devendo realizar o ajuste para “Taxa de Coleta de Resíduos”.

Na prática, a aplicação dessa cobrança pode ser bastante desafiadora, pois precisa maximizar recursos para a administração pública e, ao mesmo tempo, ser justa e acessível para o usuário (Batllell e Hanf, 2008).

Do mesmo modo, deve ser considerado a complexidade e as múltiplas dimensões durante o processo de implantação da política de cobrança pelo município, para que seja definida uma estratégia específica, de modo a solucionar os possíveis desafios e obstáculos. Dentre os desafios enfrentados para o estabelecimento da política de cobrança do SMRSU destacam-se: a qualificação da gestão municipal, a aprovação da legislação pertinente e o entendimento da comunidade em relação à importância social da cobrança (MDR, 2021).

Para os municípios que visam a prestação de forma individualizada, ressalta-se que o titular é o responsável por toda a gestão e gerenciamento e, portanto, todos os gastos e despesas são geridos pelo município e devem ser cobrados da sociedade por meio da taxa ou tarifa. Além disso, deve-se ter a previsão da instituição da cobrança social para os usuários de baixa renda (realidade da maioria dos municípios de pequeno porte) por meio de subsídios tarifários ou fiscais.

Chama-se atenção para a necessidade de soluções regionalizadas, conforme previsto na Política Federal de Saneamento Básico (Brasil, 2007a), com vistas à geração de ganho de escala e, conseqüentemente, à sustentabilidade econômico-financeira do SMRSU, especialmente nas etapas de tratamento/destinação dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, que são as etapas mais dispendiosas do manejo.

No que tange à legislação existente no Brasil, é possível notar que a necessidade da cobrança e da sustentabilidade econômico-financeira não é algo novo cenário nacional. Porém, tal premissa tem ganhado cada vez mais destaque no cenário que versa sobre a responsabilidade compartilhada, bem como a nível de municípios como Curitiba/PR, Caxias do Sul/RS, Belo Horizonte/MG, como a nível internacional, a exemplo de países como os Estados Unidos, o Japão, a Suécia, a Austrália e a Nova Zelândia (EY, 2020).

Isto posto, a cooperação técnica entre a PricewaterhouseCoopers (PwC) e o Sindicato Nacional das Empresas de Limpeza Urbana (SELURB) calcularam o Índice de Sustentabilidade da Limpeza Urbana (ISLU), ferramenta estatística que tem como principal objetivo mensurar o grau de aderência dos municípios brasileiros às diretrizes e metas da PNRS. O ISLU avalia 04 dimensões que fornecem uma base adequada para avaliar a situação dos municípios no que diz respeito aos serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, dentre estas destaca-se a sustentabilidade financeira, representada pela dimensão S (PwC e SELURB, 2021).

A dimensão “S” busca identificar o grau de autonomia financeira do município diante dos esforços para a prestação de serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos. Quanto mais próxima de 100% essa relação, mais eficiente é a cobrança para remuneração dos serviços (PwC e SELURB, 2021). Os resultados relativos à dimensão S para as regiões brasileiras estão expostos na Tabela 1.

**Tabela 1.** Dimensão “S” e as regiões brasileiras

Região	Cobrança específica
Nordeste	7.60%
Norte	16.70%
Centro-Oeste	26.30%
Sudeste	48.50%
Sul	83.50%

Fonte: PwC e SELURB (2021).

Deste modo, verifica-se na Tabela 1 que os municípios da região Sul possuem melhor sustentabilidade econômico-financeira. Em contraponto, os da região Nordeste apresentam os piores resultados. A cooperação apresenta que dos 1.591 municípios participantes do ISLU que praticam a cobrança específica para remuneração dos serviços de manejo de resíduos sólidos, majoritariamente, o fazem na forma de taxa. Verificou-se que a receita efetivamente arrecadada corresponde em média a 83% da receita prevista em orçamento, ou seja, por vezes, mesmo os municípios realizando algum tipo de arrecadação, essa se mostra insuficiente para que haja a sustentabilidade econômico-financeira (PwC e SELURB, 2021).

## Metodologia

O escopo do presente trabalho se deu por meio de levantamento bibliográfico, com horizonte temporal base o período entre os anos de 2018 e 2020, que consistiu na busca por artigos em periódicos, quanto documental, por meio de consulta ao arcabouço legal brasileiro acerca da temática – saneamento e resíduos sólidos, principalmente a PNRS (Brasil, 2010) (etapa 1). A etapa 1 é ilustrada na Figura 3, assim como as demais etapas contempladas desta pesquisa.

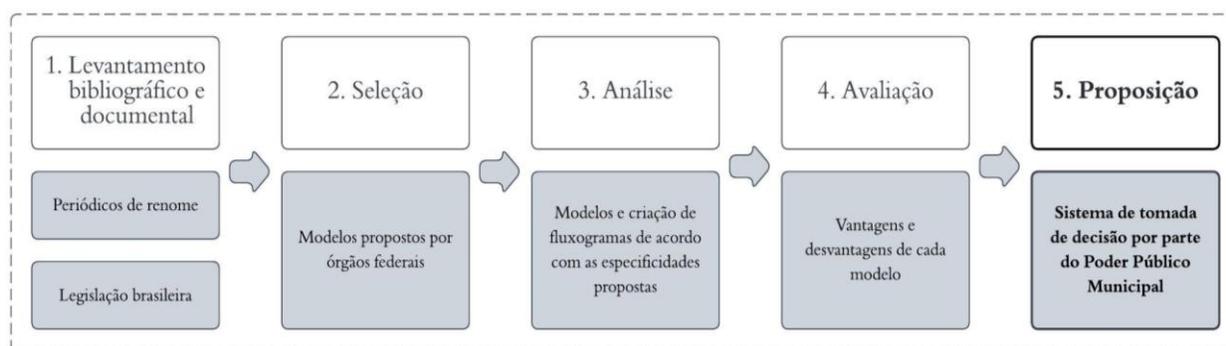


Figura 3. Fluxograma da elaboração do estudo do presente trabalho. Fonte: Elaboração própria (2023).

A etapa 2 englobou a análise de 5 (cinco) modelos de cobrança existentes, sob a ótica dos parâmetros, aplicabilidade, vantagens e desvantagens; sendo 3 (três) modelos propostos pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) (Brasil, 2020b) e 2 (dois) modelos propostos pelo Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR)/Cooperação para a proteção do clima na gestão dos resíduos sólidos urbanos (ProteGEEr) (MDR, 2021). Os modelos foram selecionados por tratarem de modelos de conhecimento em âmbito nacional e que são facilmente acessados por todas as Prefeituras Municipais, incluindo-se os arquivos em formato de planilhas eletrônicas.

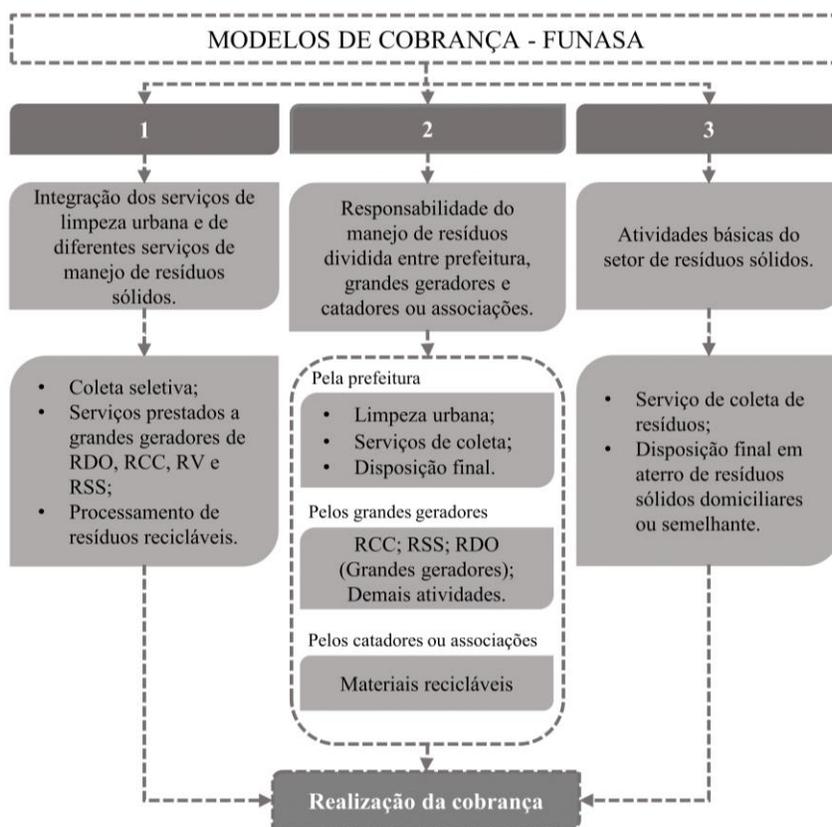
A análise dos modelos (etapa 3) foi alicerçada por meio da elaboração de fluxogramas e textos dissertativos para fins de orientar os gestores municipais a respeito de critérios técnicos, de forma mais simples e rápida. A avaliação das vantagens e desvantagens (etapa 4) foi realizada objetivando uma análise técnica para contribuir com a tomada de decisão municipal.

Por meio da análise e avaliação dos modelos selecionados foi realizada a construção de um fluxograma de tomada de decisão (etapa 5) para subsidiar o Poder Público Municipal, uma vez que a implementação da cobrança deve ser realizada para que haja a sustentabilidade econômico-financeira do serviço.

## Resultados e discussão

Com relação à autossuficiência financeira das Prefeituras Municipais, segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), do ano de 2020, os valores arrecadados pelos serviços prestados de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos brasileiros, salvo algumas exceções, continua insuficiente para manter as atividades rotineiras em atividade nos municípios brasileiros (SNIS, 2020). Ainda de acordo com o referido órgão, apenas 1.851 municípios brasileiros realizam a cobrança do SMRSU.

O desenho estrutural e o detalhamento das parcelas de composição dos custos das etapas e atividades que compõem o manejo integral dos resíduos sólidos dependem da disponibilidade de informações econômicas e técnicas e de conhecimento razoável sobre a forma como os serviços e suas atividades estão organizados e estruturados, administrativa e operacionalmente (Brasil, 2020b). A Figura 4 apresenta o fluxograma dos modelos de instituição de cobrança da FUNASA.



**Figura 4.** Fluxograma dos modelos de cobrança pela FUNASA. *Legenda: RDO – Resíduos Domiciliares, RCC - Resíduos da Construção Civil, RV - Resíduos Volumosos, RSS - Resíduos de Serviço de Saúde.* Fonte: *Elaboração própria (2023) baseada em Brasil (2020b).*

A Figura 4 aponta que o modelo 1 é o mais completo e contempla os casos de municípios que optam pela prestação integrada dos serviços de limpeza urbana, com inclusão de diferentes prestações de serviços de manejo de resíduos sólidos, a exemplo: coleta dos grandes geradores de resíduos domiciliares (RDO); coleta de resíduos da construção civil (RCC); coleta de resíduos volumosos; e coleta de resíduos de serviços de saúde (RSS). Também, o modelo 1 apresenta a coleta seletiva com o processamento de resíduos recicláveis.

O modelo 2 contempla a situação mais frequente de municípios que optam apenas pela prestação integrada dos serviços de limpeza urbana e dos serviços de coleta e disposição final em aterro sanitário de resíduos domiciliares ou equiparados, relegando aos geradores o manejo de resíduos de suas responsabilidades (RSS, RCC, grandes geradores de RDO, etc.) e aos catadores individuais ou associados a coleta e processamento de materiais recicláveis. Já o modelo 3, que é o mais simplificado, contempla os municípios que optam pela prestação do serviço de coleta e disposição em aterro sanitário de resíduos domiciliares ou equiparados.

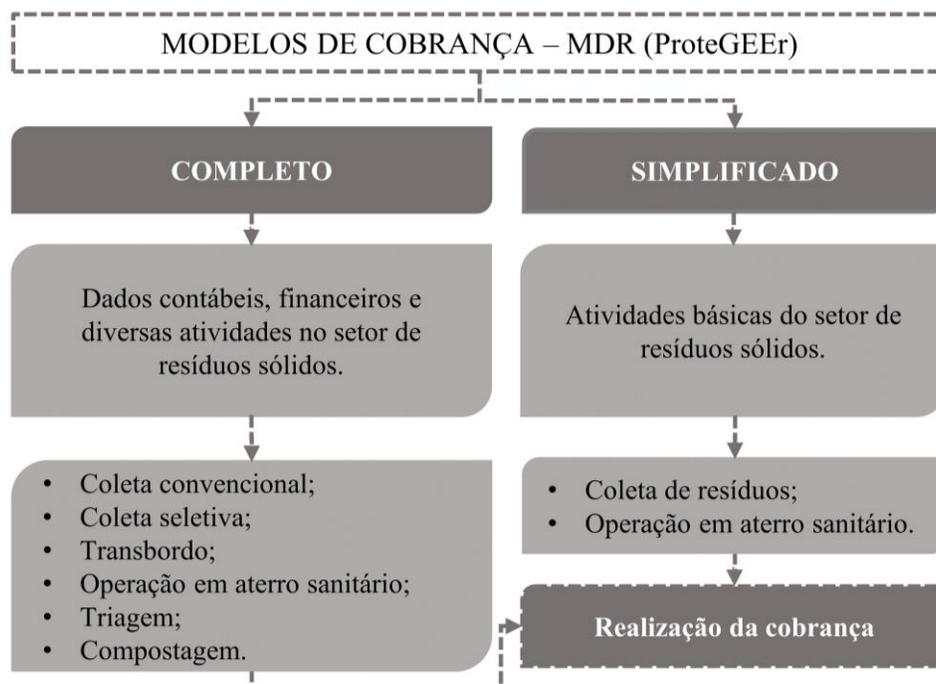
Deste modo, o modelo 1 se aplica aos municípios que possuem um nível de organização maior, em relação aos serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos; o modelo 2, aos municípios onde existem grandes ou médios geradores de resíduos e que haja compartilhamento de demandas entre os entes privados e públicos; e o modelo 3, aos municípios de pequeno porte, onde as atividades de limpeza urbana sejam irrelevantes e/ou integradas a outros serviços urbanos, e onde não haja escala ou demanda satisfatória para a prestação de outros serviços de manejo de resíduos sólidos.

Já a Figura 5 apresenta o fluxograma dos modelos de instituição de cobrança do MDR/ProteGEEr. Nota-se que o modelo completo contempla os casos de municípios que possuem dados contábeis e financeiros detalhados, como também a prestação de serviços com diversas atividades, tais como: coleta convencional, coleta seletiva, triagem, compostagem, transbordo e operação de aterro sanitário; ao passo que o modelo simplificado contempla os casos de municípios que possuem apenas as atividades de coleta de resíduos e operação em aterros sanitários.

Em relação à aplicabilidade (Figura 5), o modelo completo é aconselhado para os municípios com uma quantidade maior de atividades para destinação e disposição final adequada dos resíduos; já o modelo simplificado é recomendado para os municípios em que não há detalhamento de informações sobre os resíduos gerados.

Conforme exposto por Alzamora (2019), a escolha do sistema de cobrança é reflexo do nível de maturidade da gestão municipal, e cada modelo de arrecadação apresenta vantagens de desvantagens. Por isso, é necessário que o município entenda a sua realidade e as suas despesas para que assim o modelo selecionado possibilite a arrecadação de valores que sejam

significativos. A adoção da modelo deve assegurar a recuperação dos custos dos serviços prestados como forma de garantir sua sustentabilidade operacional e financeira, conforme exposto pela PNRS (Brasil, 2010).



**Figura 5.** Fluxograma dos modelos de cobrança pelo MDR/ProteGEEr. *Fonte: Elaboração própria (2023) baseada em MDR (2021).*

E, conforme destacado por Mertolo (2021), o não ressarcimento dos custos de operação e dos serviços relacionados (autossuficiência) é um dos maiores entraves para os avanços na gestão de resíduos e possíveis melhorias de oferta nos municípios. Evidencia-se, assim, com este trabalho, a importância e a necessidade de adoção de um modelo de cobrança adequado e eficaz.

Mediante essa necessidade, por meio do estudo dos modelos apresentados nas Figuras 4 e 5, pôde-se também elencar as vantagens e desvantagens de cada um dos modelos apresentados, conforme exposto no Quadro 2. De forma a nortear a escolha do método de cobrança a ser utilizado, de acordo com a realidade de disponibilidade de informações dos municípios, a Figura 6 apresenta um fluxograma de tomada de decisão com base no estudo realizado dos 5 (cinco) modelos aqui elencados.

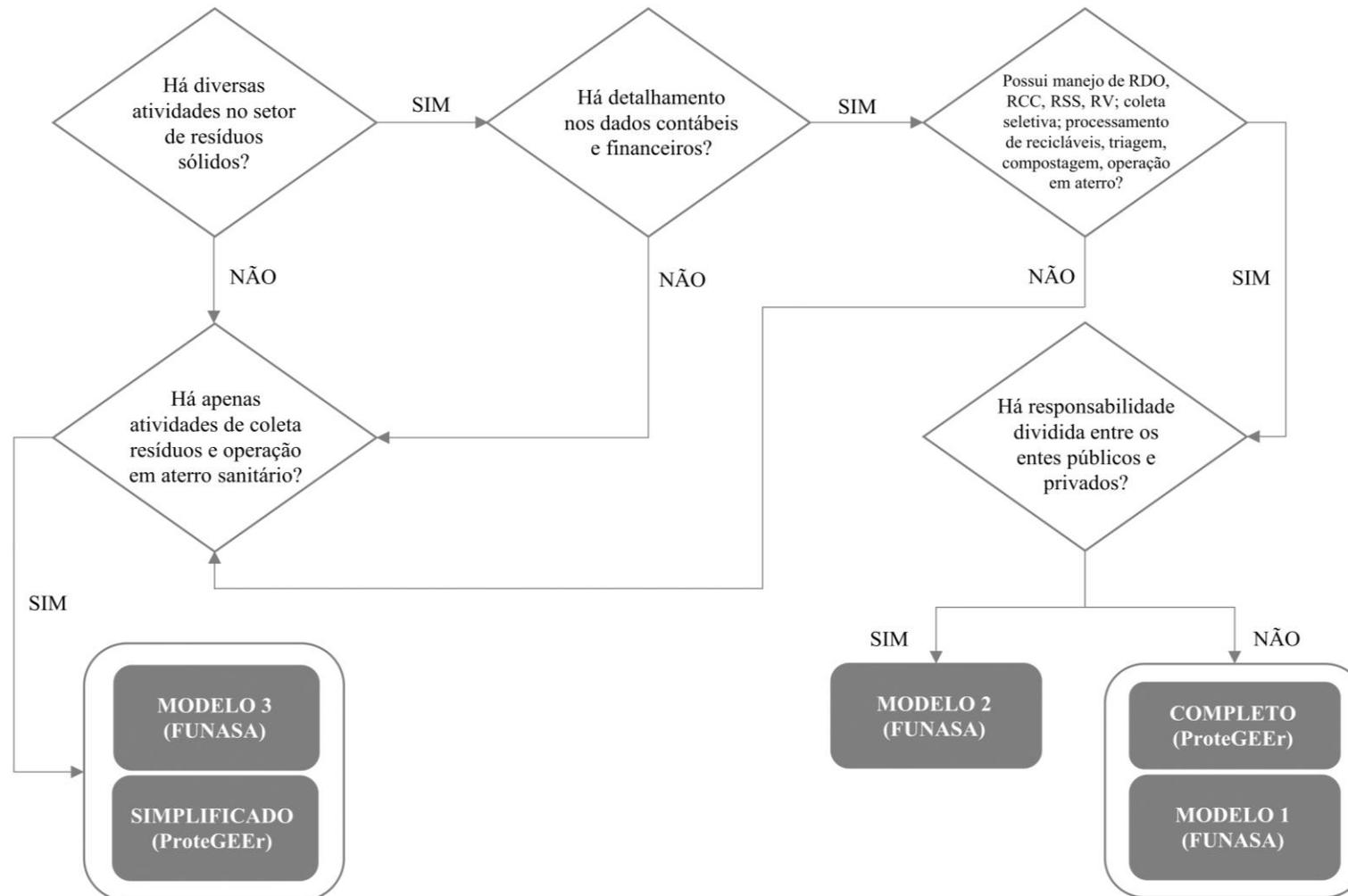
**Quadro 2.** Vantagens e desvantagens de cada modelo de cobrança

Órgão	Modelo	Vantagens	Desvantagens
FUNASA	1	Todas as informações relacionadas a resíduos sólidos entram no cálculo, possibilitando uma definição mais próxima da realidade.	Levantamento de dados mais detalhados acerca da quantidade de verba que é direcionada para o setor de resíduos sólidos.
	2	Devido ao nível de detalhamento de informação necessário ser menor, não há grandes dificuldades para colocar em execução.	As prefeituras municipais que não possuem controle sobre os dados de determinados resíduos terão uma representação da realidade do setor um pouco defasada.
	3	Mais fácil de ser executado devido a necessidade de poucas informações.	Como há poucas atividades relacionadas à limpeza urbana, existem poucos dados sobre geração de resíduos e, portanto, o nível de detalhamento sobre a realidade do município é limitado.
MDR/ProteGEEr	Completo	A quantidade de dados necessária possibilita um panorama fidedigno dos resíduos sólidos no município.	Exige uma quantidade maior de dados, o que o torna mais difícil de ser executado.
	Simplificado	Mais fácil de ser executado devido a necessidade de poucas informações acerca das atividades.	As informações sobre os resíduos no município são mais limitadas.

Fonte: Elaboração própria (2023) baseada em Brasil (2020b); MDR (2021).

Tal proposta de tomada de decisão faz-se necessária, uma vez que, no Brasil, os custos para a gestão de resíduos sólidos urbanos são cobertos pelo orçamento geral na maioria dos municípios, exceto em alguns municípios de maior porte. Bem como o PLANSAB prevê vinte e nove metas para os quatro componentes do saneamento básico das quais oito são dirigidas à limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, com destaque para cobrança dos serviços de manejo de resíduos sólidos – por taxas, tarifas e outros preços públicos – a expectativa é de que, até 2033, a organização desses serviços viabilize sua cobrança em 100% dos municípios brasileiros (indicador R6) (MDR, 2019)

Logo, mediante as especificidades dos resíduos gerados no município e de acordo com o nível de detalhamento das informações sobre estes, o Poder Público Municipal é capaz de avaliar o modelo que será mais adequado para a implantação. Ressalta-se que a adoção do modelo pode variar no decorrer dos anos, de acordo com a gestão e o gerenciamento dos resíduos sólidos e as informações a estes atreladas. Faz-se necessário, também, uma avaliação periódica para fins de análise se o valor arrecadado está de acordo com os montantes despendidos.



**Figura 6.** Fluxograma para fins de auxílio na tomada de decisão sobre o modelo de cobrança com base nos modelos apresentados. *Legenda:* RDO – Resíduos Domiciliares, RCC - Resíduos da Construção Civil, RSS - Resíduos de Serviços de Saúde, RV - Resíduos Volumosos. *Fonte:* Elaboração própria (2023).

Assim como a identificação e a taxação dos grandes geradores de resíduos se faz necessário, além de, por exemplo, ajuste ou criação de leis e códigos municipais sobre a gestão e gerenciamento dos RCC, que por vezes, se torna uma responsabilidade da gestão municipal, não havendo pagamento de taxa ou tarifa, acarretando ainda mais na oneração dos cofres públicos.

### **Conclusão**

No Brasil, como exposto, até julho de 2021, apenas 1.684 dos 5.570 municípios haviam informado à ANA o instrumento de cobrança do SMRSU ou seu cronograma de implementação e a entidade reguladora, quando existente. Essa baixa adesão reflete a urgência para que haja uma maior mobilização a nível nacional, uma vez que a mudança do cenário exposto depende da cobrança institucionalizada que gerará receita para auxiliar os municípios no alcance do manejo dos RSU de forma sustentável.

Para tanto, observou-se que:

- a política de cobrança a ser instituída deve incluir a responsabilidade compartilhada para gestão sustentável dos resíduos sólidos;
- deve-se promover a redução da geração de resíduos, bem como o cumprimento dos instrumentos da coleta seletiva e da logística reversa, para que não haja oneração dos gastos públicos e insustentabilidade econômico-financeira, mesmo com o estabelecimento de política de cobrança efetivada;
- é indispensável a qualificação continuada dos servidores da gestão municipal para os instrumentos atrelados ao SMRSU;
- há necessidade de sensibilização dos munícipes para a importância da política de cobrança, visando a melhoria do serviço e redução da inadimplência;
- os instrumentos econômicos e fontes de financiamento são elementos indispensáveis para a viabilidade de programas de gestão de resíduos sólidos;
- a prestação de serviço regionalização é muito atrativa, podendo ser de forma integral (todas as etapas do manejo) ou parcial (apenas uma ou duas etapas são geridas pelo conjunto dos municípios), pois promove o ganho de escala;
- os municípios, com destaque para aqueles de pequeno porte, por vezes, irão necessitar de modelos de gestão que transitem entre a prestação do serviço tanto de forma individualizada quanto de forma regionalizada;
- o desenho estrutural e o detalhamento das parcelas de composição dos custos das etapas e atividades que compõem o manejo integral dos resíduos sólidos dependem da disponibilidade de informações econômicas, administrativa e operacionalmente;

- o modelo de cobrança estabelecido pelo município pode variar, no decorrer dos anos, de acordo com a gestão e o gerenciamento dos resíduos sólidos e as informações a estes atreladas;
- para os municípios que não possuem controle sobre os gastos dispendidos com o manejo dos resíduos sólidos os modelos mais indicados são o modelo 3 da FUNASA e o modelo simplificado do MDR/ProteGEEr;
- os modelos de cobrança federativos, trazidos neste estudo, apresentam desvantagem por necessitar de dados fidedignos das realidades municipais, que não são integralizados na maioria das prefeituras, podendo haver uma representação da realidade do setor com defasagem para os cálculos.

Portanto, este estudo se torna uma ferramenta de relevância para subsidiar a tomada de decisão municipal por meio de modelos de cobrança que podem vir a assegurar a sustentabilidade econômico-financeira e social dos serviços atrelados SMRSU. Onde o futuro sustentável da gestão de RSU depende da coleta sistemática e simplificada de dados de RSU e da subsequente tradução desses dados em insights e decisões. Sugere-se, ainda, estudos de modelos de cobrança simplificados, com foco para municípios de pequeno porte.

### Agradecimentos

Apoio da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) por meio do Termo de Execução Descentralizada (TED) nº 003/2019 firmado em parceria com a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA).

### Referências

- Alzamora, B. R. (2019) *Análise da cobrança por serviços de limpeza pública: exemplos internacionais e o caso de Belo Horizonte*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais – Escola de Engenharia. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/RAOA-BELRK3>. Acesso em: 17 nov. 2022.
- Alzamora, B. R., Barros, R. T. V. (2020) Review of municipal waste management charging methods in different countries. *Waste Management*, **115**, 47-55. Acesso em: 17 nov. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.020>.
- Alzamora, B. R., Barros, R. T. V., Oliveira, L. K., Gonçalves, S. A. (2022) Forecasting and the influence of socioeconomic factors on municipal solid waste generation: A literature review. *Environmental Development*, **44**, 100734. Acesso em: 30 de jun. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2022.10073>
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2021a) *Resolução ANA nº 79, de 14 de junho de 2021*. Aprova a norma de referência nº 1 para a regulação dos serviços públicos de saneamento básico, que dispõe sobre o regime, a estrutura e parâmetros da cobrança pela prestação do serviço público de manejo de resíduos sólidos urbanos, bem como os procedimentos e prazos de fixação, reajuste e revisões tarifárias. Acesso em 15 de jan. de 2022. Disponível em: [https://arquivos.ana.gov.br/viewpdf/web/?file=https://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2021/0079-2021\\_Ato\\_Normativo\\_14062021\\_20210615084026.pdf?12:38:10](https://arquivos.ana.gov.br/viewpdf/web/?file=https://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2021/0079-2021_Ato_Normativo_14062021_20210615084026.pdf?12:38:10).

- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2021b) *Resolução ANA nº 114, de 30 de dezembro de 2021*. Altera o item 7.5 da Norma de Referência nº1, aprovada pela Resolução ANA Nº 79, de 14 de junho de 2021. Acesso em 15 de jan. de 2022. Disponível em: [https://arquivos.ana.gov.br/viewpdf/web/?file=https://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2021/0114-2021\\_Ato\\_Normativo\\_29122021\\_20211231090423.pdf?12:26:51](https://arquivos.ana.gov.br/viewpdf/web/?file=https://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2021/0114-2021_Ato_Normativo_29122021_20211231090423.pdf?12:26:51).
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2021c) *Manual orientativo sobre a norma de referência nº 1/ANA/2021: cobrança pela prestação do serviço público de manejo de resíduos sólidos urbanos*. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/saneamento-basico/manual-orientativo-sobre-a-norma-de-referencia-no-1.pdf>. Acesso em: 19 de fev. de 2022.
- ANA (Brasil). Assessoria Especial de Comunicação Social (ASCOM). (2022) *ANA divulga a relação dos 1.684 municípios que atenderam a Norma de Referência sobre a instituição de taxas e tarifas para o Serviço Público de Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos*. [S. l.], 3 maio 2022. Acesso em: 8 set. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/noticias-e-eventos/noticias/ana-divulga-a-relacao-dos-1-684-municipios-que-atenderem-a-norma-de-referencia-sobre-a-instituicao-de-taxas-e-tarifas-para-o-servico-publico-de-manejo-de-residuos-solidos-urbanos>
- Batllell, M., Hanf, K. (2008) The fairness of PAYT systems: Some guidelines for decision-makers. *Waste Management*. **28**(12), 2760–2766. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.02.031>
- Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social. Visão 2035: Brasil, país desenvolvido: agendas setoriais para alcance da meta / Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social; Organizadores: Fernando Puga e Lavinia Barros de Castro. – 1. ed. – Rio de Janeiro: BNDES, 2018. Acesso em: 30 de jun. de 2023. Acesso em 8 set. 2022. Disponível em: [https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/16040/3/PRLiv214078\\_Visao\\_2035\\_compl\\_P.pdf](https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/16040/3/PRLiv214078_Visao_2035_compl_P.pdf)
- Brasil (1988) Constituição. *Constituição da República Federativa do Brasil*. Brasília: [s. n.], 1988. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicao.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm).
- Brasil (2007a) *Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007*. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. (Redação pela Lei nº 14.026, de 2020). 2007a. Acesso em: 18 de fev. de 2022. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm)
- Brasil (2007b) *Decreto nº 6.017, de 17 de janeiro de 2007*. Regulamenta a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, que dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos. Acesso em: 19 de jan. de 2022. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/decreto/d6017.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/decreto/d6017.htm).
- Brasil (2010) *Lei nº 12.305, de 2 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. Acesso em: 19 de jan. de 2022. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm).
- Brasil (2020a) *Lei Federal nº 14.026, de 15 de julho de 2020*. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar o nome e as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, para vedar a prestação por contrato de programa dos serviços públicos de que trata o art. 175 da Constituição Federal, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados. Diário Oficial da União, Brasília. Acesso em: 15 de jan. de 2022. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm).

- Brasil (2020b) Fundação Nacional de Saúde. *Manual de uso: sistemas de cálculos de taxas, tarifas e preços públicos pela prestação dos serviços de manejo de resíduos sólidos*/Fundação Nacional de Saúde. – Brasília: Funasa. 206 p.
- Brasil (2022a) *Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022*. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Acesso em: 19 de jan. de 2022. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2019-2022/2022/Decreto/D10936.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2022/Decreto/D10936.htm)
- Brasil (2022b) *Decreto nº 11.043, de 13 de abril de 2022*. Aprova o Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2022. Acesso em: 8 set. 2022. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-11.043-de-13-de-abril-de-2022-393566799>
- Brasil. (2022c) Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental. *Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Planares* [recurso eletrônico] / coordenação de André Luiz Felisberto França... [et. al.]. – Brasília, DF: MMA, 2022.
- Briguglio, M. (2021) Taxing household waste: Intended and unintended consequences. *Journal of Cleaner Production*, **304**, 127034. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127034>.
- Chen, D.M.C., Bodirsky, B.L., Krueger, T., Mishra, A., Popp, A. (2020) The world's growing municipal solid waste: trends and impacts. *Environmental Research Letters*, **15**(7). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab8659>.
- Chen, X., Geng, Y., Fujita, T. (2010) An overview of municipal solid waste management in China. *Waste Management*, **30**(4), 716–724. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.10.011>
- Cohen, J., Gil, J. (2021) An entity-relationship model of the flow of waste and resources in city-regions: improving knowledge management for the circular economy. *Resources, Conservation & Recycling Advances*, **12**, 200058. <https://doi.org/10.1016/j.rcradv.2021.200058>
- Dahlén, L., Lagerkvist, A. (2010) Pay as you throw: strengths and weaknesses of weight-based billing in household waste collection systems in Sweden. *Waste Management*. Jan; **30**(1):23-31. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.022>
- Daychouw, M. (2007) *40 Ferramentas e Técnicas de Gerenciamento*. 3. Ed. Rio de Janeiro: Brasport.
- Dewi, O.C., Koerner, I., Harjoko, T.Y. (2010) A Review on Decision Support Models for Regional Sustainable Waste Management. In: *The International Solid Waste Association World Conference*.
- EPA (EUA). (2020) Office of Resource Conservation and Recovery. *Best Practices for Solid Waste Management: A Guide for Decision-Makers in Developing Countries*. [S. l.: s. n.], October 2020. 166. Acesso em: 8 set. 2022. Disponível em: [https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-10/documents/master\\_swmg\\_10-20\\_0.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-10/documents/master_swmg_10-20_0.pdf).
- EY (2020). *A Sustentabilidade Financeira dos Serviços de Manejo de Resíduos Sólidos. Modelos de Cobrança ao Redor do Mundo*. Acesso em: 01 de fev. de 2022. Disponível em: [https://selur.org.br/wp-content/uploads/2020/08/RELATORIO\\_EY-e-SELURB\\_Modelos-de-Cobran%C3%A7a-ao-Redor-do-Mundo-1.pdf](https://selur.org.br/wp-content/uploads/2020/08/RELATORIO_EY-e-SELURB_Modelos-de-Cobran%C3%A7a-ao-Redor-do-Mundo-1.pdf).
- Guerrini, A., Carvalho, P., Romano G., Marques, R. C., Leardini, C. (2017) Assessing efficiency drivers in municipal solid waste collection services through a non-parametric method. *Journal of Cleaner Production*, **147**, 431-441. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.079>
- Kaza, S., Yao, L. C., Bhada-Tata, P., Van Woerden, F. (2018). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Urbano Development Series. Washington, DC: World Bank. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>
- MDR. Ministério do Desenvolvimento Regional. (2019) *Plansab - Plano Nacional de Saneamento Básico*. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Acesso em: 19 de jan. de 2022. Disponível em: [https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSDRU/ArquivosPDF/Versao\\_Conselhos\\_Resolu%C3%A7%C3%A3o\\_Alta\\_-\\_Capa\\_Atualizada.pdf](https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSDRU/ArquivosPDF/Versao_Conselhos_Resolu%C3%A7%C3%A3o_Alta_-_Capa_Atualizada.pdf).

- MDR. Ministério do Desenvolvimento Regional. (2021) *Roteiro para a sustentabilidade do Serviço Público de Manejo de RSU*. Brasília/DF. Acesso em: 19 de jan. de 2022. Disponível em: [http://protegeer.gov.br/images/documents/659/ProteGEEr\\_Roteiro\\_Cobran%C3%A7a\\_19.11.2021\\_final.pdf](http://protegeer.gov.br/images/documents/659/ProteGEEr_Roteiro_Cobran%C3%A7a_19.11.2021_final.pdf).
- Merloto, M. C. (2021) Análise de políticas públicas e orçamentárias voltadas ao manejo de resíduos sólidos em município de pequeno porte. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Engenharia, Bauru. Acesso em: 30 de jun. de 2023. Disponível em: [https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/215361/merloto\\_mc\\_me\\_bauru.pdf?sequence=5&isAllowed=y](https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/215361/merloto_mc_me_bauru.pdf?sequence=5&isAllowed=y)
- Mohsenizadeh, M., Kemal, M., Kentel, E. (2020) Municipal solid waste management with cost minimization and emission control objectives: a case study of Ankara. *Sustainable Cities and Society*, **52**, 101807. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101807>
- PwC (Brasil), SELURB (Brasil) (2021). *Índice de Sustentabilidade da Limpeza Urbana*. [S. l.: s. n.]. 140. Acesso em: 8 set. 2022. Disponível em: [https://selur.org.br/wp-content/uploads/2022/01/lslu\\_21-ac.pdf](https://selur.org.br/wp-content/uploads/2022/01/lslu_21-ac.pdf).
- Rada, E.C., Ragazzi, M., Fredizzi, P. (2013) Web-GIS oriented system viability for municipal solid waste selective collection optimization in developed and transient economies. *Waste Management*, **33**(4), 785–792. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.002>
- Reike, D., Vermeulen, W.J.V., Witjes, S. (2018) The circular economy: new or refurbished as CE 3.0? — exploring controversies in the conceptualization of the circular economy through a focus on history and resource value retention options. *Resources Conservation and Recycling*, **135**, 246–264. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.08.027>
- Silveira, S. S., Mazzei, M. R. (2021) A gestão dos resíduos sólidos e a sua sustentabilidade econômico-financeira no marco regulatório de saneamento básico. *Marco regulatório do saneamento básico: estudos em homenagem ao ministro Luiz Fux*, Brasília, DF, 691-709. Acesso em: 8 set. 2022. Disponível em: <https://www.sionadvogados.com.br/wp-content/uploads/2021/12/Estudos-em-Homenagem-ao-Ministro-Luiz-Fux.pdf>.
- SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. (2020) *Diagnóstico do Manejo dos Resíduos Sólidos Urbanos*. Acesso em: 17 nov. 2022. Disponível em: <http://antigo.snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-residuos-solidos>
- World Bank. (2022) *Solid waste management*. Acesso em: 17 nov. 2022. Disponível em: <https://www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment/brief/solid-waste-management>

# REVISTA AIDIS

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

## SIMULAÇÃO PRELIMINAR DA GERAÇÃO DE SUBPRODUTOS EM REATORES BIOLÓGICOS TRATANDO VINHAÇA

\* Luís Paulo Lima Cardoso<sup>1</sup>  
Antonio Pedro de Oliveira Netto<sup>1</sup>

### PRELIMINARY SIMULATION OF KINETIC PARAMETERS IN BIOLOGICAL REACTORS TREATING VINASSE

Recibido el 6 de febrero de 2023. Aceptado el 8 de mayo de 2023

#### Abstract

Anaerobic digestion is shown as a solution to meet the demand for wastewater treatment and generate electricity indirectly through hydrogen gas and methane. Therefore, this study performed a kinetic analysis by calculating the kinetic constants and subsequent simulation of mathematical models, in two Anaerobic Fluidized Bed Reactors (AFBR) in series: one acidogenic (AFBR1) and the other methanogenic (AFBR2), treating agroindustrial waste from sugar cane (vinasse) for the production of hydrogen and methane. Vensim PLE<sup>®</sup> software was used to simulate the adapted models. For each reactor and variable analyzed (COD, butyric acid, acetic acid, and propionic acid) the hydraulic behavior of plug flow and complete mixing were considered, and reaction orders 1 for COD and 1 and 2 for the others, for comparison between simulated and experimental data. Such considerations were also compared with experimental data obtained under the different operational conditions (TDHs of 12 and 16 for RALF1; 12, 6, and 4 for RALF2). The adherence of the curves generated through the simulations was analyzed through Pearson's correlation coefficient ( $r$ ), with values between 0.90 and 1.0, corresponding to a strong correlation, especially for the degradation of organic matter in terms of Chemical Oxygen Demand (COD). For this condition, the highest value of the kinetic constant was obtained for the consideration of the complete mixing regime in RALF2 operating with a TDH of 12 hours ( $KDQOM = 0.0419 \pm 0.007 \text{ h}^{-1}$ ). Regarding the simulation of organic acids, the order 2 perfect mixing flow model best represented the behavior for the experimental conditions of the research. The results found to confirm that simulation under conditions that satisfactorily represent the treatment unit behavior can compose operational benefits for biological systems.

**Keywords:** flow models, simulations, renewable energy, environmental systems.

<sup>1</sup> Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Brasil.

\* Autor correspondiente: Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas (UFAL), Maceió-AL, Brasil. Email: [luisplcardoso@gmail.com](mailto:luisplcardoso@gmail.com)

## Resumo

A digestão anaeróbia se mostra como uma solução, tanto para suprir a demanda por tratamento de efluentes, quanto para gerar energia elétrica de forma indireta, através do gás hidrogênio e metano. Assim sendo, este estudo realizou a análise cinética através do cálculo das constantes cinéticas e posterior simulação de modelos matemáticos, em dois Reatores Anaeróbios de Leito Fluidizado (RALF) em série: um acidogênico (RALF1) e o outro metanogênico (RALF2), tratando resíduo agroindustrial proveniente da cana-de-açúcar (vinhaça) para a produção de hidrogênio e metano. Para a simulação dos modelos adaptados foi utilizado o software Vensim PLE<sup>®</sup>. Para cada reator e variável analisada (DQO, ácido butírico, ácido acético e ácido propiônico) foram considerados comportamento hidráulico de fluxo pistão e mistura completa, e ordens de reação 1 para DQO e 1 e 2 para os demais, para fins de comparação entre dados simulados e experimentais. Tais considerações foram também comparadas com os dados experimentais obtidos nas diferentes condições operacionais (TDHs de 12 e 16 para RALF1; 12, 6 e 4 para RALF2). A aderência das curvas geradas através das simulações foi analisada através do coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ), sendo obtidos valores entre 0.90 e 1.0, correspondendo a correlação forte, principalmente, para a degradação da matéria orgânica em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO). Para esta condição, o maior valor da constante cinética foi obtido para a consideração de regime de mistura completa no RALF2 operando com TDH de 12 horas ( $K_{DQOM} = 0.0419 \pm 0.007 \text{ h}^{-1}$ ). Em relação à simulação dos ácidos orgânicos, o modelo de escoamento de mistura perfeita de ordem 2 melhor representou o comportamento para as condições experimentais da pesquisa. Os resultados encontrados confirmam que a simulação em condições que representem satisfatoriamente o comportamento de unidade de tratamento pode compor benefícios operacionais para sistemas biológicos.

**Palavras-chave:** modelos de escoamento, simulações, energia renovável, sistemas ambientais.

---

## Introdução

O tratamento anaeróbio é um sistema largamente utilizado e apresenta algumas vantagens quando comparado a outros processos de tratamento, sendo estes: facilidade de operação, baixo consumo de energia, pequena geração de lodo biológico, baixo custo de implantação e tolerância a elevadas cargas orgânicas (Chernicharo, 2007; Foresti *et al.*, 1999). Além deste sistema apresentar-se como alternativa interessante para o tratamento de efluentes, também pode ser utilizado para geração de energia através do hidrogênio e do metano.

Segundo Sant'anna jr. (2011) o processo de geração do hidrogênio e do metano, se dá através da digestão anaeróbia de diferentes tipos de substrato. Este processo envolve a hidrólise, fermentação ácida ou acidogênese, fermentação acetogênica e metanogênese, onde cada grupo microbiano é responsável por uma etapa, sendo estes: bactérias fermentativas, bactérias acetogênicas, bactérias homoacetogênicas e Arqueas metanogênicas, respectivamente.

Para entender como se dá a geração dos gases de alto potencial energético, por meio da digestão anaeróbia, também é importante entender os parâmetros que afetam consideravelmente sua produção, sendo estes: o tipo de reator, temperatura, pH, relação C/N e alguns fatores que

dependem da operação: tempo de detenção hidráulica (TDH), taxa de carregamento orgânico (TCO) e vazão. (Mao *et. al.*, 2015)

Segundo Woiciechowski *et al.* (2013) devido aos resíduos agroindustriais possuírem elevada concentração de carboidratos em sua composição, a utilização como substrato para processos fermentativos pode ser aplicada e estudada. Dentre estes, está a vinhaça da cana-de-açúcar, que é um resíduo com alto potencial poluidor com elevadas concentrações de DBO e DQO (demandas bioquímica e química de oxigênio).

Sendo a vinhaça um subproduto da produção de etanol, por meio do processamento da cana-de-açúcar, e devido a sua composição, há diversos fatores que podem dificultar a concepção do tipo de tratamento a ser empregado. Alguns destes fatores são destacados por Ribas (2006), sendo estes: a cor, devido a reação de Maillard, açúcares superaquecidos e furfurais de hidrólise ácida, metais pesados, compostos fenólicos, ácidos tânico e húmico, etc.

Diante disso, a digestão anaeróbia se apresenta como alternativa empregada em diversos estudos realizados atualmente, visto que quando empregada como tecnologia de tratamento de efluentes apresenta solução para a problemática de resíduos com altas concentrações de matéria orgânica, mesmo que em algumas das situações seja necessário diluição do substrato. Além disto, o tratamento anaeróbio pode produzir condições, através da geração de hidrogênio e metano, para a geração de energia. (Aquino & Chernicharo, 2005).

As duas formas mais utilizadas para entender e analisar os procedimentos que compõem a produção de hidrogênio e metano através da digestão anaeróbia são: os experimentos, por determinados períodos de tempo, e a simulação dos processos através dos modelos matemáticos (Bulkowska *et al.*, 2018). Através dos modelos matemáticos, se torna possível a análise de diversas condições de operação com uma grande economia de tempo, devido a não necessidade de realizar experimentações a longo prazo. Além disso, diversas outras características são inerentes às análises por modelos matemáticos, sendo estas: a previsão contínua dos processos, assim como a capacidade de prever seu desempenho e o auxílio ao operador do reator para garantir as melhores e eficientes condições de operação (Zhao *et. al.*, 2019).

Algumas variáveis são necessárias para que a simulação do sistema de tratamento de efluentes seja efetiva. Um dos fatores que contribuem são as constantes cinéticas. Estas constantes podem ser utilizadas, por exemplo, para cálculo da velocidade de degradação de um determinado substrato e também para simular o comportamento deste composto. As constantes são extraídas de equacionamentos (modelos) que melhor caracterizem o escoamento hidrodinâmico do sistema real.

Ebrahim *et al.* (2018) avaliaram um reator anaeróbio de manta de lodo granular (AMBR) usado para tratar DQO de lixiviado proveniente do processo de compostagem. Os dados obtidos com a operação do reator com diferentes concentrações de entrada de substrato foram usados para determinar os coeficientes cinéticos do modelo de primeira ordem para a remoção de matéria orgânica em termos de DQO. Foi encontrada constante cinética ( $K_1$ ) igual a 0,54 com coeficiente de correlação ( $R^2$ ) igual a 0,926.

Bayu *et al.* (2022), utilizando um reator de tanque agitado contínuo de fase única em seu estudo, fizeram uma análise do comportamento cinético da digestão anaeróbia da vinhaça da cana-de-açúcar, em condições termofílicas e inoculada com estrume de vaca digerido aclimatado, para diferentes taxas de carga orgânica. Nesta pesquisa, foi utilizado o modelo ADM1 como base e a simulação foi realizada através do software AQUASIM<sup>®</sup>. Os valores das constantes cinéticas encontradas pelos autores, para o crescimento microbiano foi de  $16.125 d^{-1}$  para o ácido acético ( $k_{m,ac}$ ) e  $23.187 d^{-1}$  para o ácido propiônico ( $k_{m,pro}$ ).

Neste contexto, este artigo teve como objetivo utilizar dados obtidos através da operação de reatores anaeróbios de leito fluidizado, em escala de bancada, tratando efluente proveniente da vinhaça, para estimar as constantes cinéticas de degradação de substrato, bem como de produção de subprodutos, e posteriormente realizar simulações no software Vensim PLE<sup>®</sup>, comparando assim os resultados da simulação e os dados obtidos através dos experimentos.

## Metodologia

A pesquisa em questão foi realizada para estimativa das constantes cinéticas em dois reatores de fluxo contínuo tratando resíduo agroindustrial proveniente do processamento da cana-de-açúcar (vinhaça). Posteriormente, os valores encontrados foram aplicados para simular (no software Vensim PLE<sup>®</sup>) o comportamento em termos de remoção de matéria orgânica, expressa em DQO, e na formação de subprodutos vinculados à etapa acidogênica, maior responsável, na digestão anaeróbia, pela produção do gás hidrogênio.

Os dados coletados para desenvolvimento desta pesquisa foram provenientes de um modelo físico desenvolvido por Gois (2017) no qual foi operado um sistema de tratamento em dois reatores anaeróbios de leito fluidizado em série (Figura 1), tratando resíduo agroindustrial do processamento da cana-de-açúcar (vinhaça). O primeiro reator acidogênico ( $RALF_1$ ), no qual foi analisada a produção de hidrogênio (TDH de 4, 6 e 12h), e o segundo reator metanogênico ( $RALF_2$ ) onde foi avaliada a produção de metano (TDH de 12 e 16h).

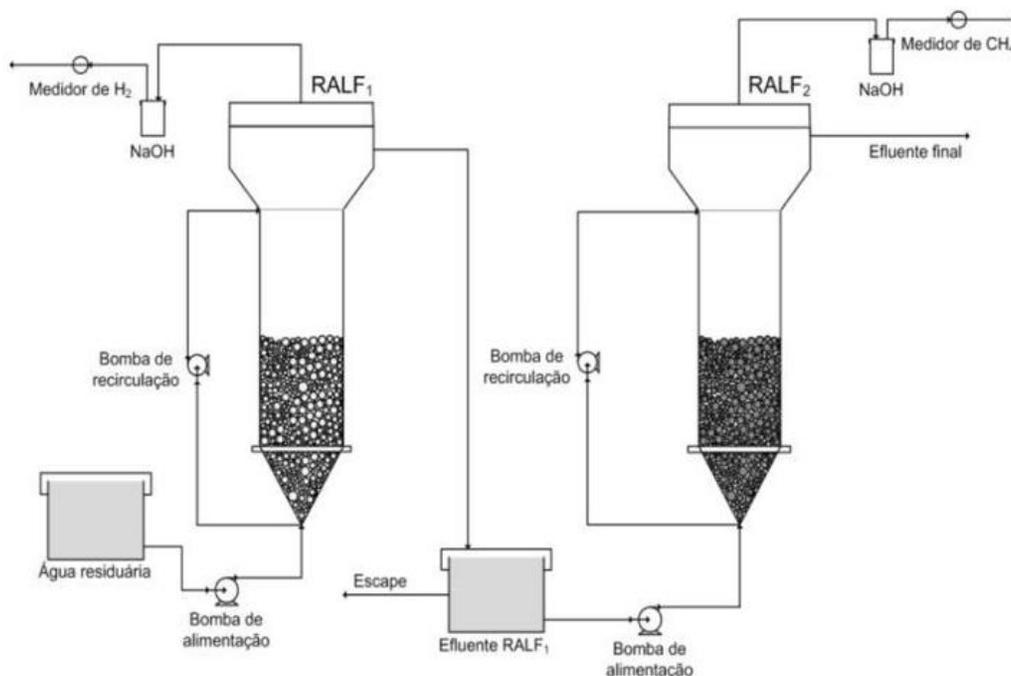


Figura 1. Reatores anaeróbios de leito fluidizado em série (adaptado de Gois, 2017).

Os parâmetros analisados (Tabela 1) foram a DQO, para o  $RALF_1$ , devido a importância do parâmetro para determinar a eficiência de tratamento de reatores, além da sua correlação com a produção de metano; e alguns dos metabólitos orgânicos como os ácidos propiônico, butírico e acético, para o  $RALF_1$ , que foram escolhidos devido a se apresentarem em maior quantidade no meio fermentativo, definindo assim as rotas metabólicas preferenciais desse tratamento no reator acidogênico, além de estarem correlacionados com a produção de hidrogênio.

Tabela 1. Parâmetros analisados

Parâmetros	$RALF_1$ (acidogênico)	$RALF_2$ (metanogênico)
DQO		X
Ácido Butírico	X	
Ácido Acético	X	
Ácido Propiônico	X	

Em uma etapa subsequente, optou-se por adotar os regimes hidráulicos para cada reator, de acordo com o regime de escoamento em fluxo contínuo e pelo fato de não terem sido realizados ensaios hidrodinâmicos nestes. A formulação das constantes cinéticas foi realizada considerando os fluxos

ideais de mistura completa e pistão para ambos os reatores, visando investigar o melhor ajuste em comparação ao comportamento dos sistemas. A tabela 2 apresenta as equações utilizadas. Um fluxograma esquemático do procedimento metodológico é apresentado na Figura 2.

Muitos pesquisadores se dedicaram à derivação de expressões cinéticas para descrever o metabolismo microbiano proveniente do modelo cinético de Monod. Para baixas concentrações, a velocidade de crescimento se torna proporcional à concentração de substrato, o que caracteriza cinética de primeira ordem. Esta consideração foi utilizada para equacionar as constantes de degradação da matéria orgânica expressa em DQO. Para os metabólitos orgânicos, foi investigada a influência das ordens de reação 1 e 2 em função do seu comportamento diferenciado.

**Tabela 2.** Constante cinética proveniente do reator de fluxo pistão e para o reator de mistura completa

Tipo de reator	Constante cinética para reação de ordem 1	Constante cinética para reação de ordem 2	Descrição
Fluxo pistão	$k_{t1} = -\frac{\ln\left(\frac{C}{C_0}\right)}{T}$	$k_{t2} = \frac{C_0 - C}{C \cdot C_0 \cdot T}$	$k_{t2}$ = Constante cinética com ordem 2; $k_{t1}$ = Constante cinética com ordem 1 $C_0$ = Concentração afluente (mg/L); $C$ = Concentração efluente (mg/L); $T$ = Tempo de detenção hidráulica.
Mistura Completa	$k_{m1} = \frac{C_0 - C}{C \cdot T}$	$k_{m2} = \frac{C_0 - C}{C^2 \cdot T}$	$k_{m1}$ = Constante cinética proveniente do reator de mistura completa com de reação 1; $k_{m2}$ = Constante cinética proveniente do reator de mistura completa com de reação 2. $C_0$ = Concentração afluente (mg/L); $C$ = Concentração efluente (mg/L);

Por meio dos valores das constantes cinéticas para cada situação, foi utilizado o software Vensim PLE® para realização das devidas simulações e coleta dos dados de concentração efluente fornecidos pelo programa. Para verificar a correlação entre as variáveis obtidas em experimento e as obtidas através da simulação, foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson (r) para os dados obtidos por Gois (2017), através da equação (1).

Para análise comparativa entre os dados de concentração efluente fornecidos através da simulação do modelo no software Vensim PLE® e os dados obtidos experimentalmente por Gois (2017), adicionalmente, foi utilizada a estimativa padrão do erro (EE), sendo definida pela equação (2).

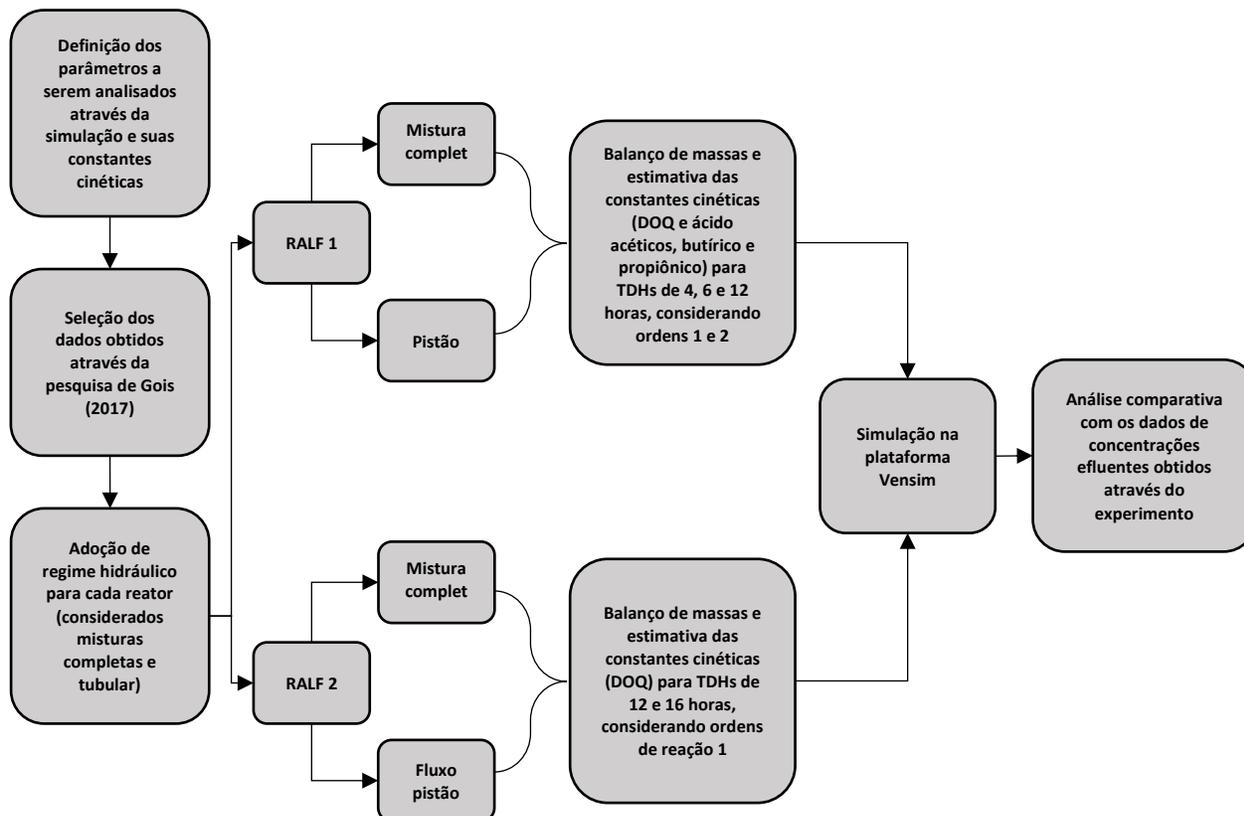


Figura 2. Fluxograma metodológico.

$$r = \frac{1}{n-1} \sum \left( \frac{x_i - \bar{x}}{S_x} \right) \left( \frac{y_i - \bar{y}}{S_y} \right)$$

Equação (1)

Onde:

r = Coeficiente de correlação de Pearson;

n = número de elementos da amostra;

Sx = desvio padrão da amostra x;

Sy = desvio padrão da amostra y;

$\bar{x}$  = Média da amostra x;

$\bar{y}$  = Média da amostra y;

$x_i$  = Elemento da amostra x de posição i;

$y_i$  = Elemento da amostra y de posição i.

$$EE = \sqrt{\frac{(y-\bar{y})^2}{n}}$$

Equação (2)

Onde,

EE = Estimativa padrão do erro (mg/L);

n = Número de amostras;

y = Valor calculado (mg/L);

 $\bar{y}$  = Valor experimental (mg/L).

### Resultados e discussão

Neste item são apresentados e analisados os resultados obtidos através deste estudo. Como forma de buscar melhor organização na apresentação destes, dividiu-se a apresentação em subitens correspondentes a cada reator, separadamente. Foram utilizados gráficos e tabelas, a fim de sintetizar e facilitar as discussões e o entendimento.

#### Reator acidogênico (RALF<sub>1</sub>)

##### *Cálculo e análise das constantes cinéticas para os metabólitos*

Na tabela 3, são apresentados os valores médios das constantes cinéticas, calculadas para os metabólitos, sendo apresentadas da seguinte forma: quando se relacionar ao ácido butírico a constante será acompanhada do subscrito “Bu”, para o ácido propiônico “Pro” e para o ácido acético “Ac”. Para diferenciar os modelos de escoamento, foram utilizados os subscritos “M” e “P”, respectivamente para mistura completa e fluxo em pistão. Os valores numéricos “1” e “2” relacionam-se com as ordens de reação investigadas.

Em sua maioria, as constantes cinéticas de primeira ordem em escoamento de mistura completa apresentaram valores superiores para os diferentes ácidos orgânicos estudados. Por mais que os reatores de leito fluidizado, utilizados nos estudos de Gois (2017), tivessem estrutura física com elevada relação comprimento/diâmetro (L/D=12), a recirculação imposta durante o procedimento experimental pode ter influenciado para aumento da mistura em meio líquido. Para verificar a representatividade dos dados, estes foram utilizados para simulação do comportamento da geração dos metabólitos, apresentada no próximo item.

Guellout *et al.* (2022) empregaram biomassa vitivinícola (resíduos de uva) para avaliar a produção de hidrogênio. Quatro modelos matemáticos foram utilizados para representar a variação da geração de hidrogênio e outros produtos da fermentação (ácidos orgânicos, álcoois) e o consumo de substrato. Um desses modelos foi verificado usando dados experimentais e usado para representar todos os processos metabólicos contidos no meio e a interação entre produtos e substratos. Os autores encontraram valores para a constante cinética que representa a formação de ácido acético que variaram entre 0.1018 d<sup>-1</sup> e 1.0341 d<sup>-1</sup>. Para o ácido butírico, as constantes

ficaram entre  $4.4 \cdot 10^{-4} \text{ d}^{-1}$  e  $0.1853 \text{ d}^{-1}$ . Em ambos os casos, a carga orgânica aplicada se assemelha ao estudo realizado por Gois (2017) que chegou a operar com cargas de até  $27.50 \pm 7.49 \text{ gDQO/L.d}$ .

**Tabela 3.** Constantes cinéticas  $RALF_1$  para os ácidos orgânicos

TDH (h)	$K_{BuM1} \text{ (h}^{-1}\text{)}$	$K_{BuM2} \text{ (L.mg}^{-1}\text{.h}^{-1}\text{)}$	$K_{BuP1} \text{ (h}^{-1}\text{)}$	$K_{BuP2} \text{ (L.mg}^{-1}\text{.h}^{-1}\text{)}$
12	0.119	0.000044	0.000041	0.000016
6	0.2156	0.00016	0.000041	0.0000041
4	0.229	0.000115	0.148	0.00004641
TDH (h)	$K_{ProM1} \text{ (h}^{-1}\text{)}$	$K_{ProM2} \text{ (L.mg}^{-1}\text{.h}^{-1}\text{)}$	$K_{ProP1} \text{ (h}^{-1}\text{)}$	$K_{ProP2} \text{ (L.mg}^{-1}\text{.h}^{-1}\text{)}$
12	0.359	0.0000252	0.137871	0.000046
6	0.851	0.0001796	0.250641	0.000163
4	0.966	0.001009	0.389081	0.000195
TDH (h)	$K_{AcM1} \text{ (h}^{-1}\text{)}$	$K_{AcM2} \text{ (L.mg}^{-1}\text{.h}^{-1}\text{)}$	$K_{AcP1} \text{ (h}^{-1}\text{)}$	$K_{AcP2} \text{ (L.mg}^{-1}\text{.h}^{-1}\text{)}$
12	5.961	1.490	0.7404	0.0012
6	0.698	0.0013	0.2261	0.0001
4	0.558	0.0010	0.1426	0.0001

### *Modelagem e simulação para os metabólitos*

As simulações foram realizadas para os metabólitos (ácido butírico, ácido propiônico e ácido acético), em cada um dos TDH (12, 6 e 4 horas) avaliados, e para os dois regimes hidráulicos investigados. Para o ácido butírico (CBu), o comportamento é apresentado na Figura 3 em comparação aos dados efluentes reais (CBuE) obtidos através dos experimentos realizados por Gois (2017).

Analisando os gráficos, percebe-se pelo comportamento que as curvas CBU<sub>M1</sub>, CBU<sub>P1</sub> e CBU<sub>P2</sub>, não aderem bem à curva dos dados experimentais e não possuem uma mesma tendência. Já a curva CBU<sub>M2</sub>, para os três TDHs, possui valores menores de concentração efluente, em comparação com as demais curvas.

As simulações do comportamento do reator operando com TDH de 12h tiveram correlação forte, para todas as situações, com maior destaque para o modelo de mistura perfeita de ordem 2 (Tabela 4). Para o TDH igual a 6h, as correlações são consideradas fracas para todas as situações avaliadas. Por fim, para o TDH de 4h, a única simulação com correlação forte foi para a condição "M2". Pela expressão proposta por Monod, que estuda a cinética das reações microbiológicas, observa-se que para elevadas concentrações de substrato, a razão que depende da concentração do parâmetro e da constante cinética se aproxima da unidade e, portanto, a velocidade de

crescimento se torna independente da concentração de substrato, isto é, o crescimento é um processo que tende a ordem zero. Provavelmente, as altas concentrações dos parâmetros analisados tenham influenciado neste sentido.

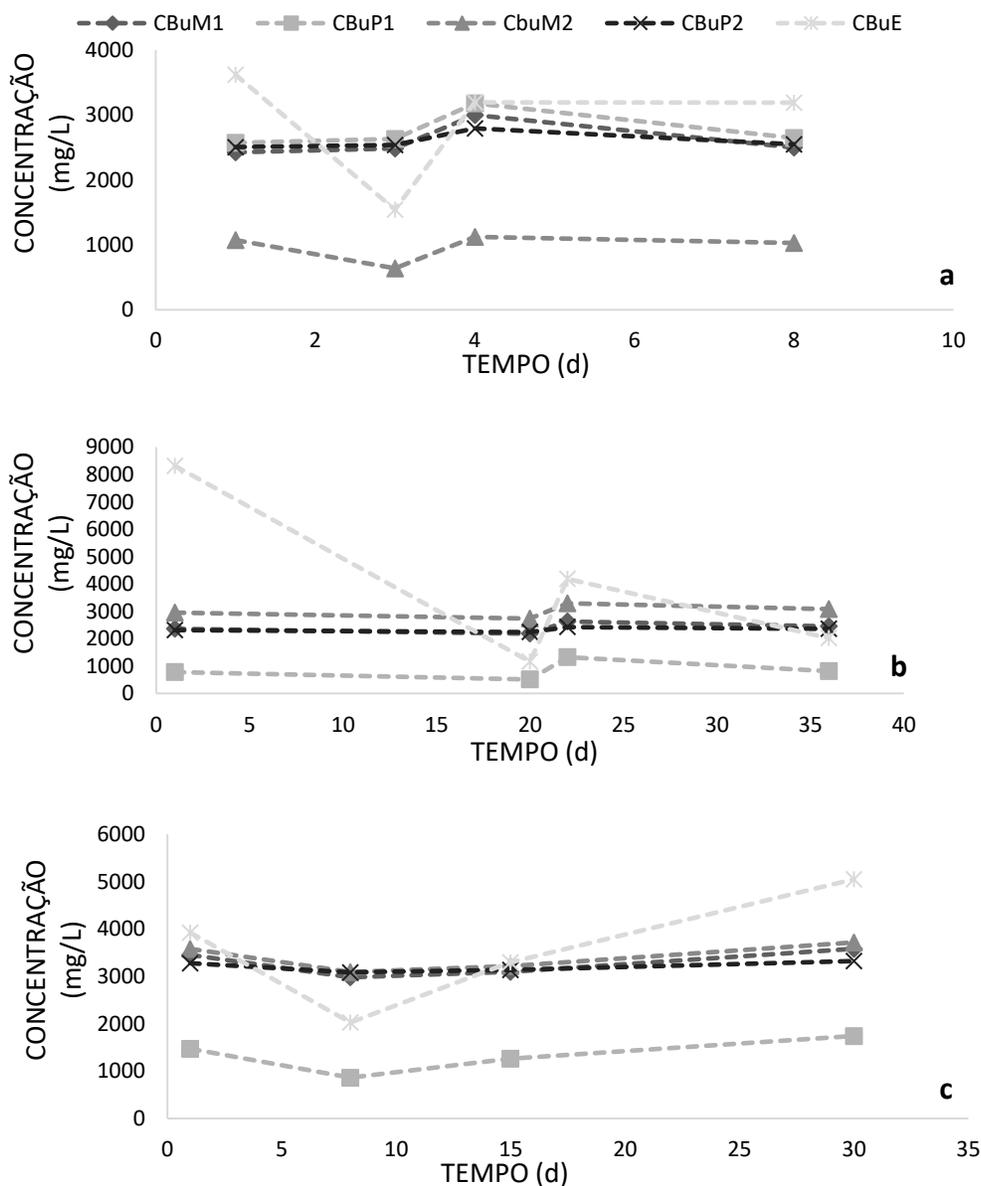


Figura 3. Concentrações efluentes de Ácido Butírico: (a) TDH = 4h; (b) TDH = 6h; (c) TDH = 12h.

**Tabela 4.** Parâmetros estatísticos para o ácido butírico

TDH (h)	M1	M2	P1	P2
	r	r	r	r
12	0.95	0.997	0.95	0.95
6	0.20	0.25	0.20	0.22
4	0.166	0.96	0.166	0.16

Para o ácido propiônico (CPro), o comportamento é apresentado na Figura 4 em comparação aos dados efluentes reais (CProE) obtidos através dos experimentos realizados por Gois (2017).

O modelo de mistura perfeita de ordem 2 foi o que melhor se ajustou aos dados reais, de maneira mais acentuada que para o ácido butírico (Tabela 5). Também é relevante pontuar que para o TDH de 12 horas, com exceção do coeficiente relacionado a mistura completa de ordem 2, todas as considerações de comportamento hidráulico apresentaram correlação moderada. Para os TDHs de 6 e 4 horas a correlação é considerada fraca, a não ser pela consideração de mistura completa de ordem 2 para ambos, onde a correlação também é considerada forte. Pode-se concluir que, para este estudo, a produção de ácido propiônico tem forte tendência em seguir o comportamento hidrodinâmico de mistura perfeita com ordem 2.

**Tabela 5.** Parâmetros estatísticos para o ácido propiônico.

TDH (h)	M1	M2	P1	P2
	r	r	r	r
12	0.67	0.99	0.67	0.68
6	0.30	0.98	0.30	0.33
4	0.19	0.996	0.19	0.17

O comportamento da simulação para produção do ácido acético (CAc) é apresentado na Figura 5 em comparação aos dados efluentes reais (CAcE) obtidos através dos experimentos realizados por Gois (2017).

Através da análise gráfica, é possível perceber que as curvas representadas pela concentração de ácido acético considerando mistura perfeita e reação de ordem 2 (CacM2), seguem um comportamento similar ao dos dados experimentais, apenas com a diferença de que os valores de concentração são menores. Já as demais curvas não parecem aderir bem aos resultados experimentais.

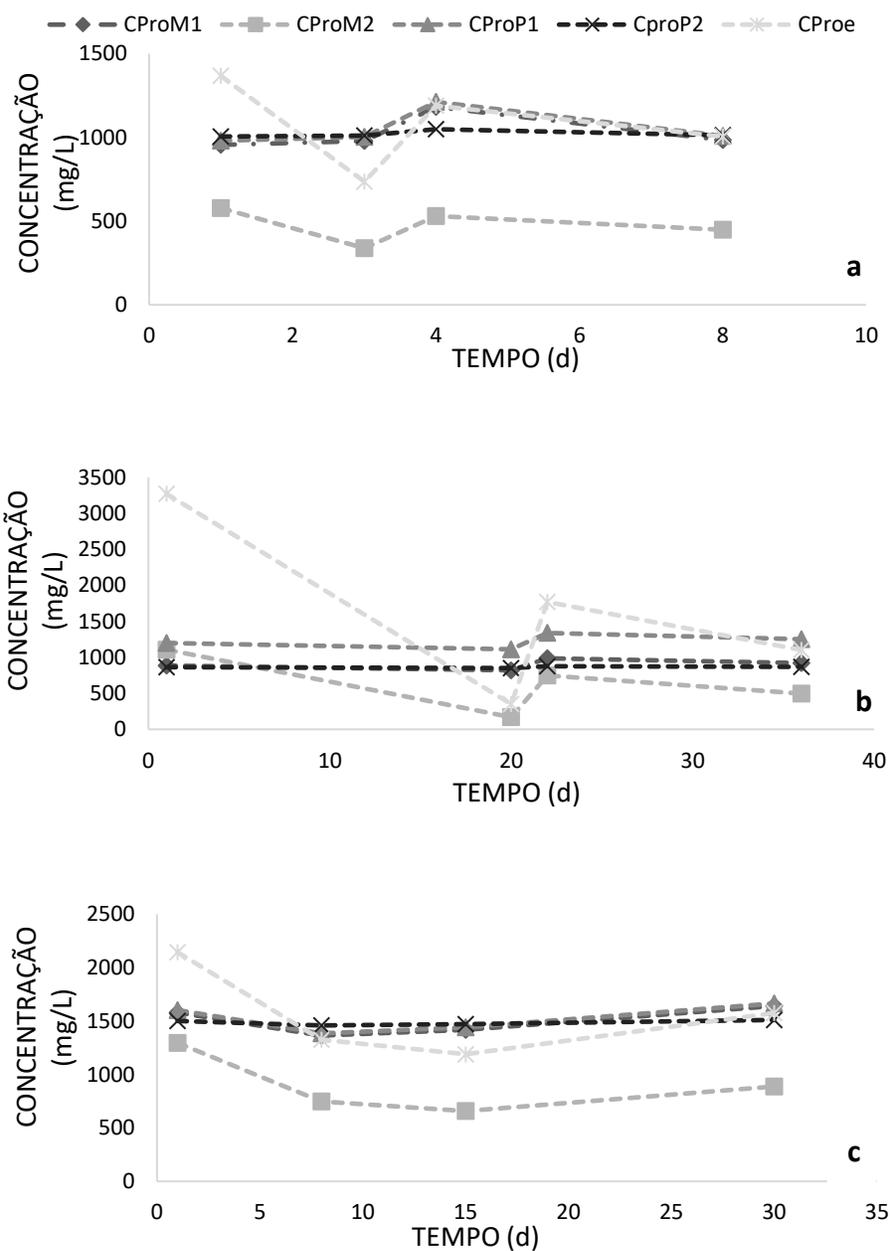


Figura 4. Concentrações efluentes de Ácido propiônico: (a) TDH = 4h; (b) TDH = 6h; (c) TDH = 12h.

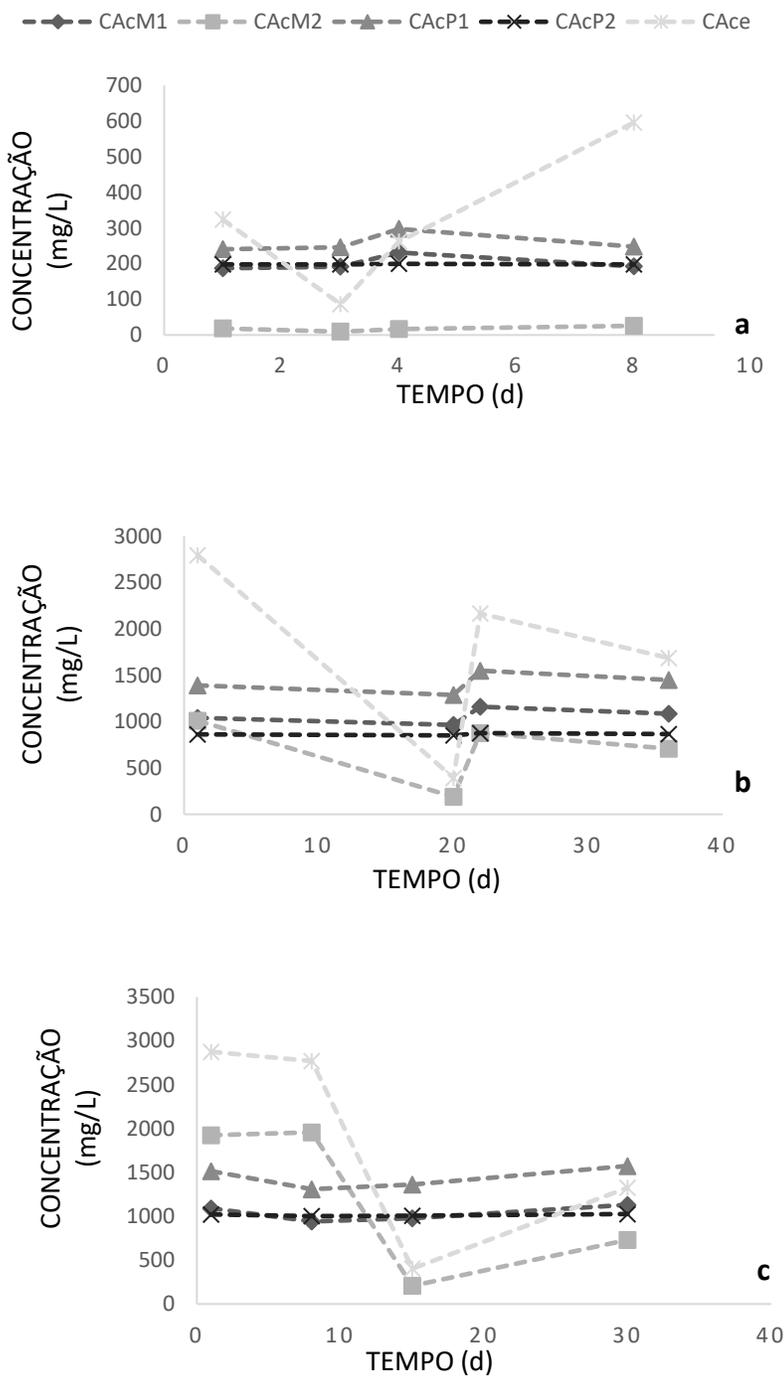


Figura 5. Concentrações efluentes de Ácido acético: (a) TDH = 4h; (b) TDH = 6h; (c) TDH = 12h.

A partir da Tabela 6, dos parâmetros estatísticos, vem a confirmação da premissa. Os maiores valores de correlação de Pearson, para qualquer TDH, encontram-se na coluna de mistura completa de ordem 2, onde há uma correlação forte. As demais correlações para o TDH 6, apresentaram classificação moderada. Já os TDHs de 12h e 4h (nas condições M1, P1 e P2) apresentaram correlação fraca, onde uma variável não possui correlação alguma com a outra. Com isso, assim como ocorreu para os outros ácidos orgânicos, o modelo de escoamento de mistura perfeita de ordem 2 (M2) melhor representou o comportamento para as condições experimentais da pesquisa de Gois (2017).

**Tabela 6.** Parâmetros estatísticos para o ácido acético

TDH (h)	M1	M2	P1	P2
	r	r	r	r
12	0.0027	0.99	0.0027	-
6	0.60	0.99	0.60	0.63
4	-0.14	0.99	-0.14	0.14

Com relação a estimativa padrão do erro, para um TDH de 12 horas, foram obtidos os valores de 572.68 mg/L, considerando o reator como mistura completa, e 566 mg/L, considerando fluxo pistão. Já para um TDH de 6 horas, os valores obtidos foram de 4714.4 mg/L, para mistura completa, e 4523.71, para fluxo pistão, e por fim, para um TDH de 4 horas, foram obtidos os valores de 4675.08 mg/L, para mistura completa, e 4082.66 mg/L, para fluxo pistão. Ressalta-se que para mistura completa os erros são menores do que para fluxo em pistão. Importante ressaltar que no TDH de 6 horas há um erro considerável, em comparação com o de 12 horas, por exemplo. Isto pode ser explicado pelo fato de que mesmo as curvas seguindo uma mesma tendência, elas não se sobrepõem e causam essa diferença. Na curva do TDH de 4 horas há um valor de erro que se aproxima do de 6 horas, mas com a diferença de que há uma correlação moderada entre as variáveis, ou seja, não seguem a mesma tendência.

### Reator metanogênico (RALF<sub>2</sub>)

#### *Cálculo e análise das constantes cinéticas*

O cálculo das constantes cinéticas para remoção de DQO (Tabela 7) foi realizado por meio das equações deduzidas, tanto para o regime hidráulico de mistura completa ( $K_{DQOM}$ ) quanto para o de fluxo pistão ( $K_{DQOP}$ ), nos TDHs de 12 e 16 horas. Estes resultados para as constantes cinéticas no RALF<sub>2</sub> foram obtidos sob algumas condições determinadas por Gois (2017), sendo elas: Carga Orgânica Volumétrica (COV) na faixa de  $24.75 \pm 5.95$  gDQO/L.d, para TDH de 12 horas, e  $27.50 \pm 7.49$  gDQO/L.d, para TDH de 16 horas, sendo ambas as condições para uma faixa operacional de temperatura mesofílica (30-40°C).

**Tabela 7.** Constantes cinéticas RALF<sub>2</sub>

TDH (h)	K <sub>DQOM</sub> (h <sup>-1</sup> )	K <sub>DQOP</sub> (h <sup>-1</sup> )
12	0.0419 ± 0.007	0.0337 ± 0.005
16	0.024 ± 0.005	0.0204 ± 0.004

Alguns autores que estudaram o tratamento da vinhaça, chegaram a resultados similares para os valores das constantes cinéticas. No trabalho desenvolvido por Barros *et al.* (2017), que consistiu na análise do tratamento da vinhaça em reator contendo biomassa imobilizada operado em bateladas sequenciais (ASBBR), em condições mesofílicas e termofílicas, e aumentando gradativamente a Carga Orgânica Volumétrica (COV), chegou-se a um valor de K de  $0.052 \pm 0.01 \text{ h}^{-1}$  para uma COV de 2.5 gDQO/L.d e  $0.0484 \pm 0.017 \text{ h}^{-1}$  para uma COV de 10 gDQO/L.d, ambos para condições mesofílicas de operação (35 °C). Tais resultados demonstram que mesmo trabalhando em condições mais severas (alta COV aplicada), o reator operado por Gois (2017) apresentou satisfatória cinética de degradação da matéria orgânica.

Soares (2015) também tratando efluente agroindustrial proveniente do processamento da cana-de-açúcar (vinhaça), obteve resultados aproximados. O reator utilizado foi o de leito estruturado, analisado em três fases. Primeiramente, o reator foi operado com COV de 2g DQO/L.d, aumentada gradativamente até 10 g DQO/L.d. Num segundo momento, o reator foi operado com adição de  $\text{COCl}_2$ , nas concentrações de  $\text{CO}^{+2}$  de 1, 2, 3, 4, 5 e 6 mg/L, e por fim foi operado na terceira fase com a suplementação de  $\text{CO}^{+2}$  suprimida. Os valores das constantes cinéticas para as fases I e III foram, respectivamente,  $0.0580 \text{ h}^{-1}$  e  $0.0955 \text{ h}^{-1}$ .

### Modelagem e simulação

As simulações foram realizadas para cada TDH (12 e 16 horas) e para os dois regimes hidráulicos considerados para o RALF<sub>2</sub>, utilizando-se os valores das constantes cinéticas obtidas anteriormente. Estes resultados estão representados pelas curvas constantes na Figura 6, sendo os mesmos de concentração de DQO efluente, pós simulação no Vensim PLE®, relacionados à consideração de fluxo em pistão (DQO<sub>p</sub>) e mistura completa (DQO<sub>m</sub>), assim como os valores de DQO obtidos por Gois (2017), por meio de procedimentos experimentais (DQO<sub>e</sub>).

Analisando as curvas geradas pelos resultados experimentais e pelos resultados das simulações, observa-se que as curvas simuladas aderem bem a curva de resultados experimentais, mesmo sendo para considerações de comportamentos hidráulicos diferentes, tanto no TDH de 12 horas quanto no de 16 horas.

A fim de confirmar esta premissa, foram realizadas análises estatísticas do coeficiente de Pearson (r), apresentados na tabela 8.

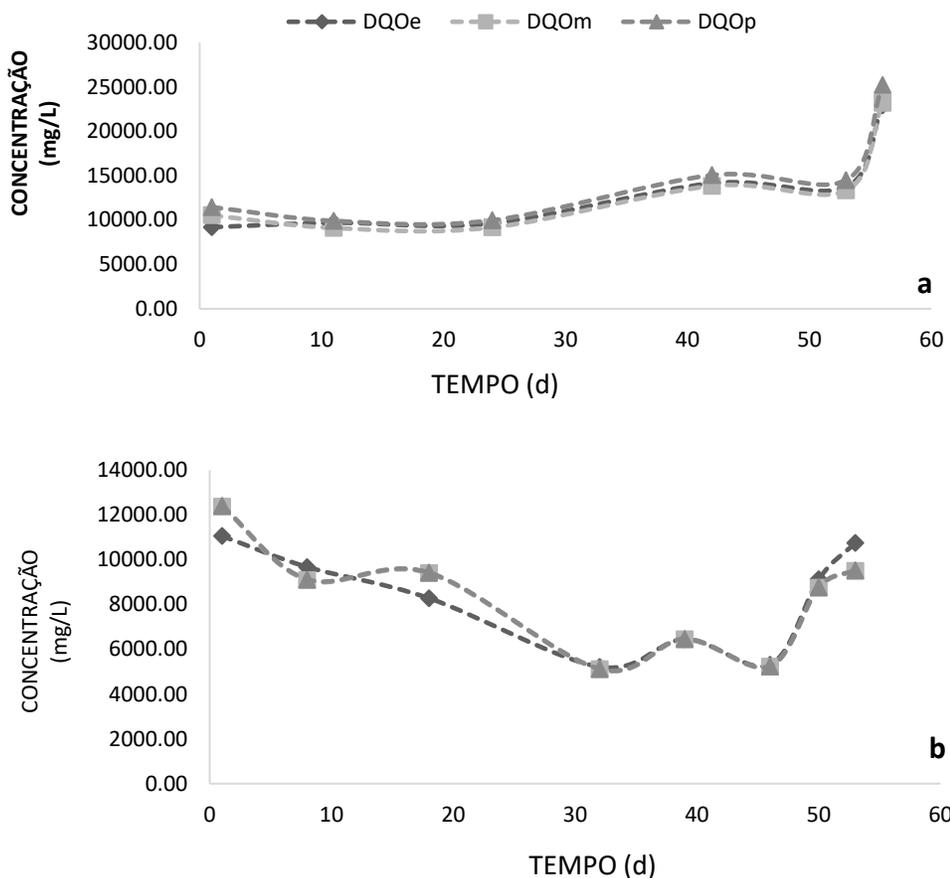


Figura 6. a) Concentrações efluentes para TDH de 16 horas. b) Concentrações efluentes para TDH de 12 horas.

Tabela 8. Parâmetros estatísticos para DQO RALF<sub>2</sub>.

TDH (h)	r (mistura completa)	r (fluxo pistão)
12	1	1
16	0.9905	0.9905

Dancey e Reidy (2018) apresentam em seu estudo uma escala de classificação da correlação através do coeficiente de Pearson, onde:  $r < 0.40$  corresponde à correlação fraca;  $0.40 \leq r < 0.70$  – correlação moderada;  $r \geq 0.70$  – correlação forte. Analisando os parâmetros, observa-se que há uma correlação positiva forte entre os dados de DQO gerados através do modelo na simulação e os dados obtidos em laboratório, sendo eles para os dois TDHs em que o reator foi submetido ou em qualquer uma das considerações ideais de comportamento hidráulico que foram adotadas.

Neste caso, tanto para o TDH 12 horas quanto para o TDH de 16 horas, os modelos hidrodinâmicos representaram de maneira satisfatória o comportamento da DQO.

Fazendo o cálculo do erro padrão da estimativa para o este reator metanogênico, foram obtidos os valores, para o TDH de 12 horas, de 791.47 mg/L, considerando o modelo de reator em mistura completa, e 794.60 mg/L considerando fluxo pistão. Já para o TDH de 16 horas, os valores do erro foram de 666.96 mg/L, para mistura completa, e 1417.99 mg/L, para fluxo pistão. Portanto, conclui-se que há um valor de erro maior quando considerado fluxo pistão do que quando considerado reator de mistura completa. No TDH de 12 horas, há uma diferença quase que irrisória entre as duas considerações de regime hidráulico, mas no TDH de 16 horas há uma diferença relevante, em que o erro do fluxo pistão é mais que o dobro do erro da mistura completa.

A concepção do fluxo ideal em reatores é valiosa, pois simplifica o cálculo matemático. Embora os reatores reais não sejam capazes de apresentar um fluxo ideal, é importante ter um modelo ideal como referência ao projetar, simular ou aumentar a escala de reatores reais. Frequentemente, os modelos para reatores reais são derivados dos modelos ideais e levam em conta as diferenças em relação à idealidade.

### Conclusões

Os resultados atingidos por esta pesquisa ressaltam o quão importante é a realização da análise cinética para reatores de tratamento de efluentes. A possibilidade de modelar e simular em condições que representem satisfatoriamente seus comportamentos, pode acarretar em grande economia de tempo e recursos para se chegar a uma configuração/operação de reator ideal para determinado caso.

O estudo obteve resultados satisfatórios e que conseguiram uma boa correlação com os dados experimentais fornecidos por Gois (2017). Através do coeficiente de correlação de Pearson<sup>®</sup>, observou-se adesão satisfatória entre os dados experimentais e simulados, para o reator metanogênico RALF<sub>2</sub>, com valores do coeficiente iguais ou próximos a 1, tanto para o TDH de 12 horas quanto para o de 16 horas, considerando a remoção de matéria orgânica em termos de DQO.

Com relação ao consumo dos metabólitos, ácidos butírico, propiônico e acético, apesar da maior instabilidade dos dados, também houveram correlações satisfatórias com os dados experimentais, sendo importante destacar as curvas do ácido butírico para o TDH de 12 horas, onde, para todas as considerações hidráulicas e ordens de reação, o coeficiente de correlação de Pearson ficou acima de 0.90.

Conclui-se neste estudo que o cálculo das constantes cinéticas e respectivas simplificações para considerar o regime hidráulico em que o reator está submetido, possibilita simular satisfatoriamente o comportamento da degradação da DQO em efluentes reais. Já para os metabólitos, neste caso, houve dificuldade em fazer essas previsões pois o processo depende de muitos fatores complexos em que cabem estudos mais aprimorados para estabelecer condições de contorno.

Para trabalhos futuros, recomenda-se a realização de estudos hidrodinâmicos, geralmente realizados com traçadores, que informarão, com maior precisão, o tipo de escoamento e o modelo matemático mais adequados a serem adotados. É interessante que o comportamento dos reatores operados por (Gois, 2017) seja avaliado tomando como base o modelo Anaerobic Digestion Model 1 (ADM1), abrangendo mais etapas e retratando o tratamento anaeróbio com maior complexidade, o que pode complementar a análise realizada neste estudo.

### Referências bibliográficas

- Aquino, S. F. D., & Chernicharo, C. A. (2005). Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **10**, 152-161.
- Barros, V. G. D. (2017). Produção de metano de vinhaça com suplementação de torta de filtro em reatores UASB em série, mesofílicos e termofílicos: desempenho do processo e diversidade microbiana [Tese de Doutorado]. Universidade Estadual Paulista.
- Buřkowska, K., Białobrzewski, I., Klimiuk, E., & Pokoj, T. (2018). Parâmetros cinéticos de absorção de ácidos graxos voláteis no ADM1 como fatores-chave para modelar a codigestão de silagens com esterco suíno, vinhaça rala e fase glicerizada. *Energia Renovável*, **126**, 163-176. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.038>
- Bayu, A. I., Lestary, R. A., Dewayanto, N., Mellyanawaty, M., Wicaksono, A., Kartika, R. W. A., Sakka, D. F., Azis, M. M., Budhijanto, W. (2022). Results in Engineering, **14**(9), 100432. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100432>
- Chernicharo, C. D. L. (2007). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 5, 379.
- Dancey, C., & Reidy, J. (2018). *Estatística Sem Matemática para Psicologia-7*. Penso Editora.
- Ebrahimi, A., Hashemi, H., Eslami, H., Fallahzadeh, R. A., Khosravi R., Askari, R. & Ghahramani E. (2018). Cinética da produção de biogás e da remoção da demanda química de oxigênio do composto de lixiviado num reator anaeróbio de manta migratória. *Journal of Environmental Management*, **206**(8), 707-714. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.038>
- Foresti, E. et al. (1999). Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J.R. (coord.) Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: PROSAB. Cap. 2, 29-52. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.105212>
- Gois, G. N. S. B. (2017). *Produção de hidrogênio e metano a partir da vinhaça de cana-de-açúcar em reatores anaeróbios de leito fluidizado*, Tese de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Alagoas, 92p.
- Guellout, Z., Francois-Lopez, E., Benguerba, Y., Dumas, C., Yadav, K. K., Fallatah, A. M., Pugazhendhi, A. & Ernst, B. (2022). Produção de biohidrogênio por fermentação escura a partir de biomassa de vinícola sem inóculo exógeno num reator semi-batelada: Um estudo cinético. *Journal of Environmental Management*, **305**(13), 114393. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114393>

- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., & Ren, G. (2015). Revisão sobre os resultados da pesquisa de biogás da digestão anaeróbica. *Revisões de energia renovável e sustentável*, **45**, 540-555. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>
- Ribas, M. M. F. (2006). *Tratamento de Vinhaça em reator anaeróbio operando em batelada sequencial contendo biomassa imobilizada sob condições termofílicas e mesofílicas*, Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Universidade de São Paulo, 198p.
- Sant'Anna Jr, G. L. (2011). Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **16**, IV-IV.
- Soares M. G. (2015). *Efeito da suplementação de cobalto na biodigestão anaeróbia de vinhaça de cana-de-açúcar em reator termofílico de leito estruturado*, Tese de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Alfenas, 86p.
- Zhao, X., Li, L., Wu, D., Xiao, T., Ma, Y., & Peng, X. (2019). Modelo No. 1 de Digestão Anaeróbica Modificado para modelar a produção de metano a partir de resíduos alimentares em digestões anaeróbicas semi-contínuas e descontínuas. *Bioresource technology*, **271**, 109-117. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.091>
- Woiciechowski, A. L., Carvalho, J. C., Spier, M. R., & Soccol, C. (2013). Emprego de resíduos agroindustriais em bioprocessos alimentares. *Biotecnologia de alimentos*. Atheneu Editora, **143**-171.

# REVISTA AIDIS

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

## NÍVEL DE COMPROMETIMIENTO, DISPONIBILIDADE HÍDRICA E PRINCIPAIS USOS CONSUNTIVOS NA SUB-REGIÃO HIDROGRÁFICA GUAMÁ, NORDESTE DO PARÁ

Anderson Abdon Santos da Silva <sup>1</sup>  
\* Francisco Carlos Lira Pessoa <sup>1</sup>  
Rafael da Silva Ferreira <sup>1</sup>  
Lorena Conceição Paiva de Ataíde <sup>1</sup>

## LEVEL OF COMMITMENT, WATER AVAILABILITY AND MAIN CONSUMPTIVE USES IN THE GUAMÁ HYDROGRAPHIC SUB- REGION, NORTHEAST PARÁ

Recibido el 14 de febrero de 2023. Aceptado el 8 de mayo de 2023

### Abstract

*The study presents an overview of the level of commitment and water availability of the Hydrographic Sub-Region (SRH) Guamá, located in the Hydrographic Region of the Atlantic Coast-Northeast of the State of Pará. The grants issued by the Pará State Department of Environment and Sustainability (SEMAS) were analyzed and, considering the data from the river gauge stations available at the site, a water balance of the region and the level of commitment of the respective sub-basins that compose it were obtained. The results revealed that, from a global perspective, the Guamá SRH fits into a condition of water comfort, according to the criteria of the European Environment Agency and the United Nations, since the total flow rate granted for the various water uses is equivalent to 1.57% of the reference flow rate, considering 70% of the Q95%, according to CERH Resolution No. 10/2010. However, when analyzed in detail, three sub-basins of the SRH Guamá showed a significant degree of water impairment, classified as worrying and critical, indicating that the demand for water use is reaching levels higher than the region can support, thus requiring appropriate management measures to ensure the sustainable use of this resource. Therefore, this study provides subsidies for the management of water resources in a watershed in the state of Pará, since the scenario of water availability of the SRH Guamá, reflects the reality, in terms of data and economic and environmental characteristics, of the various watersheds in the northern region of Brazil.*

**Keywords:** level of water commitment, water availability, water balance and grant.

---

<sup>1</sup> Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Corrêa, Nº 1 – Guamá, Belém, Pará, Brasil – CEP: 66075-110. Email: [fclpessoa@ufpa.br](mailto:fclpessoa@ufpa.br)

## Resumo

O estudo apresenta um panorama do nível de comprometimento e disponibilidade hídrica da Sub-Região Hidrográfica (SRH) Guamá, localizado na Região Hidrográfica da Costa Atlântica-Nordeste do Estado do Pará. Foi analisado as outorgas emitidas pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Pará (SEMAS) e considerando os dados de estações fluviométricas disponíveis no local obteve-se um balanço hídrico da região e o nível de comprometimento das respectivas sub-bacias que a compõem. Os resultados revelaram que, em uma perspectiva global, a SRH Guamá enquadra-se em uma condição de conforto hídrico, segundo os critérios da *European Environment Agency* e das Nações Unidas, uma vez que a vazão total outorgada para os diversos usos da água equivale a 1.57% da vazão de referência, considerando 70% da Q95%, conforme a Resolução nº 10/2010 do CERH. No entanto, quando se analisa particularizadamente, verifica-se que três sub-bacias da SRH Guamá demonstraram grau de comprometimento hídrico significativo, classificados como preocupante e crítico, indicando que a demanda pelo uso da água está atingindo níveis maiores do que a região suporta, logo, é necessário medidas de gestão adequadas para garantir o uso sustentável desse recurso. Portanto, este estudo fornece subsídios para a gestão de recursos hídricos em uma bacia hidrográfica no Estado do Pará, uma vez que o cenário de disponibilidade hídrica da SRH Guamá, reflete a realidade, em termos de dados e características econômicas e ambientais, das diversas bacias hidrográficas da região Norte do Brasil.

**Palavras-chave:** nível de comprometimento hídrico, disponibilidade hídrica, balanço hídrico, outorga.

---

## Introdução

Os conflitos relacionados ao uso e gestão de recursos hídricos vêm ganhando cada vez mais destaque no cenário mundial. Diversos autores como Cruz (2010), Dalla Corte (2015), Gomes *et al.* (2021) e Alves *et al.* (2014), analisam que esses conflitos influenciam diretamente o bem estar dos seres humanos e a qualidade ambiental, tendo sua origem em diversos fatores como a escassez de água, mudanças climáticas, crescimento populacional, poluição das águas e principalmente a falta de gestão dos recursos hídricos (Gomes *et al.*, 2021).

O Brasil possui posição privilegiada no mundo em relação à disponibilidade hídrica, pois engloba cerca de 12% da água doce superficial existente na Terra. No entanto, a demanda por água é crescente, de acordo com a ANA (2017) estima-se que até 2030 a retirada aumente em 30%. O uso contínuo para o abastecimento humano, a manutenção de áreas agricultáveis, e a demanda de água para o setor industrial, têm promovido restrições de consumo e potencializado a necessidade de racionamento de água na sociedade em geral (Rabelo *et al.*, 2021).

Nesse contexto, a Lei nº 9.433/1997 de 08 de janeiro de 1997, determina que a outorga de uso dos recursos hídricos deve preservar os usos múltiplo da água. A outorga é um ato administrativo, de autorização ou concessão, mediante o qual o Poder Público permite ao outorgado fazer uso da água por determinado tempo, finalidade e condição expressa no respectivo ato (DAEE, 2022), para assim manter o equilíbrio entre os diversos usos e garantir esse recuso para as gerações futuras.

A lei supracitada ainda fundamenta que a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Complementando essa informação, a WMO (1992) cita que uma gestão eficaz conecta os usos da terra e da água em toda a área de uma bacia hidrográfica ou aquífero de águas subterrâneas.

O desenvolvimento de estudos para avaliação das disponibilidades hídricas nas bacias hidrográficas possui caráter estratégico, pois o conhecimento sobre os regimes de precipitação e vazão é fundamental para entender o comportamento hidrológico das bacias e direcionar ações relacionadas ao uso da água, firmando-se com importante ferramenta em termos de gestão e planejamento (Euclides *et al.*, 2001). Conforme Soito (2019), em regiões com previsão de redução de chuvas e, portanto, de diminuição de vazão nos rios, a qualidade das águas também deverá sofrer abalos em função da limitação para diluição dos esgotos.

A fim de compreender as condições dos corpos hídricos, no que tange aos usos da água, o presente trabalho busca realizar um diagnóstico da disponibilidade hídrica, do nível de comprometimento hidrológico e das principais finalidades deste recurso na Sub-Região Hidrográfica Guamá (SRH Guamá), local que segundo IDESP (2014), apresenta um sistema hidrológico bastante complexo em razão da inter-relação entre ambientes rurais e urbanos.

## Metodologia

Este estudo executou o levantamento de informações sobre outorga e realizou o tratamento dos dados de vazão. A metodologia utilizada teve como base as etapas descritas na Figura 1.

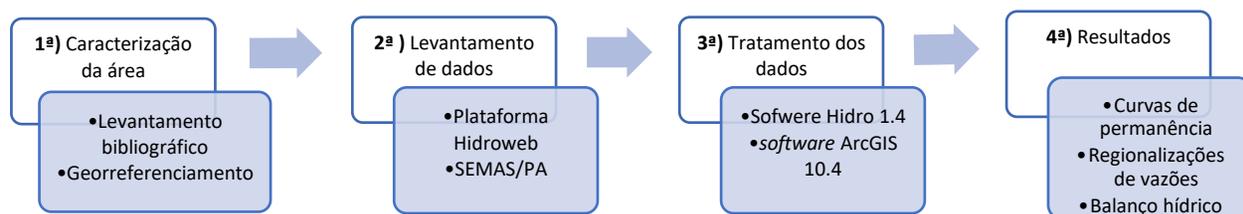


Figura 1. Etapas metodológicas.

## Caracterização da área de estudo

O estudo foi elaborado para a Sub-Região Hidrográfica do Rio Guamá (SRHGuamá), a qual está inserida na Região Hidrográfica Costa Atlântica-Nordeste, segundo a Resolução nº 04/2008 do Conselho de Recursos Hídricos do Estado do Pará, como ilustrado na Figura 2. A SRHGuamá tem

área aproximada de 15.850Km<sup>2</sup>, sendo navegável nos últimos 160km do rio Guamá e as principais vias de acesso são as BR-316, BR-010 e PA-140.

Os principais afluentes da bacia são os rios Acará, Capim e Moju. O rio Guamá nasce na serra dos Coroados na parte sul do município de Capitão Poço a uma altura de 100 metros, seguindo, na direção sul-norte, até o município de Ourém, para oeste o rio continua até cruzar com o rio Capim, um dos seus principais afluentes, até desaguar na Baía do Guajará onde se torna navegável em determinados trechos (Prata *et al.*, 2010; Silva, 2014).

Segundo Kubota *et al.* (2020) o clima da região pode variar entre Af (clima tropical úmido ou equatorial), Aw (clima subtropical com chuvas de inverno) e Amw (clima de monção com chuvas de inverno) conforme a classificação de Köppen. As temperaturas da localidade variam de 38 °C a 22 °C, com precipitação média em torno de 2000 mm/ano, com maior incidência de chuvas no período de janeiro a maio e o mais seco de agosto a outubro.

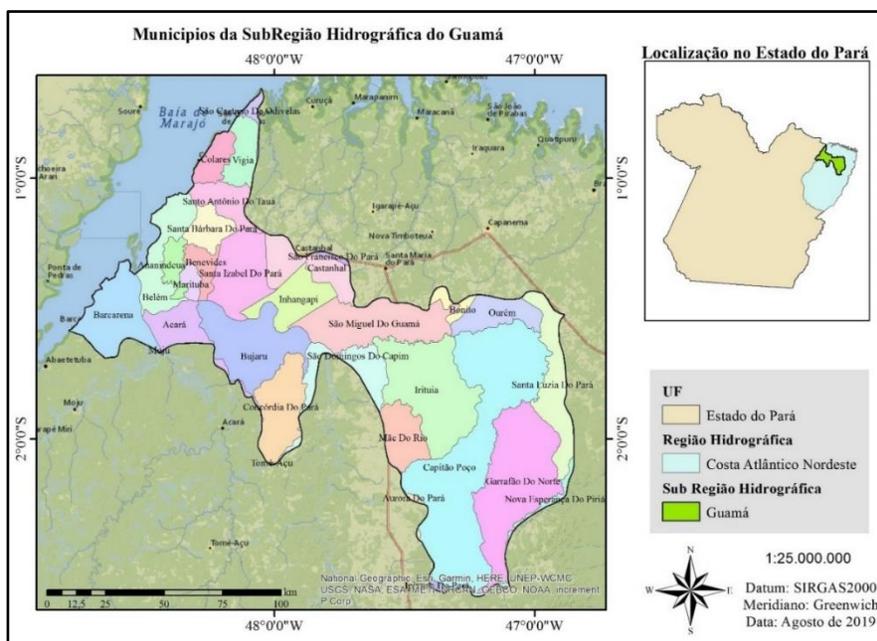


Figura 2. Municípios da Sub-região Hidrográfica do Guamá. Fonte: Autores (2022).

O solo da sub-região Guamá é predominantemente de Latossolos Amarelos, ocupando 84,91% desta área (Rocha e Lima, 2020). Conforme Mendonça *et al.*, (2021) a bacia tem características planas (declividade menor que 3%) e suavemente onduladas (declividade entre 3 e 8%), induzindo tanto o potencial de escoamento, quanto de infiltração.

De acordo com Cordeiro *et al.* (2017), ocorre um intenso desmatamento no nordeste paraense, alterando a dinâmica de ocupação e a transformação das matas primárias originais é visível, onde hoje se encontram paisagens com erosões, rios e igarapés assoreados, fauna e flora em extinção. Sobre isso, Barroso *et al.* (2015) relatam que a bacia está inserida na área de influência do chamado “Arco do Desmatamento” tendo apresentado nos últimos anos um avanço no processo de desflorestamento”.

### Coleta e tratamento de dados

Os dados de vazão foram coletados através das estações fluviométricas (Figura 3) disponibilizadas na plataforma HidroWeb e tratados através do aplicativo computacional HIDRO 1.4, ambas ferramentas integrantes do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

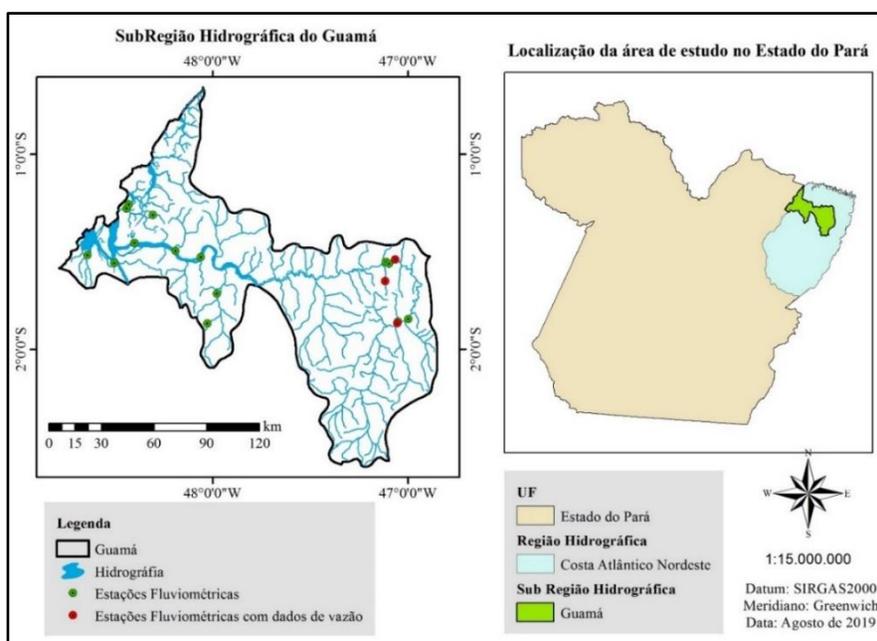


Figura 3. Localização das Estações Fluviométricas na SRHGuamá. Fonte: Autores (2022).

Nesta etapa foram identificadas 19 estações fluviométricas (EF) em operação na SRHGuamá, entretanto apenas três estações apresentaram dados de vazão (Tabela 1). A partir destas foi possível realizar o download das séries históricas de vazões médias diárias.

Por fim, foi realizado um levantamento de dados referente as outorgas emitidas na região de estudo junto à Secretária de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Pará (SEMAS), para verificar os tipos de usos da água e a situação hídrica do local.

**Tabela 1.** Estações fluviométricas com dados de vazão da SRHGuamá

Código	Estação	Município	Latitude	Longitude	Área de Drenagem (Km <sup>2</sup> )	Período
31490000	Vila Capoeira	Capitão Poço	-1.8669	-47.0547	3440	jan/1978 a dez/2014
31600000	Marambaia	Capitão Poço	-1.6522	-47.1166	32.7	jan/1965 a dez/2005
31520000	Bom Jardim	Ourém	-1.5405	-47.0655	5220	jan/1965 a dez/2014

Fonte: Autores (2022).

### Curvas de permanência

A metodologia para determinação das curvas de permanência consistiu em ordenar as vazões da maior para menor e identificar as que são superadas em uma porcentagem grande do tempo. Segundo Aguiar (2017), Farias Junior (2006) e Pessoa (2015), a aplicação do método de curvas de permanências (FDC – Flow Duration Curve) representa a relação entre intensidade e a frequência das vazões em determinada área de drenagem, sejam estas vazões diárias, semanais, mensais ou anuais, possibilitando demonstrar a porcentagem de tempo em que a vazão especificada é igualada ou excedida.

### Regionalização de Vazões

A regionalização de vazão tem como premissa que a região hidrológica pode ser considerada homogênea quando suas características fisiográficas e hidrometeorológicas são similares (Garbossa e Pinheiro, 2015). Para regionalizar as vazões da SRHGuamá foi aplicado o método da interpolação linear, proposto por Eletrobrás (1985), o qual obtém as vazões relativas à seção de interesse utilizando as vazões correspondentes às seções fluviométricas mais próximas.

Logo, permite que a vazão na seção de interesse seja obtida por uma relação de proporcionalidade entre as vazões e as áreas de drenagem dos postos fluviométricos mais próximos, sendo baseado na vazão específica, conforme a Equação 1.

$$Q_I = \frac{Q_{EF}}{A_{EF}} \times A_I$$

Equação (1)

Em que,

$Q_I$  = vazão na seção de interesse, m<sup>3</sup>/s;

$Q_{EF}$  = vazão no posto fluviométrico de montante ou de jusante, m<sup>3</sup> /s;

$A_{EF}$  = área de drenagem no posto fluviométrico de montante ou de jusante, km<sup>2</sup>;

$A_I$  = área de drenagem na seção de interesse, km<sup>2</sup>.

A vazão específica serve como índice comparativo entre as sub-bacias e caracteriza o seu potencial hídrico. Neste caso, a vazão considerada para o cálculo será a  $Q_{95}$  oriunda da estação fluviométrica de interesse e com base na área de drenagem da mesma, conforme a Equação 2.

$$Q_{esp} = \frac{Q_{95}}{A_I}$$

Equação (2)

Em que,

$Q_{esp}$  = vazão específica,  $m^3/s/Km^2$ ;

$Q_{95}$  = vazão de referência da estação de interesse;

$A_I$  = área de drenagem na seção de interesse,  $km^2$ .

### Divisão das Sub-bacias hidrográficas

Para melhor a análise das outorgas e da situação hídrica, a área de estudo foi dividida em 44 sub-bacias hidrográficas de acordo com os canais afluentes ao rio Guamá (Figura 4). Para realizar a delimitação das sub-bacias hidrográficas e gerar os trechos de drenagem foram utilizadas informações das imagens da Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) com resolução espacial de 30 m e referência geográfica para UTM Datum SIRGAS 2000-Zona 22S, objetivando criar o Modelo Digital de Elevação (MDE).

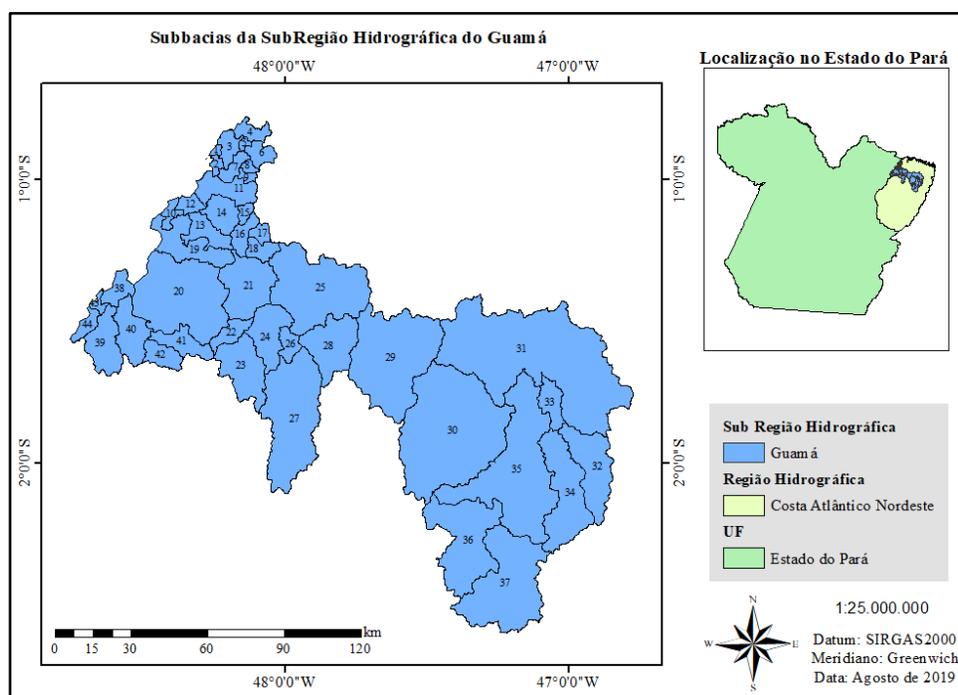


Figura 4. Sub-bacias da SRHGuamá. Fonte: Autores (2022).

Após a aquisição dos MDE realizou-se o pré-processamento dos dados digitais de elevação e drenagem, o que possibilitou a divisão da SRHGuamá em sub-bacias de maneira automática com o auxílio da extensão ArcHydro Tools, hospedada no *software* ArcGIS 10.4®. As principais etapas de processamento seguiram os procedimentos descritos em ESRI (2012) com pequenas adaptações.

### Balanço Hídrico

Na análise quantitativa o resultado em percentual considerou apenas a relação entre as demandas de uso à montante (retiradas) e a oferta de água (disponibilidade hídrica) em termos de vazão outorgável (95% de permanência), sendo este balanço hídrico realizado para cada trecho de drenagem (ANA, 2014). A Equação 3 demonstra esta relação.

$$BH = \left( \frac{\Sigma \text{Demandas de uso}}{\text{Disponibilidade hídrica}} \right) \times 100 \quad \text{Equação (3)}$$

Por sua vez a vazão remanescente de uma bacia é calculada pela diferença entre a vazão outorgável (70% da  $Q_{95}$ ) e o total da vazão outorgada (total de demandas de uso) conforme a Equação 4.

$$Q_{\text{remanescente}} = Q_{\text{outorgável}} - \Sigma Q_{\text{outorgada}} \quad \text{Equação (4)}$$

O nível de comprometimento da bacia corresponde, em termos percentuais, a razão entre a quantidade de vazão outorgada/retirada (total de demandas de uso) e a vazão outorgável (70% da  $Q_{95}$ ), calculada seguindo a Equação 5.

$$C (\%) = \left( \frac{\Sigma \text{outorgada}}{Q_{\text{outorgável}}} \right) \times 100 \quad \text{Equação (5)}$$

Os trechos de drenagem e as suas sub-bacias recebem uma classificação conforme o resultado obtido no balanço hídrico, ou seja, conforme a razão entre o total de demandas e a sua disponibilidade hídrica. A classificação utilizada foi a mesma adotada pela ANA (2013), que segue os critérios da *European Environment Agency* e das Nações Unidas descritos, Tabela 2.

**Tabela 2.** Classificação da Situação hídrica

Intervalo	Classificação	Situação Hídrica
<5%	Excelente	Necessidade de pouca ou nenhuma atividade de gerenciamento. A água é considerada um bem livre.
5 – 10%	Confortável	Pode haver necessidade de gerenciamento para a solução de problemas locais de abastecimento.
10 – 20%	Preocupante	A atividade de gerenciamento é indispensável, exigindo a realização de investimentos médios.
20 – 40%	Crítica	Exige intensa atividade de gerenciamento e grandes investimentos.
>40%	Muito Crítica	Exige imediatas e intensas atividades de gerenciamento, grandes e urgentes investimentos.

Fonte: Adaptado de ANA (2013).

## Resultados e discussão

### Vazão de referência Q95

Dentre as estações fluviométricas com dados disponíveis, adotou-se a EF Vila Capoeira de código 31490000, instalada no Rio Guamá, de responsabilidade da ANA e operação do Serviço Geológico do Brasil (CPRM), pois as características de área e vazão aproximam-se das sub-bacias em estudo. Por ser uma EF representativa da SRHGuamá, esta é empregada em outras pesquisas, Paca (2008) determinou a curva-chave, na forma exponencial, com base na série histórica desta EF; Böck (2010) avaliou a variação na vazão do rio Guamá e sua influencia na Baía do Guajará; E Silva (2016) utilizou esta estação para aplicar a técnica de regionalização de vazão fundamentadas na regressão linear.

Para o cálculo da curva de permanência (Figura 5), foi considerado o período de 36 anos de dados (1988-2014), que resultou na vazão de referência ( $Q_{95}$ ) igual à  $17.2 \text{ m}^3/\text{s}$ . De acordo com o HidroWeb, a área de drenagem da EF Vila Capoeira de  $3.440 \text{ km}^2$ , assim, a vazão específica obtida foi de  $0.0050 \text{ m}^3/\text{s}/\text{Km}^2$ , que representa o fluxo de água por área.

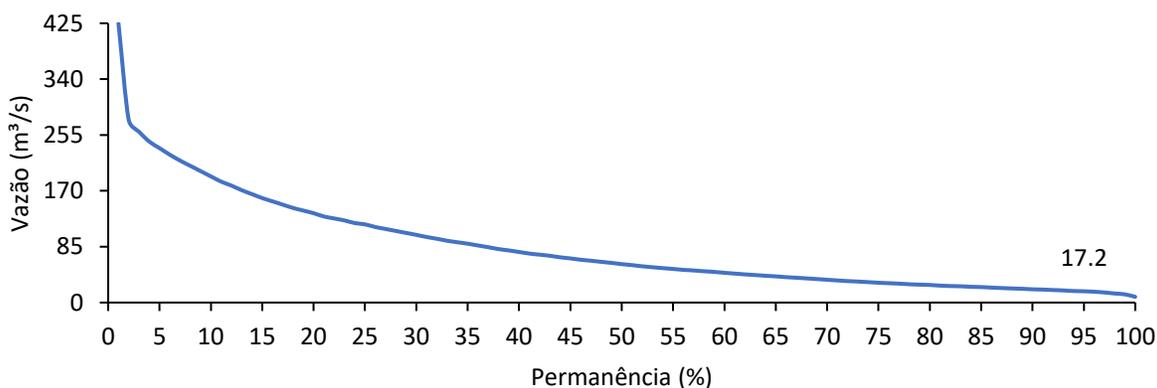


Figura 5. Curva de permanência da Estação Fluviométrica – 3149000. Fonte: Autores (2022).

### Outorgas por sub-bacias

Por meio dos dados de outorga coletados junto a SEMAS foi possível identificar a quantidade de outorgas de direito e declarações de dispensa emitidas no período de 2014 a 2018. Das 44 sub-bacias hidrográficas, foram identificadas outorgas em apenas 14 sub-bacias, que estão distribuídas de acordo com a Figura 6. Segundo Rodrigues *et al.* (2018) esta bacia é predominantemente rural, e os usos mais comuns da água do corpo hídrico são para atividades como agricultura, pecuária e piscicultura.

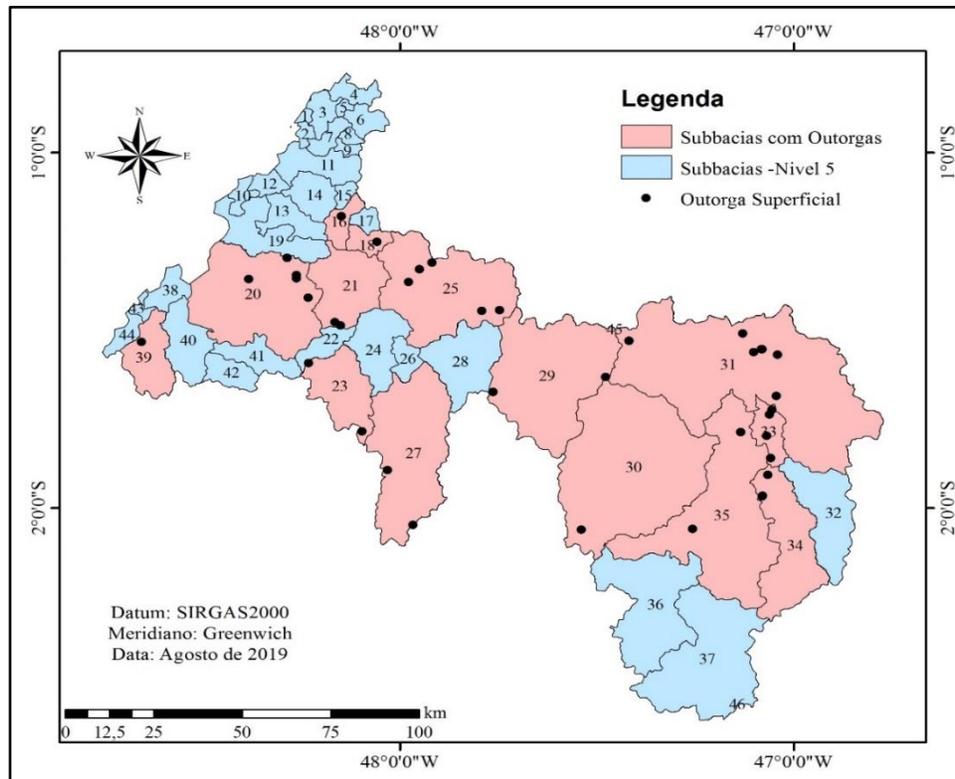


Figura 6. Sub-bacias com Outorgas emitidas. Fonte: Autores (2022).

Observa-se que a distribuição dos pontos outorgados na área de estudo não é homogênea, o que não implica dizer que não exista qualquer tipo de uso da água nessas sub-bacias, visto que podem haver usos consuntivos sem a emissão de outorga. Sobre isso, Santos *et al.* (2007) relatam que a gestão do instrumento de outorga se mostra necessária no estado do Pará, pois por meio deste é possível assegurar legalmente um esquema de alocação, controle e monitoramento qualitativo da água entre os diferentes usuários, resolvendo ou atenuando fortemente os conflitos existentes entre os usuários competidores e assegurando as bases para o desenvolvimento sustentável.

Ao analisar a distribuição de Outorgas deferidas por região Hidrográfica do Pará, no período de 2008 à 2021, Maia *et al.* (2022) verificaram uma concentração maior na região da Costa Atlântico-Nordeste com 9.816 processos outorgados. Contudo, em pesquisa realizada por Cirilo e Almeida (2022) foi identificada uma insuficiência de recursos financeiros, materiais e humanos destinados à gestão de recursos hídricos no Estado do Pará, essa limitação foi apontada por 62.5% dos entrevistados, o que dificulta o monitoramento dos corpos hídricos.

As informações das sub-bacias da SRH Guamá que apresentaram outorga estão dispostas na Tabela 3, a qual apresenta, para estas sub-bacias, os valores de área, número de outorgas, vazão outorgada e vazão de referência ( $Q_{95}$ ), calculada pela regionalização de vazão a partir do valor de  $Q_{95}$  ( $17.2 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Essa técnica permite suprir a carência de informações hidrológicas em locais com pouca ou nenhuma disponibilidade de dados. Para tanto, Silveira e Tucci (1998) alertam que os estudos de regionalização hidrológica não devem ser aplicados fora dos limites estabelecidos pelas equações regionais e, principalmente, para as bacias hidrográficas com pequenas áreas de drenagem.

Nota-se que a sub-bacia 31 é a que possui o maior número de outorgas dentro de seus limites. As sub-bacias em azul (Figura 6) não apresentaram títulos de outorga emitidos, portanto não foram consideradas na análise de comprometimento hídrico.

**Tabela 3.** Outorgas por sub-bacias da SRH Guamá

SB	Área (km <sup>2</sup> )	$Q_{95}$ (m <sup>3</sup> /s)	N° de outorgas	Q outorgada (m <sup>3</sup> /s)	SB	Área (km <sup>2</sup> )	$Q_{95}$ (m <sup>3</sup> /s)	N° de outorgas	Q outorgada (m <sup>3</sup> /s)
16	94.00	0.47	1	0.1157	29	1077.44	5.39	2	0.0011
18	82.89	0.41	1	0.0301	30	1618.00	8.09	1	0.0018
20	969.80	4.85	6	0.3341	31	2157.48	10.79	8	0.0648
21	408.33	2.04	2	0.0783	33	135.53	0.68	5	0.0231
23	354.83	1.77	2	0.0829	34	562.48	2.81	3	0.0035
25	914.33	4.57	5	0.0107	35	1277.01	6.39	3	0.0340
27	920.24	4.60	2	0.0631	39	260.46	1.30	1	0.0278
Q <sub>total outorgada</sub> = 0.8708					Q <sub>95total</sub> = 54,16 m <sup>3</sup> /s				

O método da interpolação é amplamente disseminado em estudos hidrológicos (Wolff *et al.*, 2014; Araujo *et al.*, 2018; Ridolfi *et al.*, 2020; Ferreira *et al.*, 2021; Acosta-Castellanos *et al.*, 2023), através deste obteve-se a vazão  $Q_{95}$  total da SRH Guamá igual à  $79.25 \text{ m}^3/\text{s}$ . O cálculo da disponibilidade hídrica considerou 70% desta  $Q_{95}$ , resultando em  $55.5 \text{ m}^3/\text{s}$ . A vazão total outorgada foi de  $0.8708 \text{ m}^3/\text{s}$  (Tabela 3) que representa 1.57% da disponibilidade hídrica total da bacia. Assim, a vazão remanescente corresponde a  $54.6 \text{ m}^3/\text{s}$ , o que equivale a 98% da disponibilidade hídrica. Em relação a isso, Maia *et al.* (2022) ressaltam que a outorga garante ao usuário o direito do uso da água condicionado à disponibilidade hídrica e à preservação dos usos múltiplos.

Considerando o período de referência (2014-2018), foram identificados os tipos de outorgas na SRHGuamá, emitidas pela SEMAS. As principais finalidades de uso consuntivo dos recursos hídricos são: Barramento (32.22%), Canalização de curso d'água (30.70%), Irrigação (26.21%),

Aquicultura (6.72%), Extração Mineral (3.24%) e Indústria (0.93%). Embora esses setores sejam estratégicos para a economia global, é difícil conciliar seus usos com a proteção ambiental (Branche, 2017). Para permitir a coordenação e integração total dos usos múltiplos da água, Figueiredo *et al.* (2023) citam que se deve estabelecer uma gestão adequada da água, com ênfase na estratégia, planejamento e tomada de decisões.

### Balanço hídrico

A estimativa da disponibilidade hídrica em uma bacia hidrográfica é uma das informações mais relevantes no que tange o gerenciamento de recursos hídricos, pois assegura o atendimento da demanda. De maneira geral, a maioria das sub-bacias com outorga apresentou situação hídrica ou nível de comprometimento que caracterizam uma situação de conforto hídrico.

Das 14 sub-bacias com outorga, 9 sub-bacias enquadram-se em situação excelente (<5%), 3 sub-bacias estão em situação confortável (5-10%), 1 sub-bacia foi classificada como preocupante (10-20%) e 1 sub-bacia como crítica (20-40%), como demonstrado na Tabela 4. Segundo Conejo *et al.* (2009) a avaliação da quantidade de água (ou vazão de referência) efetivamente disponível admite diferentes interpretações associadas às características da bacia e às finalidades do seu uso no planejamento e gerenciamento desta.

**Tabela 4.** Panorama do balanço hídrico da SRHGuamá

Sub-bacia com Outorga	Área (km <sup>2</sup> )	Q <sub>95</sub> (m <sup>3</sup> /s)	∑ outorgada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão Outorgável Q95 (m <sup>3</sup> /s)	C (%)	Q <sub>R</sub> (m <sup>3</sup> /s)
16	94.00	0.47	0.116	0.33	35.15	0.21
18	82.89	0.41	0.030	0.29	10.34	0.26
20	969.80	4.85	0.334	3.39	9.85	3.06
21	408.33	2.04	0.078	1.43	5.45	1.35
23	354.83	1.77	0.083	1.24	6.69	1.16
25	914.33	4.57	0.011	3.20	0.34	3.19
27	920.24	4.60	0.063	3.22	1.96	3.16
29	1077.44	5.39	0.001	3.77	0.03	3.77
30	1618.00	8.09	0.002	5.66	0.04	5.66
31	2157.48	10.79	0.065	7.55	0.86	7.49
33	135.53	0.68	0.023	0.47	4.89	0.45
34	562.48	2.81	0.004	1.97	0.20	1.97
35	1277.01	6.39	0.034	4.47	0.76	4.44
39	260.46	1.30	0.028	0.91	3.08	0.88

C (%): Nível de Comprometimento; Q<sub>R</sub> (m<sup>3</sup>/s): Vazão Remanescente.

De acordo com os valores demonstrados na Tabela 4 as sub-bacias 16 e 18 apresentaram o maior percentual de vazão outorgada. Tratam-se dos Municípios de Santa Isabel do Pará e Castanhal, os quais apresentam apenas uma licença de outorga, sendo que a finalidade de uso da água é a irrigação, justificando a maior vazão de captação nessas áreas. Conforme Cirilo e Almeida (2022), a disponibilidade qualitativa da água superficial e subterrânea começa a apresentar alguns pontos críticos nas regiões nas quais existe avanço urbano e industrial. A classificação das sub-bacias de acordo com o nível de comprometido, de excelente a muito crítico, estão expostos na Figura 7.

Em estudo realizado por Rocha e Lima (2020) para avaliar a sustentabilidade hídrica da bacia do rio Guamá, a partir dos aspectos hidrológicos, ambientais, sociais e de gestão, foi identificado um comportamento intermediário das sub-bacias, evidenciando a necessidade de definir programas de gestão hídrica. Além disso, os indicadores analisados demonstraram que o processo de uso e ocupação do território da bacia hidrográfica do Guamá tem alto potencial de interferir na sustentabilidade hídrica, já que estes exercem influência de caráter positivo ou negativo sobre a mesma (Rocha e Lima, 2020).

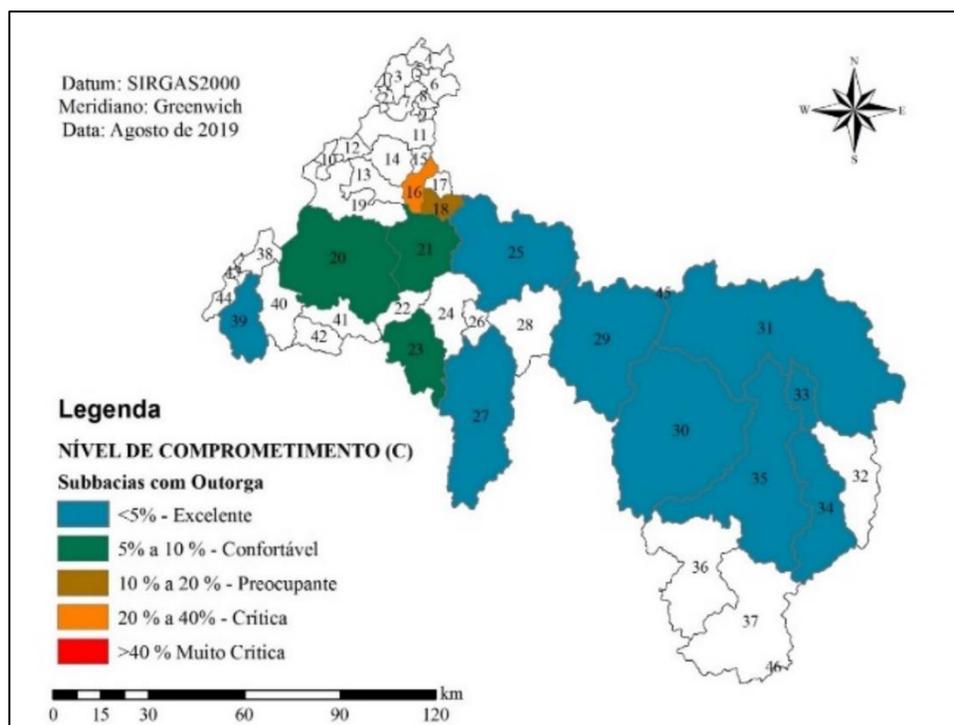


Figura 7. Nível de comprometimento das sub-bacias. Fonte: Autores (2022).

## Conclusões

O trabalho apresentou um panorama da disponibilidade hídrica e do nível de comprometimento da Sub-Região Hidrográfica Guamá, considerando os dados de vazões outorgadas nas sub-bacias que as compõem. Os resultados obtidos revelaram que, quando considerada globalmente, a SRHGuamá enquadra-se em um cenário de conforto hídrico, segundo critérios ANA baseado na *European Environment Agency* e das conforme a Resolução nº 10/2010 do CERH.

No entanto, quando se analisa de maneira mais específica, pode-se observar algumas das sub-bacias da SRH Guamá, apresentam relevante de comprometimento preocupante (sub-bacias 18 e 20) e grau de comprometimento crítico (sub-bacia 16), indicando que a demanda pelo uso da água está atingindo níveis maiores do que a região suporta, logo exige intensa atividade de gerenciamento para garantir o uso sustentável desse recurso.

Ressalta-se que os resultados deste trabalho consideraram apenas os dados provenientes do cadastro de outorgas junto a SEMAS/PA e que, portanto, este estudo não abrange a totalidade dos usuários de recursos hídricos presentes na sub-região hidrográfica Guamá. Assim, faz-se necessário ampliar o conhecimento acerca dos usuários dos recursos hídricos não outorgados e presentes nesta bacia.

## Referências bibliográficas

- Acosta-Castellanos, P. M., Castro Ortegón, Y. A., Perico Granados, N. R. (2023) Regionalization of IDF Curves by Interpolating the Intensity and Adjustment Parameters: Application to Boyacá, Colombia, South America. *Water*, 15(3), 561. <http://dx.doi.org/10.3390/w15030561>
- Aguiar, R. S. (2017) *Análise do Regime Hidrológico e da Disponibilidade Hídrica da Bacia do Rio Amazonas*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará. Belém (PA), 60 pp.
- Alves, T. L. B., Azevedo, P. V., Silva, M. T. (2014) Análise morfométrica da microbacia hidrográfica Riacho Namorado, São João do Cariri – Pb: uma ferramenta ao diagnóstico físico. *Revista de Geografia*, 31(3), 130-148.
- ANA, Agência Nacional de Águas (2013) Manual de Procedimentos Técnicos e Administrativos de Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos. Brasília, DF. 252 pp.
- ANA, Agência Nacional de Águas (2014) Balanço Hídrico Quantitativo Oferta Demanda – UGRH Paranapanema. Brasília, DF. 17 pp.
- ANA, Agência Nacional de Águas (2017) Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2017. Relatório Pleno. Brasília, DF. 169 pp.
- Araujo, F. C., Mello, E. L. de., Gollin, G. M., Quadros, L. E. de, Gomes, B. M. (2018) STREAMFLOW REGIONALIZATION IN PIQUIRI RIVER BASIN. *Engenharia Agrícola*, 38(1), 22–31. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n1p22-31/2018>
- Barroso, D. F. R., Figueiredo, R. O., Pires, C. S., Costa, F. F. (2015) Avaliação da sustentabilidade ambiental de sistemas agropecuários em microbacias do nordeste paraense a partir de parâmetros físico-químicos. *Revista do Instituto Histórico e Geográfico do Pará*, 2(2), 56-68. <https://core.ac.uk/download/233889608.pdf>

- Böck, C. S. (2010) *Influência da Morfologia do Fundo na Hidrodinâmica da Baía de Guajará (Pará)*. Dissertação de Mestrado, Programa de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 100 pp. Acesso em: 22 mar. 2023. Disponível em: [http://numa.lamce.coppe.ufrj.br/DATA/formacao/BOCK\\_2010\\_MSc.pdf](http://numa.lamce.coppe.ufrj.br/DATA/formacao/BOCK_2010_MSc.pdf)
- Branche, E. (2017) The multipurpose water uses of hydropower reservoir: The SHARE concept, *Comptes Rendus Physique*, **18**, 469-478. <https://doi.org/10.1016/j.crhy.2017.06.001>.
- Cirilo, B. B., Almeida, O. T. (2022) Os Limites à Gestão de Recursos Hídricos no Estado do Pará: Uma Análise Técnica. *Desenvolvimento Em Questão*, **20**(58). <https://doi.org/10.21527/2237-6453.2022.58.11542>
- Conejo, J. G. L., Maranhão, N., Burnett, J. A. B., Antunes, B. (2009) Sobre um Índice de Disponibilidade Hídrica Aplicável à Gestão dos Recursos Hídricos. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Campo Grande (MS). Acesso em: 24 mar. 2023. Disponível em: [https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/110/86d54c77ce6b54ec0e65aa3cfae4825\\_c36373eaae96149566fd59126b7e2f24.pdf](https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/110/86d54c77ce6b54ec0e65aa3cfae4825_c36373eaae96149566fd59126b7e2f24.pdf)
- Cordeiro, I. M. C. C., Arbage, M. J. C., Schwartz, G. (2017) Nordeste Paraense: panorama geral e uso sustentável das florestas secundárias. Belém: EDUFRA, 2017. 323 pp. Acesso em: 21 mar. 2023. Disponível em: <http://repositorio.ufra.edu.br/jspui/handle/123456789/296>
- Cruz, F. M. (2010) *Avaliação Geoambiental e Hidrológica da Bacia do Rio Itacaiunas, PA*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Museu Paraense Emílio Goeldi, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Belém (PA), 179 pp. Disponível em: <http://repositorio.ufpa.br/jspui/handle/2011/10980> Acesso em: 26 de abril de 2019.
- DAEE, Departamento de Água e Energia Elétrica. Outorga. Acesso em: 17 dez. 2022. Disponível em: <http://www.dae.sp.gov.br/site/outorga/>
- Dalla Corte, A. C. (2015) *Balanço Hídrico em Bacia Urbana*. Dissertação de Mestrado, Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria (RS), 89 pp.
- ELETOBRÁS, Centrais Elétricas Brasileiras (1985). Metodologia para regionalização de vazões. Rio de Janeiro, v. 2.
- Euclides, H. P., Ferreira, P. A., Rubert, O. A., Santos, R. M. (2001) Regionalização hidrológica na bacia do Alto São Francisco a montante da barragem de Três Marias – MG. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **6**(2), 81-105.
- Farias Junior, J. E. F. de. (2006) *Análise de metodologias utilizadas para a determinação da vazão ecológica. Estudo de caso: rio Coruripe/AL e Rio Solimões/AM*. Dissertação de Mestrado, Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 138pp.
- Ferreira, R. G., Silva, D. D., Elesbon, A. A. A., Santos, G. R. dos., Veloso, G. V., Fraga, M. de S., Fernandes-Filho, E. I. (2021) Geostatistical modeling and traditional approaches for streamflow regionalization in a Brazilian Southeast watershed, *Journal of South American Earth Sciences*, **108**, <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103355>
- Figueiredo, N. M. de., Blanco, C. J. C., Campos Filho, L. C. P., Mesquita A. L. A. (2023) MUWOS - Multiple use water optimization system for the power generation and navigation trade-offs analysis, *Renewable Energy*, **203**, 205-218. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.12.004>
- Garbossa, L. H. P., Pinheiro, A. (2015) Vazões de referência para gestão de bacias hidrográficas rurais e urbanas sem monitoramento. *REGA*, **12**(1), 43-52.
- Gomes, L. C. D., Salvador, N. N. B., Lorenzo, H. C. (2021) CONFLICTS BY WATER RESOURCE USE AND THE CASE OF ARARAQUARA-SP. *Ambiente & Sociedade*, **24**, <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20190100r3vu202113AO>
- IDESP, Instituto de Desenvolvimento Econômico, Social e Ambiental do Pará. (2014) Estatística Municipal: Capitão Poço. Belém: Governo do Estado do Pará.
- Kubota, N. A., Lima, A. M. M. D., Rocha, N. C. V., Lima, I. F. (2020) Hidrogeomorfologia da Bacia Hidrográfica do Rio Guamá - Amazônia Oriental - Brasil. *Revista Brasileira De Geomorfologia*, **21**(4). <https://doi.org/10.20502/rbg.v21i4.1920>
- Maia, P. C. C., Vasconcellos Sobrinho, M., Mendes, R. L. R. (2022) Governança da água na Amazônia Paraense : uma análise no uso da outorga de direito de uso dos recursos hídricos. *P2P E INOVAÇÃO*, **9**(1), 8–28. <https://doi.org/10.21721/p2p.2022v9n1.p8-28>

- Mendonça, L.M., Gomide, I.S., Sousa, J.V., Blanco, C.J.C. (2021) Modelagem chuva-vazão via redes neurais artificiais para simulação de vazões de uma bacia hidrográfica da Amazônia. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, **18**(2). <https://doi.org/10.21168/rega.v18e2>
- Paca, V.H. da M. (2008) *Análise de informações satelitais e dados convencionais da rede pluvio-fluviométrica como contribuição a modelagem hidrológica na região Amazônica - Estudo de caso: bacia do Rio Guamá – Pará*. COPPE/UFRJ, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 121pp. Acesso em: 21 mar. 2023. Disponível em: [http://numa.lamce.coppe.ufrj.br/DATA/formacao/BOCK\\_2010\\_MSc.pdf](http://numa.lamce.coppe.ufrj.br/DATA/formacao/BOCK_2010_MSc.pdf)
- Pessoa, F. C. L. (2015) *Desenvolvimento de Metodologia para Regionalização de Curvas de Permanência de Vazões na Amazônia Legal*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Naturais da Amazônia, Universidade Federal do Pará. Belém (PA), 236 pp. Acesso em: 21 mar. 2023. Disponível em: <https://proderna.propesp.ufpa.br/ARQUIVOS/teses/Francisco.pdf>
- Prata, S. S., Miranda, I. S., Alves, S. A. O., Farias, F.C.; Jardim, F. C. S. (2010) Floristic gradient of the northeast paraense secondary forests. *Acta Amazônica*, **40**(3), 523-534.
- Rabelo, D. C., Eloi, W. M., Alexandre, D. M. B., Costa, R. B. (2021) Usos múltiplos da água em cenário de escassez hídrica –análise da gestão dos recursos hídricos no Ceará durante a seca de 2011-2016. *Brazilian Journal of Development*, **7**(2), 15918-15940. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n2-288>
- Ridolfi, E., Kumar, H., and Bárdossy, A. (2020) A methodology to estimate flow duration curves at partially ungauged basins, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, **24**, 2043–2060, <https://doi.org/10.5194/hess-24-2043-2020>
- Rocha, N. C. V., Lima, A. M. M. de. (2020) Water sustainability of the Guamá river basin, Eastern Amazonia/Brazil. *Sociedade & Natureza*, **32**, 141–160. <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-45694>
- Rodrigues, R. S. S., Fernandes, L. L., Vieira, A. S. A., Pessoa, F. C. L., Crispim, D. L. (2018) Relações hidrológicas entre pluviosidade, deflúvio e escoamento superficial na bacia hidrográfica do Igarapé da Prata em Capitão Poço, Pará, Brasil. *Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium*, **9**(2), 157-169.
- Santos, V. J. C., Lima, R. J. D., Lima, A. M. M. (2007) A Implementação da outorga de uso dos recursos hídricos no estado do Pará, In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte.
- Silva, A. K. L. (2016) *Impacto da expansão da palma de óleo sobre o escoamento superficial e produção de sedimentos nas sub-bacias hidrográficas não monitoradas dos rios Bujaru e Mariquita no nordeste do estado do Pará, Amazônia Oriental*. Tese de Doutorado, Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos (SP), 325 pp. Acesso em: 22 mar. 2023. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-12122016-112322/publico/TeseAntonioKledsonLealSilva.pdf>
- Silva, P. R. (2014) Os rios paraenses: uma breve descrição potamográfica. *Boletim Amazônico de Geografia*, **1**(2), 88-104. [10.17552/2358-7040/bag.v1n2p88-104](https://doi.org/10.17552/2358-7040/bag.v1n2p88-104)
- Silveira, G. L., Tucci, C. E. M. (1998) Monitoramento em pequenas bacias para a estimativa de disponibilidade hídrica. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **3**(3), 97-110.
- Soito, J. (2019) Usos Múltiplos da Água. Caderno Opinião. FGV Energia. Acesso em: 17 dez. 2022. Disponível em: [https://fgvenergia.fgv.br/sites/fgvenergia.fgv.br/files/coluna\\_opinioao\\_maior\\_usos\\_multiplos\\_da\\_agua.pdf](https://fgvenergia.fgv.br/sites/fgvenergia.fgv.br/files/coluna_opinioao_maior_usos_multiplos_da_agua.pdf)
- WMO, World Meteorological Organization (1992) The Dublin Statement and Report of the Conference. International Conference on Water and the Environment: Development Issues for the 21st Century. Dublin, Ireland.
- Wolff, W., Duarte, S., Mingoti, R. (2014) Nova metodologia de regionalização de vazões, estudo de caso para o Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **19**(4), 21-33. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n4.p21-33>

# REVISTA AIDIS

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

## COMPARACIÓN DE METODOLOGÍAS PARA EL FRACCIONAMIENTO DE LA DQO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES Y SU APLICACIÓN EN EL MODELO ASM<sub>1</sub>

\* Miguel Ángel Espinosa Rodríguez <sup>1</sup>  
Raúl Delgado Delgado <sup>1</sup>  
Antonio Hidalgo Millán <sup>1</sup>

### COMPARISON OF METHODOLOGIES FOR FRACTIONING THE COD OF MUNICIPAL WASTEWATER AND ITS APPLICATION IN THE ASM<sub>1</sub> MODEL

Recibido el 21 de febrero de 2023. Aceptado el 29 de mayo de 2023

#### Abstract

*The ASM<sub>1</sub> model is applied in wastewater treatment processes and is capable of predicting the removal of organic matter, nitrification and denitrification. For the ASM<sub>1</sub> calibration, it is necessary to characterize the influent and effluent of the biological treatment system, and particularly, fractionate the COD into biodegradable, inert, particulate and soluble components. The objective of this work was to make a comparison of different calculation procedures to fractionate the COD (STOWA, ATV-A131 and Influent Advisor) using filters with pores of 0.45  $\mu\text{m}$ . The results obtained with the 3 methods indicated a percentage of 58% of soluble COD and 42% of particulate COD, being then a greater contribution of soluble COD and, therefore, the characterized wastewater is of municipal or domestic origin. According to the methodologies and results of the COD fractions, the 3 methods can be used for their application in the ASM<sub>1</sub> model.*

**Keywords:** filtration 0.45  $\mu\text{m}$ , ASM<sub>1</sub> model, GPS-X.

<sup>1</sup> Universidad Autónoma de Nayarit, México.

\* *Autor correspondiente:* Programa Académico de Ingeniería Química, Universidad Autónoma de Nayarit. Ciudad de la Cultura Amado Nervo S/N, Tepic, Nayarit. C.P. 63155. México. Email: [emiguel@uan.edu.mx](mailto:emiguel@uan.edu.mx)

## Resumen

El modelo ASM1 es aplicado en procesos de tratamiento de aguas residuales y es capaz de predecir la remoción de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación. Para la calibración del ASM1, es necesario caracterizar el influente y efluente del sistema de tratamiento biológico, y particularmente, fraccionar la DQO en componentes biodegradables, inertes, particulados y solubles. El objetivo de este trabajo fue comparar diferentes procedimientos de cálculo para fraccionar la DQO (STOWA, ATV-A131 e *Influent Advisor*) utilizando filtros con poros de 0.45  $\mu\text{m}$ . Los resultados obtenidos con los 3 métodos indicaron un porcentaje de 58% de DQO soluble y de 42% de DQO particulada, siendo entonces una mayor contribución de DQO soluble y, por tanto, el agua residual caracterizada es de origen municipal o doméstica. De acuerdo a las metodologías y resultados de las fracciones de la DQO, los 3 métodos pueden ser utilizados para su aplicación en el modelo ASM1.

**Palabras clave:** filtración 0.45  $\mu\text{m}$ , modelo ASM1, GPS-X.

## Introducción

En un sistema de tratamiento biológico de aguas residuales donde suceden varias reacciones involucrando un gran número de componentes, se requiere disponer de modelos matemáticos que intenten representar los procesos fundamentales más importantes que ocurren dentro del sistema. El modelo ASM1 es considerado el estado del arte en la modelación de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (Van Loosdrecht *et al.*, 2015). El modelo ASM1 se desarrolló principalmente para PTAR del tipo lodos activados, con el fin de describir la remoción de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación. Este modelo adoptó a la demanda química de oxígeno (DQO), como la medida estándar de concentración de materia orgánica (López *et al.*, 2017).

La ventaja de utilizar a la DQO, es que permite establecer una liga entre los equivalentes de electrones del sustrato orgánico, la biomasa activa y el oxígeno utilizado, lo que no es posible con la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) o el carbono orgánico total (COT). Al respecto, el fraccionamiento de la DQO proporciona una base consistente para la descripción de un proceso biológico (Henze, 1992). Los estudios de modelación desarrollados por IWA (International Water Association), muestran que la determinación adecuada del fraccionamiento de la DQO, junto con la cinética de degradación de la materia orgánica, tienen una gran importancia en el estudio de los sistemas de tratamiento biológico (Henze *et al.*, 2000).

La DQO proporciona información sobre la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual, pero se puede obtener un conocimiento más detallado de su biodegradabilidad, dividiendo la DQO total en fracciones. Para la aplicación del modelo ASM1, el aspecto más importante de la caracterización de las aguas residuales municipales, es el fraccionamiento de la DQO (Pluciennik y Myszograj, 2019).

En la literatura se han propuesto varios métodos de fraccionamiento de la DQO (respirometría y fisicoquímicos), los más utilizados por su fácil determinación, son los fisicoquímicos. En este último método, las fracciones de DQO utilizadas en el modelo ASM1 son: a) DQO fácilmente biodegradable ( $S_s$ ), la cual es metabolizada rápidamente por los microorganismos y se supone que es el sustrato para el crecimiento de la biomasa heterotrófica ( $X_{BH}$ ); esta biomasa acarrea la oxidación carbonosa y la desnitrificación; b) DQO lentamente biodegradable ( $X_s$ ), la cual no es metabolizada rápidamente por los microorganismos y por tanto requiere de hidrólisis para ello; c) DQO inerte consistente en una fracción soluble ( $S_i$ ), la cual no se elimina en el proceso y sale inalterada en el efluente, y una particulada ( $X_i$ ) la cual se acumula en los lodos (Pasztor *et al.*, 2009; Baquero *et al.*, 2016; Choi *et al.*, 2017; Pluciennik *et al.*, 2017; Myszograj *et al.*, 2017).

La metodología más práctica para fraccionar la DQO es la propuesta por la Asociación Holandesa de Investigación Aplicada al Agua (STOWA). Este método se presentó en 1996 utilizando filtraciones a través de membranas con tamaño de poro de  $0.45 \mu_m$ , no obstante, se observó que una parte de la fracción particulada (coloidal) lograba pasar a través del filtro dando como resultado una sobreestimación de la DQO soluble. En 1999, STOWA, sugirió determinar la fracción  $S_s$  utilizando precipitación con  $Zn(OH)_2$  previa a la filtración a  $0.45 \mu_m$ , o bien solamente filtrar a través de un poro de  $0.1 \mu_m$  (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002).

Por otra parte, han surgido otras metodologías que utilizan filtraciones con tamaño de poro de  $0.45 \mu_m$  para fraccionar la DQO, tales como el de la empresa consultora canadiense especializada en ingeniería ambiental Hydromantis, Inc. fundada en 1985, la cual determina el fraccionamiento a través del programa *Influent Advisor* instalado en el software GPS-X (Hydromantis, 2014) y el de la Asociación Alemana para el Agua, Aguas Residuales y Residuos, con el método ATV-A131 (ATV-DVWK, 2000).

El presente trabajo describe los resultados obtenidos del fraccionamiento de la DQO del agua residual municipal que llega a la PTAR “El Punto” ubicada en Tepic, Nayarit, México, con los 3 métodos fisicoquímicos más utilizados en la actualidad, STOWA, ATV-A131 e *Influent Advisor*. El objetivo fue comparar los resultados de las fracciones de la DQO obtenidos con las diferentes metodologías, y definir cuál método puede ser utilizado para su aplicación en el modelo ASM1.

## Metodología

### Programa de muestreo y caracterización del agua residual municipal

Para la mejor consecución del objetivo planteado, se desarrolló una campaña intensiva de muestreo en el influente y efluente de la PTAR “El Punto” durante 5 días, en la cual se tomaron muestras cada 2 horas durante 24 horas. Los puntos de muestreo se ilustran en la Figura 1.

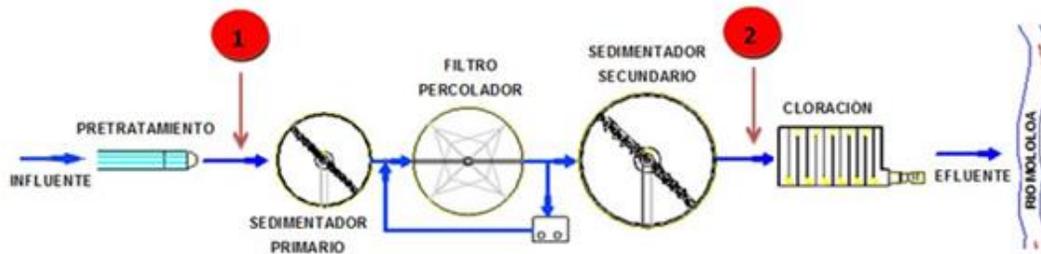


Figura 1. Esquema de tren de tratamiento en PTAR “El Punto” y puntos de muestreo (Espinosa *et al.*, 2019).

La PTAR “El Punto” se ubica geográficamente a 21° 31’ de latitud norte y 104° 54’ longitud oeste en la ciudad de Tepic, Nayarit, México. Esta planta está compuesta de 4 etapas de tratamiento: pretratamiento (rejillas y desarenadores), tratamiento primario (sedimentadores primarios), tratamiento biológico (filtros percoladores de alta tasa con sedimentadores secundarios) y tratamiento de lodos (espesadores, digestores aerobios y filtros prensa tipo banda). Tiene una capacidad nominal de 750 L/s distribuidos en 3 trenes de tratamiento, cada tren con capacidad de 250 L/s.

Para la caracterización del agua residual municipal, los parámetros de demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días y soluble (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxígeno total y soluble (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), nitrógeno total y soluble Kjeldahl (NTK), nitrógeno amoniacal soluble (N-NH<sub>3</sub>) y alcalinidad (como CaCO<sub>3</sub>), fueron analizados siguiendo los procedimientos de métodos estándar para el análisis de aguas residuales (APHA, 2005). Los parámetros referidos como solubles se analizaron filtrando la muestra con un filtro de diámetro de poro de 0.45 µm. La DQO se determinó por el método de digestión, el N-NH<sub>3</sub> por el método de salicilato y el NTK se obtuvo por diferencia del nitrógeno total (N<sub>TOTAL</sub>), nitritos (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>):

$$N_{TOTAL} = NTK + NO_2^- + NO_3^-$$

El N<sub>TOTAL</sub> se determinó por el método de digestión de persulfato, los NO<sub>2</sub><sup>-</sup> por el método de diazotación y los NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por el método de dimetilfenol. La DQO, N-NH<sub>3</sub>, N<sub>TOTAL</sub>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> fueron analizados con un digestor Hach DRB 200 y un espectrofotómetro Hach DR 2800. Por otra parte, la DBO<sub>5</sub> se analizó por el método de incubación por 5 días, los SST por el método gravimétrico de secado a 103-105 °C, los SSV por el método gravimétrico de incineración a 550 °C y la alcalinidad por el método de titulación.

#### Fraccionamiento de la DQO con el método de STOWA

El método de STOWA, se basa en la obtención de la DQO biodegradable (S<sub>s</sub> + X<sub>s</sub>) a través de la obtención del modelo matemático para la curva de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), y

para lo cual se requiere del análisis de la DBO a diferentes tiempos. Con la curva de primer orden obtenida, se pueden calcular los valores de la constante de reacción “K” y la  $DBO_U$  a través de varios métodos establecidos en la literatura (Ramalho, 1991; Tchobanoglous *et al.*, 2003). Por definición del método de STOWA, la demanda química de oxígeno total ( $DQO_{TOTAL}$ ) es igual a la DQO soluble en el influente ( $S_I + S_S$ ) más la DQO particulada o en suspensión en el influente ( $X_S + X_I$ ), más la DQO en la biomasa ( $X_{BH} + X_{BA}$ ). La biomasa heterotrófica ( $X_{BH}$ ) y la biomasa autotrófica ( $X_{BA}$ ) regularmente no se incluyen en el análisis, inclusive el método de Influent Advisor los considera como cero. Al respecto, el procedimiento para obtener las fracciones ( $S_I$ ,  $S_S$ ,  $X_S$ ,  $X_I$ ) a partir de los parámetros medidos con filtraciones a  $0.45 \mu m$ , se obtuvieron desarrollando las ecuaciones algebraicas definidas en el método de STOWA (Vázquez *et al.*, 2013).

$$\begin{aligned}
 DQO_{TOTAL} &= S_I + S_S + X_S + X_I \\
 S_I &= DQO_{SOLUBLE\_EFLUENTE} = DQO_{EFSOL} \\
 S_S &= DQO_{SOLUBLE\_INFLUENTE} - S_I \\
 DBO_U &= DBO_5 / (1 - e^{-kt}) \\
 DQO_{BIO} &= DBO_U / (1 - f_{DBO}) \\
 DQO_{BIO} &= S_S + X_S \\
 X_S &= DQO_{BIO} - S_S \\
 X_I &= DQO_{TOTAL} - (S_I + S_S + X_S)
 \end{aligned}$$

Donde:  $S_I$  (DQO inerte soluble),  $S_S$  (DQO fácilmente biodegradable),  $X_S$  (DQO lentamente biodegradable),  $X_I$  (DQO inerte particulada),  $DBO_U$  (DBO última),  $DQO_{BIO}$  (DQO biodegradable) y  $f_{DBO}$  (factor de corrección de DBO igual 0.15).

#### Fraccionamiento de la DQO con el método ATV-A131

Este método está incluido en la Norma Alemana ATV-DVWK-A-131 que ha sido elaborada por los comités técnicos KA5 (procesos de sedimentación) y KA6 (procesos biológicos aerobios). Este método basa su caracterización en base a filtraciones de  $0.45 \mu m$  (Sokolowska, 2011; Sokolowska y Tkaczuk, 2018; Myszograj y Pluciennik, 2020). Con este método, la fracción  $S_I$  es igual al valor de la DQO soluble en el efluente, mientras que  $S_S$  es igual a la diferencia de la DQO soluble en el influente, menos la fracción  $S_I$ . Si no se tiene el valor de  $S_I$ , se recomienda:

$$S_I = 0.05DQO_{TOTAL}$$

La DQO inerte particulada o en suspensión ( $X_I$ ) se obtiene a través de la siguiente relación:

$$X_I = A*(DQO_{PARTICULADA}) = A*(X_S + X_I)$$

$$X_I = (X_S/0.75) - X_S$$

Según el tipo de agua residual y el tiempo de retención en el tanque de sedimentación primario, el valor de "A" puede estar entre 0.2 y 0.35. Se recomienda un valor de 0.25 para aguas residuales municipales. Finalmente, el valor de la DQO lentamente biodegradable ( $X_S$ ) se obtiene a partir de la DQO biodegradable ( $S_S + X_S$ ), a través de las siguientes relaciones:

$$DQO_{BIOD} = DBO_5 / (1 - e^{-kt}) (1 - f_{DBO})$$

$$X_S = [DBO_5 / (1 - e^{-kt}) (1 - f_{DBO})] - S_S$$

El valor de  $f_{DBO}$  (factor de corrección de DBO) es igual a 0.15 y está relacionado con el modelo ASM1 (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002).

#### Fraccionamiento de la DQO con el método de Influent Advisor

El fraccionamiento de la DQO con este método, se realizó con base a lo solicitado por el programa *Influent Advisor* con el modelo Codstates preinstalado en el programa GPS-X versión 6.5.1, el cual convierte los datos obtenidos en campaña en un juego de fracciones de sustrato orgánico (fraccionamiento de DQO) y nitrógeno (fraccionamiento del nitrógeno). Para el modelo ASM1 se recomienda la filtración a 0.45  $\mu_m$  para separar compuestos solubles y particulados, de ahí que este método base su caracterización en dicha filtración (Espinosa *et al.*, 2020). El GPS-X es una herramienta que realiza modelación matemática, simulación, optimización y evaluación de plantas de tratamiento de aguas residuales en estado estacionario y dinámico (Hydromantis, 2014). El cálculo de las fracciones con este método involucra las siguientes relaciones, las cuales están definidas en la Tabla 4:

$$S_I = frsi * DQO_{TOTAL}$$

$$S_S = frss * DQO_{TOTAL}$$

$$X_I = frxi * DQO_{TOTAL}$$

$$X_S = (1.0 - frsi - frss - frxi - frxu - frxbh - frxba) * DQO_{TOTAL}$$

## Resultados y discusiones

### Caracterización del agua residual municipal

En la Tabla 1 se muestran los resultados de los análisis del agua residual municipal, producto del programa de muestreo realizado en 5 días de acuerdo a los puntos mostrados en la Figura 1 (Punto 1: Influyente; Punto 2: Efluente).

**Tabla 1.** Resultados promedio de la caracterización del agua residual

Parámetros	Influente (mg/L)	Efluente (mg/L)
DQO <sub>TOTAL</sub>	463	111
DQO <sub>SOL</sub> (0.45 μm)	267	77
DBO <sub>5</sub>	198	16
DBO <sub>5,SOL</sub> (0.45 μm)	112	2
Alcalinidad como CaCO <sub>3</sub>	263	169
SST	216	16
SSV	84	8
NTK	39	21
NTK <sub>SOL</sub> (0.45 μm)	27	15
N-NH <sub>3,SOL</sub> (0.45 μm)	25	12

#### Fraccionamiento de la DQO con el método de STOWA

Siguiendo el procedimiento establecido por STOWA (Vázquez *et al.*, 2013), se determinó el fraccionamiento de la DQO derivado de la campaña intensiva de 5 días de muestreo y análisis. Para ello y como parte del protocolo, se determinaron los valores de K y DBO<sub>U</sub> por el método de Thomas (Ramalho, 1991; Cutrera, 1999). El resultado promedio de K fue de 0.24 d<sup>-1</sup>. Con el valor promedio de K y la DBO<sub>U</sub> se calculó la DQO<sub>BIO</sub>. Ya determinado el modelo matemático de la curva de DBO, se procedió con el fraccionamiento de la DQO (0.45 μm), cuyos resultados se presentan en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Fraccionamiento de la DQO a 0.45 μm por el método de STOWA

Muestra	M1 (mg/L)	M2 (mg/L)	M3 (mg/L)	M4 (mg/L)	M5 (mg/L)	Promedio (mg/L)
DQO <sub>TOTAL</sub>	494	456	478	458	429	463
DQO <sub>SOL</sub> (0.45 μm)	295	280	295	279	186	267
DBO <sub>5</sub>	215	199	212	205	157	198
DBO <sub>U</sub>	308	285	303	293	225	283
DQO <sub>BIO</sub>	362	335	356	345	265	333
DQO <sub>EFSOL</sub> (0.45 μm)	72	95	68	75	76	77
S <sub>I</sub>	72	95	68	75	76	77
S <sub>S</sub>	223	185	227	204	110	190
X <sub>S</sub>	139	150	129	141	155	143
X <sub>I</sub>	60	26	54	38	88	53

#### Fraccionamiento de la DQO con el método ATV-A131

Los resultados del fraccionamiento de la DQO con esta metodología, se muestran en la Tabla 3. Con este método, el cálculo de X<sub>S</sub> para una K = 0.24 d<sup>-1</sup> queda: X<sub>S</sub> = (DBO<sub>5</sub> / 0.59) – S<sub>S</sub>

**Tabla 3.** Fraccionamiento de la DQO a 0.45  $\mu\text{m}$  por el método ATV-A131

DQO <sub>TOTAL</sub>	DQO <sub>SOL</sub> (0.45 $\mu\text{m}$ )	DBO <sub>5 INF</sub>	DQO <sub>EFSOL</sub> (0.45 $\mu\text{m}$ )
463	267	198	77
Fraccionamiento DQO (mg/L)			
S <sub>i</sub>	S <sub>s</sub>	X <sub>s</sub>	X <sub>i</sub>
77	190	146	49

Los resultados de la Tabla 2 y 3 muestran que los métodos de STOWA y ATV-A131 son muy similares. En ambos casos, la DQO lentamente biodegradable ( $X_s$ ) se define con base a la DBO última ( $DBO_U$ ) y es calculada a través de la  $DBO_5$  sin filtrar, además de la descomposición inmediata de la fracción soluble sobre la base del valor cinético de “K”.

El hecho de usar valores de DBO, hace que las metodologías a veces sean difíciles de aplicar, ya que la DBO está sujeta a interferencias, por ejemplo, cuando se juntan aguas residuales industriales con aguas residuales municipales, se afecta la tasa de degradación bioquímica de los contaminantes orgánicos, y, por tanto, el cálculo de la fracción  $X_s$  con el método ATV-A131 conlleva a un error (Pluciennik y Myszograj, 2019; Myszograj *et al.*, 2017); esto también ocurre con el método de STOWA, donde se pueden presentar valores de  $X_s$  muy grandes o  $X_i$  negativos (Fall *et al.*, 2011). En estos casos, debido a que la medición de DBO no es muy repetible (por el tiempo que lleva el análisis) y siempre exacta, el fraccionamiento puede terminar sin sentido y, aun así, el valor final de  $X_s$  y  $X_i$  será el que se adecuará durante la fase de calibración del modelo ASM1.

Uno de los factores clave que influye en las características del agua residual, es la comunidad a la que se sirve. Si hay entradas de aguas residuales industriales al sistema de alcantarillado municipal, los compuestos orgánicos de estas aguas, pueden transformarse durante su transporte debido a la temperatura, tiempo de residencia y la aireación. Por ejemplo, una temperatura y/o un tiempo de residencia altos, pueden incrementar la actividad biológica en las alcantarillas, mientras que un valor bajo de estos factores, puede disminuirla (Tchobanoglous *et al.*, 2003). La industria de lácteos descarga compuestos que son en gran parte biodegradables, mientras que la industria química, puede descargar una mayor proporción de  $X_s$  y/o compuestos lentamente biodegradables (Naidoo y Buckley, 2000).

#### Fraccionamiento de la DQO con el método de Influent Advisor

El fraccionamiento de la DQO a través del *Influent Advisor* se muestra en Tabla 4. Para poder observar las diferencias entre un método y otro, en la Tabla 5, se desglosan las fracciones de la DQO, así como el porcentaje de las fracciones con respecto a la DQO total.

Tabla 4. Fraccionamiento de la DQO a 0.45  $\mu\text{m}$  con *Influent Advisor*

User Inputs				State Variables			
<b>Influent Composition</b>				<b>Inorganic Suspended Solids</b>			
cod	total COD	gCOD/m <sup>3</sup>	463.0	xii	inert inorganic suspended solids	g/m <sup>3</sup>	126.8
tkn	total TKN	gN/m <sup>3</sup>	39.0	<b>Organic Variables</b>			
snh	free and ionized ammonia	gN/m <sup>3</sup>	25.0	si	soluble inert organic material	gCOD/m <sup>3</sup>	76.9
<b>Dissolved Oxygen</b>				ss	readily biodegradable substrate	gCOD/m <sup>3</sup>	191.7
so	dissolved oxygen	gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	0.0	xi	particulate inert organic material	gCOD/m <sup>3</sup>	60.2
<b>Nitrogen Compounds</b>				xs	slowly biodegradable substrate	gCOD/m <sup>3</sup>	134.3
sno	nitrate and nitrite	gN/m <sup>3</sup>	0.0	xbh	active heterotrophic biomass	gCOD/m <sup>3</sup>	0.0
snn	dinitrogen	gN/m <sup>3</sup>	0.0	xba	active autotrophic biomass	gCOD/m <sup>3</sup>	0.0
<b>Alkalinity</b>				xu	unbiodegradable particulates from cell de...	gCOD/m <sup>3</sup>	0.0
salk	alkalinity	mole/m <sup>3</sup>	5.0	xsto	internal cell storage product	gCOD/m <sup>3</sup>	0.0
<b>Influent Fractions</b>				<b>Dissolved Oxygen</b>			
icv	XCOD/VSS ratio	gCOD/gVSS	2.3	so	dissolved oxygen	gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	0.0
fbod	BOD <sub>5</sub> /BOD <sub>ultimate</sub> ratio	-	0.6	<b>Nitrogen Compounds</b>			
ivt	VSS/TSS ratio	gVSS/gTSS	0.4	snh	free and ionized ammonia	gN/m <sup>3</sup>	25.0
<b>Organic Fractions</b>				snd	soluble biodegradable organic nitrogen	gN/m <sup>3</sup>	2.78
frsi	soluble inert fraction of total COD	-	0.166	xnd	particulate biodegradable organic nitrogen	gN/m <sup>3</sup>	7.13
frss	readily biodegradable fraction of total COD	-	0.414	sno	nitrate and nitrite	gN/m <sup>3</sup>	0.0
frxi	particulate inert fraction of total COD	-	0.13	snn	dinitrogen	gN/m <sup>3</sup>	0.0
frxu	part. cell decay products fraction of total C...	-	0.0	<b>Alkalinity</b>			
frxbh	heterotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0	salk	alkalinity	mole/m <sup>3</sup>	5.0
frxba	autotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0				

Tabla 5. Comparación del fraccionamiento de la DQO con los diferentes métodos

Métodos	S <sub>i</sub> (mg/L)	S <sub>s</sub> (mg/L)	X <sub>s</sub> (mg/L)	X <sub>i</sub> (mg/L)
STOWA	77	190	143	53
ATV-A131	77	190	146	49
INFLUENT ADVISOR	76.9	191.7	134.3	60.2
% DQO <sub>TOTAL</sub>				
STOWA	17	41	31	11
ATV-A131	17	41	31	11
INFLUENT ADVISOR	17	41	29	13

Con respecto al % DQO<sub>TOTAL</sub> (Tabla 5), los resultados de los 3 métodos son iguales en cuanto a S<sub>s</sub> y S<sub>i</sub>, solo X<sub>s</sub> y X<sub>i</sub> con *Influent Advisor* difiere en muy poca proporción con respecto a STOWA y ATV-A131. Sin embargo, si consideramos la DQO soluble (S<sub>s</sub> + S<sub>i</sub>) se tiene un porcentaje de 58% en los 3 métodos, mientras que para la DQO particulada (X<sub>s</sub> + X<sub>i</sub>) de 42%, lo cual indica que la mayor parte de la DQO es soluble y, por tanto, el agua residual caracterizada es en gran parte de origen municipal o doméstica. Luego, considerando la DQO biodegradable (S<sub>s</sub> + X<sub>s</sub>) se tiene un porcentaje del 72% con los métodos de STOWA y ATV-A131, y 70% con *Influent Advisor*. Nótese que la S<sub>s</sub> será

removida rápidamente mientras que la  $X_s$  lo hará lentamente. La fracción lentamente biodegradable ( $X_s$ ), compuesta básicamente por partículas de alto peso molecular, coloides y sustrato orgánico particulado, debe pasar por una hidrólisis celular externa antes de estar disponible para su biodegradación (WERF, 2003).

La  $S_s$  consta de compuestos solubles con bajo peso molecular, y estas moléculas pequeñas pueden pasar directamente a través de la pared celular para síntesis (crecimiento) y catabolismo (energía); además estos compuestos son metabolizados por microorganismos, es decir, transportados a las células y oxidados para almacenar productos o biomasa (Henze, 1992). La  $X_s$  se definió originalmente como partículas orgánicas, pero más tarde se hizo evidente que una amplia gama de compuestos (partículas orgánicas solubles, coloidales y más grandes de estructura compleja) podrían ser clasificadas como lentamente biodegradables. Esta fracción de la DQO consiste de moléculas orgánicas complejas, las cuales no pueden atravesar directamente la pared celular. El uso de este material de carbono orgánico se da primero a través de la adsorción en los flóculos en un sistema de lodos activados; a esto le sigue la degradación enzimática extracelular del complejo para obtener moléculas más simples, y de esta manera podrán atravesar la pared celular. Las moléculas son luego metabolizadas por los microorganismos. En general, la tasa de reacción está limitada por la tasa de hidrólisis del carbono orgánico adsorbido, más que por la tasa de metabolismo (Ekama *et al.* 1986; Wentzel *et al.*, 1999). Según Xu y Hultman (1996), los porcentajes de  $S_s$  y  $X_s$  de la DQO total de un agua residual municipal cruda (antes del tratamiento primario) fueron de 27 y 33% respectivamente, mientras que los resultados de Henze (1992), fueron de  $S_s$  (7-32%) y de  $X_s$  (40-62%).

En el caso del sustrato no biodegradable ( $S_i + X_i$ ), se tiene un porcentaje del 28% con los métodos de STOWA y ATV-A131, mientras que con *Influent Advisor* del 30% (Tabla 5). Estas fracciones regularmente no son afectadas en una PTAR. La fracción inerte soluble ( $S_i$ ) está formada por compuestos orgánicos que no sufren ningún cambio a través de cualquier proceso de tratamiento biológico. Esta fracción abandona la PTAR en el efluente del clarificador secundario, por lo que se asume que  $S_i$  (0.45  $\mu\text{m}$ ) del efluente es igual al  $S_i$  del influente (Myszograj *et al.*, 2017; Fall *et al.*, 2011; Dold *et al.*, 1991). Por otra parte, la fracción inerte particulada ( $X_i$ ) está formada por contaminantes no disueltos, que se incorporan a los flóculos de lodos activados y se eliminan del sistema en la purga de lodos, influyendo significativamente en la operación del sistema biológico. Una alta concentración de  $X_i$  puede modificar la edad del lodo y el proceso de nitrificación. Se asume que el tamaño de esta fracción no cambia durante el tratamiento biológico, su contenido en el influente es igual a su masa correspondiente que sale en los lodos. La participación de  $X_i$  es muy importante, cuando su valor supera el 15% de la DQO total (Myszograj *et al.*, 2017). Según Xu y Hultman (1996), los porcentajes de las fracciones de  $S_i$  y  $X_i$  de la DQO total de un agua residual municipal cruda (antes del tratamiento primario) fueron de 15 y 17% respectivamente, mientras que Henze (1992), determinó que  $S_i$  (2-20%) y  $X_i$  (8-20%).

La diferencia que existe en los métodos estudiados (Tabla 5) entre las fracciones filtradas en el influente es significativa, pero insignificante en el caso del efluente ( $S_I$ ). El influente y efluente se comportaron de diferente manera en la filtración, que aparentemente tiene que ver con los coloides. Se acepta que está presente una gran cantidad de coloides en el influente, en una amplia gama de tamaños, mientras que, por el contrario, sólo una pequeña cantidad y variedad reside en el efluente. Se supone que los coloides en el efluente se reducen en cantidad y variedad, como resultado de su captura en la biomasa (lodos) en el sistema biológico (WERF, 2003).

En la bibliografía analizada con respecto al fraccionamiento de la DQO, la mayoría se ha hecho con aguas residuales combinadas (municipales e industriales), de esta manera, al caracterizar este tipo de aguas residuales, los resultados son en mayor proporción de DQO particulada ( $X_S + X_I$ ), caso contrario al de este trabajo en el que el mayor porcentaje corresponde a la DQO soluble ( $S_S + S_I$ ), por ser aguas residuales municipales o domésticas. También hay que considerar que el fraccionamiento de la DQO puede determinarse antes del tratamiento primario o después del tratamiento primario de una PTAR, lo cual involucra resultados diferentes. Por ejemplo, según Henze (1992), los porcentajes de las fracciones de la DQO de un agua residual municipal cruda antes del tratamiento primario fueron,  $S_S$  (7-32%),  $S_I$  (2-20%),  $X_S$  (40-62%) y  $X_I$  (8-20%), mientras que los porcentajes después del tratamiento primario fueron,  $SS$  (16-33%),  $S_I$  (3-10%),  $X_S$  (40-60%) y  $X_I$  (4-13%).

En la Tabla 6 se presentan los resultados de las fracciones de la  $DQO_{TOTAL}$  obtenidos por varios autores con los diferentes métodos discutidos anteriormente.

**Tabla 6.** Comparación del fraccionamiento de la  $DQO_{TOTAL}$  con diferentes métodos

Método	% de $DQO_{TOTAL}$				Referencias
	$S_S$	$S_I$	$X_S$	$X_I$	
STOWA (0.1 $\mu\text{m}$ )	21.9	4.6	23.7	49.8	Pasztor <i>et al.</i> , 2009
STOWA (0.1 $\mu\text{m}$ )	19	16	51	14	Vázquez <i>et al.</i> , 2013
STOWA (0.1 $\mu\text{m}$ )	13	4	56	27	Fall <i>et al.</i> , 2009
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	18-29	2-4	63-75	4-7	Pluciennik y Myszograj, 2019
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	58.9	5.2	24.2	11.7	Pluciennik <i>et al.</i> , 2017
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	20-66	1.5-8	23-56	8-19	Myszograj <i>et al.</i> , 2017
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	23-35	37-50	14-27	5-9	Sokolowska, 2011
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	31-32	5-8	45-47	15-16	Myszograj y Sadecka, 2004
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	24-30	3-5	49-53	16-18	Sadecka <i>et al.</i> , 2011
Influent Advisor (0.45 $\mu\text{m}$ )	62	3	22	13	Espinosa <i>et al.</i> , 2020
Influent Advisor (0.45 $\mu\text{m}$ )	17	5	41	37	Fall <i>et al.</i> , 2009
Influent Advisor (0.45 $\mu\text{m}$ )	32	8	48	12	Mu'azu <i>et al.</i> , 2020
Influent Advisor (0.45 $\mu\text{m}$ )	44	6	37	13	Hvala <i>et al.</i> , 2018
Influent Advisor (0.45 $\mu\text{m}$ )	46	5	40	9	Meknassi <i>et al.</i> , 2004
STOWA (0.45 $\mu\text{m}$ )	41	17	31	11	Este estudio
ATV-A131 (0.45 $\mu\text{m}$ )	41	17	31	11	Este estudio
Influent Advisor (0.45 $\mu\text{m}$ )	41	17	29	13	Este estudio

De acuerdo a la Tabla 6, en el método de STOWA se observa que, en los 3 casos mostrados, gran parte de la DQO es particulada ( $X_s + X_i$ ), lo cual indica que el agua residual es del tipo municipal e industrial. En las referencias del método ATV-A131, se tienen 3 casos con mayor porcentaje de DQO particulada y 3 resultados en el que la DQO soluble corresponde al de un agua residual municipal (Pluciennik *et al.*, 2017, Myszograj *et al.*, 2017, Sokolowska, 2011). Considerando los métodos de STOWA y ATV-A131, se tiene un mayor porcentaje de DQO biodegradable ( $S_s + X_s$ ) con respecto al substrato no biodegradable ( $S_i + X_i$ ). Esto concuerda con este estudio donde la DQO biodegradable corresponde a un 72% y un 28% de DQO no biodegradable.

Fall *et al.* (2009) realizaron el fraccionamiento de aguas residuales (municipal e industrial) por el método de STOWA e *Influent Advisor*, los resultados son muy diferentes, y esto es debido a que con STOWA se filtró el agua residual con membranas de  $0.1 \mu\text{m}$ , mientras que *Influent Advisor* con membranas de  $0.45 \mu\text{m}$ . De acuerdo a los resultados la DQO particulada ( $X_s + X_i$ ) con ambos métodos es mayor que la DQO soluble ( $S_s + S_i$ ). Por el contrario, haciendo una comparación de STOWA e *Influent Advisor* para este estudio (filtraciones a  $0.45 \mu\text{m}$ ), se obtuvieron resultados similares de DQO particulada con un 42% y de DQO soluble con un 58% con ambos métodos.

Se ha encontrado que pequeñas fracciones de  $X_s$  de aguas residuales domésticas pasan a través de filtros de  $0.45 \mu\text{m}$ , lo que resulta en una sobrestimación de  $S_s$  (Dold *et al.*, 1981). Por otra parte, cuando se pasan aguas residuales a través de filtros de  $0.1 \mu\text{m}$ , dan una verdadera indicación de la fracción  $S_s$  (Torrijos *et al.*, 1994). Roeleveld y Van Loosdrecht (2002), recomiendan determinar la fracción soluble y particulada con filtros de  $0.1 \mu\text{m}$  o mediante precipitación con  $\text{Zn}(\text{OH})_2$ ; la diferencia en el valor de la DQO obtenido por filtración y precipitación es menor que 1%. Por otra parte, los modelos matemáticos más utilizados en la modelación y simulación de PTAR (ASM1, ASM2, ASM2d Y ASM3) recomiendan la filtración con tamaños de poro de  $0.45 \mu\text{m}$  (Van Loosdrecht *et al.*, 2015; Henze *et al.*, 2000); originalmente STOWA recomendó utilizar un filtro de este tipo (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002).

En suma, uno de los factores principales que influye en los resultados del fraccionamiento de la DQO, es el tipo de agua residual que se va a caracterizar. Las descargas de aguas residuales combinadas (municipal e industrial) llevarán en mayor proporción DQO particulada ( $X_s + X_i$ ). Es precisamente la fracción  $X_s$  la que puede determinarse con errores debido al uso de la  $\text{DBO}_5$  para su cálculo (métodos de STOWA y ATV-A131). Las limitaciones en el ensayo de la  $\text{DBO}_5$  son: a) muchos compuestos orgánicos no son detectados en el ensayo, pero que, sin embargo, si son oxidados en la determinación de la DQO; b) el efecto y aclimatación de la siembra debido al uso de cantidades insuficientes de microorganismos conlleva valores poco fiables; c) la presencia de algas en el agua residual o si la muestra se incubaba en presencia de luz, influyen obteniéndose valores bajos de  $\text{DBO}_5$ , y d) si el agua de dilución está contaminada, lleva a valores incorrectos de la  $\text{DBO}_5$  (Ramalho, 1991).

## Conclusiones

El fraccionamiento de la DQO no está exento de errores. Las fracciones se pueden determinar con varios métodos y la precisión es variable. En la práctica, con una buena caracterización del agua residual se obtendrán los mejores resultados si se cumplen estrictamente las suposiciones de cada método. Dependiendo del método adoptado, la susceptibilidad a la biodegradación de los contaminantes contenidos en las aguas residuales puede estimarse con diferente precisión. En este trabajo, debido a que las fracciones de la DQO con los métodos de STOWA, ATV-A131 e *Influent Advisor* presentan poca variación porcentual, cualquiera de ellos puede ser utilizado para su aplicación en el modelo ASM1. El programa *Influent Advisor* que forma parte del modelo ASM1 en el software GPS-X, permite realizar el fraccionamiento de la DQO de una manera sencilla y muy práctica. El uso del GPS-X resultó ser una herramienta que facilita la integración de los resultados del fraccionamiento del sustrato (carbono y nitrógeno).

## Referencias bibliográficas

- APHA, American Public Health Association (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, APHA-AWWA-WPCF, Washington, D.C., 1364 PP.
- ATV-DVWK (2000) Rules and Standards. *Dimensioning of single-stage activated sludge plants*, Publishing Company of ATV-DVWK, Water, Wastewater, Waste, Henny, Germany, 57 pp.
- Baquero, G., Lara, J. and Martelo, J. (2016) A simplified method for estimating chemical oxygen demand (COD) fractions, *Water Practice and Technology*, **11**(4), 838-848. <https://doi.org/10.2166/wpt.2016.089>
- Choi, Y., Baek, S., Kim, J., Choi, J., Jur, J., Lee, T., Park, C. and Lee, B. (2017) Characteristics and biodegradability of wastewater organic matter in municipal wastewater treatment plants collecting domestic wastewater and industrial discharge, *Water*. **9**, 1-12. <https://doi.org/10.3390/w9060409>
- Cutrerá, G., Manfredi, L., Del Valle, C. and González, F. (1999) On the determination of the kinetic parameters for the BOD test, *Water SA*, **25**(3), 377-380.
- Dold, P. L., Ekama, G. and Marais, G. (1981) A general model for the activated sludge process, *Water Pollution Research and Development*, **12**(6), 47-77. <https://doi.org/10.1016/B978-1-4832-8438-5.50010-8>
- Dold, P. L., Wentzel, M. C., Billing, A. E., Ekama, G. A. and Marais, G. (1991) *Activated sludge simulation programs: Nitrification and nitrification/denitrification systems (Version 1.0)*, Water Research Commission, Pretoria, South Africa, 90 pp.
- Ekama, G.A., Dold, P. L. and Marais, G. (1986) Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems, *Water Science & Technology*, **18**(6), 91-114. <https://doi.org/10.2166/wst.1986.0062>
- Espinosa, M. A., Ruiz, T. J., Hidalgo, A. and Delgado, R. (2019) Efecto de la carga hidráulica de un filtro percolador en el proceso de nitrificación, *Revista Mexicana de Ingeniería Química*. **18**(1), 107-113. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbi/revmexingquim/2019v18n1/Espinosa>
- Espinosa, M. A., Delgado, R. and Hidalgo, A. (2020) Evaluación de un proceso anóxico-aerobio-reactor biológico de membrana con alto contenido de nitrógeno, *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. **36**(2), 303-320. <https://doi.org/10.20937/RICA.53111>
- Fall, C., Loaiza, J. and Esparza, M. (2009) Full activated sludge model No. 1 calibration experience at a medium-size WWTP in Mexico, *Water Science & Technology*, **60**(12), 3069-3082. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.747>

- Fall, C., Flores, N., Espinosa, M. A., Vázquez, G., Loaiza, J., Van Loosdrecht, M. and Hooijmans, C. (2011) Divergence between respirometry and physicochemical methods in the fractionation of the chemical oxygen demand in municipal wastewater, *Water Environment Research*, **83**(2), 162-72. <https://doi.org/10.2175/106143010X12780288627931>
- Henze, M. (1992) Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes, *Water Science & Technology*, **25**(6), 1-15. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0110>
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T. and Van Loosdrecht, M. (2000) Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, IWA publishing, London, United Kingdom, 120 pp.
- Hvala, N., Vrecko, D. and Bordon, C. (2018) Plant-wide modelling for assessment and optimization of upgraded full-scale wastewater treatment plant performance, *Water Practice & Technology*, **13**(3), 566-582. <https://doi.org/10.2166/wpt.2018.070>
- Hydromantis Inc. (2014) *Software GPS-X. Environmental Software Solutions, INC.* <https://www.hydromantis.com/>
- López, C., Buitrón, G., García, H. A. and Cervantes, F. J. (2017) *Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño*, IWA publishing, London, UK, 576 PP.
- Meknassi, Y., Auriol, M., Tyagi, R. and Surampalli, R. (2004) Treatment of slaughterhouse wastewater in a sequencing batch reactor: Simulation vs experimental studies, *Environmental Technology*. **25**, 23-38. doi: <https://doi.org/10.1080/09593330409355435>
- Mu'azu, N., Alagha, O. and Anil, I. (2020) Systematic modeling of municipal wastewater activated sludge process and treatment plant capacity analysis using GPS-X, *Sustainability*, **12**, 1-26. <https://doi.org/10.3390/su12198182>
- Myszograj, S. and Sadecka, Z. (2004) COD fractions in mechanical-biological sewage treatment on the basis of sewage treatment plant in Sulechów, *Rocznik Ochrona Środowiska*. **6**, 233-244.
- Myszograj, S., Pluciennik, E. and Jakubaszek, A. (2017) COD fractions – Methods of measurement and use in wastewater treatment technology, *Civil and Environmental Engineering Reports*, **24**, 195-206. <https://doi.org/10.1515/ceer-2017-0014>
- Myszograj, S. and Pluciennik, E. (2020) COD and nitrogen compounds balance in mechanical-biological wastewater treatment plant with sludge treatment, *Desalination and Water Treatment*, **186**, 443-449. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.25629>
- Naidoo, V. and Buckley, C. (2000) Municipal wastewater characterization: Application of denitrification batch tests. Water Research Commission. WRC Report No. 820/1/00, 48 pp.
- Pasztor, I., Thury, P. and Pulai, J. (2009) Chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater for modeling of wastewater treatment, *International Journal of Environmental Science Technology*, **6**, 51-56. <https://doi.org/10.1007/BF03326059>
- Pluciennik, E., Jakubaszek, A., Myszograj, S. and Uszakiewicz, S. (2017) COD fractions in mechanical biological wastewater treatment plant, *Civil and Environmental Engineering Reports*, **24**, 207-217. <https://doi.org/10.1515/ceer-2017-0015>
- Pluciennik, E. and Myszograj, S. (2019) New approach in COD fractionation methods, *Water*, **11**, 1-12. <https://doi.org/10.3390/w11071484>
- Ramalho, R. S. (1991) *Tratamiento de aguas residuales*. Editorial Reverté S.A., México, 705 pp.
- Roeleveld, P. J. and Van Loosdrecht, M. (2002) Experience with guidelines for wastewater characterization in the Netherlands, *Water Science and Technology*, **45** (6), 77-87. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0095>
- Sadecka, Z., Pluciennik, E. and Sieciechowicz, A. (2011) Frakcje ChZT ścieków w modelach biokinetycznych, *Forum Eksploatatora*, **54**(3), 72-77.
- Sokolowska, J. (2011) Changes of COD fractions share during municipal wastewater treatment with big dairy wastewater participation, *Rocznik Ochrona Środowiska*, **13**(1), 2015-2032.
- Sokolowska, J. and Tkaczuk, J. (2018) Analysis of bakery sewage treatment process options based on COD fraction changes, *Journal of Ecological Engineering*, **19**(4), 226-235. <https://doi.org/10.12911/22998993/89653>

- Tchobanoglous, G., Burton, F. and Stensel, H. (2003) *Wastewater engineering, treatment and reuse*, Mc.Graw Hill, Inc., USA, 1819 PP.
- Torrijos, M., Cerro, R., Capdeville, B., Zeghal, S., Payraudeau, M. and Lesouef, A. (1994) Sequencing batch reactor: A tool for wastewater characterization for the IAWPRC model, *Water Science and Technology*, **29**(7), 81-90. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0314>
- Van Loosdrecht, M., López, C., Meijer, S., Hooijmans, C. and Brdjanovic, D. (2015) Twenty-five years of ASM1: past, present and future of wastewater treatment modelling, *Journal of Hydroinformatics*, **17**(5), 697-718. <https://doi.org/10.2166/hydro.2015.006>
- Vázquez, G., Ortega, R. E., Esparza, M. and Fall, C. (2013) Fraccionamiento de la DQO del agua residual de Toluca por el protocolo STOWA, *Tecnología y Ciencias del Agua*, **4**(2), 21-35.
- Wentzel, M. C., Mbewe, A., Lakay, M. T. and Ekama, G. A. (1999) Batch test for characterization of the carbonaceous materials in municipal wastewaters, *Water SA*, **25**(3), 327-335.
- WERF (2003) *Methods for wastewater characterization in activated sludge modelling*, 1st ed, WERF publication no. 9 WWF3, Water Environment Research Federation: Alexandria, Virginia, 120 PP.
- Xu, S. and Hultman, B. (1996) Experiences in wastewater characterization and model calibration for the activated sludge process, *Water Science and Technology*, **33**(12), 89-98. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00462-3](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00462-3)

# REVISTA AIDIS

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

## ANALYSIS OF HEALTHCARE WASTE GENERATED BY DRUGSTORES IN BELO HORIZONTE, BRAZIL

Ana Teresa Rodrigues de Sousa <sup>1,4</sup>

Camila Costa Maia <sup>2</sup>

Maria Esther de Castro e Silva <sup>2</sup>

Kryscia Palhares Napoli Affonso <sup>2</sup>

Luiz Carlos Moutinho Pataca <sup>1</sup>

Max Filipe Silva Gonçalves <sup>3</sup>

Gisele Vimeiro Vidal <sup>4</sup>

\* Marcos Paulo Gomes Mol <sup>1\*</sup>

Recibido el 27 de febrero de 2023. Aceptado el 9 de enero de 2024

### Abstract

Healthcare wastes (HCW) are generated in establishments involved in human and animal healthcare activities, including pharmacies and drugstores. These activities also generate HCW, although they have been little studied in the scientific context. The present study aims to quantify and characterize the HCW generated by drugstores in Belo Horizonte, Brazil. Information contained in the Healthcare Waste Management Plans (HCWMP) was used and statistical analyzes were conducted in order to obtain the average generation by waste groups and by regions of the city. From the available data, an average global daily generation of 1218 kg/day (8140 L/day) of HCW was obtained in Belo Horizonte city, with an estimated generation per establishment of  $8.98 \pm 1.50$  kg/day ( $60 \pm 10$  L/day), ranging from 0.03 kg/day (0.21 L/day) to 39.64 kg/day (265 L/day). The study revealed that the majority of the waste is non-hazardous, accounting for 97% of the total generated (1185 kg/day; 7900 L/day), while hazardous waste constituted only 3%. Most of the hazardous waste was chemical in nature.

**Keywords:** waste management, healthcare waste, pharmacy waste, healthcare waste management plan.

<sup>1</sup> Diretoria de Pesquisa e Desenvolvimento, Fundação Ezequiel Dias. Belo Horizonte, Brasil.

<sup>2</sup> Superintendência de Limpeza Urbana (SLU), Prefeitura Municipal de Belo Horizonte, MG, Brasil.

<sup>3</sup> Mackenzie Presbyterian University, Engineering School, São Paulo, SP, Brazil.

<sup>4</sup> Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Diretoria de Pesquisa e Desenvolvimento. Fundação Ezequiel Dias – FUNED. Rua Conde Pereira Carneiro, 80. Bairro Gameleira. Cidade Belo Horizonte. Estado Minas Gerais. Código Postal (CEP) 30510-010. Brasil. Email: [marcos.mol@funed.mg.gov.br](mailto:marcos.mol@funed.mg.gov.br)

## Resumo

Os resíduos de serviços de saúde (RSS) são gerados em estabelecimentos com atividades voltadas à saúde humana e animal, dentre esses estabelecimentos estão as farmácias e drogarias. Essas atividades também geram RSS, embora pouco estudadas no meio científico. O presente estudo tem como objetivo quantificar e caracterizar os RSS gerados por drogarias de Belo Horizonte, Brasil. Foram utilizadas informações contidas nos Planos de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde (PGRSS) e realizadas análises estatísticas para obtenção da geração média por grupos de resíduos e por regiões da cidade. A partir dos dados disponíveis, obteve-se uma geração média global diária de 1218 kg/dia (8140 L/dia) de RSS na cidade de Belo Horizonte, com geração estimada por estabelecimento de  $8.98 \pm 1.50$  kg/dia ( $60 \pm 10$  L/dia), variando de 0.03 kg/dia (0.21 L/dia) a 38.64 kg/dia (265 L/dia). O estudo mostrou que a maior parte dos resíduos não perigosos (1185 kg/dia; 7900 L/dia), representando 97% do total gerado, e os resíduos perigosos representaram apenas 3% do total gerado, sendo a maior parte química.

**Palavras chave:** gestão de resíduos, resíduos de serviços de saúde, resíduo farmacêutico, plano de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde.

---

## Introduction

Waste generated in establishments engaged in human (WHO, 2014; Brasil, 2018) and animal healthcare (Brasil, 2018) is classified as healthcare waste (HCW) according to WHO (2014) Brasil (2018). HCW are defined and classified according to the risk they pose to human and environmental health. WHO (2014) defined hazardous HCW as biological, chemical, radioactive or sharp wastes. According to Brasil (2018) legislation, HCW are classified as: group A consisting of biological, infectious or possibly infectious wastes; group B consisting of chemical wastes; group C containing the radioactive wastes; group D consisting of waste comparable to household waste and; E group corresponding to sharp wastes. Non-hazardous waste (group D) is represented by those that do not pose additional risks to public health, while hazardous wastes are represented by the other groups (A, B, C, and E).

The proportion of hazardous HCW typically varies between 10% and 25% of the total wastes generated by a healthcare facility, as suggested by WHO (2014). Therefore, solid waste management measures aimed at separating hazardous waste from non-hazardous waste are essential in the routine of waste-generating establishments (Barbosa and Mol, 2018). However, factors such as the lack of knowledge about the associated risks, inadequate training of professionals involved in management, and the absence of good practices actions compromise the HCW management. This leads to a greater generation of unnecessary hazardous waste (Mosquera *et al.*, 2014, Chikanma *et al.*, 2021; Boricha *et al.*, 2021; Sabbahi *et al.*, 2020).

The proper HCW management is established in the Healthcare Waste Management Plans (HCWMP), a document that covers all stages of waste management, including generation, segregation, classification, packaging, storing, transporting, treatment and disposition.

The increase of hazardous waste generation in an establishment can elevate the probability of occupational risks, incur greater financial expense, and contribute to environmental impacts. This is often associated with inadequate waste disposal to selective collection, resulting in a low recovery of materials through recycling (Vieira et al., 2011; Zolnikov *et al.*, 2018). It is noted that training workers usually contribute to the decrease waste problems during the generation process, and consequently reducing hazardous waste generation (Mosquera *et al.*, 2014).

Among the establishments that generate HCW, drugstores are a less discussed typology in the scientific context, despite providing healthcare services such as adequate dosage, habits readjustment and general guidelines for treatment, among other healthcare activities (CFF, 2001). Therefore, due to the activity described in these establishments, waste generation with biological and chemical risk is expected, as well as sharps and waste comparable to domestic (WHO, 2014, ANVISA, 2006).

The aim of this work is to quantify and describe the HCW generated by drugstores in the city of Belo Horizonte, Brazil, based on the Healthcare Waste Management Plans formally submitted to the Urban Cleaning Superintendence of Belo Horizonte.

### **Metodology**

Belo Horizonte is the capital of Minas Gerais state, located in the southeastern region of Brazil, with an estimated population of 2.521 million inhabitants in 2020 (IBGE, 2022). The city is divided into nine regions, called: Center-South, Barreiro, East, West, Northwest, Northeast, North, Pampulha and Venda Nova. These regions have different characteristics depending on population density and per capita income (Belo Horizonte, 2022). Thus, data analysis took into account the region to which the establishment belongs.

The present study utilized the database of the Urban Cleaning Superintendence of Belo Horizonte (SLU), from information contained in the HCWMP of all active healthcare establishments. The dataset includes details on establishments generating HCW, such as the description of their activities, location, classification of each waste generated and quantities (Belo Horizonte, 2016). This information aligns with the current national legislation, specifically the RDC ANVISA 222/2018 (Brasil, 2010; Brasil, 2018).

The selected plans were those from drugstores that had “implemented”, “approved” or “approved with conditions” status. A total of 134 HCWMP from drugstores were evaluated. Of these, only five had data about subgroup A1 waste (a type of biological waste, group A, according to RDC ANVISA 222/2018), and due to this low representation, were discarded. The other classification groups contained the following amounts of data: subgroup A4 (biological with reduced risks): 97 records; group A total (all biological wastes): 99 records; group B total

(chemicals wastes): 133 records; total common waste, group D (similar to domestic waste): 134 records; total recyclable waste, group D: 56 records; group E total (sharps or similar waste): 101 records. There were 134 data points for both hazardous and non-hazardous waste. Aiming for the standardization of data, the units were converted from L/day to kg/day following the approach used by Neves *et al.* (2022). The density values adopted were 100 kg/m<sup>3</sup> for groups A and B; 150 kg/m<sup>3</sup> for group D; and 200 kg/m<sup>3</sup> for group E (Neves *et al.*, 2022).

Statistical analyzes were performed using the R software version 4.2.1 (R Core Team, 2022). The averages of total waste generation in the municipality and per regions were obtained, along with the averages of HCW per classified group. Quartiles (first, median, third) and data variability estimators (absolute deviation from the median - MAD and standard deviation - SD) were also determined. Statistics by region were performed using bootstrap with 1000 replicates, using the contributed R package “boot” (Canty and Ripley, 2021). To compare the generation rates of hazardous HCW between the regions of the city, Kruskal-Wallis tests with post hoc analysis using Nemenyi were conducted (non parametric data - p-value <0.05 in Shapiro Wilk test).

### Results and discussion

The generation of HCW in Belo Horizonte totaled 4.8 thousand tons in 2015. This amount represents 0.3% of the total municipal solid waste (MSW) generated in 2015 in the city (Belo Horizonte, 2016). According to Abrelpe (2020), the expected proportion of HCW related with USW in Brazil is 0.32%, similar to data found in the Belo Horizonte city. The generation of pharmaceutical waste in Belo Horizonte, as indicated by this study, amounts to approximately 441.65 tons per year, constituting 9.2% of the total 4.8 thousand tons generated in 2015.

The HCW from drugstores in Belo Horizonte has an average generation of 1217 kg/day (8140 L/day). Of this total, 1185 kg/day (7900 L/day) were non-hazardous waste, representing 97% of the total, and 30 kg/day (240 L/day) were waste classified as hazardous, corresponding to 3% of the total HCW generated. The percentage of non-hazardous waste is below the reference range listed by WHO (2014) and ANVISA (2006), which indicates a range of 75 to 90%. This deviation is likely attributed to the nature of drugstore activities, which involve few direct interventions in patients. All 134 HCWMP evaluated in this study predicted the generation of hazardous and non-hazardous waste, as seen in Tables 1 and 2, and Fig. 1 and 2.

It was also observed that hazardous waste falls below the range described by the references. This lower percentage of hazardous waste is likely attributed to the limited healthcare interventions provided by drugstores to patients. His justification aligns with the observed pattern of lower hazardous waste generation when compared to more complex establishments like hospitals, which typically exhibit higher values of hazardous waste generation (Mol *et al.*, 2022).

**Table 1.** Descriptive statistics of the generation of waste in drugstores according to the HCW type, in the city of Belo Horizonte. Values in kg/day

Waste group	N	Mean	SD	Median	MAD	Min	Max	IQR
Subgroup A4	97	0.07	0.07	0.10	0.01	0.00	0,50	0.08
Total group A	99	0.07	0.07	0.10	0.06	0.00	0.50	0.08
Total grupo B	133	0.11	0.28	0.02	0.03	0.00	2.17	0.03
Total group D	134	4.56	4.80	4.50	5.10	0.03	36.00	6.17
Total D recyclable	56	10.25	6.15	15.00	0.00	0.08	15.00	11.00
Total group E	101	0.06	0.07	0.05	0.04	0.00	0.52	0.06
Hazardous waste	134	0.23	0.39	0.19	0.19	0.00	3.09	0.19
Non Hazardous waste	134	8.78	9.00	4.55	6.45	0.00	36.00	19.58
Total HCW waste	134	9.02	9.13	4.89	6.73	0.03	39.61	19.73

*Legend: Subgroup A4 (biological with reduced risk); Group A (all biological wastes); Group B (chemicals wastes); Group D (similar to domestic waste); Group E (sharps or similar waste); N: number of values; SD: standard deviation; MAD: absolute deviation from the median; Min: minimum value; Max: maximum value; IQR: interquartile range.*

**Table 2.** Description of wastes generated by drugstores according to the HCWP

Type of healthcare waste	Description
Biological waste	Waste generated from healthcare activities includes items like procedure gloves and cotton that may be potentially contaminated with the patient's blood or body fluids. Additionally, waste arising from vaccination activities, involving both live and attenuated or inactivated microorganisms, encompasses items such as vials containing expired vaccines or vials with unused contents.
Chemical waste	Pharmaceutical products; waste of sanitizing agents, disinfectants; laboratory reagents, including containers contaminated by them; effluents from automated equipment used in clinical analysis; other products considered dangerous: toxic, corrosive, flammable and reactive.
Ordinary waste	Wastes similar to household waste, including: sanitary paper and diapers, sanitary pads, disposable clothing, disposable caps and masks, patient food waste, material used in antisepsis and hemostasis of venoclysis, gloves for procedures that did not come into contact with blood or body fluids; leftovers from food and food preparation; restroom food; waste from administrative areas; sweeping waste, flowers, pruning and gardens; recyclable waste without associated biological, chemical and radiological contamination.
Sharps waste	Sharp or scarifying materials, such as: razor blades, needles, scalpels, glass ampoules, lancets; micropipette tips; slides and coverslips; spatulas; and all broken glassware.

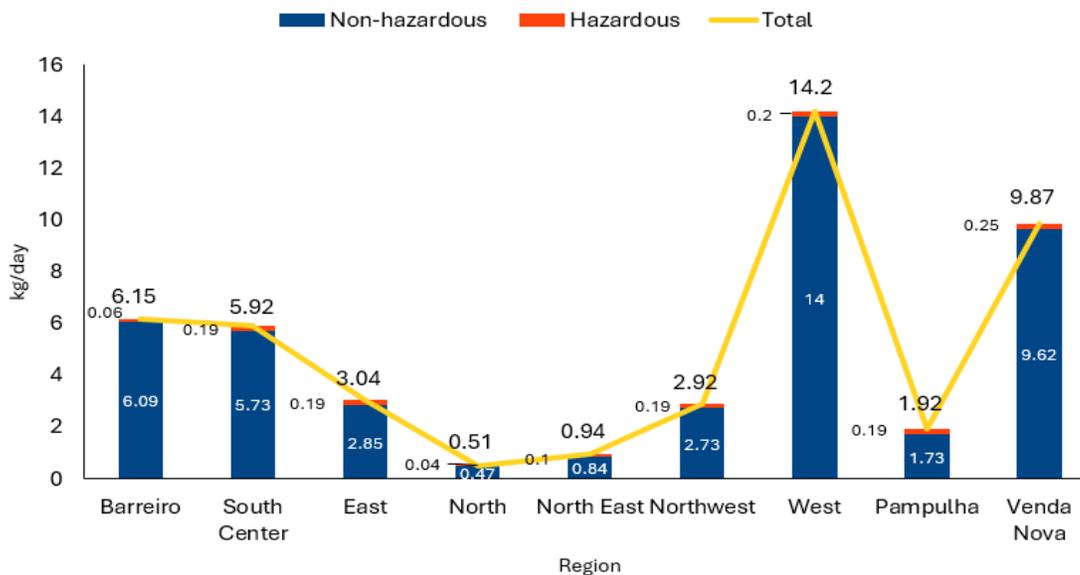


Figure 1. Hazardous, non-hazardous and total HCW generated among Belo Horizonte, per region. Values in kg/day

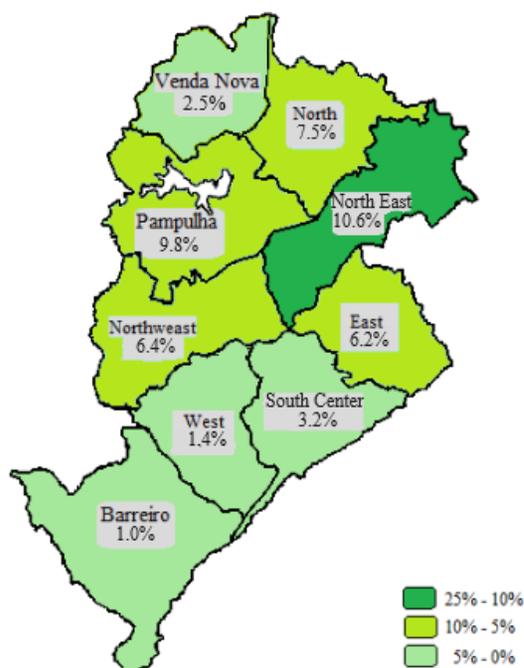


Figure 2. Hazardous waste percentage related to the HCW total generated among the regions of Belo Horizonte, Brazil.

The data revealed an average total generation of biological waste (group A) in Belo Horizonte of 7.2 kg/day (72 L/day). On average, each establishment in the city contributed 0.07 [0.06 - 0.09] kg/day (0.73 [0.60 - 0.87] L/day) of this type of waste. This category is documented in 99 HCWMP studied, constituting 30% of hazardous HCW generated in drugstores in Belo Horizonte and 0.49% of the total HCW. This percentage is lower than the figures suggested by WHO (2014) and ANVISA (2006), which recommended a 10% threshold for biological waste in relation to total HCW. In Brazilian hospitals, this proportion is notably higher at 21% (Ribeiro *et al.*, 2020). However, the increased complexity provided in a hospital compared to drugstores justifies this difference. In Belo Horizonte hospitals, the percentage of hazardous waste reported is 18%, according to Neves *et al.* (2022). The North East region exhibited the highest average of biological waste generation in drugstores in Belo Horizonte, and the South Center region is the region with the highest number of HCWMP that predict generation of this type of waste, the region responsible for 32.3% of the studied plans. However, no significant differences were noted in the rate generation of hazardous HCW between the regions of Belo Horizonte in Kruskal-Wallis test ( $p$  value > 0.05).

While it might be expected that regions with higher concentrations of medical facilities, particularly those in more central areas, would exhibit greater amounts of hazardous waste due to increased healthcare activity, this study did not confirm this hypothesis. The variation in hazardous waste does not appear to be directly correlated with the geographic distribution in the city under investigation.

Chemical waste was the most generated hazardous waste in drugstores in Belo Horizonte, representing 0.71% of drugstore waste and 44.58% of hazardous waste. The total amount of chemical waste in the city was 14.3 kg/day (143 L/day), so it is expected that drugstores generate an average of 0.11 [0.07 - 0.16] kg/day (1.10 [0.67 - 1.56] L/day). Among all HCWMP analyzed, 133 provided information about the generation of chemical waste. Similar results were reported by Oliveira *et al.* (2018) where most of the generated waste in drugstores in Vitória da Conquista, Bahia state, Brazil. Radiological wastes were not listed in any of the analyzed HCWMP of drugstores, which was expected since this type of waste is characterized by contamination with radionuclides (WHO, 201; ANVISA, 2006), and the activities developed in studied establishments do not involve use of such materials. On the other hand, sharps from drugstores amounted to 6.0 kg/day (30.0 L/day) in the city of Belo Horizonte, representing 0.40% of total HCW and 25.00% of hazardous waste. This type of waste was listed in 101 HCWMP.

Non-hazardous waste destined for common collection in Belo Horizonte had an average of 4.56 [3.79 - 5.41] kg/day (30.41 [25.26 - 36.06] L/day). All 134 HCWMP analyzed, predict the generation of non-hazardous waste that is destined for common waste collection in the city. Notably, only 56 HCWMP (41.5% of the evaluated plans) included a forecast for the destination of non-hazardous waste to recycling programs. The average generation of this type of waste in Belo Horizonte was 10.24 [8.60 - 11.83] kg/day (68.27 [57.30 - 78.85] L/day).

## Conclusion

The objective of quantifying and describing the HCW of drugstores within the studied municipality, based on the Healthcare Waste Management Plans, has been archived. It was confirmed that drugstores constitute a category of establishments with low hazardous waste generation, particularly among those generating healthcare wastes. The majority HCW generated by drugstores in Belo Horizonte is comparable to domestic waste, constituting the largest portion of the total generated. However, the description of recyclable waste destined for selective collection is only 41% according to the data from the studied establishments. When evaluating hazardous waste, it was noticed that chemicals represent the highest percentage portion. Encouraging further studies that broaden the understanding of HCW generation in various types of healthcare establishment are crucial. These studies may incorporate new variables, such as the discard behavior over time. Additionally, there is a need for new characterizations in other regions to further enhance the understanding.

## Acknowledgments

*We are grateful to Luiz Gustavo de Oliveira Schenk, for the English grammar review. The authors disclose receiving financial support for the research, authorship, and/or publication of this article from Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).*

## Referências

- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2020) Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. São Paulo: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Accessed on 29 mar. 2022. <https://abrelpe.org.br/panorama-2020>
- ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária (2006) Manual de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde. Ministério da Saúde, Brasília. Accessed 21 March 2022. [https://www.anvisa.gov.br/servicos/audite/manuais/manual\\_gerenciamento\\_residuos.pdf](https://www.anvisa.gov.br/servicos/audite/manuais/manual_gerenciamento_residuos.pdf)
- Barbosa, F.C.L., Mol, M.P.G. (2018) Proposal of indicators for healthcare waste management: Case of a Brazilian public institution. *Waste Manag Res*, **36**(10), 934–941. <https://doi.org/10.1177/0734242X18777797>
- Belo Horizonte (2016) Decreto No 16.509, de 19 de dezembro de 2016. Regulamenta o art. 46 da Lei no 10.534/2012, no tocante à elaboração, apresentação, aprovação e implantação do Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde – PGRSS no Município de Belo Horizonte. Diário Oficial do Município 4–12, 20 December. 5192nd ed. Belo Horizonte. Accessed on 30 jul. 2022: <http://portal6.pbh.gov.br/dom/iniciaEdicao.do?method=DetalheArtigo&pk=1173068>
- Belo Horizonte (2022) Belo Horizonte Estatísticas e indicadores. In: Prefeitura de Belo Horizonte. Accessed on 07 jul. 2022. <https://prefeitura.pbh.gov.br/estatisticas-e-indicadores>.
- Boricha, Z., Girotra, C., Acharya, S., Shetty, O., Bhosle, R., Tomar, G. (2021) Cognizance, Comprehension, and Implementation of Green Dentistry among Dental Students and Practitioners, Navi Mumbai, India. *International Journal of Scientific Study*, **9**(1), 155–162. Online ISSN: 2321-595X. [https://www.ijss-sn.com/uploads/2/0/1/5/20153321/ijss\\_apr\\_21\\_combined\\_20210515.pdf](https://www.ijss-sn.com/uploads/2/0/1/5/20153321/ijss_apr_21_combined_20210515.pdf)

- Brasil (2010) Lei No 12.305, de 2 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 3–7, 3 August. 147th ed. Brasília. Accessed on 30 mar. 2022: <https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=03/08/2010&jornal=1&pagina=3&totalArquivos=84>
- Brasil (2018). Resolução RDC no 222, de 28 de março de 2018. Regulamenta as Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde e dá outras providências. Diário Oficial da União 228–233, 29 March. 61st ed. Brasília. Accessed on 29 jun. 2022: <https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=29/03/2018&jornal=515&pagina=228&totalArquivos=300>
- Canty A, Ripley BD (2021) boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions
- CFF, Conselho Federal de Farmácia (2001) Resolução No 357 de 20 de abril de 2001. CFF - Conselho Federal de Farmácia. Diário Oficial da União - Caderno Convencional 24–31, 27 April. 82nd ed. Brasília. Accessed on: 29 sept. 2022: <https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=27/04/2001&jornal=1&pagina=216&totalArquivos=228>
- Chikanma, N., Okoronkwo, S.C., Emaimo, J., Ejike, E. A., Ismalia, M.D., Adedoja, O.R., Ugwu, N., Olofin, O. A. (2021) Dental Waste Management Practices Among Dental Professionals In Selected Dental Hospitals/Clinics And Laboratories In South East Nigeria. *IOSR-JDMS*, **20**(5), 43–48. Online ISSN: 2279-0853. <https://www.iosrjournals.org/iosr-jdms/papers/Vol20-issue5/Series-5/F2005054348.pdf>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia Estatística (2022). Panorama: Belo Horizonte. Acesso em: 05 dec. 2022. Accessed in: 26 may 2022: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/belo-horizonte/panorama>
- Mosquera, M., Andrés-Prado, M.J., Rodríguez-Caravaca, G., Latasa, P., Mosquera, M.E.G. (2014) Evaluation of an education and training intervention to reduce health care waste in a tertiary hospital in Spain. *American Journal of Infection Control*, **42**, 894–897. <https://doi.org/10.1016/j.ajic.2014.04.013>
- Neves, A.C., Maia, C.C., de Castro e Silva, M.E., Vimieiro, G.V., Mol, M.P.G. (2022) Analysis of healthcare waste management in hospitals of Belo Horizonte, Brazil. *Environ Sci Pollut Res*. **29** (60), 90601-906614. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22113-w>
- Oliveira, R.D.C.M., Coqueiro, J.F.R., Portela, F.S., Ferraz, M.A. (2018). Avaliação do Plano de Gerenciamento de Resíduos dos Serviços de Saúde em uma rede de Drogarias de Vitória da Conquista-BA. *ID on line RevMult Psic*, **12** (40), 815–825: <https://doi.org/10.14295/idonline.v12i40.1163>
- R Core Team (2022) R: A Language and Environment for Statistical Computing English. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Accessed 15 jun 2022: <https://www.R-project.org>
- Ribeiro, P.A.M., Neves, A.C., Mol, M.P.G. (2020). Quantitative Estimation Of Healthcare Wastes Generated By Brazilian Hospitals A Literature Review. *Environmental Engineering and Management Journal*. **19**(7), 1143–1156.
- Sabbahi. D.A., El-Naggar, H.M., Zahran, M.H. (2020) Management of dental waste in dental offices and clinics in Jeddah, Saudi Arabia. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **70**(10), 1022–1029. <https://doi.org/10.1080/10962247.2020.1802366>
- Vieira, C.D., de Carvalho, M.A.R., Cussiol, N.A.M., Alvarez-Leite, M.A., Santos, S.G, Gomes, R.M.F., Silva, M.X., Nicoli, J.R., Farias, L.M. (2011) Count, identification and antimicrobial susceptibility of bacteria recovered from dental solid waste in Brazil. *Waste Management*, **31**(6), 1327–1332, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.12.016>
- WHO, World Health Organization. (2014) Safe Management of Wastes from Health-care Activities, 2nd edn. World Health Organization, Geneva. Accessed 29 mar. 2022: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241548564>
- Zolnikov, T.R., da Silva, R.C., Tuesta, A.A., Marqus, C.P., Cruvinel, V.R. (2018) Ineffective waste site closures in Brazil: A systematic review on continuing health conditions and occupational hazards of waste collectors. *Waste Management*, **80**, 26–39. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.047>

# REVISTA AIDIS

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

## URBAN BIOMINING: LITHIUM RECOVERY FROM SPENT BATTERIES THROUGH MULTI-STEP BIOPROCESSES

Agustina Belén Buonomo <sup>1</sup>  
Romina Esther Higa <sup>1</sup>  
Laura Miriam Sánchez <sup>2</sup>  
\*Romina Mariel Gargarello <sup>3,4</sup>

Recibido el 22 de marzo de 2023. Aceptado el 12 de junio de 2023

### Abstract

Multi-step design to evaluate the bio-recovery of lithium from spent batteries was studied. The first step consisted of lithium extraction from spent batteries, using bacterial and fungal acid exfolites. The second step explored lithium recovery in the form of carbonate salts by using MICP (Microbial Induced Carbonate Precipitation) bacteria from *Sporosarcina* species. For lithium extraction (Step 1) sulfuric acid produced by sulphur oxidizing bacteria *Acidithiobacillus thiooxidans* was evaluated for its capacity to leach lithium. Extraction with biogenic sulfuric acid and with fungal bio-products (from *Aspergillus sp.* and *Simplicillium sp.* isolated at our facilities) were compared with commercial sulfuric acid. For biorecovery processes (Step 2), two type strains of *Sporosarcina sp.* were tested due to their capacity to precipitate lithium carbonate. Results showed fungal bioextracts gave a lithium leaching yield close to 60% and a global recovery yield of 27%. These observations are reported for the first time and lay the foundations for continuing the study and scaling up of this combined process for lithium recovery.

**Keywords:** biomining, lithium, *Acidithiobacillus thiooxidans*, fungi, *Sporosarcina sp.*

<sup>1</sup> Facultad de Ingeniería y Ciencias Exactas, Universidad Argentina de la Empresa, Argentina.

<sup>2</sup> Instituto de Tecnología Minera. Servicio Geológico Minero Argentino, Buenos Aires, Argentina.

<sup>3</sup> Instituto de Tecnología, Universidad Argentina de la Empresa, Argentina.

<sup>4</sup> *Adscripción actual:* Leitat Technological Center, Barcelona, Spain.

\* *Autor corresponsal:* Leitat Technological Center, Carrer de la Innovació 2, 08225, Terrassa, Barcelona, Spain. Email: [rgargarello@gmail.com](mailto:rgargarello@gmail.com)

## Introduction

A suitable match between physicochemical properties and industrial needs has made lithium one of the most commercialized metals of the last 20 years. Between 2015 and 2019 lithium Annual Accumulated Growth Rate was calculated at 13.6% and it is expected to reach an extraordinary 18.5% value by 2030, due to the emerging commercialization of electric vehicles and fossil fuel transitions (Jones, 2021). While demand for construction (glass, ceramics, and lubricants), pharma and electronics (mobile telephones, computers, and tablet batteries) remained stable, lithium carbonate and hydroxide for mobility batteries increased from 20,000 to 176,000 tons in 2019, being China and Japan the major consumers (Jones, 2021, Eyzaguirre, 2020). Furthermore, lithium is considered a Critical Raw Material (CRM) as part of an energetic transition plan to achieve net zero CO<sub>2</sub> global emissions by the year 2050 (IEA, 2021).

According to market tendencies, Foster et.al (Foster, 2014) predicted 3.78 million exhausted lithium batteries discarded by the year 2035, which will need an end-of-life management plan. Major lithium reserves are placed in Australia, Germany, Canada, Mexico, Perú, China and the so-called “lithium triangle” in the Andean region of South America, composed by Argentina, Chile, and Bolivia (CEPAL, 2021).

Lithium deposits can be divided into three forms, with decreasing difficulty of processing and purification: pegmatites or mineral rocks (e.g., spodumene) which are distributed in various geographical locations; sedimentary rocks; salars and brines with 66% of abundance, strategically found in the “Lithium Triangle” which satisfies almost 50% of world lithium demand (Jones, 2021, MDM, 2020, MEM, 2017). Brines are also rich in other metals of economic interest such as boron, potassium, sodium, and magnesium, used in batteries, fertilizers, ceramics, detergents, and other industrial products (Marazuela, 2019). Particularly, the battery industry is focused on lithium carbonate of 99.5% purity (MDM, 2020). As purifying lithium from rocks comprises classical open pit exploitation -digging, grinding, lixiviation and purification processes- extraction from brines implies a simplification of these steps by working directly with aqueous raw material. Thus, soluble lithium is harvested by brine pumping, sequenced solar evaporation and final carbonate precipitation (Bustos-Gallardo, 2021). This process takes advantage of special climatic conditions found at 3000- 4600 m.a.s.l. which happens particularly in the lithium triangle in South America.

Regarding the sustainability of brine pumping, studies in the Atacama Desert have demonstrated a shift in the natural balance of brines through the damping capacity, that is, through the loss of the level of the underground water table caused by a negative mass balance between pumping and recharge that causes an overall reduction of evaporation rate (Marazuela, 2019). Furthermore, depletion of water basins and native species loss were also reported (Gajardo, 2019).

Thus, considering the latest evidence, major facts regarding the sustainability of lithium batteries' life cycle -from mining to depleted battery management- are claimed to be regulated (Editor, 2021, Gajardo, 2019).

Spent battery recycling typical process takes at least 4 well differentiated steps (Tawonezvi, 2023):

1. Pre- treatment: to completely discharge the batteries and separate components (plastic cover, graphite, anode, and cathode). This step also increases overall recovery efficiency. Includes chemical, mechanical, and thermal methods.
2. Physical treatment: focused on the recovery of valuable metals. Typically, pyro and hydrometallurgical processes are executed.
3. Chemical treatment: extractions and dissolution of metals, following precipitation and recovery. Includes classical leaching with acidic solutions, such as hydrochloric, nitric, sulfuric, and organic acids; extraction with solvents and ionic liquids; chemical precipitation for recovery. Biological processes are taking relevance specially in this step to replace or complement the process and increase the overall yield.
4. Metal recovery and reuse: finally, to achieve the complete recycling process, the recovery of metals of economic interest - such as lithium, nickel, and cobalt, between others- is done by chemical means. Ultimate objective is to insert them in the commercial environment as raw materials for energy, chemical and construction industries.

Important disadvantages of the above-mentioned processes include emission of toxic or greenhouse gases, especially in those steps including thermal treatments. Thus, effective methods for metal recovery and reuse will contribute to reducing the carbon and water footprints of brine exploitation (Jones, 2021, Amato, 2021).

As research on effective recovery processes is taking relevance, biomining - i.e. biological systems for extraction of metals from minerals and waste materials (Rawings, 2007; Johnson, 2014) - shows up as an attractive discipline to achieve recovery and sustainability goals. Such processes are characterized by their robustness, cost-effectiveness, low toxicity or risk for workers and the environment, and comparable yields to traditional chemical processes, among others (Johnson, 2007).

In this research two biologically mediated processes were investigated to be applied at the treatment, recovery, and reuse of lithium from spent batteries. The first step evaluated the capacity of bacterial and fungal acid extrolites (fungal bioextractants) for lithium extraction from crushed spent batteries. Specifically, the use of sulfuric acid generated by the bacterial strain *Acidithiobacillus thiooxidans* and acidic organic extrolites produced by fungal species *Aspergillus sp.* and *Simplicillum sp.* was explored.

Biogenic sulfuric acid from *A. thiooxidans* and its application in leaching processes is well described (Johnson, 2007, Steudel, 1989). It has been used for uncountable metal bioleaching applications (Brierley, 2013, Gentina, 2016) including lithium present in similar residues (Boxall, 2018<sup>1</sup>).

Environmental molds (filamentous fungi) can segregate organic acids and other chelating compounds with various ecological functions and industrial applications, also including metal leaching processes (Boxall, 2018<sup>1</sup>, Jain, 2004, Frisvad, 2015, Frisvad, 2018, Lambert, 1997). In the present research two environmental fungal isolations were tested for acid extrolites production and its leaching capacity.

In both cases, acid leaching means a typical solubilization of metals by hydrolysis in acidic conditions, as shown in Equation 1:



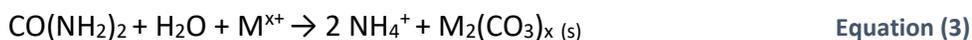
Where:

M: metal element

x: metal valence – stoichiometric coefficient

The second step approached to lithium recovery in the form of carbonate salts by using MICP (Microbial Induced Carbonate Precipitation) bacteria from *Sporosarcina* species.

Microbial Induced Carbonate Precipitation species couple the hydrolysis of urea to extracellular carbonate precipitation in a well-described pathway (Kumari, 2016, Zhang, 2021). This ubiquitous pathway leads to calcite ( $CaCO_3$ ) precipitation due to a shift in the extracellular carbonate-bicarbonate equilibrium. Such process has been of industrial interest for applications in architecture, cementation, sculpture restoration and bioremediation (Zhang, 2021). Equation 2 shows the overall chemical reaction involving *Sporosarcina sp.* ureolytic metabolism and its contribution to calcium carbonate precipitation. Alternatively, calcium can be replaced by any other metal (Equation 3):



Where:

M: metal element

x: metal valence – stoichiometric coefficient

Interestingly, *Sporosarcina* species are believed to be part of the brine environment (Bakermans, 2011) so future processes could be designed using native isolations, already adapted to extreme conditions, instead of collection strains. Testing their capacity to recover lithium in an economical valuable carbonate salt opens new possible industrial applications to these species.

## Materials and methods

### Processing and characterization of spent batteries

A batch of 20 units of Lithium spent batteries (LIBs) complete discharging was tested before processing, manually, using a digital tester. Not being a usual industrial pre-treatment but following mandatory institutional procedures, LIBs were frozen in liquid nitrogen before being grounded in a cutting mill (RETSCH SM300). This measure was taken to prevent possible increases in temperature in the shredding process that could generate some type of explosion.

The crushed material was sieved through ASTM 10 series (particle size 2 mm) in order to eliminate part of the plastic material and homogenize the sample. This fraction was identified as "LiB" and used for all the experiments.

Multi-acid digestion and subsequent reading by inductively coupled plasma emission spectrometry (ICP – OES Perkin Elmer OPTIMA 8.300) was accomplished to characterize lithium composition of the spent battery batch. LiB batch used for leaching experiments had a concentration of 24.835 g Li/Kg.

### Microorganisms

Bacterial and fungal cultures and its by-products were used for indirect metal recovery experiments in batch conditions.

*Acidithiobacillus thiooxidans* DSM 11478 inoculum was grown in a 250 mL flask in an orbital shaker at 200 rpm, 30 °C. Culture media was OK medium (per liter: 0.5 g K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>; 2 g (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>; 0.5 g MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O; 0.001 g CaCl<sub>2</sub>; 0.1 g KCl; pH 2.5) with elemental sulfur as energy source (1% w/v). Culture volume was 100 ml. Successive subcultures were made until cultures reached pH ≤ 1,00 and cellular density achieved a value beyond 1.00E+09 cells/mL, entire flask was used as inoculum for a 5-liter (useful volume) sulfur packed air-lift reactor (Buonomo, 2022). Biogenic sulfuric acid of 0.10N (titrated against NaOH 0.01N) and pH 1.5 was collected after 6 days of retention time, collected, and kept at 4 °C until use.

Two fungal strains were isolated from a fungi- contaminated bacterial culture with high lithium and other metals content. In these cultures, the carbon source for the fungi corresponded to carbon compounds fixed by acidophilic bacteria. Mycelium isolation followed a previously

described method (Gargarello, 2008). Briefly, mycelium was picked up from the bacterial culture and plated onto Potato-Dextrose-Agar (PDA) supplemented with 0.25 g/L of chloramphenicol. After five days of growth on PDA at 30 °C, two different fungal hyphae morphologies were visualized and separately re-plated on PDA supplemented with antibiotics by taking a 5 mm agar plug cut out from the colony margins. After two subculturing processes, the axenic stock cultures were kept on PDA medium at 4°C, and fresh specimens were sent to molecular sequencing. According to ITS1 and ITS4 region sequencing (Macrogen Inc., Corea), specimens were identified as *Aspergillus sp.* and *Simplicillium sp.* both uncultured strains. DNA sequencing results were confirmed by growth observation at nude eye and at optic microscope of conidiophores: green mold, separated, branched radiated conidiophores for *Aspergillus*; white mold, late sporulation for *Simplicillium*. Acid production was confirmed by culturing on PDA supplemented with 0,015 g/L of bromocresol purple.

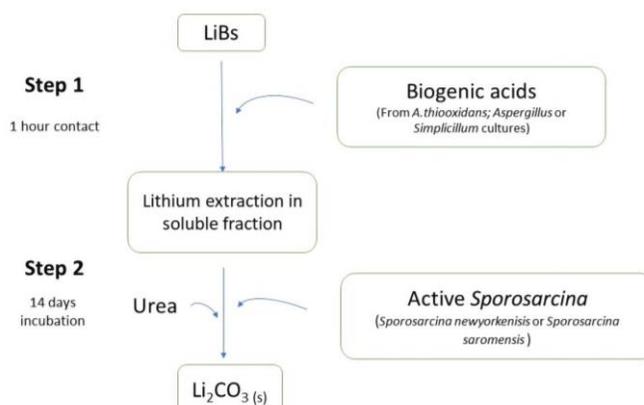
For liquid culturing and bioextractant solution recovery, conidial suspensions in sterile modified P5 liquid medium were prepared from the agar plates, quantified in a Neubauer chamber (1,00 E+07 spore/ mL) and used for inoculating 250 ml Erlenmeyer flasks with 100 ml liquid medium. Modified P5 composition (per liter): 0.3 g (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>; 1.28 g K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>; 0.5 g MgSO<sub>4</sub>-7H<sub>2</sub>O; 20 g D-glucose; 0.1 g thiamine- HCl; pH 5.5). As studied by Buonomo, A. (2022) after 6 days, when cultures arrived to a final pH of 2.5 – 3.00, they were filtrated through Whatman 41 paper and the recovered solution filtered through 0.22 µm membrane in sterile conditions. Solutions with biogenic acids were kept at 4 °C until use.

For Microbial Induced Carbonate Precipitation (MICP), two type strains of *Sporosarcina sp.*, provided by the culture collection of the Servicio Geologico Minero Argentino, were used. *S. saromensis* (SS) and *S. newyorkensis* (SN), were cultivated in Luria Broth (LB) enriched with 500 mM urea, 1%v/v inoculum.

For metal biorecovery assays, grown cultures of OD 620 nm higher than 1 unit were harvested by centrifugation (7100 G), washed twice with sterile distilled water, and finally resuspended in a minimal volume. If needed, cells were inactivated by sterilization with hot steam at 120 °C, 1atm pressure. All solutions were handled and preserved in sterile conditions.

#### Multi-step biorecovery assays.

Graphic summary of the global process is shown in Figure 1. All experiments were done in batch conditions and by duplicate. LiB mass was put in sterilized flasks, sprayed with 70% ethanol, and left under UV radiation for 30 minutes to diminish microbial charge and subsequent crossed contamination. All experiments were conducted in sterile conditions.



**Figure 1.** Graphic summary of multi-step lithium biorecovery.

For indirect lithium extraction assays (Step1) 2% w/v of LiB fraction was put in contact with biogenic acids, for 1 hour at 200 rpm and 30 °C. Initial and final pH value was registered. For pH-controlled experiments, pH value was adjusted to 3.00 or 6.00 with NaOH 0.1 N or HCl 0.1N. After contact time, systems were filtered through Whatman 41 paper and liquid fraction recovered. Extracted lithium was quantified by emission method at  $\lambda = 670.8$ , slit 0.2 as indicated by equipment handbook (Perkin Elmer, Analyst 100).

Lithium extraction yield was calculated considering LiB elemental composition and lithium concentration in solution after Step 1 through Equation 4:

$$\text{Lithium Extraction (mg/g)} = Mr / Mi \quad \text{Equation (4)}$$

Where:

Mr: total mass (mg) of Lithium recovered in solution after 1 h contact time (Concentration measured/ volume of contact solution).

Mi: total mass (g) of Lithium in the LiB present in each system.

For  $\text{Li}_2\text{CO}_3$  recovery assays (Step 2) minimal volume of *Sporosarcina* resuspended in sterile distilled water was inoculated to reach initial OD 620 nm of 0.1 units. Systems were also enriched with 500 mM final concentration of urea and incubated at 200 rpm and 30 °C. OD 620 nm, pH, ammonia (Urea color 2, Wiener) and lithium in solution were followed for at least 7 days. If necessary, enrichment with a concentrated solution of  $\text{Li}_2\text{CO}_3$  was made to each system to accomplish a minimum concentration of Lithium equal to 800 mg/L and guarantee  $K_{sp}$  concentrations ( $K_{sp} = 2.5 \text{ E-}02$ ).

Control systems for Step 1 were made of commercial sulfuric acid 0.1N solution and water. For Step 2, a set of systems were inoculated with heat-inactivated *Sporosarcina* solutions (grown culture of the microorganism was autoclaved at 100°C - 1atm for 20 minutes) to confirm that lithium depletion was metabolically mediated (indicated as “inactive”).

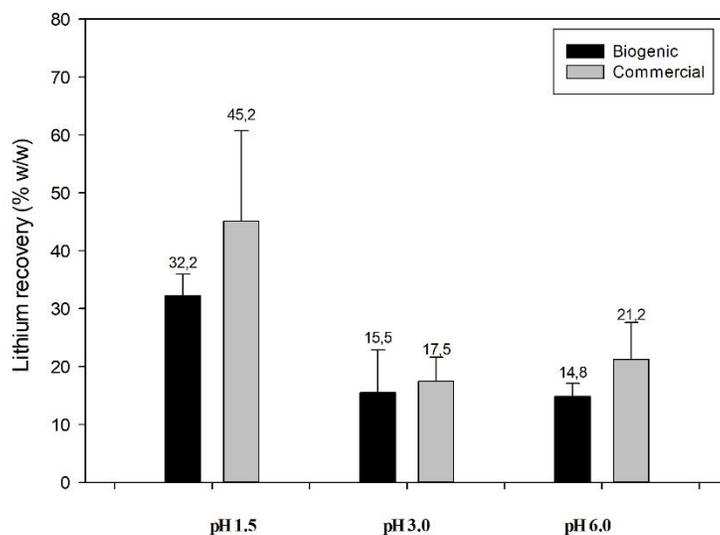
Another set of flasks identical to the study systems but without urea was incubated to confirm urea metabolism coupling to lithium depletion (indicated as “metabolic control”). A third set of flasks consisted of culture media with urea but without microorganisms (“abiotic control”).

To facilitate comparison between these experiments, results are shown in relative lithium concentration remaining in solution, obtained by dividing all results by the highest value measured at each time (Figures 4 to 8).

## Results

### Lithium leaching with bioextractants.

Lithium recovery with biogenic sulfuric acid showed to be more effective when system pH value initiated at 1.5. Results are summarized in Figure 2.

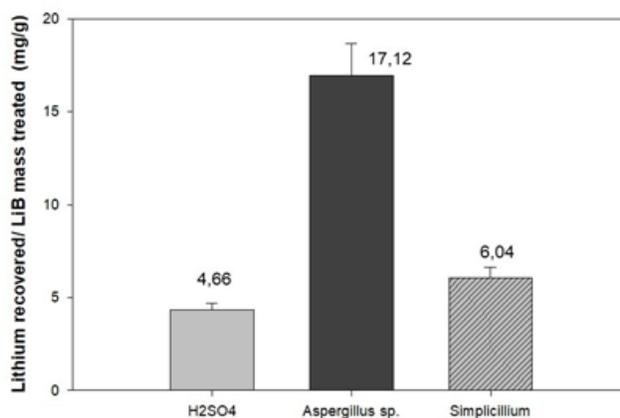


**Figure 2.** Lithium recovered in solution (leaching) with biogenic sulfuric acid and commercial sulfuric acid solutions. Numbers indicate final value in mg/g. Percentage of recovery is also indicated in bold font.

Systems at pH 1.5 did not need addition of acid or alkali. Variation of pH was 0.22 units for systems with biogenic acid and 0.03 units for systems with commercial acid. Recovery at pH 1.5 meant a 32.2% for biogenic acid compared with 45.2% of commercial sulfuric acid.

Systems at pH 3.00 and pH 6.00 needed constant adjustment with acid solution to remain stable (volume variation < 1%). As recovery observed was good at pH values lower than 3.0 for next experiments only conditions below this value were assayed.

Lithium recovery with fungal bioextractants showed to be more effective when working with *Aspergillus sp.* solutions. Results are summarized in Figure 3.



**Figure 3.** Lithium recovery in solution (leaching) with fungal bioextractants.

pH variation remained between 0.10 units for all systems and did not need adjustment. Initial values were  $2.6 \pm 0.10$  for fungal bioextractants (matching with typical final pH of cultures (Buonomo, 2022)). H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> initial pH was set at 2.5 units.

Percentage of recovery for these systems were: 45% for commercial H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>; 68.26%, *Aspergillus sp.*; 24.34% *Simplicillium*. Lithium recovery in direct extraction experiments (i.e., in situ growing fungi) was not comparable to indirect extraction assays, despite visible fungal growth and evidenced tolerance to high metal concentrations (data not shown).

#### Lithium recovery through bio-precipitation with *Sporosarcina sp.*

Lithium carbonate precipitation was assayed with *Sporosarcina* cultures in Step 2, to complete a multi- step biological process of recovery.

When Step 1 was accomplished with biogenic sulfuric acid, no evidence of lithium fading was observed in Step 2 (Figure 4). Variation of lithium remaining in solution obtained after fourteen days of incubation seemed to have the same behavior of the control systems. Furthermore, no significant ammonia production was evidenced (Figure 5). and pH values remained acidic, ranging from an average of  $1.80 \pm 0.1$  to  $4.50 \pm 0.1$  in all systems which would not favor any precipitation process. These set of experiments could be held for 14 days before contamination was evidenced.

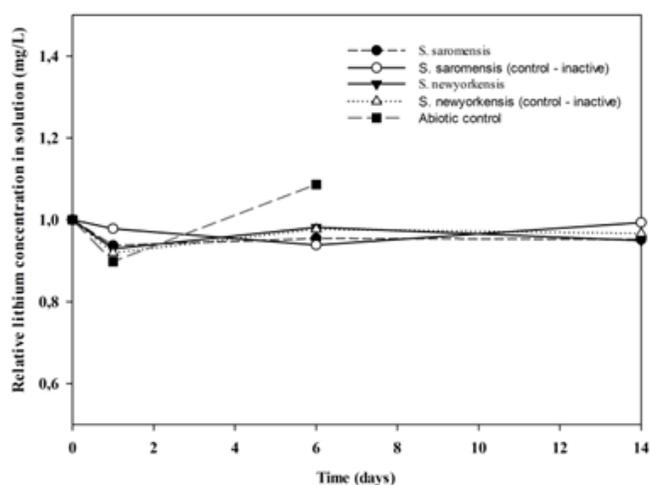


Figure 4. LiBs treated with biogenic sulfuric acid and *Sporosarcina sp.* to evaluate recovery as  $\text{Li}_2\text{CO}_3$ .

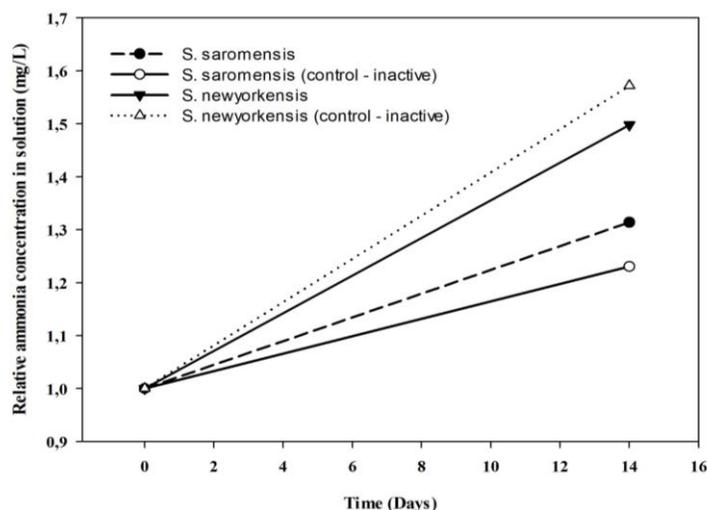
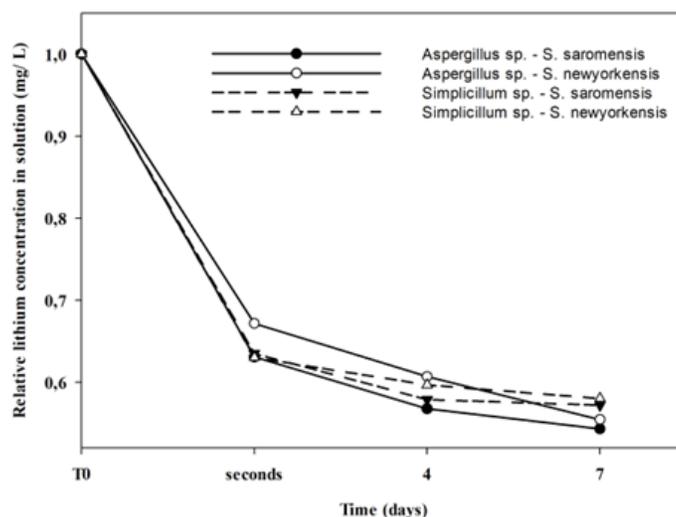


Figure 5. Variation of ammonia in biogenic sulfuric acid put into contact with *Sporosarcina sp.* to evaluate recovery as  $\text{Li}_2\text{CO}_3$ .

On the other hand, when lithium was leached with fungal bioextractants in Step 1, a depletion of 40% in solution after 7 days of incubation (Figure 6) was evidenced in Step 2. No relevant differences were observed between *Sporosarcina saromensis* or *Sporosarcina newyorkensis* performance.

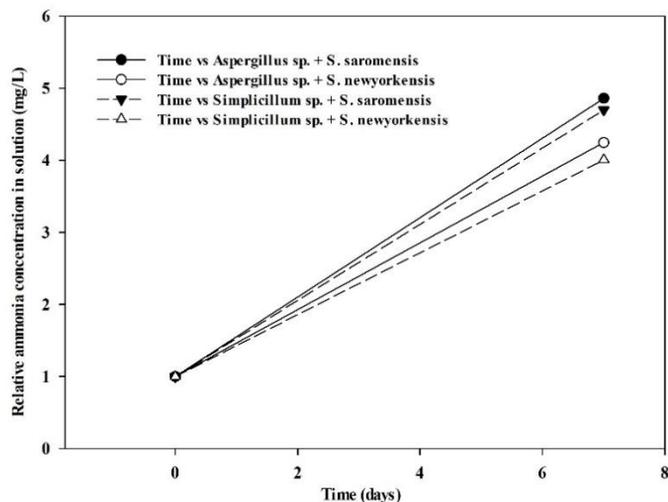


**Figure 6.** Relative lithium concentration in solution for systems previously treated with fungal bioextractants in contact with *Sporosarcina sp.*

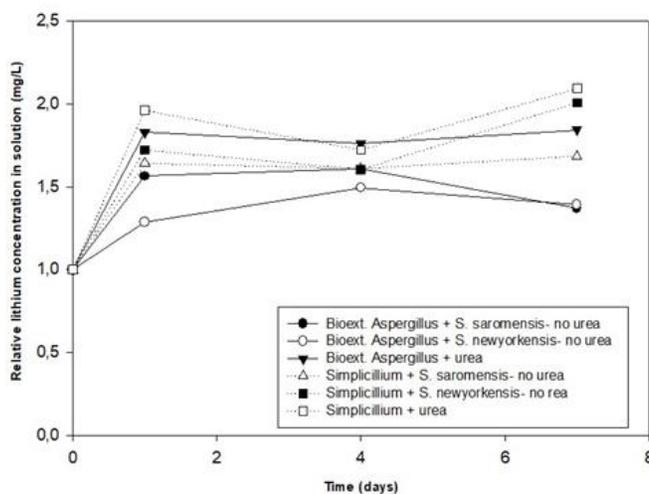
Lithium depletion can be exclusively attributed to urease metabolism of *Sporosarcina*, as ammonia in solution tendency is to increase (Figure 7), evidence of metabolic ureolytic activity.

On the other hand, control systems did not evidence metal decrease: nor dead cells superficial phenomena or physicochemical factors that include urea oxidation are related (Figure 8).

Although lithium carbonate as a precipitated solid was not evidenced at nude eye, carbonate and lithium were confirmed by semi- quantitative analysis on one set of systems for Step 2. At day 7, *Aspergillus sp.* and *Sporosarcinas* system was filtrated through 0.22  $\mu\text{m}$  membrane. The retentate was resuspended in HCl 10% and bubbling was observed, typical of carbonate dissociation in  $\text{CO}_2$ . Investigation of the presence of lithium by measuring the suspension by atomic emission revealed a positive result. However, no mass balances could be done due to the lower quantities recovered.



**Figure 7.** Relative ammonia concentration in solution for systems previously treated with fungal bioextractants in contact with *Sporosarcina* sp.



**Figure 8.** Relative lithium concentration in solution for control systems.

These set of experiments could be held only for 7 days before contamination was evidenced. According to different performances through Step 1 and 2, global yields are summarized in table 1:

**Table 1.** Lithium leaching and recovery yields at different steps and global

System	Step 1- Leaching % mg/g	pH Step 1	Step 2- Recovery % mg/g	pH Step 2	Global yield % mg/g
Commercial H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	45.2	1.5	N. A <sup>3</sup>	N. A	N. A
Commercial H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	18.9	2.5	N. A	N. A	N. A
Biogenic H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	32.2	1.5	N. D	5.5 <sup>4</sup>	N. D
<i>Aspergillus sp.</i> bioextractant	68.26	2.5	40 % <sup>1</sup>	5.5	27.30
<i>Simplicillium</i> bioextractant	24.34	2.5	40 %	5.5	8.54

<sup>1</sup>As no differences between *S. newyorkensis* and *S. saromensis* were observed, this recovery value is an average.

<sup>2</sup>Commercial sulfuric acid solutions were tested at the same pH of the biogenic acid set of experiments.

<sup>3</sup>Abbreviations: Not Assayed (N. A); Not Detected (N. D).

<sup>4</sup>Average values between sets of experiments. pH value did not change during the experiment.

## Discussion

For lithium extraction (Step 1) biogenic sulfuric acid produced by sulfur oxidizing bacteria and biogenic organic acids from fungi were evaluated and compared with commercial sulfuric acid extraction yields.

Results showed comparable leaching yields of both bio-products compared with commercial acid (table 1). Even more, extraction with fungal bioproducts gave higher recovery yields, reaching a 68.26% for *Aspergillus sp.* in contrast to a 45% for commercial sulfuric acid, at a pH value of 2.5 (Figure 3). These results are lower of that obtained with commercial organic acid leaching – 90% with citric acid at high temperature filtration (Gao, X. 2019). However, they appear as promising and feasible to be improved by exploring more variables in future studies as: mass: volume ratios, contact time, batch or semi continuous (recirculation) process.

Between previously reported biological processes, Boxall (2018<sup>1</sup>) obtained around 50% of lithium extraction using biogenic compounds from *Acidithiobacillus ferrooxidans*, improved to 70% when 10mM H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> was added, after 4 steps of 1 hour of contact each. Considering the results of this manuscript, *Aspergillus sp.* biogenic compounds appear to be an advantageous option, as similar yields can be achieved in similar time, without commercial acid manipulation.

Based on general information of the genus *Aspergillus* (Samson, 2019) the diversity of compounds segregated under different culturing conditions open the possibility of existence of coordination phenomena added to acid- base equilibrium. Siderophores, carboxylic acids, quinolones, between others are part of an extensive list of possible metal chelating agents that can be involved and act synergically in lithium extraction (Buonomo, 2022, Frisvad, 2015, Kocsubé, 2016). Full characterization of the chemical profile of the strains is an aspect that exceeded the main initial objectives but is being considered to predict chemical interactions and kinetics to improve the hole extraction process.

For lithium precipitation and recovery from solution (Step 2), two *Sporosarcina sp.* strains were examined (*S. newyorkensis* and *S. saromensis*), with very similar interaction with lithium depletion from solution.

However, the identity of the bio-extractant used at Step 1 did influence the activity of *Sporosarcina* at step 2. As can be seen in figure 4, systems where biogenic sulfuric acid was used on Step 1 for lithium leaching, did not lead to any *Sporosarcina* activity on Step 2, i.e. no lithium harvesting was measured. On the other hand, lithium leaching using fungal bio-extractants in Step 1, did lead to considerable lithium depletion in the following step with MICP bacteria, as is shown in Figure 6. Global yield for the configuration *Aspergillus sp.* bioextract – *Sporosarcina sp.* reached 27.3%, comparable to previously reported multi-stage chemical processes (Boxall, 2018<sup>2</sup>).

For the observed differences in *Sporosarcina sp.* development with fungal bioextractants over biogenic sulfuric acid, bulk buffered pH and molecular identity of the matrix can be two distinctive aspects that promote/ prevent cellular activity, giving the conditions for urease activity.

The absence of lithium carbonate crystals precipitation may be due to the lack of enough alkalization or to concentrations that still do not achieve its  $K_{sp}$  values. If chelating agents are present in solution, thus they may be responsible for the increased lithium solubility. Additionally, acidic to neutral bulk pH does not favor any  $\text{LiCO}_3$  precipitation (highest pH achieved at step 2 was 5.5 and carbonate salts precipitation leads to a pH value near 8.00), even though lithium and carbonate presence was evidenced in filtered systems. These process variables in Step 1, as well as chemical equilibriums with other metals, need further studies for improving the bio-mediated lithium recovery.

Even though all experiments and sampling were done in sterile conditions, experiments coming from fungal bioextractant leaching at Step 1, showed a lower capacity to remain without contamination beyond day 7. For systems coming from biogenic sulfuric acid at step 1, this occurred at day 14. The fact that systems showed contamination, even manipulated in sterile conditions, can be attributed to an inefficient sterilization process onto the LiBs fraction. The selected method (UV exposure) was preferred among others available at the institute facilities (i.e. heat sterilization) to avoid any physical or chemical change due to this treatment. Even though at the laboratory scale sterile conditions are crucial to follow and characterize *Sporosarcinas* activity, for industrial scale this specification is impossible to achieve. Thus, future research must be done to design a system where *Sporosarcina* activity is not affected by other biological contaminants.

## Conclusions

Basis of a completely bio-mediated process for lithium recovery from spent batteries was established, consisting on two steps: one of indirect bioleaching, and the second of bio-precipitation.

The best performance for lithium recovery from solution was observed when combining *Aspergillus sp.* bioextractant for step 1 and any *Sporosarcina sp.* strain for step 2, leading to a global yield of 27.3%, comparable with previously reported multi-step chemical processes.

Further studies on *Aspergillus* chemical profile characterization, bulk conditions control and equilibria between generated compounds, lithium, and other metals are needed to improve the process for a potential scaling up.

## Acknowledgments

Authors would like to thank the personnel at the university laboratories for their support during this research, almost entirely conducted during COVID pandemic, and Dr. Melisa Olivelli for her contributions. This research was funded by Universidad Argentina de la Empresa, Argentina. Research and Development Project- P19T05: Biominería y Minería Urbana.

## References

- Amato, A., Becci, A. V.-G., M., Vereda-Alonso, C. B., F. (2021). Challenges for sustainable lithium supply: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, **300**, 126954. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126954>
- Boxall, N. J., Cheng, K. Y., Bruckard, W., Kaksonen, A. H. (2018). Application of indirect non-contact bioleaching for extracting metals from waste lithium-ion batteries. *Journal of Hazardous Materials*, **360**, 504-511. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.024>
- Brierley, C. L., Brierley, J. A. (2013). Progress in bioleaching: part B: applications of microbial processes by the minerals industries. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **97**, 7543-7552. <https://doi.org/10.1007/s00253-013-5095-3>
- Buonomo, A., Higa, R. (2022). *Procesos biotecnológicos mediados por microorganismos para la recuperación y reutilización de litio proveniente de baterías agotadas*. Tesis de Grado. Licenciatura en Biotecnología, Universidad Argentina de la Empresa. Buenos Aires, Argentina.
- Bustos-Gallardo, B., Bridge, G., Prieto, M. (2021). Harvesting Lithium: water, brine and the industrial dynamics of production in the Salar de Atacama. *Geoforum*, **119**, 177-189. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2021.01.001>
- Delbuono, V. S. T., Toledo, E., Jerez, D. (2017). Mercado de Litio: Situación actual y perspectivas. In: MINERÍA, Ministerio de Energía (Eds.). Argentina.
- Editor's notes (2021). Lithium-ion batteries need to be greener and more ethical. *Nature*, 595. <https://www.nature.com/articles/d41586-021-01735-z>
- Eyzaguirre, S. A. G. (2020). Oferta y demanda de litio hacia el 2030. In: Dirección De Estudios Y Políticas Públicas, Ministerio de Minería (ed.). Chile. Available at: <https://www.cochilco.cl/Mercado%20de%20Metales/Produccion%20y%20consumo%20de%20litio%20hacia%20el%202030.pdf>

- Foster, M., Isely, P., Standridge, C. R., Hasan, M. M. (2014). Feasibility assessment of remanufacturing, repurposing, and recycling of end of vehicle application lithium-ion batteries. *Journal of Industrial Engineering and Management*; **7**(3). <https://doi.org/10.3926/jiem.939>
- Frisvad, J. C., Larsen, T. O. (2015). Chemodiversity in the genus *Aspergillus*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **99**, 7859-7877. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6839-z>
- Frisvad, J. C., Møller, L. L. H., Larsen, T. O., Kumar, R., Arnau, J. (2018). Safety of the fungal workhorses of industrial biotechnology: update on the mycotoxin and secondary metabolite potential of *Aspergillus niger*, *Aspergillus oryzae*, and *Trichoderma reesei*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **102**, 9481-9515. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9354-1>
- Gajardo, G., Redón, S. (2019). Andean hypersaline lakes in the Atacama Desert, northern Chile: Between lithium exploitation and unique biodiversity conservation. *Conservation Science and Practice*, **1**, e94. <https://doi.org/10.1111/csp2.94>
- Gargarello, R., Cavalitto, S., Di Gregorio, D., Niello, J. F., Huck, H., Pardo, A., Somacal, H., Curutchet, G. (2008). Characterisation of uranium(vi) sorption by two environmental fungal species using gamma spectrometry. *Environmental Technology*, **29**, 1341-1348. <https://doi.org/10.1080/09593330802327069>
- Gentina, J. C., Acevedo, F. (2016). Copper Bioleaching in Chile. *Minerals* [Online], **6**. <https://doi.org/10.3390/min6010023>
- IEA, International Energy Agency (2021). *Net Zero by 2050*. Report. [iea.li/nzeroadmap](https://www.iea.org/net-zero)
- Jain, N., Sharma, D. K. (2004). Biohydrometallurgy for Nonsulfidic Minerals—A Review. *Geomicrobiology Journal*, **21**, 135-144. <https://doi.org/10.1080/01490450490275271>
- Johnson, D. B. 2014. Biomining—biotechnologies for extracting and recovering metals from ores and waste materials. *Current Opinion in Biotechnology*, **30**, 24-31. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2014.04.008>
- Jones, B. A., F., Rodríguez, V. (2021). Cambios en la demanda de minerales: análisis de los mercados del cobre y el litio, y sus implicaciones para los países de la región andina. In: CARIBE, C. E. P. A. L. Y. E. (ed.) *Documentos de Proyectos (LC/TS.2021/89)*. Santiago de Chile, Chile.
- Kocsubé, S., Perrone, G., Magistà, D., Houbraeken, J., Varga, J., Szigeti, G., Hubka, V., Hong, S. B., Frisvad, J. C., Samson, R. A. (2016). *Aspergillus* is monophyletic: Evidence from multiple gene phylogenies and extrolites profiles. *Studies in Mycology*, **85**, 199-213. <https://doi.org/10.1016/j.simyco.2016.11.006>
- Kumari, D., Qian, X.-Y., Pan, X., Achal, V., Li, Q., Gadd, G. M. (2016). Chapter Two - Microbially-induced Carbonate Precipitation for Immobilization of Toxic Metals. In: Sariaslani, S., Gadd, G. M. (Eds.) *Advances in Applied Microbiology*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.aambs.2015.12.002>
- Lambert, P. W., Meers, J. L., Best, D. J., Hartley, B. S., Atkinson, T., Lilly, M. D. (1997). The production of industrial enzymes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, **300**, 263-282. <https://doi.org/10.1098/rstb.1983.0004>
- Marazuela, M. A., Vázquez-Suñé, E., Ayora, C., García-Gil, A., Palma, T. (2019). The effect of brine pumping on the natural hydrodynamics of the Salar de Atacama: The damping capacity of salt flats. *Science of The Total Environment*, **654**, 1118-1131. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.196>
- Rawlings, D., Johnson, R. (2007). *Biomining*, Berlin, Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-34911-2>
- RMIS, Raw Materials Information System (2022). *Raw Materials Profiles*. Accessed 12<sup>th</sup>. January 2022. Available: <https://rmis.jrc.ec.europa.eu/?page=crm-list-2020-e294f6>
- Samson, R. A. H., J., Thrane, U., Frisvad, J. C., Andersen, B. (2019). *Food and Indoor Fungi*, The Netherlands, Westerdijk Fungal Biodiversity Institute. ISBN 978-94-91751-18-9.
- Steudel, R. (1989). On the nature of “elemental sulfur” (S<sup>0</sup>) produced by sulfur-oxidizing bacteria. In: Schlegel, H. G. B., B. (ed.) *Autotrophic bacteria*. Berlin: Springer. ISBN 978-0910239226.
- US Geological Survey (2021). *Mineral Commodity Summaries*. <https://doi.org/10.3133/mcs2021>
- Zhang, J., Shi, X., Chen, X., Huo, X., Yu, Z. (2021). Microbial-Induced Carbonate Precipitation: A Review on Influencing Factors and Applications. *Advances in Civil Engineering*, **2021**, 9974027. <https://doi.org/10.1155/2021/9974027>



# REVISTA AIDIS

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

## MÉTODO PROCESSO ANALÍTICO HIERÁRQUICO COMO INSTRUMENTO DE APOIO NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS: UMA REVISÃO

\*Samara Avelino de Souza França<sup>1</sup>  
Viviane Jin Hee Kim<sup>1</sup>  
Raphael Tobias de Vasconcelos Barros<sup>1</sup>

### ANALYTIC HIERARCHY PROCESS METHOD AS A SUPPORT TOOL IN SOLID WASTE MANAGEMENT: A REVIEW

Recibido el 25 de marzo de 2023. Aceptado el 22 de septiembre de 2023

#### Abstract

*Decision-making processes based on Multicriteria Decision-Making Models (MDMM) have been used to solve several problems, including those related to solid waste management. One such model is the AHP (Analytic Hierarchy Process) method, which employs qualitative and quantitative criteria and the participation of different decision-makers. Thus, the aim of this article is to analyze the literature on the use of the AHP method in support of solid waste management. For this, a systematic literature review considered articles in English, available on the CAPES Periódicos Portal, from 2000 to 2022, with 12 studies that exclusively used the AHP method being discussed in depth. The studies used the method for destination or disposal decisions, solid waste treatment/utilization technologies, or in places for installing sanitary landfills, composting plants, etc. solid waste. All of them were based on the opinion of experts and stakeholders, revealing the AHP as a powerful decision-support tool. Some gaps found were that none of the studies detailed the source(s) and/or database of the literature review; some did not inform the number of participants; and only 5 studies explained how they proceeded with the sensitivity analysis. As main recommendations, it is suggested that these gaps be met, in addition to discussing whether the results met the expectations of the parties involved in the judgments.*

**Keywords:** solid waste, multicriteria análisis, analytic hierarchy process.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. Av. Antônio Carlos, 6627 – Pampulha, Belo Horizonte, Minas Gerais. CEP 31270-901. Brasil. Email: [avelinosamara@gmail.com](mailto:avelinosamara@gmail.com)

## Resumo

Processos decisórios baseados em Modelos de Tomada de Decisão Multicritérios (MTDM) têm sido utilizados para solucionar diversos problemas, entre eles os relacionados à gestão de resíduos sólidos. Um desses modelos é o método AHP (Processo Analítico Hierárquico), que emprega critérios qualitativos e quantitativos e a participação de diferentes tomadores de decisão. Assim, o objetivo deste artigo é analisar a literatura sobre o uso do método AHP em apoio à gestão de resíduos sólidos. Para isso, a revisão sistemática de literatura considerou artigos em inglês, disponíveis no Portal Periódicos CAPES, de 2000 a 2022, sendo discutidos com profundidade 12 estudos que utilizaram exclusivamente o método AHP. Os estudos empregaram o método para decisões de destinação ou disposição final, tecnologias de tratamento/aproveitamento de resíduos sólidos ou em locais para instalação de aterro sanitário, usinas de compostagem etc., revelando como tendência a aplicação do AHP para decidir sobre alternativas de aproveitamento energético de resíduos sólidos. Todos eles se basearam na opinião de especialistas e stakeholders, revelando o AHP como uma poderosa ferramenta de apoio à tomada de decisão. Algumas lacunas verificadas foram: que nenhum dos estudos detalhou a(s) fonte(s) e/ou base de dados da revisão da literatura; alguns não informaram o número de participantes; e apenas 5 estudos explicitaram como procederam para análise de sensibilidade. Como principais recomendações sugere-se que essas lacunas sejam preenchidas, além de discutir se os resultados atenderam às expectativas das partes envolvidas nos julgamentos.

**Palavras-chave:** resíduos sólidos, análise multicritério, processo analítico hierárquico.

---

## Introdução

Globalmente são gerados cerca de 2.01 bilhões de toneladas de resíduos sólidos por ano, correspondente a um per capita de 0.74 kg/hab.dia<sup>-1</sup> com 33% não sendo gerenciadas adequadamente (Kaza *et al.*, 2018; Abdel-Shafy e Mansour, 2018). Daí a necessidade de estratégias de gestão que modifiquem esse cenário e garantam o alcance, entre outras metas dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável, da meta 12.5 de reduzir consideravelmente a geração de resíduos até 2030, por meio de medidas de prevenção, reutilização e reciclagem (IPEA, 2018).

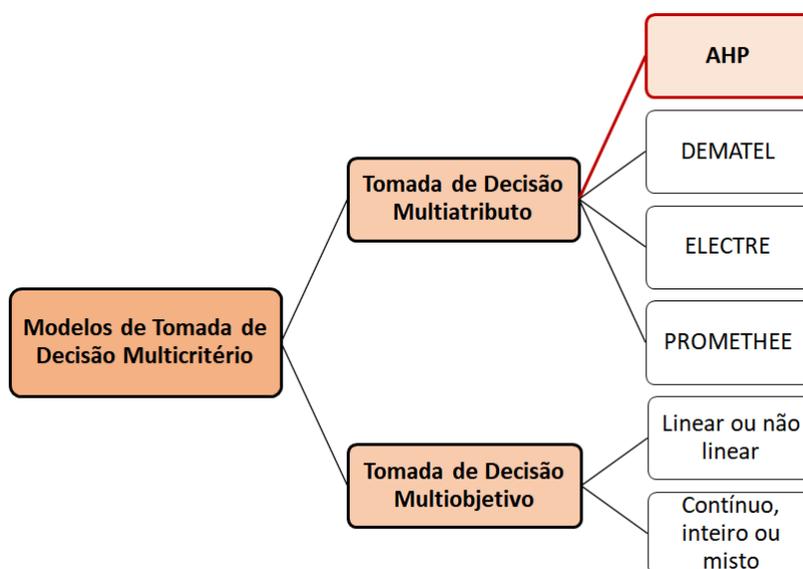
Quanto à essas estratégias, todas devem estar pautadas na hierarquia de gestão de resíduos, mas considerando que para diferentes contextos existem alternativas diferenciadas e específicas de gestão. Essa hierarquia define um caminho que parte da opção mais preferida à menos preferível, respectivamente, da prevenção, passando pela reutilização, reciclagem, recuperação e disposição final em aterros sanitários (Van Ewijk e Stegemann, 2016).

Assim, os gestores (nacionais e locais, públicos e privados) precisam se adequar às novas diretrizes, deveres e metas definidas para o setor, considerando a gestão sustentável de resíduos. Dessa maneira, a tomada de decisão precisa estar baseada em metodologias e ferramentas de apoio, tais como os Modelos de Tomada de Decisão Multicritérios (MTDM), afinal a tomada de decisão é resultado de uma sequência de processos usados para orientar e apoiar os decisores na resolução de problemas.

Neste seguimento, desde os anos 60 foram desenvolvidos modelos de apoio à decisão, inicialmente voltados à elementos particulares do sistema de gerenciamento de resíduos e, ao longo dos anos 80 e 90, direcionados ao seu estudo por completo. Na perspectiva da gestão de resíduos, os MTDM mostram-se importantes ferramentas, pois além de abarcarem aspectos econômicos, sociais e ambientais, se configuram também como uma técnica participativa, permitindo o envolvimento das partes interessadas (Goulart Coelho, Lange e Coelho, 2017).

Esses modelos podem orientar os tomadores de decisão quanto à avaliação de alternativas existentes ou potenciais, por meio da análise simultânea de diversos critérios. Assim, por conta da sua capacidade de reunir múltiplos critérios, os MTDM são considerados instrumentos eficazes e completos para a tomada de decisão em gestão de resíduos sólidos (Soltani *et al.*, 2015).

Esses modelos são divididos em dois grupos: modelos de Tomada de Decisão Multiatributo e de Tomada de Decisão Multiobjetivo, conforme Figura 1.



**Figura 1.** Classificação e exemplos de Modelos de Tomada de Decisão Multicritério. *Fonte: Elaborado pelos autores (2023).*

Os modelos de Tomada de Decisão Multiatributo são utilizados quando há um número limitado e pré-determinado de critérios/alternativas a serem avaliados, considerando para isso as seguintes etapas: (1) definição do objetivo e escopo; (2) estruturação teórica; (3) definição da formulação matemática; (4) seleção de critérios; (5) normalização dos dados; (6) validação do modelo; e (7) análise de sensibilidade, mostradas na Figura 2.

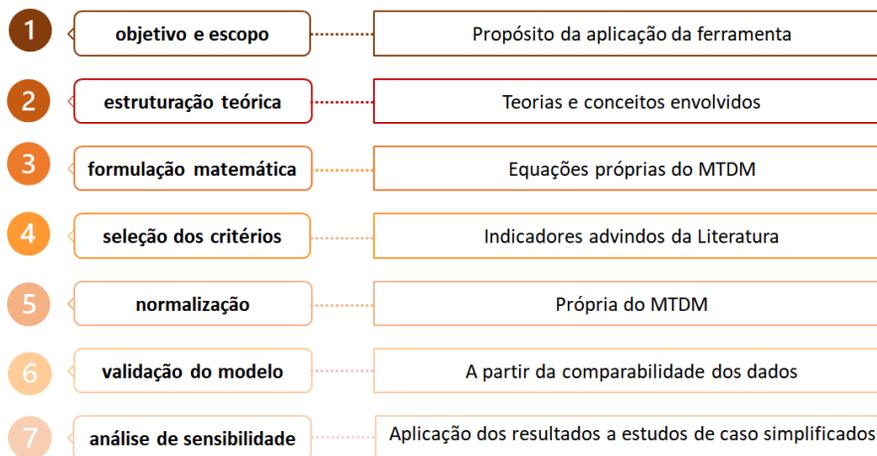


Figura 2. Representação das etapas de MTDM. Fonte: Adaptado de Goulart Coelho, Lange e Coelho (2017).

Mais especificamente quanto ao método AHP, pertencente ao grupo de Modelos Multiatributo, foi desenvolvido por Thomas L. Saaty em meados da década de 80, em busca de um método que permitisse a hierarquização de alternativas a partir da ponderação de diferentes critérios e somatório das avaliações de determinada solução. Trata-se de uma abordagem baseada em funções de valor, sendo utilizado quando o pesquisador e/ou tomador de decisão usa seu julgamento e conhecimento para avaliar critérios em um determinado estudo ou situação problema (Saaty, 1991), oportunizando quantificar e avaliar diversos critérios e ter uma melhor percepção e comparação dos critérios e suas singularidades.

O método é ancorado na comparação par a par de critérios organizados em vários níveis, onde são atribuídas escalas de importância de 1 a 9 para cada comparação. Como resultado é possível avaliar os critérios e/ou alternativas a partir de uma estrutura hierárquica. Mais detalhes do passo a passo podem ser encontrados em Taherdoost (2017).

Ressalta-se que a principal vantagem do AHP é poder avaliar o nível de concordância dos julgamentos das comparações par a par por meio do cálculo da razão de consistência, admitida em 0,10, podendo o método ser utilizado de duas formas:

1. Definido o problema decisório (ex.: gestão da coleta seletiva em municípios do Pará), determinam-se os critérios prioritários que devem ser levados em consideração para tomada de decisão;
2. O pesquisador identifica as alternativas disponíveis para solução do problema (ex.: reciclagem, tratamento térmico, compostagem) e a partir daí chega-se à uma ordenação ou escolha de uma dessas alternativas.

Diversos pesquisadores têm utilizado MTDM para analisar a gestão de resíduos sólidos. O método DELPHI foi utilizado para seleção e validação de indicadores para a coleta seletiva (Bringhenti, Zandonade e Günther, 2011); o ELECTRE III para decidir melhor alternativa para recuperação energética de resíduos (Karagiannidis e Perkoulidis, 2009; El Hanandeh e El-Zein, 2010) e cenários de tratamento e disposição final (De Medina-Salas *et al.*, 2017).

Em revisão de 68 artigos de 1991 a 2013, Soltani *et al.* (2015) demonstraram a tendência de ampliação do uso do AHP, pois verificaram que ele foi bastante utilizado em conjunto com outros MTDM para apoiar decisão quanto à locais para instalação de aterro sanitário, sendo que em 81% dos estudos os participantes atribuíram pesos aos critérios, com destaque à representantes de governos/municípios e especialistas.

Além disso, Goulart Coelho, Lange e Coelho (2017), ao revisarem 260 trabalhos que utilizaram MTDM, de 1981 a 2016, concluíram que sua utilização tem sido predominantemente orientada para solucionar problemas relacionados à localização de instalações ou estratégias de gestão, sendo que 78% dos artigos analisados adotaram a método Multiatributo, com destaque ao método AHP, que permite que o pesquisador trabalhe com critérios divididos em níveis, tais como econômico, ambiental, social, entre outros. Por exemplo, o uso do AHP em conjunto com outras ferramentais, tais como o Sistema de Informação Geográfica (SIG), tem auxiliado na decisão sobre local para instalação de aterro sanitário (Şener *et al.*, 2010; Ghobadi, Babazadeh e Bagheri, 2013; Barakat *et al.*, 2017; Damasceno Pavani *et al.*, 2019; Asif *et al.*, 2020).

Dessa maneira, uma revisão dos estudos anteriores é importante indicativo de como o método AHP tem sido utilizado e adequado para a temática da gestão de resíduos sólidos, apoiando não somente tomadores de decisão de governos, mas também pesquisadores e gestores de resíduos. Além disso, um artigo de revisão também permite destacar potenciais tópicos, nos quais aplicações do método AHP podem ser exploradas.

Assim, o presente trabalho pretende responder: como o método AHP tem sido empregado na gestão de resíduos sólidos? Para responder essa pergunta, o objetivo geral foi analisar as publicações sobre o tema nos últimos vinte anos.

### **Metodologia**

A revisão de literatura foi realizada por meio de pesquisa bibliográfica (Marconi e Lakatos, 2017), seguindo 5 etapas: (i) formulação da pergunta de pesquisa; (ii) busca por artigos; (iii) seleção dos artigos com base em critérios de inclusão e exclusão, e (iv) análise dos artigos selecionados.

Assim, a revisão de literatura buscou elementos para responder a seguinte pergunta: como o método AHP tem sido empregado para tomada de decisão na gestão de resíduos sólidos? O levantamento de artigos foi feito no Portal Periódicos CAPES, uma biblioteca virtual desenvolvida pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) em que é possível acessar produções nacionais e internacionais de alta relevância científica.

Dessa maneira, em setembro de 2022 foram levantados artigos (de Pesquisa e de Revisão), na língua inglesa, do período compreendido de 2010 a 2022, adotando-se como estratégia de busca as expressões-chave "municipal solid waste" AND "analytic hierarchy process". Em seguida foram incluídos para leitura na íntegra: (i) os artigos cujo título e resumo estiveram dentro tema de pesquisa, e (ii) que utilizaram exclusivamente o método AHP, enquanto foram excluídos aqueles (i) trabalhos que utilizaram outro MTDM ou um ou mais MTDM em conjunto com o AHP, e (ii) artigos repetidos. Finalmente, a análise dos artigos selecionados foi feita a partir de três categorias: (1) objetivo da tomada de decisão e participantes; (2) tipos de critérios e subcritérios utilizados; e (3) explicitação da análise de sensibilidade e das limitações do estudo.

### Resultados e discussão

Foram recuperados pela estratégia de busca 142 artigos. Pelo critério de leitura do título e resumo, foram desconsiderados 64 artigos que estiveram fora do tema de pesquisa. Dos 78 restantes, em que foram utilizados MTDM, selecionaram-se para leitura na íntegra 12 artigos, os quais utilizaram exclusivamente o método AHP, conforme mostrado na Figura 3.

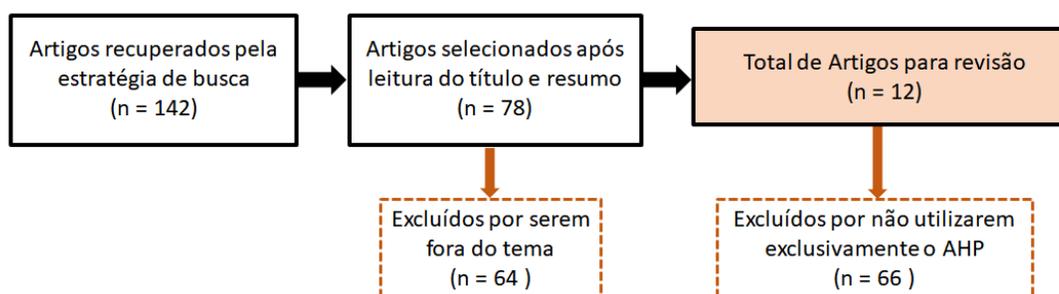


Figura 3. Fluxograma da seleção de artigos para revisão da literatura. Fonte: Dados da pesquisa (2022).

Quanto aos artigos que não utilizaram exclusivamente o método AHP, e que, portanto, foram excluídos da presente revisão, verificou-se que a maioria (n=42) atrelou o AHP a outra ferramenta, como em i) 29 estudos que aplicaram em complementariedade ao AHP o Sistema de Informação Geográfica (SIG) em decisão relacionada à escolha de melhor local para instalação de

aterro sanitário (Şener *et al.*, 2010; Alavi *et al.*, 2013; Uyan, 2014; Yıldırım e Güler, 2016; Khodaparast *et al.*, 2018; Kamdar *et al.*, 2019; Osra e Kajjumba, 2020; Langa *et al.*, 2021; Amirsoleymani, Abessi e Ghajari, 2022); ii) 9 estudos que combinaram o AHP com a lógica Fuzzy, a fim de decidir, por exemplo, sobre localização de aterro sanitário (Afzali, Samani e Rashid, 2011; Ahmadi *et al.*, 2020) e aproveitamento energético (Alao, Popoola e Ayodele, 2022; Van Thanh, 2022); iii) 5 estudos onde o AHP foi usado junto com a Análise de Ciclo de Vida (ACV) para avaliações em sustentabilidade; e iv) 15 estudos mesclaram o AHP com outro MTDM, com destaque ao TOPSIS (Beskese *et al.*, 2015; Jaiswal *et al.*, 2018; Manyoma-Velásquez *et al.*, 2020; Mojaver *et al.*, 2022).

Poucos (n=9) não utilizaram o AHP, valendo-se de um ou dois outros MTDM em seu estudos, tais como Aragonés-Beltrán *et al.* (2010), que utilizaram o método *Analytic Network Process* (ANP) para decidir sobre a melhor localização de uma usina de resíduos em Valência (Espanha); Eskandari, Homae, e Mahmodi (2012), que usaram o método DELPHI na decisão de melhor local para aterros sanitários em Marvdasht (Irã); Alao *et al.* (2020), que aplicaram o método *Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution* (TOPSIS) para decidir sobre a melhor tecnologia para aproveitamento energético de resíduos em Lagos (Nigéria); e Liu, Li, e Jiao (2021), que empregaram o *Decision Making Trial and Evaluation Laboratory* (DEMATEL) e ANP para seleccionar local para implantação de aterro sanitário em Lanzhou (China).

Os 12 artigos selecionados para esta revisão foram publicados de 2008 a 2022, como mostrado na Figura 4, demonstrando média de um artigo por ano e publicações anuais a partir de 2018.

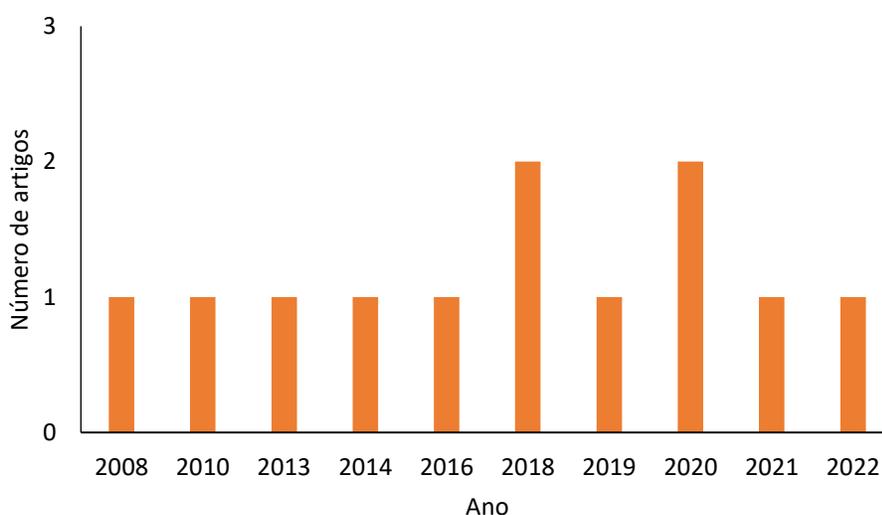


Figura 4. Distribuição temporal dos artigos. Fonte: Dados da pesquisa (2022).

De maneira geral, os estudos focaram em tecnologias de tratamento/aproveitamento de resíduos sólidos ou em locais para instalação de aterro sanitário, usinas de compostagem etc. Quanto à atribuição de pesos aos critérios, todos os estudos se basearam na opinião, por meio de julgamentos de especialistas e *stakeholders* e na maioria os critérios foram selecionados com base na literatura.

Apesar de todos os autores explicarem que a literatura esteve baseada em trabalhos anteriores, apresentando autor(es) e ano, nenhum deles detalhou o desenho usado para a revisão, qual ou quais base de dados foram consultadas, a estratégia de busca utilizada e os critérios para inclusão e exclusão dos estudos anteriores. Assim, infere-se que a principal motivação de usar a literatura para selecionar os critérios e/ou alternativas para o método AHP seja por conta de que nem sempre existe um indicador, cujos dados possuam um nível atestado de veracidade e aplicabilidade para a área de estudo considerada.

Destaca-se que 5 trabalhos também consideraram para seleção dos critérios diretivas locais/nacionais de suas áreas de estudo, tais como departamentos de meio ambiente e saúde (Ramjeawon e Beerachee, 2008; Siejka *et al.*, 2020; Sasikumar, Sivasangar e Venkatachalam, 2022), leis e decretos (De Feo e De Gisi, 2010) e indicadores locais já existentes (Milutinović *et al.*, 2014). Nas subseções seguintes discutem-se os artigos considerados para leitura segundo os três grupos adotados.

#### Grupo 1: objetivo da tomada de decisão e participantes

O método AHP foi empregado nos seguintes objetivos de tomada de decisão: aproveitamento de resíduos sólidos para geração de energia (n=4); localização de alternativas de destinação ou disposição final (n=3); gestão sustentável de resíduos sólidos (n=2); determinação de impactos ambientais (n=1); tecnologias de tratamento (n=1); e alternativas de coleta e métodos de transporte (n=1).

#### *Aproveitamento de resíduos sólidos para geração de energia*

Milutinović *et al.* (2014) determinaram os critérios mais influentes para a gestão de resíduos com fins de recuperação energética, tendo como estudo de caso a cidade de Nis, Sérvia. Os autores contaram com a participação de cientistas da Universidade de Niš (das áreas de ciência ambiental, econômica e de tratamento de resíduos) e especialistas do governo local. Para eles, o cenário mais influente foi a "compostagem de resíduos orgânicos e reciclagem de resíduos inorgânicos".

Qazi, Abushammala e Azam (2018) selecionaram uma tecnologia adequada para geração de energia a partir do aproveitamento energético de resíduos sólidos para Omã (ou Sultanato de Omã), país do Oriente Médio. 15 especialistas (do Departamento de Gestão de Resíduos e setor de Desenvolvimento Estratégico em Be'ah Oman, pesquisadores dos Departamentos de

Engenharia Química e Ambiental da Sultan Qaboos University) opinaram e o processo de “digestão anaeróbica” foi considerado o mais adequado, sendo os “critérios ambientais” considerados os mais importantes para essa escolha.

Kurbatova e Abu-Qdais (2020) selecionaram uma tecnologia adequada para geração de energia a partir do aproveitamento energético de resíduos sólidos para Moscou (Rússia). Os autores contaram com o julgamento de 16 especialistas (palestrantes e pesquisadores com formação ambiental, operadores de estações de tratamento de resíduos sólidos, tomadores de decisão de autoridades federais e locais, operadores e pesquisadores na área de energia, membros de agências internacionais de doação em Moscou e pesquisadores de doutorado em gestão integrada de resíduos sólidos). A tecnologia de "geração de gás de aterro sanitário" foi considerada a melhor alternativa, de maneira que o critério ambiental teve forte importância.

Por fim, o estudo de Agbejule *et al.* (2021) permitiu selecionar uma tecnologia adequada para geração de energia a partir do aproveitamento energético de resíduos sólidos em Accra (Gana). 10 especialistas em gestão de resíduos da cidade (professores e pesquisadores com formação em energia renovável e gestão de resíduos, profissional de resíduos, pesquisadores de pós-graduação em bioenergia e gestão de resíduos, pesquisadores doutores em bioenergia e gestão de resíduos, especialista em regulação de energia e gerente de negócios em uma empresa local de resíduos) decidiram que o processo de “incineração” foi considerado o mais adequado, sendo os “fatores ambientais” considerados os mais importantes para essa escolha.

Esses artigos evidenciam que o aproveitamento energético de resíduos pode ser uma temática a ser mais explorada em processos decisórios com fins a reduzir externalidades negativas relacionadas aos resíduos e garantir novas alternativas energéticas, especialmente pela preocupação com os fatores ambientais.

Além disso, na hierarquia de gestão de resíduos sólidos, embora o aterro sanitário seja o método de disposição, ainda é o menos preferível em termos de sustentabilidade a longo prazo. Dessa maneira, o aproveitamento energético de resíduos, enquanto estratégia de recuperação, possibilita uma mudança de paradigma em que a disposição final seja tratada como o último recurso no fluxo de gestão.

#### *Localização de alternativas de destinação ou disposição final*

Ramjeawon e Beerachee (2008) determinaram a melhor localização de aterro sanitário nas Ilhas Maurício (África), a partir da opinião de representantes do Ministério do Governo Local, do Ministério do Meio Ambiente, da Universidade das Ilhas Maurício, de operador do aterro sanitário na época e de uma ONG. O critério "a nordeste da Ilha" foi o escolhido, com os

subcritérios "geologia", "poluição das águas subterrâneas" e "realocação" sendo apontados como os mais importantes.

De Feo e De Gisi (2010) verificaram a eficácia do método AHP para determinação do melhor local para instalação de uma planta de compostagem em Avellino, no sul da Itália. Para isso consideram os julgamentos de 15 tomadores de decisão técnicos e 15 não técnicos. Segundo esses autores, o método AHP para ponderação de critérios pode ser amplamente utilizado, em que tomadores de decisão técnicos e não técnicos mostraram o mesmo comportamento na seleção do melhor local, bem como nos critérios mais avaliados ("ausência de áreas de maior valor para *habitats* naturais" e "espécies de plantas e animais").

Finalmente, Siejka *et al.* (2020) classificaram cinco áreas mais adequadas para instalação de uma planta de incineração de resíduos sólidos em Cracóvia (Polônia). A partir da opinião de autoridades municipais locais, a melhor área considerada foi onde se situa uma usina siderúrgica na cidade.

Dessa maneira, verifica-se que o método AHP foi útil para decidir quanto à localização de alternativas de destinação ou disposição final, segundo mostrado pelos três artigos, uma vez que decidir sobre a área mais adequada para a implementação desses tipos de projeto de engenharia é uma tarefa complexa, pois depende de inúmeros fatores e, por vezes, diante de um cenário de escassez de áreas disponíveis diante de tantas restrições para sua instalação.

#### *Gestão sustentável de resíduos sólidos*

Tot *et al.* (2016) identificaram os critérios e subcritérios que exercem maior influência na gestão de resíduos sólidos na Sérvia, por meio da opinião de 10 tomadores de decisão (funcionários do setor privado e do setor público, especialistas em gestão de resíduos sólidos e professores pesquisadores de duas Universidades). O critério "institucional-administrativo" e o subcritério "nível de especialização" e "motivação" foram os mais importantes para pautar soluções de gestão de resíduos sólidos.

O método AHP revelou que o planejamento é importante para a aplicação das normas no campo da gestão de resíduos, devendo os gestores criar meios para avaliação sistemática de planos, com definição dos agentes responsáveis por cada etapa de implementação. Nesse sentido, para uma gestão exitosa, o planejamento também perpassa pelo nível de conhecimento técnico e valorização salarial daqueles que lidam com esses planos e ações de implementação.

Tsydenova, Vázquez Morillas e Cruz Salas (2018) estabeleceram as melhores tecnologias para um sistema de gestão de resíduos sustentável e bem-sucedida, tendo como estudo de caso a cidade do México, a partir do julgamento de 5 especialistas (cientistas que trabalham nas três principais

universidades públicas da cidade das áreas de ciências ambientais, econômicas e de tratamento de resíduos, bem como especialistas do governo nacional).

A "incineração" com vias à recuperação energética foi avaliada como a tecnologia mais sustentável do ponto de vista ambiental, econômico e social, sendo os critérios "ambientais" tidos como os mais cruciais para a gestão integrada e sustentável de resíduos. Mais uma vez, percebe-se a busca por soluções de recuperação de resíduos, entendendo a gestão como elemento integrado a fatores para além do tripé da sustentabilidade, embora o ambiente seja essencialmente o ponto de partida dessas soluções.

#### *Determinação de impactos ambientais*

Abba *et al.* (2013) determinaram os impactos ambientais mais críticos associados ao descarte indevido de resíduos sólidos gerados em Johor Bahru (Malásia). Segundo o julgamento de residentes e trabalhadores institucionais da cidade, os impactos à "fauna e flora", a "degradação do *habitat*" e impactos relacionados ao "uso da terra" foram considerados os mais críticos. Assim, o emprego do AHP foi fundamental para identificar/analisar os principais impactos e, conseqüentemente, orientar soluções prioritárias para a cidade.

#### *Tecnologias de tratamento*

Zhang *et al.* (2019) estabeleceram as melhores tecnologias de tratamento de lixiviado, considerando a participação de especialistas envolvidos no tratamento de lixiviado de universidades, empresas e autoridades governamentais. Como resultado, o "Sistema de evaporação por combustão submersa" foi considerado a melhor tecnologia da época para tratamento do lixiviado. Esse processo de decisão mostra-se importante quando se discutem os impactos ambientais relativos ao lixiviado, desde percolação no solo e riscos aos lençóis freáticos até ao perfil geológico da área em que se situa o aterro, podendo ocorrer rebaixamento do perfil do solo, por exemplo.

#### *Alternativas de coleta e métodos de transporte de resíduos*

Sasikumar, Sivasangari e Venkatachalam (2022) avaliaram alternativas de coleta e métodos de transporte de resíduos sólidos urbanos na cidade de Visakhapatna (Índia). 6 especialistas consideraram a "coleta por caminhão compactador" como a melhor alternativa para a cidade, sendo os critérios técnicos (método de coleta, frequência de coleta e normas regulatórias) considerados os mais relevantes. Sabe-se que as etapas de gerenciamento de resíduos incluem a coleta e transporte deles, sendo fundamental estabelecer qual modalidade é mais adequada ao perfil de cada local e de seus geradores.

Em resumo, o grupo 1 indicou que a maioria dos estudos focou na decisão de alternativas aproveitamento de resíduos sólidos para geração de energia, seguido por pesquisas quanto à

destinação ou disposição final. O método AHP demonstrou ser uma importante ferramenta no processo de planejamento da gestão de resíduos, de maneira que alternativas de aproveitamento energético, instalação de usinas de compostagem e incineração demonstram a preocupação de caminhar a partir de uma gestão baseada na economia linear (berço-ao-túmulo) rumo a uma economia circular, onde o primeiro passo envolve estratégias de otimização no uso de resíduos, por meio da sua reciclagem e/ou aproveitamento.

Ressalta-se a similaridade dos estudos desenvolvidos por Milutinović *et al.* (2014), Qazi, Abushammala e Azam (2018), Kurbatova e Abu-Qdais (2020) e Agbejule *et al.* (2021) ao utilizarem o método AHP com o objetivo de determinar a tecnologia mais adequada para geração de energia a partir do aproveitamento energético de resíduos, evidenciando que se trata de uma área a ser explorada. Inclusive um motivo para o crescimento de pesquisas como essas pode estar relacionado ao mercado global de resíduos para energia, cuja tendência é de aumento desde 2017 (Visiongain Reports LTD, 2022).

Quanto aos participantes, todos detalharam os decisores que foram consultados, mas apenas 7 apresentaram o número de participantes, informação importante quando se trata de processo de decisão com diferentes atores envolvidos pois, não havendo um número equilibrado para cada parte, o peso final da decisão pode inclinar-se pelo grupo majoritário. Além disso, autoridades locais, acadêmicos e profissionais de resíduos foram os participantes mais consultados, provavelmente porque os primeiros são responsáveis por controlar a seleção e operação de estratégias de gestão de resíduos, enquanto que acadêmicos e profissionais possuem um considerável conhecimento técnico sobre alternativas e tecnologia de gestão.

#### Grupo 2: tipos de critérios e subcritérios utilizados

No ranking de critérios e subcritérios mais utilizados, têm-se respectivamente os do tipo “ambiental” (n=11), “técnico” (n=7), “econômico” (n=7) e “social” (n=6), como mostrado na Tabela 1. No entanto, no trabalho de Tot *et al.* (2016) os autores incluíram critérios do tipo “Institucional-Administrativo” e Sasikumar, Sivasangari e Venkatachalam (2022) se valeram de critérios do tipo “sociocultural”.

Quanto à origem dos critérios, todos os autores utilizaram dados secundários advindos da literatura científica, de maneira que Ramjeawon e Beerachee (2008) utilizaram também informações do Departamento de Meio Ambiente das Ilhas Maurício, África; De Feo e De Gisi (2010) de legislação e decretos da Itália; Milutinović *et al.* (2014), do quadro de indicadores locais de sustentabilidade energética e de gestão de resíduos sólidos da Sérvia; Siejka *et al.* (2020), do Departamento de Gestão Ambiental da Prefeitura de Cracóvia (Polônia) e do Sistema Municipal de Informações Espaciais; e Sasikumar, Sivasangari e Venkatachalam (2022), do Departamento de Saúde Pública de Visakhapatna, Índia.

**Tabela 1.** Número e características dos critérios e subcritérios utilizados nos estudos. *Fonte: Dados da pesquisa (2022).*

Autores (ano)	n critérios	Tipo	n subcritérios	n alternativas
Ramjeawon e Beerachee (2008)	3	Ambiental, técnico e socioeconômico	20	-
De Feo e De Gisi (2010)	10	Ambiental, Técnico, Econômico e Social <sup>1</sup>	-	4
Abba <i>et al.</i> (2013)	1	Ambiental	8	4
Milutinović <i>et al.</i> (2014)	3	Ambiental, econômico e social	8	4
Tot <i>et al.</i> (2016)	4	Institucional-administrativo, tecnológico, econômico, social	14	-
Qazi, Abushammala e Azam (2018)	5	Ambiental, técnico, econômico, qualidade e quantidade de resíduos, aceitação social	6	8
Tsydenova, Vázquez Morillas e Cruz Salas (2018)	4	Ambiental, econômico, social, desempenho geral da gestão de resíduos	10	4
Zhang <i>et al.</i> (2019)	3	Ambiental, econômico e de gerenciamento	7	6
Siejka <i>et al.</i> (2020)	3	Ambiental, técnico e social	13	5
Kurbatova e Abu-Qdais (2020)	3	Ambiental e de saúde, técnico e socioeconômico	9	4
Agbejule <i>et al.</i> (2021)	3	Ambiental, técnico e socioeconômico	9	4
Sasikumar, Sivasangari e Venkatachalam (2022)	4	Ambiental, técnico, econômico e sociocultural	12	4

<sup>1</sup>Categorizados pelos autores (2023).

No grupo 2, verifica-se a predominância de critérios do tripé da sustentabilidade e do fator técnico, nesse caso direcionado à adoção de tecnologias de recuperação, reciclagem e tratamento. Mas entende-se que, numa visão integrada de gestão, questões relacionadas à regulação, saúde e cultura também são fundamentais.

Além disso, o fato de todos os autores terem utilizado indicadores advindos de revisão da literatura e por não terem explicitado todas as suas fontes, estratégias de busca e desenho da revisão limita, em certo grau, a reprodutibilidade do estudo ou futuras comparações entre diferentes recortes temporais ou espaciais (áreas de estudo).

### Grupo 3: explicitação da análise de sensibilidade e das limitações do estudo

Dos 10 estudos em que foram utilizadas alternativas no processo de decisão, em cinco deles os autores apresentaram a análise de sensibilidade dos resultados. Ramjeawon e Beerachee (2008) decidiram por: (1) todos os três critérios (ambiental, socioeconômico e técnico) com igual importância; e (2) o critério ambiental e socioeconômico com maior peso em relação ao critério técnico. A análise de sensibilidade atribuindo maior importância ao critério ambiental não mostrou alteração no *ranking*.

De Feo e De Gisi (2010) utilizaram o *software* "Expert Choice" para estabelecer quais "critérios críticos" faziam a alternativa em primeiro lugar no *ranking* ser superada por outra, calculando o desvio necessário para que isso ocorresse. Foram identificados 4 critérios críticos capazes de distorcer o *ranking*, sendo necessário um desvio de 10.9% para gerar essa mudança. Assim, os resultados da análise de sensibilidade confirmaram que o local D (o primeiro no *ranking* de alternativas consideradas) foi a solução mais acessível.

Milutinović *et al.* (2014) realizaram a análise de sensibilidade considerando: (1) todos os indicadores com peso de 7.14%; (2) cada um dos indicadores com fator de ponderação de 100%, enquanto os demais com 0%; (3) os indicadores ambientais com peso total de 100% (cada um deles com 14.28%), enquanto os outros de 0%; (4) indicadores econômicos com peso total de 100% (cada um deles com 14.8%), enquanto os outros com 0%; e (5) os indicadores sociais com peso de 100% (cada um deles com 50%), enquanto todos os demais com 0%.

Para a análise (1) o *ranking* de cenários não foi alterado; em (2) o cenário "compostagem de resíduos orgânicos e reciclagem de resíduos inorgânicos" também ficou em primeiro lugar; novamente, pelas análises (3), (4) e (5), os resultados mostraram que o mesmo cenário esteve como o melhor classificado nos três casos. Portanto, foi confirmado como a solução mais estável sob qualquer critério de ponderação, ocupando o primeiro lugar sob ponderação de critérios iguais e quando é dada prioridade a um único grupo de indicadores, sejam eles ambientais, econômicos ou sociais.

Tsydenova, Vázquez Morillas e Cruz Salas (2018) consideram para análise de sensibilidade: (1) todos os indicadores com peso 10%; (2) os indicadores ambientais com peso total de 100% (cada um com 25%), enquanto os demais 0%; (3): um indicador com peso de 100% e os demais com 0%; e (4) os indicadores econômicos com 100% de peso no total (cada um em 50%), enquanto os demais com 0%.

Para o caso (1) o *ranking* mudou, com a alternativa “aterro e compostagem” assumindo o primeiro lugar; em (2), quando foi dada prioridade aos indicadores ambientais, a “incineração” com vistas à recuperação energética permaneceu em primeiro lugar; em (3) e (4), quando se priorizou o fator econômico e social, “aterro e compostagem” esteve em primeiro lugar, e no (5) a alternativa de “tratamento mecânico-biológico” assumiu o primeiro lugar.

Finalmente, no trabalho de Kurbatova e Abu-Qdais (2020), primeiro todos os critérios tiveram peso igual a 33.3% e depois um critério teve peso de 100%, enquanto os demais 0%. Para a primeira análise, a tecnologia de “incineração” se tornou a opção preferida; enquanto na segunda análise, o *ranking* não se alterou quando os critérios ambientais e de saúde tiveram um peso de 100%, assim como quando o critério socioeconômico teve peso de 100%. No entanto quando foi atribuído fator de 100% aos critérios técnicos, a “incineração” passou a ser a primeira opção.

Diante dos resultados, verifica-se que aplicação da análise de sensibilidade é fundamental para garantir a consistência da decisão final. Com exceção das análises de Tsydenova, Vázquez Morillas e Cruz Salas (2018) e de Kurbatova e Abu-Qdais (2020), os três outros trabalhos confirmaram a robustez do seu modelo. De todo modo, isso não quer dizer necessariamente que os outros autores estejam errados, pois a análise de sensibilidade também permite encontrar caminhos para refinamento dos modelos.

Verifica-se que nenhum dos trabalhos utilizou a mesma estratégia para a análise de sensibilidade, revelando que não há um padrão para tal. De todo modo, ao explicitarem como procederam, demonstraram como as mudanças nos dados de entrada (ex.: número ou pesos dos critérios) podem influenciar o resultado final da avaliação e indicar necessidade de refinamento do modelo. Logo, entende-se como imprescindível que trabalhos futuros realizem e expliquem como procederam a sua análise de sensibilidade, com fins de auxiliar a replicabilidade do procedimento.

Quanto às limitações dos seus estudos, apenas quatro artigos trataram delas. Para Milutinović *et al.* (2014) a maior limitação do estudo foi determinar o número ideal de indicadores para avaliação da sustentabilidade da gestão de resíduos na Sérvia, especialmente os de cunho econômico e social.

Segundo Tsydenova, Vázquez Morillas e Cruz Salas (2018), a principal limitação foi a falta de dados e de um número maior de especialistas, pois o processo foi demorado e os autores receberam apenas 5 questionários preenchidos. Agbejule *et al.* (2021) apontaram que a limitação do estudo foi considerar como alternativa a digestão aeróbica em geral como uma das alternativas de aproveitamento energético de resíduos sólidos em Accra (Gana), uma vez que existem outras opções.

Por fim, Sasikumar, Sivasangari e Venkatachalam (2022) esclareceram que o modelo foi restrito à cidade de Visakhapatna (Índia), sendo desenvolvido com base em indicadores considerados pertinentes às práticas de gestão existentes nessa cidade. Concorda-se que a escolha de indicadores não é tarefa fácil e depende não só de informações disponíveis, mas de serem entendidos como capazes de descrever ou analisar a realidade em estudo.

Outro ponto é que, quanto maior é o número e diversidade de participantes, maiores são as chances de o processo de decisão ser mais adequado. Ademais, a particularidade de cada área de estudo gera um modelo particular; afinal, alternativas ou critérios considerados os melhores para um local podem não sê-lo para outro. No entanto, o método AHP pode ser aplicado com os devidos ajustes ao perfil de local e de decisão a ser tomada.

### Conclusões

Os MTDM têm sido amplamente utilizados como apoio à decisão na gestão de resíduos sólidos. Mais especificamente quanto ao uso do método AHP, a partir dos artigos analisados, verificou-se como tendência de pesquisa sua utilização quanto ao possível aproveitamento energético de resíduos sólidos.

Esta revisão categorizou os estudos com base: 1) no objetivo da tomada de decisão e participantes; (2) tipos de critérios e subcritérios utilizados; e (3) explicitação da análise de sensibilidade e das limitações dos estudos.

Reitera-se que o método AHP permite que os participantes atribuam pesos aos critérios considerando suas *expertises* e vivências, dentro de um contexto de consenso para a tomada de decisão; que os critérios comumente utilizados são os ambientais e técnicos, mas que alguns trabalhos buscaram incluir critérios institucionais e socioculturais; que a análise de sensibilidade é fundamental para refinamentos no modelo de decisão e que limitações, tais como, em definir o número ideal de critérios e/ou de participantes na realidade depende do escopo de cada decisão.

Finalmente, com base no panorama fornecido neste artigo, algumas recomendações são:

- Usar o método AHP para análise de outros aspectos da gestão de resíduos sólidos, tais como as etapas de “não geração”, “redução” e “reciclagem”;
- Mencionar as dificuldades envolvidas na aplicação do AHP, desde a escolha dos critérios mais relevantes para a gestão até a obtenção de consenso entre os participantes, a fim de propor soluções;
- Detalhar como se dá a estratégia de busca para revisão da literatura na escolha dos critérios;
- Considerar um número maior de especialistas, apresentando a quantidade de decisores envolvidos;
- Discutir se os resultados atenderam às expectativas dos atores envolvidos nos julgamentos;
- E apresentar os procedimentos para análise de sensibilidade do modelo usado, a fim de, na validação dos resultados, propiciar maior exatidão.

### Agradecimentos

A autora correspondente agradece a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de Bolsa de Doutorado.

### Referências bibliográficas

- Abba, A. H., Noor, Z. Z., Yusuf, R. O., Din, M. F. M., Hassan, M. A. A. (2013). Assessing environmental impacts of municipal solid waste of Johor by analytical hierarchy process. *Resources, Conservation and Recycling*, **73**, 188-196. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.01.003>
- Abdel-Shafy, H. I., Mansour, M. S. (2018). Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. *Egyptian journal of petroleum*, **27**(4), 1275-1290. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2018.07.003>
- Afzali, A., Samani, J. M., Rashid, M. (2011). Municipal landfill site selection for Isfahan City by use of fuzzy logic and analytic hierarchy process. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, **8**(3), 273-284. <https://ijehse.tums.ac.ir/index.php/jehse/article/view/310>
- Agbejule, A., Shamsuzzoha, A., Lotchi, K., Rutledge, K. (2021). Application of multi-criteria decision-making process to select waste-to-energy technology in developing countries: The case of Ghana. *Sustainability*, **13**(22), 12863. <https://doi.org/10.3390/su132212863>
- Ahmadi, M., Nikseresht, M., Najafi, E., Morshedi, B. (2020). Landfill Site Selection Using Geographic Information System and Fuzzy-AHP Model: A Case Study of Ilam Township, Iran. *Journal of Environmental Health and Sustainable Development*. <https://doi.org/10.18502/jehsd.v5i3.4276>
- Alao, M. A., Ayodele, T. R., Ogunjuyigbe, A. S. O., Popoola, O. M. (2020). Multi-criteria decision based waste to energy technology selection using entropy-weighted TOPSIS technique: The case study of Lagos, Nigeria. *Energy*, **201**, 117675. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.117675>
- Alao, M. A., Popoola, O. M., Ayodele, T. R. (2022). A novel fuzzy integrated MCDM model for optimal selection of waste-to-energy-based-distributed generation under uncertainty: A case of the City of Cape Town, South Africa. *Journal of Cleaner Production*, **343**, 130824. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130824>

- Alavi, N., Goudarzi, G., Babaei, A. A., Jaafarzadeh, N., Hosseinzadeh, M. (2013). Municipal solid waste landfill site selection with geographic information systems and analytical hierarchy process: a case study in Mahshahr County, Iran. *Waste Management & Research*, **31**(1), 98-105. <https://doi.org/10.1177/0734242X12456092>
- Amirsoleymani, Y., Abessi, O., Ghajari, Y. E. (2022). A spatial decision support system for municipal solid waste landfill sites (case study: The Mazandaran Province, Iran). *Waste Management & Research*, **40**(7), 940-952. <https://doi.org/10.1177/0734242X211060610>
- Aragonés-Beltrán, P., Pastor-Ferrando, J. P., García-García, F., Pascual-Agulló, A. (2010). An analytic network process approach for siting a municipal solid waste plant in the metropolitan area of Valencia (Spain). *Journal of Environmental Management*, **91**(5), 1071-1086. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.12.007>
- Barakat, A., Hilali, A., Baghdadi, M. E., Touhami, F. (2017). Landfill site selection with GIS-based multi-criteria evaluation technique. A case study in Béni Mellal-Khouribga Region, Morocco. *Environmental earth sciences*, **76**(12), 413. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6757-8>
- Beskese, A., Demir, H. H., Ozcan, H. K., Okten, H. E. (2015). Landfill site selection using fuzzy AHP and fuzzy TOPSIS: a case study for Istanbul. *Environmental Earth Sciences*, **73**, 3513-3521. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3635-5>
- BRASIL. Decreto Federal nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, Seção I, 12 jan. 2022.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, seção 1. 3 p., 2 ago. 2010.
- Bringhenti, J. R., Zandonade, E., Günther, W. M. R. (2011). Selection and validation of indicators for programs selective collection evaluation with social inclusion. *Resources, Conservation and Recycling*, **55**(11), 876-884. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.04.010>
- Damasceno Pavani, I., Ennes Cicerelli, R., de Almeida, T., Zandonadi Moura, L., Contreras, F. (2019). Allocation of sanitary landfill in consortium: Strategy for the Brazilian municipalities in the State of Amazonas. *Environmental monitoring and assessment*, **191**, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7146-9>
- De Feo, G., De Gisi, S. (2010). Using an innovative criteria weighting tool for stakeholders involvement to rank MSW facility sites with the AHP. *Waste Management*, **30**(11), 2370-2382. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.04.010>
- De Medina-Salas, L., Castillo-González, E., Giraldo-Díaz, M. R., Guzmán-González, V. (2017). Analysis of economical and environmental costs for the selection of municipal solid waste treatment and disposal scenarios through multicriteria analysis (ELECTRE method). *Sustainability*, **9**(11), 1758. <https://doi.org/10.3390/su9111758>
- El Hanandeh, A., El-Zein, A. (2010). The development and application of multi-criteria decision-making tool with consideration of uncertainty: The selection of a management strategy for the bio-degradable fraction in the municipal solid waste. *Bioresource technology*, **101**(2), 555-561. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.048>
- Eskandari, M., Homaei, M., Mahmodi, S. (2012). An integrated multi criteria approach for landfill siting in a conflicting environmental, economical and socio-cultural area. *Waste management*, **32**(8), 1528-1538. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.03.014>
- Ghobadi, M. H., Babazadeh, R., Bagheri, V. (2013). Siting MSW landfills by combining AHP with GIS in Hamedan province, western Iran. *Environmental earth sciences*, **70**, 1823-1840. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2271-9>
- Goulart Coelho, L. M., Lange, L. C., Coelho, H. M. (2017). Multi-criteria decision making to support waste management: A critical review of current practices and methods. *Waste Management & Research*, **35**(1), 3-28. <https://doi.org/10.1177/0734242X1666402>

- IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (2018) *Agenda 2030 - ODS - Metas nacionais dos objetivos de desenvolvimento sustentável*, Ipea, 538 pp.
- Jaiswal, A. K., Satheesh T., A., Pandey, K., Kumar, P., Saran, S. (2018). Geospatial multi-criteria decision based site suitability analysis for solid waste disposal using topsis algorithm. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, **4**, 431-438. [ISPRS-Annals - GEOSPATIAL MULTI-CRITERIA DECISION BASED SITE SUITABILITY ANALYSIS FOR SOLID WASTE DISPOSAL USING TOPSIS ALGORITHM \(\[copernicus.org\]\(http://www.copernicus.org\)\)](https://doi.org/10.1016/j.isprs.2018.05.027)
- Kamdar, I., Ali, S., Bennui, A., Techato, K., Jutidamrongphan, W. (2019). Municipal solid waste landfill siting using an integrated GIS-AHP approach: A case study from Songkhla, Thailand. *Resources, Conservation and Recycling*, **149**, 220-235. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.05.027>
- Karagiannidis, A., Perkoulidis, G. (2009). A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes. *Bioresource technology*, **100**(8), 2355-2360. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.033>
- Khodaparast, M., Rajabi, A. M., Edalat, A. (2018). Municipal solid waste landfill siting by using GIS and analytical hierarchy process (AHP): a case study in Qom city, Iran. *Environmental earth sciences*, **77**, 1-12. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-017-7215-3>
- Kurbatova, A., Abu-Qdais, H. A. (2020). Using multi-criteria decision analysis to select waste to energy technology for a mega city: The case of Moscow. *Sustainability*, **12**(23), 9828. <https://doi.org/10.3390/su12239828>
- Langa, C., Hara, J., Wang, J., Nakamura, K., Watanabe, N., Komai, T. (2021). Dynamic evaluation method for planning sustainable landfills using GIS and multi-criteria in areas of urban sprawl with land-use conflicts. *PLoS one*, **16**(8), e0254441. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0254441>
- Liu, J., Li, Y., Xiao, B., Jiao, J. (2021). Coupling fuzzy multi-criteria decision-making and clustering algorithm for MSW landfill site selection (Case Study: Lanzhou, China). *ISPRS International Journal of Geo-Information*, **10**(6), 403. <https://doi.org/10.3390/ijgi10060403>
- Manyoma-Velásquez, P. C., Vidal-Holguín, C. J., Torres-Lozada, P. (2020). Methodology for locating regional landfills using multi-criteria decision analysis techniques. *Cogent Engineering*, **7**(1), 1776451. <https://doi.org/10.1080/23311916.2020.1776451>
- Marconi, M. D. A., Lakatos, E. M. (2017). *Metodologia do trabalho científico: projetos de pesquisa/pesquisa bibliográfica/teses de doutorado, dissertações de mestrado, trabalhos de conclusão de curso*, Atlas, São Paulo, 256 pp.
- Milutinović, B., Stefanović, G., Dassisti, M., Marković, D., Vučković, G. (2014). Multi-criteria analysis as a tool for sustainability assessment of a waste management model. *Energy*, **74**, 190-201. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.05.056>
- Mojaver, M., Hasanzadeh, R., Azdast, T., Park, C. B. (2022). Comparative study on air gasification of plastic waste and conventional biomass based on coupling of AHP/TOPSIS multi-criteria decision analysis. *Chemosphere*, **286**, 131867. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131867>
- Osra, F. A., Kajjumba, G. W. (2020). Landfill site selection in Makkah using geographic information system and analytical hierarchy process. *Waste Management & Research*, **38**(3), 245-253. <https://doi.org/10.1177/0734242X19833153>
- Qazi, W. A., Abushammala, M. F., Azam, M. H. (2018). Multi-criteria decision analysis of waste-to-energy technologies for municipal solid waste management in Sultanate of Oman. *Waste Management & Research*, **36**(7). <https://doi.org/10.1177/0734242X18777800>
- Ramjeawon, T., Beerachee, B. (2008). Site selection of sanitary landfills on the small island of Mauritius using the analytical hierarchy process multi-criteria method. *Waste management & research*, **26**(5), 439-447. <https://doi.org/10.1177/0734242X0708075>
- Saaty, T. L. (1991) *Método de Análise Hierárquica*, Makron Books, São Paulo, 367 pp.

- Sasikumar, G., Sivasangari, A., Venkatachalam, N. (2022). Application of Analytical Hierarchy Process (AHP) for Assessment of Collection and Transportation of Solid Waste: An Empirical Study. *Nature Environment and Pollution Technology*, **21**(1), 283-288. <https://doi.org/10.46488/NEPT.2022.v21i01.033>
- Şener, Ş., Şener, E., Nas, B., Karagüzel, R. (2010). Combining AHP with GIS for landfill site selection: a case study in the Lake Beyşehir catchment area (Konya, Turkey). *Waste management*, **30**(11), 2037-2046. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.05.024>
- Siejka, M. (2020). The use of AHP to prioritize five waste processing plants locations in Krakow. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, **9**(2), 110. <https://doi.org/10.3390/ijgi9020110>
- Soltani, A., Hewage, K., Reza, B., Sadiq, R. (2015). Multiple stakeholders in multi-criteria decision-making in the context of municipal solid waste management: a review. *Waste Management*, **35**, 318-328. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.010>
- Taherdoost, H. (2017). Decision making using the analytic hierarchy process (AHP); A step by step approach. *International Journal of Economics and Management Systems*, **2**, 244-246. Acceso em 10 de outubro de 2022. Disponível em: [https://www.iaras.org/iaras/filedownloads/ijems/2017/007-0034\(2017\).pdf](https://www.iaras.org/iaras/filedownloads/ijems/2017/007-0034(2017).pdf)
- Tot, B., Srđević, B., Vujić, B., Russo, M. A. T., Vujić, G. (2016). Evaluation of key driver categories influencing sustainable waste management development with the analytic hierarchy process (AHP): Serbia example. *Waste Management & Research*, **34**(8), 740-747. <https://doi.org/10.1177/0734242X166529>
- Tsydenova, N., Vázquez Morillas, A., Cruz Salas, A. A. (2018). Sustainability assessment of waste management system for Mexico city (Mexico)—based on analytic hierarchy process. *Recycling*, **3**(3), 45. <https://doi.org/10.3390/recycling3030045>
- Uyan, M. (2014). MSW landfill site selection by combining AHP with GIS for Konya, Turkey. *Environmental earth sciences*, **71**, 1629-1639. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2567-9>
- Van Ewijk, S., Stegemann, J. A. (2016). Limitations of the waste hierarchy for achieving absolute reductions in material throughput. *Journal of Cleaner Production*, **132**, 122-128. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.051>
- Van Thanh, N. (2022). Optimal waste-to-energy strategy assisted by fuzzy MCDM model for sustainable solid waste management. *Sustainability*, **14**(11), 6565. <https://doi.org/10.3390/su14116565>
- Visiongain Reports LTD (2022) *Waste-to-Energy 2022-2032*. Acceso em 08 de outubro de 2022. Disponível em: [Waste to Energy \(WtE\) Market Report 2022-2032 - Visiongain](https://www.visiongain.com/reports/waste-to-energy-2022-2032)
- Yıldırım, Ü., Güler, C. (2016). Identification of suitable future municipal solid waste disposal sites for the Metropolitan Mersin (SE Turkey) using AHP and GIS techniques. *Environmental Earth Sciences*, **75**, 1-16. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4948-8>
- Zhang, L., Lavagnolo, M. C., Bai, H., Pivato, A., Raga, R., Yue, D. (2019). Environmental and economic assessment of leachate concentrate treatment technologies using analytic hierarchy process. *Resources, Conservation and Recycling*, **141**, 474-480. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.11.007>

# REVISTA AIDIS

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

## CICLO DE VIDA NO BENEFICIAMENTO DO ARROZ EM PELOTAS-RS

### LIFE CYCLE IN RICE PROCESSING IN PELOTAS-RS

\* Lílian de Queiroz Firmino<sup>1</sup>

Gizele Ingrid Gadotti<sup>2</sup>

Viviane Farias Silva<sup>3</sup>

Rayanne Maria Galdino Silva<sup>4</sup>

Ana Paula Rozado Gomes<sup>5</sup>

Rafael Priebe Griep<sup>6</sup>

Recibido el 4 de mayo de 2023. Aceptado el 15 de agosto de 2023

#### Abstract

*Rice is a cereal of great importance for human consumption. The industrialization of this grain has a high impacting potential and therefore the research was carried out aiming to identify the sector with the greatest polluting potential using the Life Cycle Assessment as a methodology verifying the balance of specific inputs and outputs of rice grain processing. For this, openLCA 1.10.2 software was used, fed with secondary data from the "Ecoinvent 3.6 apos unit" database and its method package, choosing within it the CML 2001 model containing the impact categories to be analyzed. For complete data modeling, the Life Cycle Inventory built from the grouping of activities was also inserted, forming and characterizing the processing inputs and outputs, with primary data, for three process areas: Sector 1- Reception, Sector 2-Processing and Sector 3-Packaging. For the production of 1 bale of white rice, this being the considered functional unit. In the Life Cycle Impact Assessment in rice processing, 6 categories of impacts were obtained that received greater contributions from the process. As a main conclusion, it appears that the activities analyzed are potential contributors to the six categories analyzed, these received 100% of contributions from the process, and as a result of the contribution of the activities grouped by sectors, it was concluded that the greatest impact potential is on Sector 1, with 72.2%, and then on Sector 2, with 23.9%, with the highest energy consumption and generation of the most waste. bulky and not used in the process.*

**Keywords:** grain processing, impact categories, CML 2001, openLCA.

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais - PPGEGRN, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - PPGCAmb, Universidade Federal de Pelotas, Brasil.

<sup>3</sup> Unidade Acadêmica de Engenharia Florestal - UAEF, Universidade Federal de Campina Grande, Campus Patos/PB - Brasil.

<sup>4</sup> Departamento de Engenharia Civil e Ambiental - DECA, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.

<sup>5</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Sementes - PGCTS. Universidade Federal de Pelotas/RS, Brasil.

<sup>6</sup> Instituto Federal Sul-riograndense, Campus Pelotas, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais - PPGEGRN, Universidade Federal de Campina Grande. Av. Aprígio Veloso, 882, Bodocongó, CEP 58109-970, Campina Grande, PB - Brasil. Email: [naililufcgcta@gmail.com](mailto:naililufcgcta@gmail.com)

## Resumo

O arroz é um cereal de grande importância para alimentação humana. A industrialização deste grão tem elevado potencial impactante e por isso a pesquisa foi realizada objetivando-se identificar o setor com maior potencial poluidor utilizando a Avaliação de Ciclo de Vida como metodologia verificando o balanço das entradas e saídas específicas do beneficiamento do grão de arroz. Para isso, foi utilizado o software openLCA 1.10.2, alimentado com dados secundários do banco de dados da "Ecoinvent 3.6 apos unit" e seu pacote de método, escolhendo dentro dele o modelo CML 2001 contendo as categorias de impactos a serem analisadas. Para modelagem completa dos dados foi inserido também o Inventário de Ciclo de Vida construído do agrupamento de atividades de empresa de beneficiamento de arroz formando e caracterizando as entradas e saídas do beneficiamento, com dados primários, para três áreas do processo: Setor 1-Recepção, Setor 2-Processamento e Setor 3-Empacotamento. Para produção de 1 fardo de arroz branco, sendo esta a unidade funcional considerada. Na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida no beneficiamento do arroz foram obtidas 6 categorias de impactos que receberam maiores contribuições do processo. Como principal conclusão, constata-se que as atividades analisadas são potenciais contribuintes para as seis categorias analisadas, estas receberam 100% de contribuições do processo, e como resultado das atividades agrupadas por setores conclui-se que o maior potencial impactante está sobre o Setor 1, com 72.2%, e em seguida sobre o Setor 2, com 23.9%, com maior consumo de energia e geração do resíduo mais volumoso e não aproveitado dentro do processo.

**Palavras-chave:** processamento de grãos, categorias de impacto, CML 2001, openLCA.

---

## Introdução

O arroz é um alimento básico para bilhões de pessoas em todo o mundo, especialmente em países da Ásia, África e América Latina, onde ele é uma fonte fundamental de calorias e nutrientes. Além disso, o arroz é um dos alimentos mais cultivados e comercializados globalmente, sendo uma importante commodity agrícola em muitos países. A produção e comércio de arroz também têm um papel significativo na economia mundial, gerando empregos e renda para milhões de pessoas, principalmente no Brasil, onde, a região Sul é a maior produtora, o Rio Grande do Sul com cerca de 70% do total da produção nacional resultando em 2.27% do seu PIB, e Santa Catarina com 9.8% na safra de 2019/2020 (Henkin *et al.*, 2005; CONAB, 2019; IRGA, 2020).

A industrialização do arroz teve um impacto significativo na produção, comércio e consumo desse cereal em todo o mundo, trazendo benefícios e desafios para a sociedade e para o meio ambiente, contudo, também se tem uma série de impactos negativos, incluindo a geração de resíduos que podem ser prejudiciais ao meio ambiente, como o descarte inadequado das cascas, emissões de gases do efeito estufa, uso de energia e água, geração de efluentes e de resíduos de embalagens. Assim é importante adotar práticas conscientes e eficientes sobre a destinação de seus resíduos, a exemplo da casca (Brandalise, 2018).

Da massa do arroz a ser processado de 20% a 33% equivale a cascas, essas são consideradas como um dos maiores resíduos, pois estima-se que são gerados no mundo 134 milhões de toneladas deste resíduo por ano (Shafie *et al.*, 2012; Lim *et al.*, 2012; Quispe *et al.*, 2017). Tendo como entradas básicas a energia, água e biomassa ao passo que são lançados para o ambiente particulados sólidos para o ar, para o solo, bem como efluentes e resíduos sólidos, sendo o principal e mais volumoso as cascas, que apesar de ser o maior volume entre os resíduos, possui potencial para ser convertida em energia (Inácio, 2016).

Os resíduos são um problema ambiental significativo em muitas indústrias, e a Unidade de Beneficiamento de Arroz (UBA) não é exceção. Por isso, é importante avaliar o impacto ambiental da atividade, identificar oportunidades para reduzir a geração, melhorar o gerenciamento dos resíduos gerados e promover a adoção de práticas mais sustentáveis e responsáveis, contudo, percebe-se que ainda há carência nas pesquisas científicas relacionadas a determinação da quantidade do fluxo de entrada e saída das UBAs, destacando a relevância desse estudo.

Acrescenta-se que a identificação de resíduos pode ajudar a empresa a cumprir as regulamentações ambientais aplicáveis e a estabelecer metas para reduzir a geração de resíduos e promover a sustentabilidade. Nesse sentido, Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica por meio da qual empresas são encorajadas a considerar sistematicamente questões ambientais associadas à cadeia produtiva, visto que a aplicação da ACV pode representar uma mudança estratégica no que se refere a Sistema de Gestão Ambiental da empresa (Júnior *et al.*, 2008; Dalmora & Hemkemeier, 2023). Assim, através de instrumentos adequados para a gestão eficiente dos resíduos gerados na UBA, poderá contribuir para a redução de custos, a melhoria da eficiência e a promoção de uma imagem positiva da empresa perante a sociedade.

Salienta-se ainda que a ACV é uma ferramenta importante para a análise de impactos ambientais, pois permite uma análise abrangente dos impactos de um produto ou processo, incluindo a identificação de impactos associados a etapas que normalmente não seriam consideradas, como o fluxo de entrada e saída de matérias-primas e de energia (Galindro *et al.*, 2020). Semelhante ao que se propõem o presente estudo, autores como Nabavi-Pelesaraei *et al.* (2019) no Irã e Nunes *et al.* (2017) no sul do Brasil analisaram o processamento do grão de arroz; Guerri *et al.* (2013) na produção leiteira do Brasil, e na produção de farelo de soja os autores Dalgaard *et al.* (2008) aplicaram a ACV em busca da quantificação de impactos ambientais associados à industrialização de produtos.

Ante o exposto, este estudo foi realizado objetivando-se aplicar a ACV para avaliar os impactos ambientais ocasionados no processo de beneficiamento de arroz.

## Material e métodos

O estudo foi realizado no município de Pelotas (RS), situado a 261 quilômetros da Capital Porto Alegre. Cidade bastante industrializada, e inserida na cadeia agroindustrial orizícola da região sul, gerando emprego e renda (SOSBAI, 2018; IRGA, 2020).

A fonte para a coleta primária de dados da Unidade de Beneficiamento do Grão de Arroz (UBA), conforme descrito pelo IBGE (2016) é de pequeno porte, contando com 90 funcionários assalariados. Esta UBA faz o processamento deste grão durante todo o ano, sendo proveniente de diversos produtores da região, e já recebendo o grão seco. A secagem é realizada em fornalha localizada em zona rural e em seguida transportados, percorrendo uma distância média de 10 km, atuando como uma extensão da UBA localizada na zona urbana do mesmo município.

Foram realizadas visitas técnicas na UBA, durante três meses (janeiro, fevereiro e março) do ano de 2020, coletando dados primários, caracterizando as atividades do beneficiamento, identificando e quantificando geração de resíduos, produto e subprodutos do grão de arroz beneficiado (MAPA, 2012).

Na UBA o grão ainda em casca foi submetido ao processamento, obtendo-se o produto final do processo a ser analisado com a metodologia ACV. Para aplicação desta como ferramenta metodológica foram realizadas as quatro etapas que a compõem conforme descrito pela ABNT NBR ISO 14 044 (ABNT, 2009).

### Definição do Objetivo e Escopo

O objetivo da ACV consistiu na identificação e quantificação das entradas (material e energia) e saídas (resíduo, produto e subproduto), bem como, quantificar as potenciais categorias de impactos ambientais como resultado da industrialização do arroz. Para isso, o processo de beneficiamento foi delineado agrupando atividades em três setores: Setor 1-Recepção, Setor 2-Processamento, e Setor 3-Empacotamento, assim, será possível verificar o conjunto de atividades que mais pontuarão para quantificação das categorias em resposta ao maior número de saídas resíduo do processo, conforme Ciroth *et al.* (2020).

O escopo da ACV seguiu a abordagem do tipo portão ao portão (gate-to-gate), incluindo-se o transporte para contemplar uma necessidade da UBA, desde o recebimento para limpeza e secagem do grão até o empacotamento do arroz pronto para expedição, excluindo etapas agrícola e de distribuição para consumidor.

A Unidade Funcional (UF) considerada foi um fardo pesando aproximadamente 30.757 kg de arroz branco polido, sendo o produto final do beneficiamento. Este que deixa ao longo das etapas de

beneficiamento alguns aspectos ambientais que serão analisados. Os passos seguintes foram o Inventário e a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida.

### Inventário do Ciclo de Vida - ICV

Os dados utilizados para construção do ICV (Figura 1) foram extraídos de registros diários na UBA, compilados em 2019, um ano de funcionamento e produção normal da empresa. Alguns fluxos de saídas do beneficiamento foram detectados como saída de referência, segundo Ciroth *et al.* (2020), estas promovem a associação entre os setores já mencionados e assim são introduzidas como fluxo de entrada do setor seguinte.



Figura 1. Entradas e saídas do ciclo de vida do beneficiamento de arroz branco. Fonte: Autores (2023).

Em relação as demandas de eletricidade (Figura 1), que foram obtidas da Concessionária do Estado do Rio Grande do Sul a CEEE (Companhia Estadual de Energia Elétrica), e da fonte hídrica a SANEP (Serviço de Tratamento de Água e Esgoto de Pelotas), foi realizado um levantamento de máquinas e equipamentos utilizados nas dependências da UBA para delinear o consumo de água e energia por setor na unidade beneficiadora (Tabela 1).

**Tabela 1.** Inventário de máquinas e equipamentos da UBA por área do processamento

Máquina/Equipamento	Descrição e quantidade de unidades
<b>Setor 1: Recepção</b>	
Máquina de pré-limpeza	Extração de impurezas; 1 unidade, acionada 50 vezes ao dia durante 3 minutos
Mini engenho de provas	1 unidade, acionado 50 vezes ao dia durante 10 minutos
Balança	1 unidade, ligada 24 h dia <sup>-1</sup>
Moega externa	1 unidade, acionada, em média, 10 vezes ao dia
Peneira com ventilador	Extração de impurezas; 1 unidade
Moega interna	1 unidade, acionada 3 vezes na semana
Exaustores/filtros de manga	Sucção de pó, poeira e farelo; 3 unidades, ligado 24 h dia <sup>-1</sup>
Esteira suspensa	Transporte horizontal de grãos
Flutuador	Extração de poeira e outros produtos leves; 1 unidade
Flutuador	Extração de poeira e outros produtos leves; 1 unidade
Peneira cilíndrica	Extração de talos, palha, grãos e outros produtos leves; 1 unidade
Elevador de caneca	Transporte vertical de grãos
Rosca helicoidal	Transporte horizontal de grãos
<b>Setor 2: Processamento</b>	
Separador densimétrico (Saca-pedra), 2 motores	Separa pedra e metal; 1 unidade
Descascador, 4 motores	Retirada da casca; 4 unidades
Mesa densimétrica	Separação de esbramado e marinheiro; 2 Unidades
Brunidor	1ª passo do polimento; 3 unidades
Polidor a água	2ª passo do polimento
Polidor a ar	3ª passo do polimento; 3 unidades
Trieur	Separação de quebrados e inteiros
Eletrônicas	Separação de quebrados; 4 unidades
Exaustores/filtros de manga	Sucção de pó, poeira e farelo; 2 unidades, ligado 24 h dia <sup>-1</sup>
Rosca helicoidal	Transporte horizontal de grãos
Elevador de caneca	Transporte vertical de grãos
<b>Setor 3: Empacotamento</b>	
Peneira (Máquina conjunto de peneiras) 2 motores	Extração de impurezas; dosagem de quebrados no pacote; 3 unidades
Empacotadeira	Embalagem do produto; 4 unidades
Enfardadeira	Expedição do produto; 2 unidades
Rosca	Transporte horizontal de grãos
Esteiras transportadora	Expedição do produto; 2 unidades

Fonte: Firmino (2021).

Na realização da descrição de maquinário existentes e utilizadas nos setores da UBA (Tabela 1), os dados coletados e obtidos foram os seguintes: Potência (W), Corrente (I), Tensão (V), Fator de potência ( $\phi$ ), e Rendimento do motor (RM). A Potência Elétrica (PE) foi determinada de acordo com o potencial de consumo dos maquinários, segundo a ANEEL (2015), obtendo-se o valor de energia por setor na UBA.

### Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida - AICV

Para modelagem dos dados existem softwares específicos para ACV, alguns são pagos outros livres e gratuitos a exemplo do openLCA 1.10.2 (Licença de uso Nº 244329), utilizado na etapa de AICV nesta análise, utilizando o banco de dados “Ecoinvent v.3.6 apos unit” e Ecoinvent Licia cedidos para fins educacionais em um país não pertencente à OCDE, ou seja, gratuito no Brasil.

Com as etapas metodológicas apresentadas foi avaliado o processamento de um fardo de arroz branco, sendo esta a UF utilizada, com o modelo CML 2001 descrito por Guinée *et al.*, (2001) contendo as categorias de impactos: Ecotoxicidade Aquática; Aquecimento global; Ecotoxicidade Terrestre; Uso da Terra; Acidificação; Eutrofização; Oxidação Fotoquímica; Toxicidade humana; Depleção da Camada de Ozônio; e Depleção de Recursos Abióticos.

### **Resultados e discussões**

Com uma capacidade produtiva de aproximadamente 3,353 fardos dia<sup>-1</sup>, admitindo-se para a UBA um tempo máximo de 16 horas dia<sup>-1</sup> para seu funcionamento no Setor 3. Referente ao período de maior produção entre os meses de setembro, outubro e novembro. Com potencial para alcançar uma produção mensal maior que 94,000 fardos mês<sup>-1</sup>.

Como resultado do ICV foi constatada a geração de diferentes resíduos entre as áreas do beneficiamento, muitos deles comuns a tantos outros empreendimentos como relatam Andrade *et al.* (2018). Por isso o resultado da ACV está sobre o processo com seu produto, subprodutos e resíduos específicos das entradas e saídas para o beneficiamento do grão de arroz (Figura 2).

A quantificação e distinção entre subprodutos e resíduos na produção de arroz branco, de fundamental importância para modelagem dos dados no software, permitiu identificar o maior número de saídas em subprodutos de aproveitamento econômico para a empresa, ocorrendo no Setor 2 onde também é gerado o resíduo mais volumoso, a casca (Figura 2).

É possível perceber, entre as destinações ou finalidades dos resíduos na UBA, que mais de 8 mil t de cascas não são empregadas na secagem do grão. A justificativa para o não uso deve-se ao fato de que a lenha de eucalipto utilizada pela unidade na recepção gera apenas 1% do volume consumido no processo de secagem, porcentagem essa segundo Raad *et al.* (2006).

De acordo com Foletto *et al.* (2005) 18% do peso da casca é convertido em cinza, gerando ainda um grande volume a ser destinado. E por isso, os gestores da unidade acabam por optar pela destinação da casca, esta é enviada à produtores de aves e prestadoras de serviços com destinação final adequada para este resíduo.

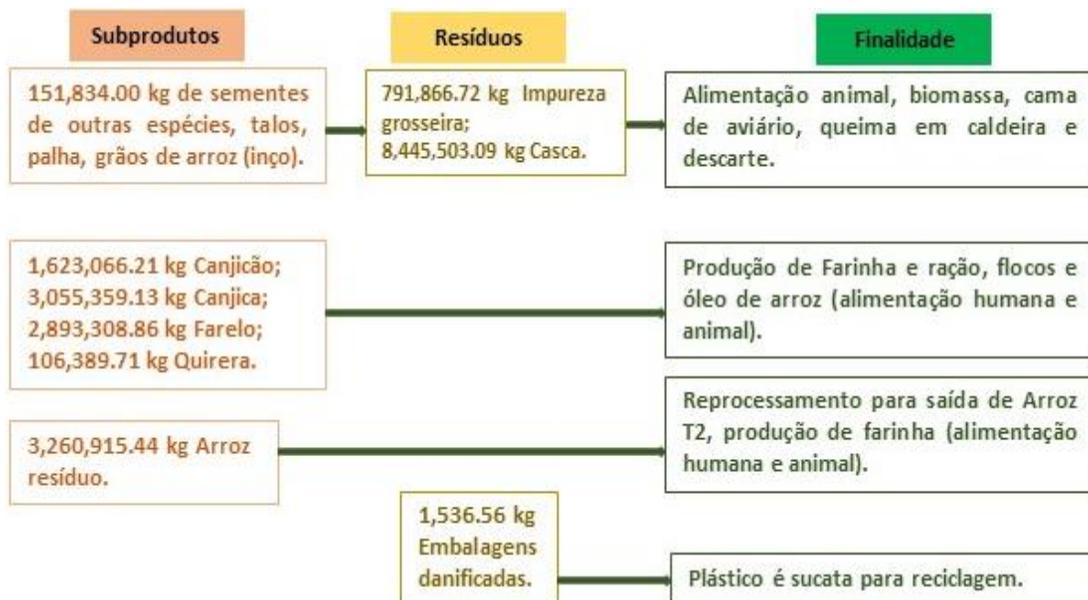


Figura 2. Saídas de subprodutos e resíduos, em kg, com aproveitamento econômico pela UBA. Fonte: Autores (2023).

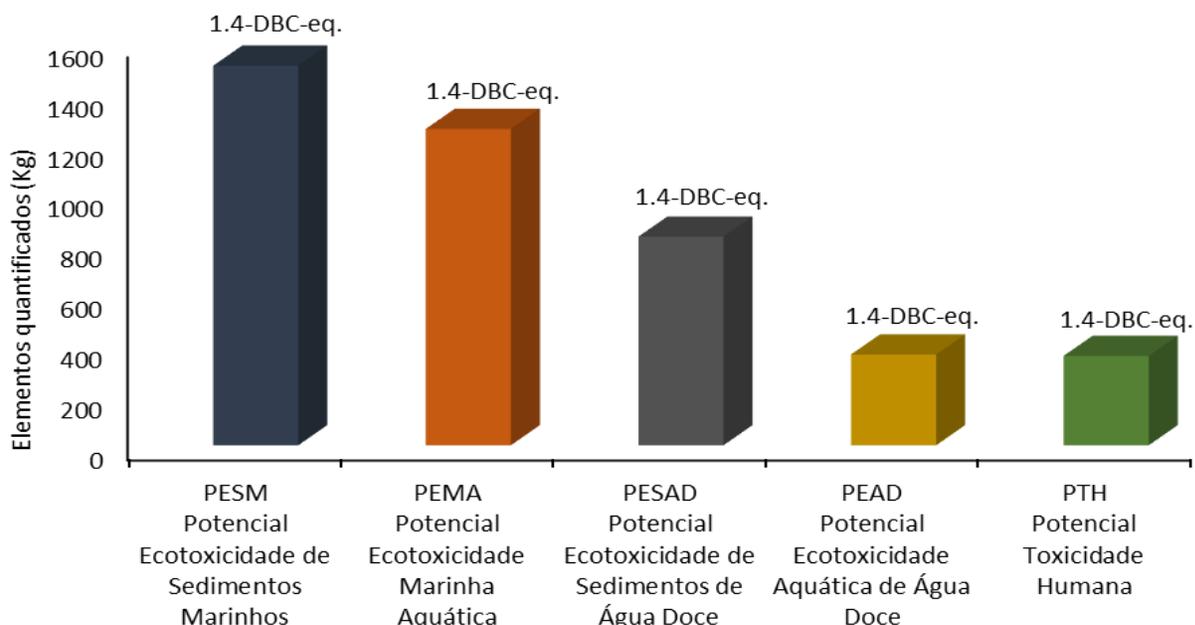
Estão agrupadas as categorias de impactos ambientais com maiores contribuições negativas ao meio ambiente, com tempo de fixação na atmosfera de 100 anos segundo Alves (2018), como resposta a AICV do arroz branco. Entre elas o maior potencial de alteração está sobre ambientes aquáticos, marinho e de água doce, bem como possíveis sedimentos que possam se formar nestes meios (Figura 3).

Sobre toxicidade de químicos letais à peixes, na categoria PESM, constata-se um potencial de comprometimento ao ecossistema marinho (Figura 3). Visto que, segundo Barjoveanu *et al.* (2018), poluentes com capacidade de formar sedimentos marinhos, ligando-se uns aos outros, retornam à coluna de água, ficam disponíveis em forma de “alimento” para organismos e estes, por fim, passam a compor a cadeia alimentar aquática.

Vale salientar que a área do presente estudo encontra-se localizada no Estuário da Lagoa dos Patos, área reconhecida pelo modelo matemático aqui empregado, na região Sul do Brasil. E de acordo com Sala *et al.* (2015) trata-se de uma zona susceptível a influenciar valores elevados para estudos desse tipo.

Ao analisar a categoria PESM, Silva (2014) verificou em sua pesquisa contribuições 9 vezes menores de 1.4DBC-eq em relação aos verificados na presente pesquisa com arroz. No entanto, a segunda categoria de maior pontuação, o PEMA, comparado ao estudo de Nabavi-

Pelesaraei *et al.* (2019) também com arroz, se vê semelhanças e esta categoria está de fato entre as que recebem maiores contribuições a exemplo do que os autores apresentaram, um potencial de 10,918.74 kg de 1.4DBC-eq.



**Figura 3.** Categorias de impactos com maiores contribuições no beneficiamento de um fardo de arroz (1.4 DCB-eq).  
Fonte: Firmino (2021).

Em Camaquã-RS um estudo utilizando arroz parboilizado, realizado pelo autor Nunes *et al.* (2017), apresenta o beneficiamento do grão com um potencial 13 vezes menor, para PEMA, ao da presente pesquisa com ACV no município de Pelotas-RS (Figura 3). Vale destacar que os autores supracitados analisaram o ICV do processo de parboilização do grão, restringindo atividades como o beneficiamento em si (a separação de quebrados, a classificação e o polimento), além do empacotamento do produto final. Atividades que fazem parte do setor de transformação da matéria prima, denominado de setor 2 na presente pesquisa, algo que pode ter influenciado na obtenção de menores valores em seus estudos.

Na Figura 3 averigua-se, na ACV com arroz branco, uma contribuição de 360.5 kg 1.4-DCB-eq para a categoria PEAD. Uma contribuição 30 vezes maior em relação ao trabalho de Nunes *et al.* (2017) com arroz parboilizado, e em relação a arroz branco, estudo realizado por Nabavi-Pelesarai *et al.* (2019) no Irã, um valor de 120 vezes maior. Com isso, constata-se que com base nos potenciais discutidos por Nunes *et al.* (2017), considerando ambientes aquáticos, somados aos resultados

do presente estudo o beneficiamento de grãos de arroz pode oscilar de 93.48 kg de 1.4DBC-eq. a 1,255.9 kg 1.4DBC-eq. para água doce - PEAD e água salgada - PEMA e conseqüentemente para sedimentos que possam se formar (PESM e PESAD).

Como justificativa para maiores valores na presente pesquisa, destaca-se que a mesma conta com um ICV bastante detalhado em comparação aos trabalhos dos autores citados (Silva, 2014; Nunes *et al.*, 2017; Nabavi-Pelesarai *et al.*, 2019), neste ponto, pode-se afirmar que um maior detalhamento das entradas e saídas, contando com dados primários e secundários para o software, acarretará em uma análise mais aprofundada/detalhada.

É válido destacar que o beneficiamento, bem como o produto análise do presente estudo, está localizado na região Sul do Brasil que conta com o Aquífero Guarani, um dos maiores estoques de água subterrânea no mundo, mais o estuário da Lagoa dos Patos, já mencionado anteriormente. Por isso, deve-se à região do empreendimento a influência dos valores elevados.

Os resultados apresentados destacam a importância de análises mais aprofundadas sobre o possível “poder” poluidor aquático dessa atividade, verificando a sensibilidade e uma possível sub ou sobre estimação. Visto que, não sendo brasileiro o banco de dados, os fatores de impactos nas categorias para água salgada são muito mais elevados do que para água doce, ao que se esperava maiores valores para esta última.

Para tanto, constata-se que o emprego de um banco de dados brasileiro proporcionaria maior clareza dos resultados para os dois ambientes aquáticos supracitados, porém, pode-se afirmar que esta pesquisa apresenta possíveis potenciais e não exatamente o impacto real/medido, podendo assim, não ser tão aproximado a realidade em regiões brasileiras.

A categoria Potencial de Aquecimento Global (PAG), que diz respeito a mudanças no meio ambiente, obteve no presente estudo, uma contribuição de 831.53 kg CO<sub>2</sub>-eq. Em relação a outras ACVs foram verificadas contribuições por Silva (2014), Nunes *et al.* (2017) e Nabavi-Pelesarai *et al.* (2019) de 424.44; 4,041.27 e 258.67 kg CO<sub>2</sub>-eq. respectivamente.

Averigua-se que tanto as contribuições desta ACV como as contribuições de outros estudos na categoria PAG são quantificados em resposta à modificação de matéria prima, sendo do processamento, segundo Iribarren *et al.* (2012), as atividades com maior contribuição no PAG.

As contribuições do PAG associadas a atividades que liberam gases de intensificação do efeito estufa como o CO<sub>2</sub>, o principal gás, com potencial para influenciar a temperatura e conseqüentemente o clima em escala regional e também global, podem acabar por retornar de forma negativa para o homem devido a sua interação social com a natureza (Gerling *et al.*, 2016).

O PAG, devido a sua importância ambiental e sua representatividade nos estudos de ACV, é a categoria mais difundida, a exemplo do seu potencial para influenciar contribuições para demais categorias analisadas (Guerci *et al.*, 2013; Medeiros *et al.*, 2018). Por isso, Frischknecht *et al.* (2016) afirmam ser comum alterações na biodiversidade e na saúde humana somando-se para quantificação de categorias relacionadas, e assim, na presente pesquisa foram analisadas contribuições de 355.11 kg 1.4DBC-eq. na categoria Potencia Toxicidade Humana (PTH).

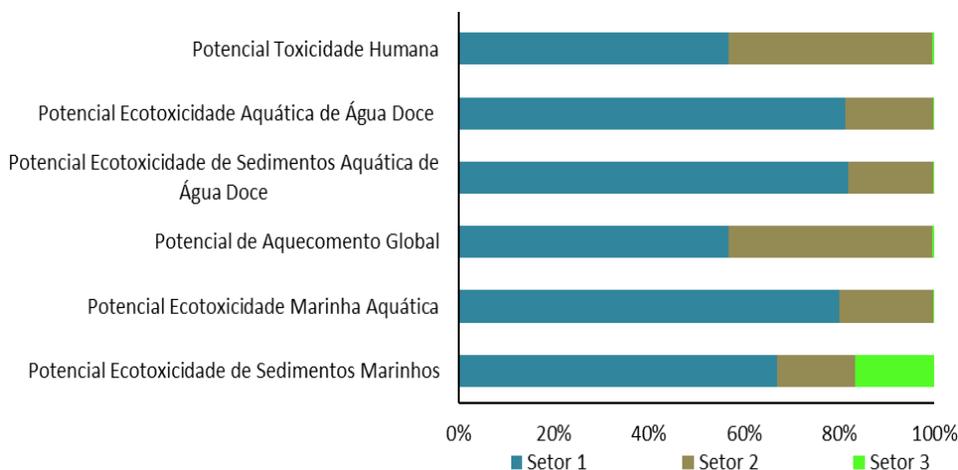
Já os autores Guinée *et al.* (2001) relatam a abrangência da categoria PTH com escala local, regional e global sobre seres humanos. Considerando substâncias que apresentam ligações químicas de difícil quebra molecular, facilmente transportadas e venenosas, sendo a respiração e ingestão de substâncias tóxicas, não biodegradáveis, a rota de intoxicação mais comum nos seres vivos.

Em se tratando de arroz, as partículas de sílica na composição da sua casca são classificadas como tóxica, sendo assim apresentado por Nabavi-Pelesarai *et al.* (2019) uma contribuição de 10.15 kg 1.4DBC-eq. de PTH no processamento de arroz, potencial 30 vezes menor do verificado para o modelo de ciclo de vida do arroz neste estudo. Isso se deve ao fato de que tal categoria é sensível e suscetível a receber elevados valores influenciada pela geografia da região e seu clima, promovendo alterações quanto a sensibilidade da população diante de mecanismos de exposição, isso segundo Sala *et al.* (2015), e é neste contexto que se enquadra a região do presente estudo, justificando o resultado da ACV para esta categoria.

Das atividades no beneficiamento que contribuíram para quantificação das categorias são apresentadas, de acordo com modelagem extraída do software, da utilização de energia, para Setor 1, Setor 2 e Setor 3. Analisando a contribuição destas áreas para cada categoria de impacto, averigüe-se, na Figura 4 com as seis categorias que receberam maiores contribuições, o Setor 1 com maior influência comparada aos setores de descasque e empacotamento.

Analisando demanda por eletricidade, constata-se sua maior contribuição para o valor da categoria Potencial Ecotoxicidade de Água e Sedimentos Marinhos com 1.67 e 1.69 kg 1.4-DCB-Eq. respectivamente no Setor 1 (Figura 4), averigüa-se também ser o Setor 3 onde há menor necessidade por este insumo.

Para o consumo de água, diferente do consumo de eletricidade, modelado com auxílio do software, com volume de 2% do peso do grão já polido, não pontuou para quantificação e pontuação de nenhuma das categorias do modelo matemático utilizado. Sobre atividades não contribuírem na pontuação das categorias analisadas, Silva (2014) apresenta o transporte, mesmo fazendo parte da AICV, semelhante ao constatado nesta pesquisa em relação ao consumo de água no processo.



**Figura 4.** Consumo de energia na pontuação das categorias analisadas para o beneficiamento de um fardo de arroz branco (0 menor contribuição a 1 maior contribuição). Fonte: Firmino (2021).

Vale destacar a importância de não desconsiderar valores muito pequenos para a análise do ICV, a exemplo da água como insumo, pois o que se constata no presente estudo é a ausência de sua contribuição para quantificação e pontuação das categorias analisadas. Ao que, se comparado aos “pequenos” valores de contribuição da demanda por energia, constata-se ser um insumo de vital importância para que se realize o ciclo de vida do arroz branco na indústria.

Analisando a necessidade de energia elétrica, do primeiro ao último mês do ano de 2019, o resultado vai de encontro ao verificado durante o levantamento de máquinas e equipamentos da UBA para os setores já apresentados e, de fato, é no Setor 2 onde há maior consumo, sempre com o dobro de tempo de funcionamento em relação à recepção (Setor 1) (Tabela 2).

A AICV na produção de um fardo de arroz demonstra que são consumidos em média 11.73 kWh. Logo, o emprego da biomassa para geração de calor e eletricidade, uma forma de gerenciar a destinação do resíduo mais volumoso, tem potencial para diminuir a demanda por energia tanto no Setor 2, convertida em energia termelétrica, quanto no Setor 1 na forma de calor para secagem dos grãos (Tabela 2).

Foi atribuída a uma logística ineficiente a não utilização da casca de arroz no processo de beneficiamento realizado pela UBA, apesar de haver na região o emprego dessa casca na geração de energia térmica para o funcionamento de fornalhas ou caldeiras a vapor. Seria uma alternativa inserir energia no sistema de distribuição local, por meio de uma termelétrica, porém, a relação custo benefício para empresas de pequeno porte, como a UBA analisada neste estudo, acaba

sendo inviável, neste caso recomenda-se a associação com outras empresas do ramo, o que a associação de indústrias já realiza informalmente junto a municípios da região.

**Tabela 2.** Energia consumida por setor de estudo em kWh, de janeiro a dezembro de 2019

Meses	Setor 1 kwh/fardo produzido (UF)	Setor 2 kwh/fardo produzido (UF)	Setor 3 kwh/fardo produzido (UF)
Janeiro	0.38982	4.87262	0.08142
Fevereiro	0.55135	4.81562	0.07678
Março	0.50317	3.83023	0.11576
Abril	0.57679	5.09172	0.08977
Mai	0.50412	4.20299	0.14040
Junho	0.86928	7.24738	0.12105
Julho	0.90479	6.88751	0.11504
Agosto	0.64159	5.63062	0.10815
Setembro	0.43317	4.12739	0.12639
Outubro	0.40757	3.68117	0.12297
Novembro	0.58918	5.11676	0.16409
Dezembro	0.78588	6.20725	0.08640
<b>Total (2019)</b>	<b>7.15671</b>	<b>61.71127</b>	<b>1.34822</b>

Fonte: Autores (2023).

Foram identificadas as atividades que mais contribuíram para quantificação e pontuação das categorias, com destaque para aquelas com maior número de entradas para o beneficiamento do arroz branco e em qual setor do processo analisado (Figura 5).

O agrupamento de atividade por setor (Figura 5), iniciado no portão de entrada da UBA e finalizado na secagem do grão, evidencia que é do Setor 1 a maior contribuição para pontuação das categorias, com uma contribuição de 72.2%. Em segundo lugar, com maior número de saídas o Setor 2, contribuindo com 23.9%, de onde sai também o resíduo mais volumoso, as cascas, não aproveitado no processo, e por fim o Setor 3, também com contribuição significativa de 23.9% referente ao empacotamento do produto final.

Diferente do que declara Citroth *et al.* (2020) sobre maior número de saídas em uma ACV estar atrelado ao maior potencial impactante de um processo, nesta pesquisa com arroz averigua-se maior número de saídas sendo subprodutos (Figura 2) e não recaindo sobre sua área de geração o maior potencial impactante (Figura 5).

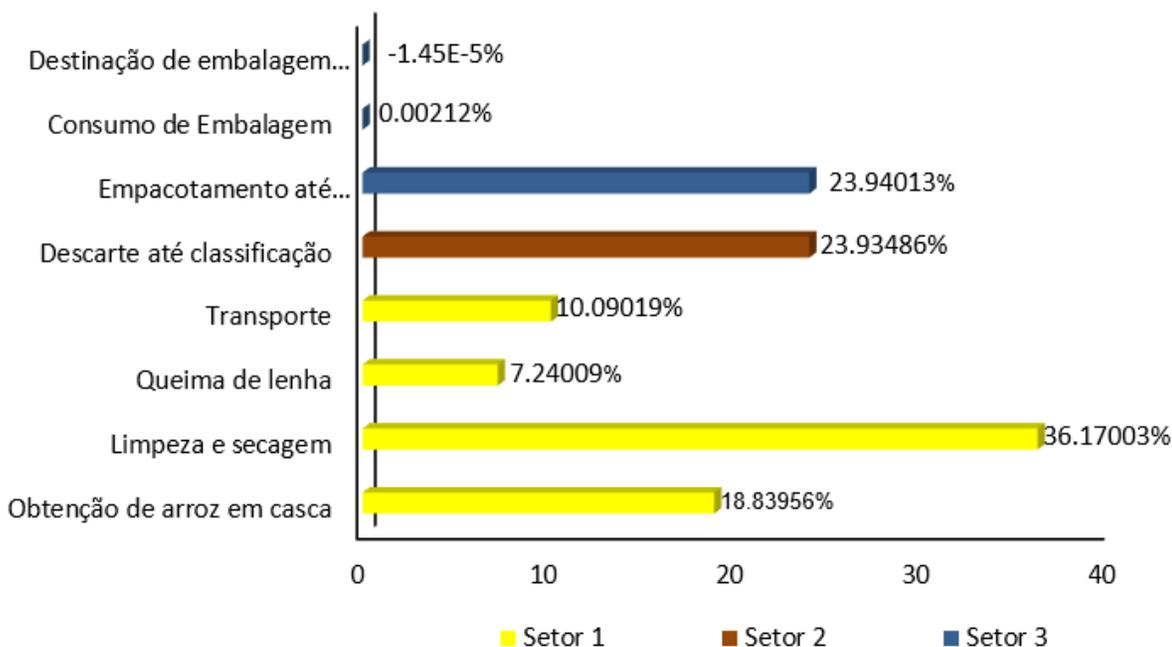


Figura 5. Porcentagem de contribuição das atividades na pontuação das categorias por setor. Fonte: Firmino (2021).

A atividade industrial, o beneficiamento do arroz branco, analisado em sua totalidade, semelhante ao apresentado por Silva (2014) sobre impactos ambientais de atividade industriais apresentar contribuições para todas as categorias analisadas totalizando 100% de contribuição, destaca-se que o mesmo foi verificado nesta pesquisa. O potencial de 100% da industrialização do grão de arroz nesta ACV indica que todas as atividades são igualmente potenciais contribuintes para as seis categorias analisadas. E isso, independe da sua pontuação total, se para MSETP com maior pontuação ou PTH com menor pontuação.

Logo, para identificar qual área do processo tem maior potencial impactante Ciroth *et al.* (2020) afirmam que está sobre o maior número de saídas em resíduo. Ao que, para a presente pesquisa contata-se ser o Setor 1 com 4 entradas e 4 saídas, sendo um subproduto; em seguida, o Setor 2 com 5 entradas e 8 saídas, sendo que apenas uma dessas é resíduo.

A análise das atividades é análoga para todas as categorias do modelo utilizado, ao que se constata a necessidade de maior transparência das indústrias como forma de contribuir para a elaboração de um banco de dados especificamente para a rizicultura, priorizando os padrões de emissões considerando desde a preparação para cultivo até a chegada do produto para o consumidor final, toda a cadeia produtiva do arroz, tal qual estudo elaborado por WBCSD (2016).

Como contribuição desta pesquisa constata-se que a declaração de produto ambientalmente - *Environmental Product Declaration* (EPD) pode ser um ponto de partida em direção à sustentabilidade no setor industrial, com base na ferramenta ACV (Galindro *et al.*, 2020). E assim, aproximar cada vez mais a Gestão Ambiental a Gestão Empresarial.

### Conclusões

Das entradas e saídas quantificadas nas atividades de processamento do grão de arroz conclui-se que é a recepção - Setor 1 o mais impactante ao meio ambiente devido a geração de resíduos, e em segundo lugar o processamento - Setor 2, com maior consumo de energia e gerando o resíduo mais volumoso, as cascas, porém não aproveitado pela unidade beneficiadora.

### Agradecimentos

*Este artigo faz parte da dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Pelotas - PPGC/Amb/UFPEL - Rio Grande do Sul. Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo e ao Laboratório de Agrotecnologia (LABAGROTEC) pelo apoio na condução da pesquisa.*

### Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009). NBR ISO 14 044: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. ABNT. 52p. Acesso em 19 jun. 2020, disponível em: [https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/5560109/mod\\_resource/content/3/NBRISO14044%20.pdf](https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/5560109/mod_resource/content/3/NBRISO14044%20.pdf)
- ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica (2015). Aprenda a calcular o consumo de seu aparelho e economize energia. ANEEL. 12p.
- Andrade, M. D., Santos, P. C., Cordeiro, J., Alvarenga, C. A., Santos, C. I. F., Cordeiro, J. L. (2018) Analysis of destination of industrial solid waste in the state of Minas Gerais between the years of 2011 and 2016. *Research, Society and Development*, **8**(3), 1-20. <https://doi.org/10.33448/rsd-v8i3.855>
- Alves, I. M. (2018) *Avaliação energética e ambiental do ciclo de vida de um sistema de abastecimento de água*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (Tecnologia Ambiental), Centro Acadêmico do Agreste, Universidade Federal de Pernambuco-UFPE, 71 pp.
- Barjoveanu, G., Gisi, S., Casale, R., Todaro, F., Notarnicola, M., Teodosiu, C. (2018) A life cycle assessment study on the stabilization/solidification treatment processes for contaminated marine sediments. *Journal of Cleaner Production*, **201**(1), 391-402. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.053>
- Brandalise, J. N. (2018) *Avaliação ecotoxicológica da cinza de casca de arroz*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos (Tecnologia de Alimentos), Departamento de Ciência e Tecnologia Agroindustrial, Universidade Federal de Pelotas-UFPEL, 104pp.
- Ciroth, A., Noi, C., Lhose, T., Srocka, M. (2020) *openLCA 1.10.2 Comprehensive User Manual*. 2. ed. Berlim. GreenDelta GmbH, Germany.

- CONAB, Companhia Nacional de Abastecimento (2019) Brasília. Acompanhamento da safra brasileira de grãos - Safra 2018/19, **6**(7), 119pp. Acesso em 08 set. 2020, disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos>
- Dalmora, G., Luzzi, K., Hemkemeier, M. (2023). A contribuição da análise do ciclo de vida (acv) para a minimização dos impactos ambientais de processos produtivos: uma abordagem teórica. *RECIMA21-Revista Científica Multidisciplinar*, **4**(2), 1-14. <https://doi.org/10.47820/recima21.v4i2.2714>
- Firmino, L. Q. (2021) Avaliação de ciclo de vida no beneficiamento do arroz. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias. Universidade Federal de Pelotas-UFPEL, 94pp.
- Foletto, E. D., Hoffmann, R., Scopel Hoffmann, R., Portugal Jr., U. L., Jahn, S. L. (2005) Aplicabilidade das cinzas da casca de arroz. *Química Nova*, **28**(6), 1055-1060. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422005000600021>
- Frischknecht, R., Fantke, P., Tschümperlin, L., Niero, M., Antón, A., Bare, J., Jolliet, O. (2016) Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: progress and case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **21**(3), 429-442. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1025-1>
- Galindro, B. M., Welling, S., Bey, N., Olsen, S. I., Soares, S. R., Ryding, S. O. (2020) Making use of life cycle assessment and environmental product declarations: A survey with practitioners. *Journal of Industrial Ecology*, **24**(5), 965-975. <https://doi.org/10.1111/jiec.13007>
- Gerling, C., Ranieri, C., Fernandes, L., Gouveia, M. T. J., Rocha, V. (2016) Manual de ecossistemas marinhos e costeiros para educadores. Santos, SP: Editora Comunicar.
- Guerci, M., Knudsen, M. T., Bava, L., Zucali, M., Schönbach, P., Kristensen, T. (2013) Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of cleaner production*, **54**(1), 133-141. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.035>
- Guinée, J.; Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A., Oers, L.V., Sleeswijk, A. W., Suh, S., Haes, H. A. U., Bruijn, J. A., Duin, R. V., Huijbregts, M. A. J. (2001) *Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards*. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden, The Netherlands.
- Henkin, H., Rucatti, E. G., Kayser, V. H. (2005) Proposta de política para a redução dos desequilíbrios no mercado de arroz do Mercosul. *Lavoura Arrozeira*. Porto Alegre, **53**(437), 43-48.
- Iribarren, D., Moreira, M. T., Feijoo, G. (2012) Life cycle assessment of aquaculture feed and application to the turbot sector. *International Journal of Environmental Research*, **6**(4), 837-848.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2016) Rio de Janeiro. *Demografia das empresas: Coordenação de metodologia das estatísticas de empresas, cadastros e classificações*, IBGE. Acesso em 21 set. 2020, disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101612.pdf>
- Inácio, R. M. (2016) *Panorama da utilização de resíduos do beneficiamento do arroz para a geração de energia no Brasil e formas de aplicação*. 98f, 2016. Dissertação, Mestrado Profissional em Engenharia de Biocombustíveis e Petroquímica, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Acesso em: 03 ago. 2020. Disponível em: <http://186.202.79.107/download/residuos-do-beneficiamento-do-arroz-para-a-geracao-de-energia-no-brasil.pdf>
- IRGA, Instituto Rio Grandense do Arroz (2020) Porto Alegre. *Boletim de resultados da lavoura de arroz - Safra 2019/2020: Produção municipal*. Acesso em 05 set. 2020, disponível em: <https://irga.rs.gov.br/safras-2>
- Júnior, A. F. B., de Moraes, R. M., Emerenciano, S. V., Pimenta, H. C. D., & Gouvinhas, R. P. (2008) Conceitos e aplicações de Análise do Ciclo Vida (ACV) no Brasil. *Revista Ibero Americana de Estratégia*, **7**(1), 39-44.
- Lim, J. S., Manan, Z.A., Alwi, S. R. W., Hashim, H. (2012) A review on the use of biomass from the rice industry as a source of renewable energy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **16**(5), 3084-3094. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.051>

- MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2012) Brasília. Instrução Normativa, nº 34, de 29 de novembro de 2012. 9 pp. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, 2012. Acesso em 20 jul. 2020, disponível em: <http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=visualizarAtoPortalMapa&chave=918108049>
- Medeiros, L. M., Durante, L. C., Callejas, I. J. A. (2018) Contribuição para a avaliação de ciclo de vida na quantificação de impactos ambientais de sistemas construtivos. *Ambiente Construído*, **18**(2), 365-385. <https://doi.org/10.1590/s1678-86212018000200259>
- Nabavi-Pelesaraei, A., Rafiee, S., Mohtasebi, S. S., Bandbafha, H. H., Chau, K. (2019) Comprehensive model of energy, environmental impacts and economic in rice milling factories by coupling adaptive neuro-fuzzy inference system and life cycle assessment. *Journal of cleaner production*, **217**(1), 742-756. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.228>
- Nunes, F. A., Seferin, M., Maciel, V. G., Ayub, M. A. Z. (2017) Life Cycle Assessment comparison between brown parboiled rice produced under organic and minimal tillage cultivation systems. *Journal of Cleaner Production*, **161**(1), 95-104. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.098>
- Quispe, I., Navia, R., Kahhat, R. (2017) Energy potential from rice husk through direct combustion and fast pyrolysis: a review. *Waste management*, **59**(1), 200-210. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.001>
- Raad, T. J., Pinheiro, P. C. C., Yoshida, M. I. (2006) Equação geral de mecanismos cinéticos da carbonização do *Eucalyptus* spp. *Cerne*, **12**(2), 93-106.
- Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., Pengue, W. A. (2008) LCA of soybean meal. *Int J Life Cycle Assess*, **13**, 240-254. <https://doi.org/10.1065/lca2007.06.342>
- Sala, S., Ciuffo, B., Nijkamp, P. (2015) A systemic framework for sustainability assessment. *Ecological Economics*, **119**(1), 314-325. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.09.015>
- Silva, C. R. B. C. (2014) *Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de ingredientes aquícolas*. Dissertação de Mestrado em Ciências do Mar (Recursos Marinhos), Programa de Pós Graduação em Aquacultura e Pescas, Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar da Universidade do Porto-FEUP, 119pp.
- Shafie, S. M., Mahlia, T. M. I., Masjuki, H. H., Ahmad-Yazid, A. (2012) A review on biomass waste-based electricity generation in Malaysia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **16**(8), 5879-5889. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.06.031>
- SOSBAI, Sociedade Sul-Brasileira de Arroz Irrigado (2018) Farroupilha. *Arroz irrigado: Recomendações técnicas da pesquisa para o Sul do Brasil*. In: Reunião técnica da cultura do arroz irrigado, v.32, 205pp. Acesso em 30 dez. 2020, disponível em: <http://www.sosbai.com.br>
- WBCSD, World Business Council for Sustainable Development (2016). *Global Cement Database on CO2 and Energy Information – “Getting the Numbers Right”* (GNR). WBCSD.



# REVISTA AIDIS

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

**PLANOS DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
DOS MUNICÍPIOS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO:  
AVALIAÇÃO QUANTO AO ATENDIMENTO DO CONTEÚDO  
MÍNIMO EXIGIDO PELA LEI FEDERAL 12.305/2010**

Karine Coutinho Silva <sup>1</sup>

\* Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk <sup>1</sup>

Rosane Cristina de Andrade <sup>1</sup>

**INTEGRATED SOLID WASTE MANAGEMENT PLANS IN THE MUNICIPALITIES OF THE STATE OF  
RIO DE JANEIRO: ASSESSMENT REGARDING COMPLIANCE WITH THE MINIMUM CONTENT  
REQUIRED IN FEDERAL LAW 12.305/2010**

*Recibido el 10 de mayo de 2023. Aceptado el 10 de octubre de 2023*

## Abstract

*In Brazil, there was a breakthrough with the enactment of the National Solid Waste Policy (PNRS), which brought planning through the Municipal Plans for Integrated Management of Solid Waste (PMGIRS), to assist in the lack of systemic vision of local policies and minimize the impacts from the turnover of mayors and lack of social control. Within this context, the present study was aimed at evaluating the compliance of the Municipal Plans of the State of Rio de Janeiro with the minimum requirements established by the PNRS. Thus, a survey of the PMGIRS of the 92 municipalities of the state was conducted, through electronic research and institutional websites, during the period from January of 2020 to March 2021. Though information was found on 44 PMGIRS, this research has only considered a sample of sixteen PMGIRS because these were completed and made available on the internet. The municipalities were classified as small, medium, and large according to the number of inhabitants. As an evaluation instrument, a matrix was elaborated with items I to XIX of article 19 of the PNRS. The results showed that only 38% of the PMGIRS presented more than 60% of compliance with the minimum content established by the PNRS. The PMGIRS of small municipalities, had equal or superior compliance than large municipalities. The items that guarantee the sustainability of the system were not included in more than 60% of the management plans. The Item that deals with Environmental Education was met in 100% of the plans.*

**Keywords:** municipal planning, municipal integrated solid waste management plans, national solid waste policy, Rio de Janeiro, waste management.

---

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rua São Francisco Xavier, 564, 5ª andar – Maracanã, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 20550-900. Brasil. Email: [anaghislane@eng.uerj.br](mailto:anaghislane@eng.uerj.br)

## Resumo

No Brasil, houve um avanço com a promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que trouxe o planejamento, através dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), para auxiliar na falta de visão sistêmica das políticas locais e minimizar os impactos da rotatividade de prefeitos e falta de controle social. Dentro desse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a conformidade dos Planos Municipais do Estado do Rio de Janeiro em relação aos requisitos mínimos estabelecidos pela PNRS. Assim, foi realizado um levantamento dos PMGIRS dos 92 municípios do estado, através de sites eletrônicos de pesquisa e institucionais, no espaço temporal de janeiro de 2020 a março de 2021. Foram encontradas informações sobre 44 PMGIRS, no entanto, considerou-se nesta pesquisa, como amostra, dezesseis PMGIRS por estarem concluídos e disponibilizados em internet. Os municípios foram classificados em pequeno, médio e grande porte em função do número de habitantes. Como instrumento de avaliação foi elaborada uma matriz com os incisos de I a XIX do artigo 19 da PNRS. Os resultados apontaram que apenas 38% dos PMGIRS apresentaram mais de 60% de atendimento ao conteúdo mínimo estabelecido pela PNRS. Os PMGIRS de municípios de pequeno porte, teve atendimento igual ou superior a municípios de grande porte. Os incisos que garantem a sustentabilidade do sistema, como cobrança pelos serviços de limpeza urbana não estavam contemplados em mais de 60% dos planos de gestão. Já o Inciso que versa sobre Educação Ambiental foi atendido em 100% dos planos.

**Palavras-chave:** planejamento municipal, planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos, política nacional de resíduos sólidos, Rio de Janeiro, gestão de resíduos.

---

## Introdução

Nos últimos 20 anos houve um interesse da comunidade científica em entender os problemas crônicos enfrentados pelos municípios dos países em desenvolvimento para implementar uma gestão de resíduos sólidos eficiente e sustentável. Neste sentido, conhecendo esta realidade, Diaz (2017), Rebehy *et al.* (2019) e Tsai *et al.* (2020) destacaram como principais entraves, a ausência de vontade política de lidar com o problema, ausência de uma política nacional para o gerenciamento de resíduo sólidos, falta de regras e regulações, orçamento insuficiente, falta de programas educacionais em diversos níveis, população com dificuldades de participar ativamente, falta de capacitação técnica, falta de comunicação com os cidadãos sobre a gestão de resíduos e seu devido custo, além da rotatividade na liderança local. Por sua vez, Guerreiro, *et al.* (2013) observaram que um sistema de limpeza urbana é efetivo quando não é baseado somente em soluções tecnológicas, mas também em soluções ambientais, sócio-culturais, legais, institucionais e econômicas, que apresentam facilidades para o sistema como um todo.

No Brasil, houve um avanço com a promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010), regulamentada pelo Decreto Federal nº 10.936 de 12 de Janeiro de 2022 (Brasil, 2022), que trouxeram o planejamento, através dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), para auxiliar na falta de visão sistêmica das políticas locais e minimizar os impactos da rotatividade de prefeitos e falta de controle social. Os PMGIRS podem ser entendidos como instrumentos de um processo de gestão que viabilizem a sustentabilidade dos sistemas de limpeza urbana e de manejo de

resíduos sólidos, como melhoria na qualidade de vida e preservação ambiental (Romani e Segala, 2014). Os PMGIRS são documentos norteadores para implementação de programas e ações relacionadas à gestão dos RSU. O plano deve fazer um retrato da situação atual da gestão de resíduos sólidos do município com o objetivo de traçar metas, diretrizes, programas e ações que visem uma gestão adequada e eficiente dos resíduos (van Elk *et al.*, 2018). O plano é um instrumento inovador e o principal utilizado para o planejamento da gestão e gerenciamento dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos (Vieira *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2021). Um plano bem elaborado proporciona a racionalização do investimento público e o atendimento das obrigações previstas em lei, considerados pontos importantes para garantir a eficácia na execução dos serviços (Gallardo, 2017). Para elaboração do PMGIRS, a Lei Federal 12.305/2010, no seu artigo 19, definiu o seu conteúdo mínimo com 19 incisos (Silva, 2021).

De acordo com a PNRS, a implementação de um PMGIRS é um requisito que permite aos municípios terem acesso a recursos fornecidos pela União reservados aos empreendimentos ou aos serviços ligados ao manejo de resíduos e limpeza urbana (Vieira, 2019). Por esta razão, houve uma corrida para a elaboração dos planos de gestão para os municípios conseguirem suas verbas de melhoria no setor de saneamento. No entanto, não havia suficiente expertise das consultorias contratadas, nem dos municípios para elaborarem esses planos de gestão.

Por parte dos municípios, a maior dificuldade enfrentada pelos gestores municipais na elaboração de seus PMGIRS foram, carência de mão de obra especializada, capacitação técnica local e de recursos financeiros, sobretudo em municípios de pequeno porte (Marino *et al.*, 2016, Costa e Pugliesi, 2018 e Chaves *et al.*, 2020a; Chaves *et al.*, 2020b). No que tange as empresas de consultoria, apesar de contarem com profissionais mais capacitados e experientes para elaborarem os planos de gestão, Chaves *et al.* (2014) comentam que muitas vezes as consultorias desconheciam as condições locais específicas dos municípios e produziam planos de ação padronizados e muito distantes de suas reais necessidades.

Tendo em vista que a política apresenta um conteúdo mínimo para a elaboração de um PMGIRS, o presente trabalho teve o objetivo de avaliar a conformidade dos PMGIRS, existentes no Estado do Rio de Janeiro em relação à PNRS, identificando as possíveis lacunas que comprometem o atendimento à política, visando melhorias para a elaboração de planos orientadores de uma gestão e gerenciamento de resíduos sólidos mais sustentável.

### **Metodologia**

O presente estudo teve caráter exploratório e qualitativo, com o objetivo de identificar se os PMGIRS do estado do Rio de Janeiro atendiam ao conteúdo mínimo estabelecido pela Política Nacional de Resíduos Sólidos.

### Definição da amostra

A amostra constituiu-se de um levantamento de PMGIRS existentes nos 92 municípios do Estado do Rio de Janeiro. Esse levantamento se deu por meio de buscas em sites eletrônicos de pesquisa e institucionais com aporte temporal de janeiro de 2020 a março de 2021. Foram encontradas informações disponibilizadas publicamente sobre PMGIRS em 44 municípios, no entanto, apenas 17 municípios possuíam PMGIRS concluídos e disponibilizados em internet. Optou-se por excluir o plano municipal do município de Macuco, em razão de tratar-se de um plano com versão simplificada, conforme determina o artigo 51, parágrafo 1º, do Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010 (Brasil, 2022). Neste Decreto se estabelece apenas quatorze incisos para municípios com menos de 20,000 habitantes. Assim, a amostra do presente estudo foi composta por 16 PMGIRS.

Os 16 planos foram tabulados em ordem decrescente em relação ao número de habitantes do município (Dados do IBGE, 2012), com informações sobre o porte de cada município e o ano em que ocorreu a elaboração do PMGIRS.

Foram considerados como Pequeno Porte os municípios  $\leq 20,000$  habitantes, como Médio Porte os municípios entre 20,000 e 100,000 habitantes, como Grande Porte  $\geq 100,000$  habitantes. Essa classificação foi considerada a fim de identificar os municípios que poderiam elaborar um Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos simplificado (municípios com menos de 20,000 habitantes), bem como facilitar o entendimento do que foi proposto no plano de gestão de cada município, visto que a quantidade populacional influencia diretamente na geração dos resíduos sólidos.

### Matriz de análise

A avaliação dos PMGIRS com respeito ao conteúdo mínimo definidos no art. 19 da Lei Federal nº 12.305/2010 baseou-se em uma metodologia adotada por Marotti *et al.* (2017), que avaliaram o PMGIRS de um município do Estado de São Paulo. No caso do presente trabalho, os itens de verificação de cada inciso podem ser diferentes dos adotados por Marotti *et al.* (2017), pois o presente estudo é mais abrangente, com municípios de pequeno, médio e grande porte.

A matriz de análise, como ficou denominado o instrumento de avaliação, contemplava alguns itens dos incisos I ao XIX do artigo 19 da PNRS. Na Figura 1 estão apresentados os Incisos (cor roxa) e os itens verificados (cor cinza) de cada um deles no presente estudo.

Vale ressaltar que no Inciso II, referente a identificação de áreas de disposição final, nem todos os itens foram considerados para o atendimento neste trabalho, ao mesmo tempo, foram acrescentados dois itens, como: “Identificação de lixão” e “Em caso de lixão desativado, se o local foi remediado”, para fornecer informações adicionais sobre a destinação final dos resíduos

sólidos nos municípios e a existência de passivos ambientais causado por resíduos, contemplado no Inciso XVIII. Destaca-se que neste trabalho não foi feita uma verificação *in situ* da implementação dos prognósticos contidos nos planos de gestão de cada município.

Os itens de cada inciso foram verificados na matriz de análise por variáveis dicotômicas (SIM/NÃO), indicando a existência ou a ausência dos itens em cada plano municipal analisado. A partir dessa avaliação qualitativa, definiu-se o percentual de atendimento de cada requisito considerando os seguintes valores:

- a) 1 - Para o atendimento total dos itens de verificação do requisito;
- b) 0 - Para o não atendimento dos itens de verificação do requisito, e;
- c) Entre 0 e 1 - para o atendimento parcial dos itens de verificação do requisito. Esse atendimento parcial é dado em forma fracionária, considerando a quantidade de itens atendidos em relação a quantidade de itens existentes no requisito, quando este apresentar mais de um item de verificação.

Posteriormente, esses valores foram convertidos em percentuais de atendimento ao conteúdo mínimo exigido pela PNRS.

Considerando a existência de incisos com mais de um item de verificação, os percentuais foram apresentados em três tipos de atendimento:

- Atendimento em totalidade: O percentual de PMGIRS que atende todos os itens de verificação de determinado inciso;
- Atendimento parcial: O percentual de PMGIRS que atende a um ou mais itens de verificação de determinado inciso, porém não a todos;
- Não atendimento: O percentual de PMGIRS que não atende a nenhum item de verificação de determinado inciso.

Após a tabulação do percentual de atendimento foram selecionados alguns incisos, por serem mais disseminados na sociedade e discutidos na literatura, para apresentar uma discussão mais aprofundada sobre os seus respectivos temas, como: a) I (Diagnóstico dos resíduos); b) II (Identificação de existência de lixões e de áreas disponíveis para a implementação de aterros); c) III (Identificação de solução consorciada); d) X (existência de programas e ações de educação ambiental); e) XI (Programas visando a participação de cooperativas e associações de catadores) e f) XIII (Proposta de cobrança pelos serviços de gestão de resíduos).

<p><b>I-</b> Diagnóstico da situação dos resíduos sólidos gerados no respectivo território, contendo a origem, o volume, a caracterização dos resíduos e as formas de destinação e disposição diretor de que trata o § 1º do art. 182 da Constituição Federal e o zoneamento ambiental, se houver</p> <p>Informações qualitativas e quantitativas</p>	<p><b>V-</b> Procedimentos operacionais e especificações mínimas a serem adotados nos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, incluída a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos e observada a Lei Federal nº 11.445, de 2007</p> <p>Há procedimentos e especificações mínimas para serviços públicos de limpeza urbana?</p> <p>Existem procedimentos operacionais e especificações mínimas para o manejo de resíduos sólidos?</p> <p>Existem procedimentos operacionais e especificações mínimas para disposição final de rejeitos?</p>	<p><b>IX-</b> Programas e ações de capacitação técnica voltados para sua implementação e operacionalização</p> <p>Há programas e ações de capacitação técnica voltados à implementação operacionalização do PMGIRS?</p>	<p><b>XV-</b> Descrição das formas e limites da participação do poder público local na coleta seletiva e na logística reversa, respeitado o disposto no art. 33, e de outras ações relativas à responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos</p> <p>Há participação do poder público local nas atividades de coleta?</p> <p>Há participação do poder público local em logística reversa?</p>
<p><b>II-</b> Identificação de áreas favoráveis para disposição final ambientalmente adequada de rejeitos, observado o plano diretor de que trata o § 1º do art. 182 da Constituição Federal e o zoneamento ambiental, se houver</p> <p>Em caso de lixão desativado, o local está remediado?</p> <p>Existe ou indica área favorável para disposição final?</p>	<p><b>VI-</b> Indicadores de desempenho operacional e ambiental dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos</p> <p>Possui indicadores de desempenho dos serviços de limpeza pública?</p> <p>Possui indicadores de desempenho do manejo de resíduos sólidos?</p> <p>Possui indicadores ambientais dos serviços de limpeza pública?</p> <p>Possui indicadores ambientais do manejo de resíduos sólidos?</p>	<p><b>X-</b> Programas e ações de educação ambiental que promovam a não geração, redução, reutilização e reciclagem de resíduos sólidos</p> <p>Existem programas e ações de educação ambiental que promovam a não geração, a redução, a reutilização e a reciclagem de resíduos sólidos?</p>	<p><b>XVI-</b> Controle e fiscalização da implementação e operacionalização dos planos de gerenciamento de resíduos sólidos (art. 20) e sistemas de logística reversa (art. 33)</p> <p>Existem meios para fiscalização da implementação dos planos de gerenciamento de resíduos (art. 20) e logística reversa (art. 33)?</p>
<p><b>III-</b> Identificação das possibilidades de implantação de soluções consorciadas ou compartilhadas com outros Municípios, considerando, nos critérios de economia de escala, a proximidade dos locais estabelecidos e as formas de prevenção dos riscos ambientais</p> <p>Indica possibilidade de solução consorciada?</p>	<p><b>VII-</b> Regras para o transporte e outras etapas do gerenciamento de resíduos sólidos de que trata o art. 20, observadas as normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS e demais disposições pertinentes da legislação federal e estadual</p> <p>Existe regulamento para o gerenciamento de resíduos sólidos de que trata o art. 20?</p>	<p><b>XI-</b> Programas e ações para a participação dos grupos interessados, em especial das cooperativas ou outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis formadas por pessoas físicas de baixa renda, se houver</p> <p>Há programas/ações visando à participação de grupos (cooperativas, associação de catadores, ONGs)?</p>	<p><b>XVII-</b> Ações preventivas e corretivas a serem praticadas, i.e programa de monitoramento</p> <p>Define mecanismos de implantação de ações preventivas?</p> <p>Define mecanismos de implantação de ações corretivas?</p> <p>Há programas de monitoramento das atividades do plano?</p>
<p><b>IV-</b> Identificação dos resíduos sólidos e dos geradores sujeitos a plano de gerenciamento específico nos termos do art. 20 ou sistema de logística reversa na forma do art. 33, observadas as disposições desta Lei e de seu regulamento, bem como as normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS</p> <p>Identifica resíduos sólidos e geradores sujeitos ao plano de gerenciamento específico?</p>	<p><b>VIII-</b> Definição das responsabilidades quanto à sua implementação e operacionalização, incluídas as etapas do plano de gerenciamento de resíduos sólidos a que se refere o art. 20 a cargo do poder público</p> <p>Identifica responsabilidades a cargo do poder público na implantação e operacionalização do PMGIRS?</p>	<p><b>XII-</b> Mecanismos para a criação de fontes de negócios, emprego e renda, mediante a valorização dos resíduos sólidos</p> <p>Define mecanismos de fomento à criação de negócios e emprego e à geração de renda?</p>	<p><b>XVIII-</b> Identificação dos passivos ambientais relacionados aos resíduos sólidos, incluindo áreas contaminadas, e respectivas medidas saneadoras</p> <p>Identifica passivos ambientais relacionados aos resíduos sólidos gerados no município?</p> <p>Identifica áreas contaminadas no município?</p> <p>Propõe medidas saneadoras para os passivos e as áreas contaminadas existentes no município?</p>
		<p><b>XIII-</b> Sistema de cálculo dos custos da prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, bem como sua forma de cobrança, observada a Lei nº 11.445, de 2007</p> <p>Existe proposta de cobrança por esses serviços?</p>	<p><b>XIX-</b> Periodicidade de revisão, prioritariamente o período de vigência do plano plurianual municipal</p> <p>Indica a periodicidade adotada para a revisão do plano?</p>
		<p><b>XIV-</b> Metas de redução, reutilização, coleta seletiva e reciclagem, entre outras, com vistas a reduzir a quantidade de rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada</p> <p>Existem metas para ações de redução a quantidade de rejeitos?</p>	

Figura 1. Incisos estabelecidos pela PNRS com os seus respectivos itens de verificação (em cinza) que foram considerados no presente trabalho.

## Resultados e discussões

### Amostragem

Os municípios que possuíam PMGIRS concluídos e disponibilizados foram: Rio de Janeiro, Nova Iguaçu, Niterói, São João de Meriti, Petrópolis, Volta Redonda, Macaé, Cabo Frio, Angra dos Reis, Teresópolis, Resende, Casimiro de Abreu, Paraty, Pinheiral, Quatis e Areal. Os municípios foram classificados quanto a magnitude populacional em municípios de Grande, Médio e Pequeno porte.

### Aplicação da matriz de análise

Após a aplicação da matriz de análise qualitativa do conteúdo dos PMGIRS descrito nos procedimentos metodológicos, foi possível gerar dados quantitativos que estão apresentados nas Figuras 2 e 3. A Figura 2 apresenta o quanto cada plano municipal atende à PNRS e a Figura 3 apresenta o quanto cada inciso (requisito) é atendido pelos PMGIRS.

Como pode ser observado na Figura 3 alguns municípios de pequeno, médio e grande porte, têm Planos de Gestão com menos de 50% de atendimento ao conteúdo mínimo estabelecido pela PNRS. Portanto, a falta de atendimento a PNRS não é um problema tipicamente de municípios de pequeno porte. O município do Rio de Janeiro tem um sistema de manejo de resíduos e de limpeza urbana estruturados e seu PMGIRS tem menor atendimento que o município de Areal, considerado de pequeno porte e que tem PMGIRS atendendo a 68% dos incisos estipulados pela PNRS, enquanto o PMGIRS do Rio de Janeiro 50%. Apenas 38% dos PMGIRS apresentaram mais de 60% de atendimento ao conteúdo mínimo estabelecido pela PNRS.

No que tange aos percentuais de atendimento de cada inciso mostrados na Figura 4, observou-se que os Incisos IV, VII, IX, XII e XIII apresentaram mais de 50% de NÃO atendimento. Entre esses Incisos encontram-se pontos importantes para a sustentabilidade financeira do sistema de limpeza urbana, como o Inciso XIII, que trata da cobrança pelos serviços, que pode ser considerado um dos maiores desafios do Brasil. Bem como o Inciso IV, em que trata da identificação dos grandes geradores de resíduos e/ou de estabelecimentos que deveriam ter planos de gerenciamento específicos e implementação do sistema de logística reversa, mostrando que esses itens têm tido até então pouca visibilidade e que a prática comum ainda consiste nas prefeituras coletarem de estabelecimentos que deveriam ser responsáveis pelo gerenciamento dos resíduos sólidos gerados.

A baixa sustentabilidade financeira dos municípios, especialmente com respeito ao gerenciamento de resíduos, é um ponto fundamental para a falta de eficácia da PNRS, e a solução depende da avaliação do custo da gestão de resíduos, da capacidade de pagamento dos cidadãos, do impacto político da cobrança de um imposto ou taxa, bem como o desenvolvimento de uma participação cidadã mais ativa (Rebehy *et al.*, 2019).

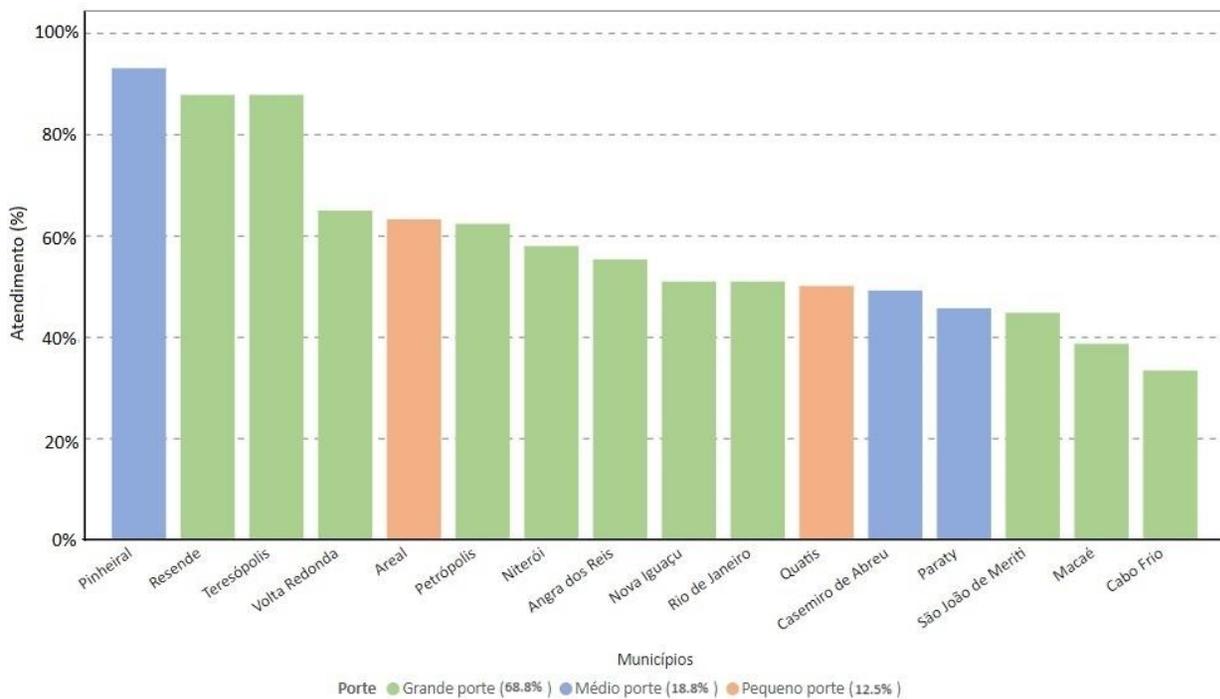


Figura 2. Percentual médio de atendimento do PMGIRS da amostra quanto ao conteúdo mínimo da PNRS.

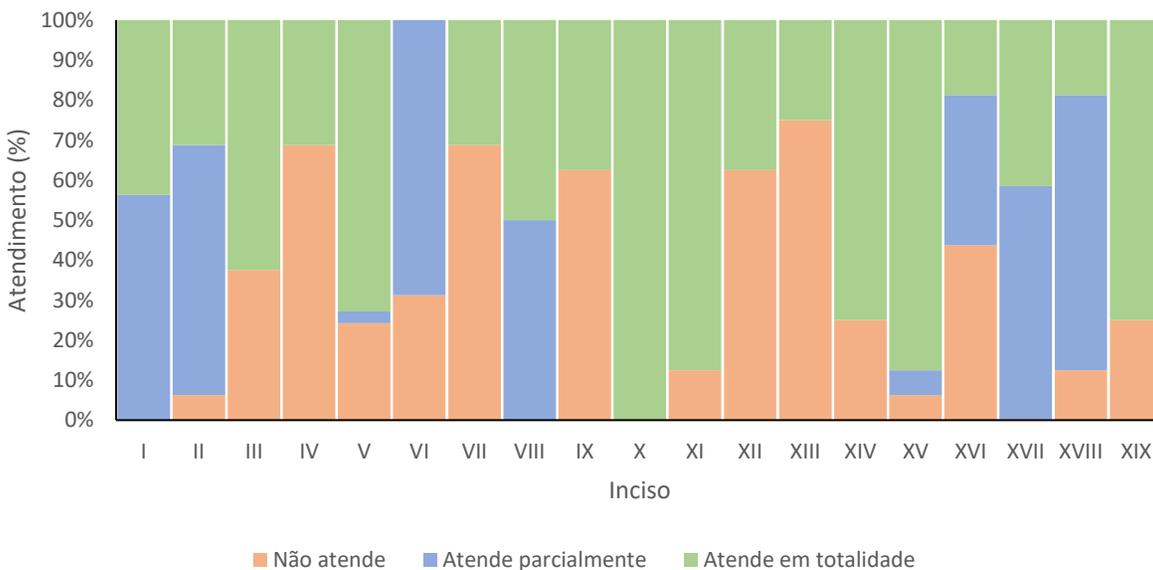


Figura 3. Percentual médio de atendimento para cada inciso do conteúdo mínimo da PNRS.

O último requisito, Inciso XIX, que define a periodicidade de revisão do plano, foi atendido em 75% dos municípios. A PNRS orienta que a periodicidade da revisão dos PMGIRS observasse prioritariamente o período de vigência do plano plurianual municipal, devendo ser feito a cada 4 (quatro) anos. Dentro dessa perspectiva, todos os planos já deveriam ter feito suas revisões nos termos estabelecidos pela PNRS. Porém, com a Lei Federal nº 14.026 de 2020, foi estabelecido que a revisão do plano pode ter um período máximo de dez anos (Brasil, 2020b). Assim, no espaço temporal da pesquisa, nenhum plano da amostra tinha atingido o limite máximo de 10 anos para apresentar a sua revisão. A revisão do plano é importante para que as mudanças no município em relação à gestão de RSU sejam consideradas e que seja possível melhorar ou reformular ações e programas propostos anteriormente. Durante o período da pesquisa não se encontrou nenhum plano revisado disponibilizado em sites eletrônicos.

A seguir passa-se revista em alguns incisos que versam sobre temas importantes da gestão de resíduos.

*INCISO I – Diagnóstico dos resíduos sólidos, contendo a origem, o volume, a caracterização dos resíduos*

Apesar de sua importância na identificação de tipos e quantidades de resíduos visando estabelecer estratégias para o manejo desde a fase de coleta até o destino final (Guimarães, 2019), esse requisito teve aproximadamente 44% de atendimento em totalidade e 56% de atendimento parcial, em razão de alguns planos não retratarem um dos três itens de verificação adotados, sendo estes: Informações qualitativas, Informações quantitativas e Composição gravimétrica dos resíduos.

*INCISO II – Identificação de áreas favoráveis para disposição final ambientalmente adequada*

Foi adicionado neste inciso um item de verificação da existência de lixão no município, por serem locais em que 39% dos resíduos sólidos urbanos gerados no Brasil ainda são dispostos (ABRELPE, 2022) e também porque a existência de lixão e seus impactos no meio ambiente são considerados no inciso XVIII que identifica passivos ambientais relacionados ao descarte de resíduos sólidos e áreas contaminadas.

Dez planos de gestão identificaram um ou mais lixões em seu município, no entanto não havia informações sobre o encerramento dessas áreas degradadas e, se haviam passado por um processo de remediação. Os municípios de Niterói, Petrópolis e Resende não indicaram a presença de lixões em seus territórios, porque nessas cidades os lixões foram remediados e continuaram operando como aterros controlados por um determinado período. Já os PMGIRS de São João de Meriti, Pinheiral e Areal não identificaram lixões nos municípios.

### INCISO III – Identificação de soluções consorciadas com outros Municípios

Dentre os planos municipais em análise, o percentual de atendimento deste requisito foi de aproximadamente 63%, ou seja, 10 PMGIRS, dos 16 da amostra, identificaram possibilidades de implantar a solução consorciada para os municípios ou estes já se encontravam inseridos em consórcios voltados para o gerenciamento de RSU. Acordos cooperativos para o tratamento e destino final de resíduos sólidos já eram implementados antes da legislação, uma vez que diversos municípios careciam dos recursos técnicos e financeiros essenciais para estabelecer as infraestruturas apropriadas para a disposição adequada de resíduos sólidos (Maiello *et al.*, 2018).

A criação de parcerias entre entidades governamentais é uma abordagem viável para lidar com os obstáculos relacionados à administração e controle dos resíduos, resultando na diminuição de despesas e na obtenção de vantagens por meio da ampliação da produção (Gallardo, 2017). Rebehy *et al.*, 2019 destacam a importância da regionalização e a gestão compartilhada dos municípios para reduzir custos e ganhar economia de escala.

### INCISO X – Programas e ações de educação ambiental

A Lei Federal nº 12.305/10 menciona a Educação Ambiental, fator determinante ao tratamento adequado e sustentável dos RSU como um dos seus instrumentos, pois a disseminação da consciência ambiental sobre a relevância de adotar práticas alinhadas com a preservação do meio ambiente contribui para tornar a população co-responsável e colaboradora ativa na administração dos Resíduos Sólidos Urbanos (Maia *et al.*, 2014).

Todos os PMGIRS considerados na análise trouxeram em seu texto programas e ações existentes e/ou propostas de desenvolvimento de programas e ações de Educação Ambiental em suas metas de curto, médio e longo prazo, resultando no único inciso com 100% de atendimento nos planos de gestão da amostra. O amplo atendimento do inciso pode estar relacionado a disseminação da importância da Educação Ambiental (EA) na sociedade, também pela facilidade e amplitude de ações de EA, que podem abranger desde palestra, até ações coletivas em praias, praças, anúncios em veículos de comunicação, entre outras.

### INCISO XI – Programas e ações para a participação das cooperativas ou associação de catadores

A PNRS enfatiza a importância de incluir o setor informal na coleta e triagem dos resíduos sólidos urbanos (Moraes *et al.*, 2023). A figura dos catadores de materiais recicláveis possui um papel fundamental nesse setor de atividades (Silva, 2017). Maiello e Helwege (2018), defendem a inclusão dos catadores no sistema de gerenciamento de resíduos sólidos dos municípios, porque reduz a presença de catadores em lixões. Apesar dos esforços para implementar programas de coleta seletiva e estruturar a organização dos catadores após a implementação da PNRS, os municípios ainda enfrentam muitas dificuldades na gestão integrada de resíduos

sólidos (Zon *et al.*, 2020). Embora, Guarnieri e colaboradores (2020) destacam que os catadores são personagens essenciais na gestão de resíduos sólidos, pois deve-se a eles o retorno de 90% dos produtos pós-consumo.

Dos 16 planos analisados, 14 apresentaram algum tipo de programa ou ação voltada para a participação dos catadores no manejo de RSU. O município de Areal, por exemplo, aborda em seu plano que é necessário realizar campanhas de cadastramento de todos os catadores de materiais recicláveis e incentivar a criação de cooperativas com o objetivo de implantar um programa de apoio às organizações de catadores com assessoria técnica e administrativa, buscando a autossuficiência econômica. Esse inciso apresentou um alto percentual de atendimento (88%).

Apesar dos municípios enfrentarem dificuldades para a inclusão socio-produtiva dos catadores na coleta seletiva (Fidelis *et al.*, 2020), houve um esforço do governo federal e de governos estaduais, na primeira década do presente século, para incluir estes profissionais na gestão de resíduos e que reverberou em disseminação do conhecimento da importância dos catadores na gestão de resíduos sólidos dos municípios.

#### INCISO XIII – Sistema de cálculo dos custos da prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, bem como a forma de cobrança desses serviços

Observou-se que 75% dos PMGIRS avaliados não indicaram os valores investidos com os serviços de manejo de resíduos sólidos e limpeza urbana, assim como um modelo de tarifação e forma de cobrança pelos serviços. Apesar de ser um requisito que garante a sustentabilidade dos serviços e a possibilidade de eficiência no gerenciamento dos resíduos, foi o requisito menos atendido pelos planos de gestão analisados.

Aproximadamente 65% das cidades no Brasil não aplicam tarifas para os serviços de coleta, transporte e tratamento adequado dos resíduos provenientes de residências (Gallardo, 2017), e quando são cobrados, esses valores são insuficientes para cobrir as despesas com a prestação dos serviços, o que faz com que as administrações municipais acumulem grandes dívidas com as empresas contratadas para sua execução (Santos *et al.*, 2022). Com exceção de municípios como o Rio de Janeiro, que conseguem recuperar os custos, por possuírem uma receita arrecadada capaz de cobrir as despesas com o manejo de RSU (Marotti *et al.*, 2017).

A cobrança pelo gerenciamento de RSU feita de modo justo e bem planejado é uma excelente ferramenta para uma eficiente gestão de RSU eficiente, na medida em que contribui significativamente para a conscientização e conseqüentemente mudança de comportamento dos cidadãos (Alzamora, 2019). Os serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos têm um custo como qualquer outro serviço, mas em geral os gastos não são cobertos. Os recursos são necessários para prover profissionais capacitados, equipamentos, infraestrutura

correta, manutenção e operação (Franco-García *et al.*, 2018). Permana *et al.* 2015 ressaltaram que as autoridades municipais culpam o orçamento insuficiente, a falta de infraestrutura e pessoal para uma gestão de resíduos insatisfatória. Os autores acreditam que faltam priorização do programa de gerenciamento de resíduos sólidos e estratégias para inserir o manejo adequado dos resíduos em um orçamento limitado. Guerreiro *et al.* (2013) destacam que a gestão de resíduos envolve um número de diferentes atores, com diferentes campos de interesse. Apesar de todos jogarem um papel no sistema de limpeza urbana de uma cidade, frequentemente apenas a autoridade local é vista como responsável, e no melhor dos casos, os cidadãos são considerados co-responsáveis junto com a municipalidade. O apoio financeiro do governo central, o interesse dos líderes municipais nas questões da gestão de resíduos, a participação dos usuários e dos administradores são essenciais para um sistema moderno e sustentável (Franco-García *et al.*, 2018).

### Conclusão

O presente artigo teve como objetivo avaliar o cumprimento dos PMGIRS de municípios do Estado do Rio de Janeiro às exigências do conteúdo mínimo estabelecido pela PNRS. Os resultados apontaram informações sobre PMGIRS de 44 municípios dos 92 existentes no estado, porém desta amostra, apenas 17 possuíam planos de gestão concluídos e disponibilizados em sites eletrônicos. Depois de definida a amostra, foi calculado o percentual de atendimento aos incisos da PNRS.

Dos 16 PMGIRS avaliados, o maior percentual, aproximadamente 69% de planos, pertence a municípios de Grande Porte, caracterizado neste trabalho por apresentar uma população acima de 100 mil habitantes. Municípios de Pequeno Porte ( $\leq 20,000$  habitantes) são os que mais enfrentam dificuldades para gerenciar os RSU, seja pela falta de recursos financeiros e estrutura administrativa, como pela falta de capacitação técnica dos recursos humanos e baixa capacidade institucional. No entanto, os PMGIRS de municípios de pequeno porte, avaliados no presente trabalho, teve atendimento igual ou superior ao município do Rio de Janeiro, de grande porte, e com um sistema de manejo de resíduos e limpeza urbana melhor estruturados.

Os incisos que garantem a sustentabilidade do sistema e demandam maior conhecimento técnico de quem elabora os planos de gestão, planejamento e estratégias de gestão, como cobrança pelos serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, mecanismos para criação de fontes de negócios, emprego e renda, mediante a valorização dos resíduos, identificação de grandes geradores, implementação do sistema de logística reversa, programas e ações de capacitação técnica voltados para implementação do PMGIRS, não estavam contemplados em mais de 60% dos planos de gestão. Já os incisos que tratavam de

temas como programas e ações de Educação Ambiental, programas e ações para participação de catadores de materiais recicláveis, indicação do poder públicos nas atividades de coleta seletiva, foram contemplados em mais de 80% da amostra avaliada. Destacando-se o Inciso de Educação Ambiental atendido por 100% dos planos.

No que tange à disposição final e identificação de passivos ambientais, relacionados aos resíduos sólidos, observou-se que alguns planos sinalizaram a existência de lixões. Entretanto, não havia informações, se nos lixões inativos, havia ocorrido um processo de remediação. Ao mesmo tempo, não havia em mais de 50% dos planos, indicação de áreas disponíveis para implantação de aterros sanitários.

Finalmente, observou-se neste estudo, que praticamente todos os planos da amostra foram elaborados por consultorias, o que denota que os municípios raramente têm condições de executar seu próprio plano de gestão de resíduos. Contudo, estes planos, considerados de primeira geração, já que foram feitos depois da promulgação da PNRS, apresentaram lacunas significativas, pois não atendiam a todos os incisos mínimos exigidos pela política nacional de resíduos sólidos.

### Referências bibliográficas

- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2022) *Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil: 2022*. Acesso em 22 de setembro de 2023. Disponível em <https://abrelpe.org.br/panorama-2022/>
- Alzamora, B. R. *Análise da cobrança por serviços de limpeza pública: Exemplos internacionais e o caso de Alzamora Belo Horizonte*. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 132pp.
- Brasil (2010) Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Acesso em 13 de março de 2022. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.html](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.html)
- Brasil (2020) Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de Julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de Novembro de 2003, para alterar o nome e as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, para vedar a prestação por contrato de programa dos serviços públicos de que trata o art. 175 da Constituição Federal, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados. 26pp. Acesso em 10 de outubro de 2021. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm#:~:text=%E2%80%9CEstabelece%20as%20diretrizes%20nacionais%20para,11%20de%20maio%20de%201978.%E2%80%9D](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm#:~:text=%E2%80%9CEstabelece%20as%20diretrizes%20nacionais%20para,11%20de%20maio%20de%201978.%E2%80%9D)

- Brasil (2022) Decreto nº 10.936, de 12 de Janeiro de 2022. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Acesso em 18 de agosto de 2023. Disponível em: <https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=DEC&numero=10936&ano=2022&ato=2f2UTRE1kMZpWTb9a>.
- Chaves, G. L. D., Santos Jr, J. L., Rocha, S. M. S. (2014) The challenges for solid waste management in accordance with Agenda 21: a Brazilian case review. *Waste Management & Research*, **32**(9), 19-31 <https://doi.org/10.1177/0734242X14541987>
- Chaves, G. L. D., Siman, R. R., Sena, L. G. (2020a) Ferramenta de avaliação dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: Parte 1. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, **25** (1), 167-179, 2020. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020180120A>
- Chaves, G. L. D., Siman, R. R., Sena, L. G. (2020b) Ferramenta de avaliação dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: Parte 2. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, **25** (1), 181-195. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020180120B>
- Costa, A. M., Pugliesi, E. (2018) Análise dos manuais para elaboração de planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(3), 509-516, Acesso em 3º de maio de 2022. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018132985>
- Diaz, L.F. (2017) Waste management in developing countries and the circular economy. *Waste Management & Research*, **35**(1), 1-2 editorial <https://doi.org/10.1177/0734242X16681406>
- Guerreiro, L.A., Maas, G., Hogland, W. (2013) Solid waste management challenges for cities in developing countries. *Waste Management & Research*, **33** (1), 220-231. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.008>
- Fidelis, R., Marcos -Ferreira, A., Antunes, L. C. and Komatsu, A. K. (2020) Socio-productive inclusion of scavengers in municipal solid waste management in Brazil: Practices, paradigms and future prospects. *Resource Conservation Recycling*, **154** (104594). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104594>
- Franco-García, M.-L., Carpio-Aguilar, J. C., Bressers, H. (2018) Towards Zero Waste: Circular Economy Boost, Waste to Resources (1st ed.). Springer. 273 pp.
- Gallardo, S. M. A. G. (2017) O manejo dos resíduos sólidos nos municípios brasileiros e a situação observada no Estado de São Paulo. *Cadernos da Escola Paulista de Contas Públicas*, 41-49.
- Guimarães, G. A. (2019) *Composição gravimétrica e valorização econômica dos resíduos sólidos urbanos: Estudo de caso na região central de Itacoatiara/AM*. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária), Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal do Amazonas, Itacoatiara, AM, 78 pp.
- Guarnieri, P., Streit, J.A.C., Batista, L.C. (2020) Reverse logistics and the sectoral agreement of packaging industry in Brazil towards a transition to circular economy, *Resources, Conservation and Recycling*, **153**, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104541> [Get rights and content](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104541)
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2012) *Censo Brasileiro de 2010*. Rio de Janeiro. Acesso em 15 de agosto de 2022. [https://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo\\_Demografico\\_2010/resultados/tabelas\\_pdf/total\\_populacao\\_rio\\_de\\_janeiro.pdf](https://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo_Demografico_2010/resultados/tabelas_pdf/total_populacao_rio_de_janeiro.pdf)
- Maia, H. J. L., Alencar, L. D., Barbosa, E.M., Barbosa, M. F. N. (2014) Política Nacional de Resíduos Sólidos: Um marco na legislação ambiental brasileira. *POLÊMICA Revista Eletrônica*, **13**(1), 1-8.
- Maiello, A., Britto, A. L. N. P., Valle, T. F. (2018) Implementação da política nacional de resíduos sólidos. *Revista de Administração Pública*, **52**(1), 24-51, <https://doi.org/10.1590/0034-7612155117>.
- Maiello, M., Helwege, A., (2018) Solid waste management and social inclusion of wastepickers: Opportunities and challenges. *Lat. Am. Perspect.* **45**, 108–129. <https://doi.org/10.1177/0094582X17726083>

- Marino, A. L., Chaves, G. L. D., Santos Junior, J. L. (2016) *Capacidades Administrativas na gestão dos resíduos sólidos urbanos nos municípios brasileiros*. CRV, Curitiba, BR, 156 pp.
- Marotti, A. C. B., Santiago, C. D., Pugliesi, E. (2017) Aplicação de instrumento para avaliação de planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos ante às políticas públicas: Estudo de caso do município de Rio Claro (SP). *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 191-214, <https://doi.org/10.5380/dma.v41i0.46020>.
- MMA, Ministério do Meio Ambiente (2021) *Reciclagem de latas de alumínio bate recorde no Brasil em 2020*. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/noticias/reciclagem-de-latas-de-aluminio-bate-recorde-no-brasil-em-2020#:~:text=Segundo%20dados%20divulgados%20pela%20Associa%C3%A7%C3%A3o,97%2C4%25%20das%20latinhas>
- Moraes, F.T.F., Gonçalves, A.T.T., Lima, J.P., Lima, R.R. (2023) Transitioning towards a sustainable circular city: How to evaluate and improve urban solid waste management in Brazil. *Waste Management & Research*, 4 (5), 146-155, <https://doi.org/10.1177/0734242X22114222>.
- Permana, A. S., Towolioe, S., Abd Aziz, N., Ho, C. S. (2015) Sustainable solid waste management practices and perceived cleanliness in a low-income city. *Habitat International*, 49, 197-205.
- Romani, A.P., Segala, K. (2014) Planos de resíduos sólidos: desafios e oportunidades no contexto da política nacional de resíduos sólidos. 1ª ed. Rio de Janeiro: IBAM, 2014. 98 pp. Acesso 23 Jun. 2021, Disponível em: [http://www.ibam.org.br/media/arquivos/estudos/publicacao\\_residuos\\_final.pdf](http://www.ibam.org.br/media/arquivos/estudos/publicacao_residuos_final.pdf).
- Rebehy, P.C.P.W., Lima, S.A.S., Novi, J. C., Salgado Jr. P. A. (2019) Reverse logistics systems in Brazil: Comparative study and interest of multistakeholders, *Journal of Environmental Management*, 250 (109223), <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.124>
- Santos, J. E. S., van Elk, A. G. H. P., Ferreira, J. A. (2022) Gestão municipal dos resíduos sólidos urbanos em São Gonçalo, RJ: Desafios e lacunas. *Revista Internacional de Ciências*, 12(2), 146-163, <https://doi.org/10.12957/ric.2022.63151>.
- Santos, J.E.S & van Elk, A.G.H.P. (2021) Política Nacional de Resíduos Sólidos: Breve análise do legado de uma década. *Revista Internacional de Ciências*, II (02), 229-242. <https://doi.org/10.12957/ric.2021.54052>
- Silva, S. P. (2017) A organização coletiva de catadores de material reciclável no Brasil: Dilemas e potencialidades sob a ótica da economia solidária. *Texto para discussão - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA)*, n. 2299. 56 pp. Acesso em 21 de outubro de 2022. Disponível em: <https://www.semanticscholar.org/paper/A-organiza%C3%A7%C3%A3o-coletiva-de-catadores-de-material-no-Silva/921378e250c534a54c35a684c2fecc636f923c38>
- Silva, K. C. (2021) *Avaliação dos planos de gestão integrada de resíduos sólidos em municípios do Estado do Rio de Janeiro quanto ao conteúdo mínimo exigido na Lei Federal 12.305/2010*. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária), Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 121pp.
- Tsai, F. M., Bui, T. D., Tseng, M. L., Lim, M. K., Hu, J. (2020) Municipal solid waste management in a circular economy: A data-driven bibliometric analysis, *Journal of Cleaner Production*, 275 (124132) <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124132>
- Van Elk, A. G. H. P., Santos, J. E. S., Ferreira, J. A. (2018) Os maiores geradores de Resíduos da Região Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro: Sua gestão dentro da perspectiva da Política Nacional de Resíduos Sólidos, *30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio Grande do Norte, Brasil.
- Vieira, L. D. (2019) *Proposta de plano de gerenciamento de resíduos sólidos para municípios de pequeno porte*. Monografia (Graduação em Engenharia Civil), Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Grande Dourados, Dourados, Mato Grosso do Sul, 22pp.



- Vieira, M. C. M., Gallardo, A. L. C. F., Aguiar, A. O., Gauderato, G. L. (2019) Plano de gestão integrada de resíduos sólidos de São Paulo na perspectiva da avaliação ambiental estratégica. *Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **11**, 1-16, <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20180155>.
- Zon, J.L.N., Leopoldino, C., Yamane, L.H. Siman, R. R. (2020) Waste pickers organizations and municipal selective waste collection: Sustainability indicators. *Waste Management*, **118** 19–231 <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.023>

# REVISTA AIDIS

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

## DESENVOLVIMENTO DE FERRAMENTA DE MONITORAMENTO PARA PLANOS MUNICIPAIS DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS

\* [Andressa Aparecida Piovezan](#)<sup>1</sup>  
[Darci Barnech Campani](#)<sup>1</sup>  
[Rejane Maria Candiota Tubino](#)<sup>1</sup>

### DEVELOPMENT OF A MONITORING TOOL FOR MUNICIPAL PLANS FOR INTEGRATED SOLID WASTE MANAGEMENT

Recibido el 11 de mayo de 2023. Aceptado el 25 de agosto de 2023

#### Abstract

The objective of the research was to develop a monitoring methodology for Municipal Plans for Integrated Waste Management (PMGIRS) through macro-guidelines. The PMGIRS of the municipality of Novo Hamburgo - RS, was evaluated and, according to the theme, the actions of the projects were grouped into macro guidelines. A data collection method was developed for the actions of existing projects in the PMGIRS, by gradual levels of the current situation, the goals stipulated for the year of monitoring were adapted and weights for the actions were defined using the Likert Scale technique. The PMGIRS of the municipality of Novo Hamburgo has 4 major programs for monitoring the plan, a total of 31 actions, diagnosed at levels 1 to 5 in relation to their degree of achievement of goals. The actions of the Program for Urban Solid Waste (PRSU) achieved 50% of their targets, while the Program for Non-Urban Solid Waste (PRSNU) 37.5%, the Program for Environmental Education (PEA) 60% and the Program for the Improvement of Management (PMG) 16.6%. Subsequently, the actions of the programs were subdivided into 8 macro-guidelines, where 1 was considered satisfactory. The target achieved indicator of Macroguideline 1 ( $M_1$ ): Appropriate Technologies and Management for Urban Cleaning Services and Solid Waste Management) reached a score of 7.80, while its stipulated target for the monitoring year was 9.55;  $M_2$ : Minimization of solid waste generation) 13.20 of 16.33;  $M_3$ : waste recovery 8.33 of 10.89;  $M_4$ : universalization and comprehensiveness 15.75 out of 17.00;  $M_5$ : social control 15.75 from 19.00;  $M_6$ : articulation with public policies 11.00 of 13.43;  $M_7$ : education for sustainability 16.85 out of 15.85 and  $M_8$ : Sustainability 10.26 out of 28.45. It is considered an innovative tool that will serve as an aid and guide for bodies, companies and municipalities that prepare their plans with the macro-guidelines monitoring methodology.

**Keywords:** macro guideline, indicator, solid waste management plans, municipal plan for integrated solid waste management, environmental performance.

<sup>1</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

\* *Autor corresponsal:* Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Av. Bento Gonçalves - Agronomia, Porto Alegre - RS, 91501-970. Brasil. Email: [andressapiovezan@hotmail.com](mailto:andressapiovezan@hotmail.com)

## Resumo

O objetivo da pesquisa foi elaborar uma metodologia de monitoramento para Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos (PMGIRS) através de macrodiretrizes. O PMGIRS do município de Novo Hamburgo – RS, foi avaliado e de acordo com a temática, as ações dos projetos foram aglutinadas em macrodiretrizes. Foi elaborado um método de coleta de dados das ações dos projetos existentes no PMGIRS, por níveis gradativos da situação atual, adaptou-se as metas estipuladas para o ano de monitoramento e pesos para as ações foram definidos através da técnica de Escala Likert. O PMGIRS do município de Novo Hamburgo possui 4 grandes programas para o monitoramento do plano, ao total são 31 ações, diagnosticadas em níveis de 1 a 5 em relação a seu grau de atingimento de metas. As ações do Programa para Resíduos Sólidos Urbanos (PRSU) atingiram 50% de suas metas, enquanto o Programa Para Resíduos Sólidos Não Urbanos (PRSNU) 37.5%, o Programa para a Educação Ambiental (PEA) 60% e o Programa para a Melhoria de Gestão (PMG) 16.6%. Posteriormente, as ações dos programas foram subdivididas em 8 macrodiretrizes, onde 1 foi considerada satisfatória. O indicador da meta atingida da Macrodiretriz 1 (M<sub>1</sub>): tecnologias e Gestão Adequadas a Serviços de Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos) atingiu a pontuação de 7.80, enquanto sua meta estipulada para o ano de monitoramento era de 9.55; M<sub>2</sub>: minimização da geração de resíduos sólidos) 13.20 de 16.33; M<sub>3</sub>: valorização de resíduos 8.33 de 10.89; M<sub>4</sub>: universalização e integralidade 15.75 de 17.00; M<sub>5</sub>: controle social 15.75 de 19.00; M<sub>6</sub>: articulação com políticas públicas 11.00 de 13.43; M<sub>7</sub>: educação para sustentabilidade 16.85 de 15.85 e M<sub>8</sub>: Sustentabilidade 10.26 de 28,45. Considera-se a ferramenta inovadora e que servirá de auxílio e direcionamento para órgãos, empresas e municípios que elaborarem seus planos com a metodologia de monitoramento por macrodiretrizes.

**Palavras-chave:** macrodiretriz, indicador, planos de gestão de resíduos sólidos, plano de gestão integrada, desempenho ambiental.

---

## Introdução

A Lei nº 12.305 de 2010, denominada de Política Nacional de Resíduos Sólidos e seu respectivo Decreto nº 10.936 de 2022, que substituiu o Decreto nº 7.404 de 2010, regulamentam o eixo dos resíduos sólidos no Brasil. Essa Política, prevê a elaboração de Planos de Gestão de Resíduos Sólidos e de seu monitoramento, através de metas para diferentes cenários. A Política e seus Decretos possuem metas, tais como, redução, reutilização, reciclagem, aproveitamento energético dos gases, eliminação e recuperação de lixões, inclusão social e a emancipação econômica de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis (Brasil, 2010a, Brasil, 2010b, Brasil, 2022).

A Lei nº 11.445 de 2007, intitulada de Política Nacional do Saneamento Básico e seu Decreto Regulamentador nº 7.217 de 2010 devem ser avaliados na elaboração de Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), pois estabelece diretrizes nacionais para os eixos do saneamento básico (Brasil, 2007, Brasil, 2010c).

Apenas os municípios que elaborarem o seu Plano Municipal de Saneamento Básico terão direito ao acesso de recursos da União para a realização de investimentos e de infraestrutura na área de saneamento, o que inclui os resíduos sólidos (Brasil, 2010c). No ano de 2020, a Lei nº 14.026 foi aprovada, e atualizou o marco legal do saneamento básico criado pela Lei 11.445, bem como a relação regulatória entre a Agência Nacional de Águas e o setor de saneamento (Brasil, 2020).

A Norma Brasileira NBR ISO 9001:2015 aponta que qualquer organização deve possuir controle sobre seus processos, através de monitoramento, operações e controles eficazes (ABNT, 2015a). A norma mencionada não especifica formas ou metodologias pré-estabelecidas para avaliação de desempenho de uma organização, o que se observa é que o uso de indicadores é uma das formas mais comuns, simples e eficientes no monitoramento de processos. O termo indicador é definido na ABNT NBR ISO 14001:2015 como uma “representação mensurável da condição ou estado de operações, gestão ou condicionantes” (ABNT, 2015b). É um instrumento que contribui na identificação, medição e descrição de aspectos ambientais (Brasil, 2018).

Planos de Gestão estabelecem diretrizes, programas, projetos e ações a serem delineados com vista ao atingimento de metas, seja através de indicadores ou de outra forma de monitoramento. O monitoramento através de indicadores criados na elaboração de um Plano se faz por fortalecer e aplicar critérios de melhoria contínua nas organizações, série histórica de processos, fortalecimento nas diretrizes, programas e metas a serem implantados, ações preventivas e corretivas quando necessário, rapidez na tomada de decisões, entre outros.

O objetivo da pesquisa foi elaborar uma metodologia de monitoramento para PMGIRS através de indicadores das macrodiretrizes. Como objetivos específicos, foi elaborado um método sistêmico de obtenção de dados junto aos órgãos vinculados às ações dos projetos, realizou-se um cálculo de projeção das metas estipuladas na elaboração do plano para o ano de monitoramento e pesos foram definidos para as ações. As metas atingidas e estipuladas das ações dos projetos e macrodiretrizes foram comparadas.

No PMGIRS analisado, a relação entre diretrizes e macrodiretrizes, foi estabelecida na elaboração do Plano do município de estudo (PMGIRS, 2017). Já os programas, projetos e ações foram aglutinados de acordo com o trabalho de Piovezan *et al.* (2019a) e Piovezan, Campani e Tubino (2020).

### **Metodologia**

A pesquisa iniciou pela revisão da literatura e pela metodologia de pesquisa-ação. A metodologia utilizada pode ser encontrada, com maior detalhamento em Piovezan (2020). A pesquisa foi desenvolvida no município de Novo Hamburgo, localizado no Estado do Rio Grande do Sul, Região Metropolitana de Porto Alegre – RS. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, a população, no censo de 2022, é de 227.732 habitantes (IBGE, 2022).

### **Obtenção dos dados de entrada dos indicadores**

O modo de obtenção dos dados das ações deu-se através do envio de questionários, no ano de 2019, para seis secretarias do município de Novo Hamburgo, vinculadas à implantação das ações dos projetos do PMGIRS, sendo elas: Secretaria Municipal da Saúde, Secretaria Municipal de Desenvolvimento

Econômico, Secretaria Municipal de Desenvolvimento Social, Secretaria Municipal de Educação, Serviço de Água e Esgoto de Novo Hamburgo e Secretaria Municipal do Meio Ambiente. Os questionários foram compostos por perguntas objetivas em níveis gradativos de 1 a 5, em relação a sua situação atual (Tabela 1). Em Piovezan (2020) é possível verificar todas as fórmulas que podem ser aplicadas para cada ação, quando a ação for diagnosticada em n: 5 (quantificável).

Nos Apêndices A a F, podem ser observados os questionários elaborados e enviados para as Secretarias Municipais. Todos os questionários foram respondidos, quando inexistente a resposta, devido à falta de monitoramento, a ação foi classificada como n:1 (não iniciada).

**Tabela 1.** Níveis gradativos (n) da situação atual das ações dos projetos do PMGIRS

Nível da situação atual (n)	Descrição da ação
1	Não iniciou
2	Iniciou em modelo piloto
3	Iniciou e ampliou
4	Iniciou, ampliou e melhorias estão sendo desenvolvidas
5	Iniciou, ampliou e é possível quantificar

Fonte: Piovezan, 2020

### Pesos das ações dos projetos do PMGIRS

A importância dos pesos de cada ação foi dada pela *Escala Likert*, através da aplicação de questionário para junto da equipe técnica (coordenadores, gestores e engenheiros) de elaboração e implementação do PMGIRS de Novo Hamburgo. No questionário estavam presentes as 31 ações do Plano e para cada uma delas a mesma pergunta foi aplicada, sendo: “Qual o grau de importância que a ação (nome do projeto) possui no PMGIRS?”.

A escala adotada para o número de pontos foi a de 5 pontos (Tabela 2), conforme vantagens mostradas na revisão de Piovezan (2020). O grau de importância dessas ações se deu através da pontuação de 1 a 5. As ações consideradas de pontuação 1 são referentes às “ações menos importantes” e as de pontuação 5 são referentes às “ações mais importantes” para implementação do PMGIRS.

**Tabela 2.** Técnica de *Escala Likert* aplicada para as ações dos projetos do PMGIRS (número de pontos e grau de importância)

Número de pontos	Grau de importância
1	Sem importância
2	Pouca importância
3	Razoavelmente importante
4	Importante
5	Muito importante

Fonte: Piovezan, 2020

Conforme o PMGIRS, o prazo de início dos projetos foi estipulado em imediato, curto, médio e longo prazo, correspondentes ao período de 2, 6, 14 e 22 anos, respectivamente.

### Adaptação das metas das ações dos projetos do PMGIRS

A adaptação das metas das ações dos projetos interliga-se diretamente aos prazos do PMGIRS. Como os prazos possuem valores padronizados, foi necessário realizar um método de adequação das metas para períodos diferentes do cumprimento integral dos prazos. As metas estipuladas para o ano de 2019 (início de monitoramento das ações) são apresentadas na Tabela 3.

**Tabela 3.** Pontuação das metas estipuladas para o monitoramento das ações dos Projetos do PMGIRS

Prazo	Meta estipulada (2019)
Imediato	= 5
Curto	≤ 2
Médio	= 1
Longo	= 1

Fonte: PMGIRS, 2017 e Piovezan, 2020

### Cálculo para a análise das macrodiretrizes do PMGIRS

Com as macrodiretrizes preenchidas, foi possível: 1) verificar o nível (n) em que as ações dos projetos se encontram; 2) calcular os indicadores das ações dos projetos que atingiram o nível 5 (ação Iniciou, ampliou e foi possível quantificar); 3) realizar análise completa das macrodiretrizes para o diagnóstico atual e estipulado pelo plano e; 4) realizar o comparativo entre as macrodiretrizes atingidas e estipuladas. A Equação 1 apresenta o cálculo da macrodiretriz em relação a sua meta atingida, conforme o diagnóstico da situação atual e a Equação 2, o cálculo em relação à meta estipulada, segundo o plano.

$$M_xAt = (\sum(IRMat_1 * P_1) + (IRMat_2 * P_2) + \dots (IRMat * P_n)) / (Nta) \quad \text{Equação (1)}$$

$$M_xEs = (\sum(IRMes_1 * P_1) + (IRMes_2 * P_2) + \dots (IRMes * P_n)) / (Nta) \quad \text{Equação (2)}$$

Onde:

M<sub>x</sub>At: Macrodiretriz Atingida

M<sub>x</sub>Es: Macrodiretriz Estipulada

x: Número da macrodiretriz

Σ: Somatório

IR: Índice de referência da ação

Mat: Meta atingida pela ação (situação atual)

Mes: Meta estipulada para a ação (segundo plano)

P<sub>n</sub>: Peso da ação

Nta: Número total de ações da macrodiretriz

## Resultados

A apresentação dos resultados foi estruturada através de índices de referência (IR), que representam as ações, os projetos e os programas vinculados. A Tabela 4 auxilia em um entendimento resumido do que se trata cada IR.

**Tabela 4.** Programas, projetos, índices de referência, ações e prazos do PMGIRS

PROGRAMA PARA RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (PRSU)			
PROJETO	ÍNDICE DE REFERÊNCIA	AÇÃO	PRAZO
Resíduos Recicláveis	I <sub>01</sub>	Ampliação da coleta seletiva	Imediato
Compostagem comunitária	I <sub>02</sub>	Criar hortas sustentáveis	Curto
	I <sub>03</sub>	Implantar composteiras sustentáveis	Curto
Compostagem da Fração Orgânica dos RSU	I <sub>04</sub>	Revitalização da compostagem dos RSU da Roselândia	Imediato
Feira Sustentável	I <sub>05</sub>	Implantação do projeto feira sustentável	Curto
Compostagem Caseira	I <sub>06</sub>	Divulgação, orientação e distribuição de kits de compostagem	Imediato
Suinocultura Sustentável	I <sub>07</sub>	Desenvolver o projeto de gestão de resíduos de restaurante industrial e comercial	Médio
Resíduos da Logística Reversa	I <sub>08</sub>	Recolhimento nos pontos de vendas: pilhas, baterias, pneus e lâmpadas	Imediato
Rejeitos	I <sub>09</sub>	Destinação para aterro sanitário	Imediato
Resíduos Públicos	I <sub>10</sub>	Organizar e ampliar o número de ecopontos	Curto
	I <sub>11</sub>	Utilização do RCC em operações de manutenção de vias públicas	Médio
Recuperação de Áreas Degradadas com Resíduos	I <sub>12</sub>	Desenvolver projeto de remediação de áreas degradadas	Médio
PROGRAMA PARA RESÍDUOS SÓLIDOS NÃO URBANOS (PRSNU)			
Resíduos da Construção Civil (RCC)	I <sub>13</sub>	Elaborar o Plano Municipal de Gestão de RCC	Curto
Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde (RSSS)	I <sub>14</sub>	Elaborar o Plano Municipal de Gestão de RSSS	Curto
Resíduos de Saneamento	I <sub>15</sub>	Elaborar e implantar o projeto de gestão de Resíduos de saneamento	Curto
	I <sub>16</sub>	Buscar novas alternativas de destinação	Curto
Resíduos Industriais	I <sub>17</sub>	Simbiose Industrial	Médio
	I <sub>18</sub>	Ampliação da fiscalização	Curto
Resíduos Agrossilvopastoris (RA)	I <sub>19</sub>	Elaborar e implantar o projeto de gestão de RA	Curto
Resíduos da Mineração	I <sub>20</sub>	Elaborar diagnóstico sobre resíduos da mineração.	Curto

PROGRAMA PARA A EDUCAÇÃO AMBIENTAL (PEA)				
Educação Para Compostagem/Horta Sustentável	a	l <sub>21</sub>	Divulgação do conhecimento sobre compostagem e hortas sustentáveis	Imediato
Capacitação do Setor Ambiental Privado/Comunidade		l <sub>22</sub>	Capacitação do setor ambiental das empresas e comunidades	Imediato
Capacitação dos Servidores Públicos		l <sub>23</sub>	Capacitação dos agentes internos da SEMAM e Prefeitura	Imediato
Cooperativas em Espaço Escolar		l <sub>24</sub>	Organizar atividades com a presença de cooperados nas escolas para coleta dos resíduos sólidos recicláveis e oficinas de reciclagem	Imediato
Sustentabilidade no município		l <sub>25</sub>	Atividades de informação e capacitação com relação à separação, tratamento e destinação adequada de resíduos	Curto
PROGRAMA PARA A MELHORIA DE GESTÃO (PMG)				
Monitoramento		l <sub>26</sub>	Acompanhar a execução do PMGIRS	Imediato
PROGRAMA PARA A MELHORIA DE GESTÃO (PMG)				
Legislação		l <sub>27</sub>	Formalização dos vários planos municipais de resíduos sólidos não urbanos	Curto
		l <sub>28</sub>	Alterar a Lei 1.505/2006 incluindo RCC	Imediato
		l <sub>29</sub>	Revisão do Plano Diretor Urbanístico Ambiental	Imediato
Melhoria de Gestão		l <sub>30</sub>	Nível de satisfação dos munícipes	Curto
		l <sub>31</sub>	Nível de satisfação dos servidores	Curto

Fonte: PMGIRS, 2017; Piovezan, 2020

### Análise do Programa para Resíduos Sólidos Urbanos (PRSU)

O PRSU abrange 12 ações e alcança aqueles resíduos sólidos gerados no âmbito do município de Novo Hamburgo e de competência da administração municipal, compreendendo os Resíduos Sólidos Domiciliares e os Resíduos Sólidos Públicos. A comparação entre as metas estipuladas e as metas atingidas do PMGIRS para o PRSU é demonstrado na Figura 1. Não houve repasse de dados dos índices l<sub>05</sub> e l<sub>07</sub>, sendo adotado o n: 1 (ações não iniciadas).

50% das ações (l<sub>01</sub>, l<sub>03</sub>, l<sub>07</sub>, l<sub>10</sub>, l<sub>11</sub> e l<sub>12</sub>) atingiram as metas estipuladas no plano para o ano de monitoramento. As metas atingidas das ações l<sub>11</sub> e l<sub>12</sub> foram superiores que as suas metas estipuladas. Já as metas atingidas dos índices l<sub>02</sub>, l<sub>04</sub>, l<sub>05</sub>, l<sub>06</sub>, l<sub>08</sub>, l<sub>09</sub> foram inferiores às metas estipuladas no plano.

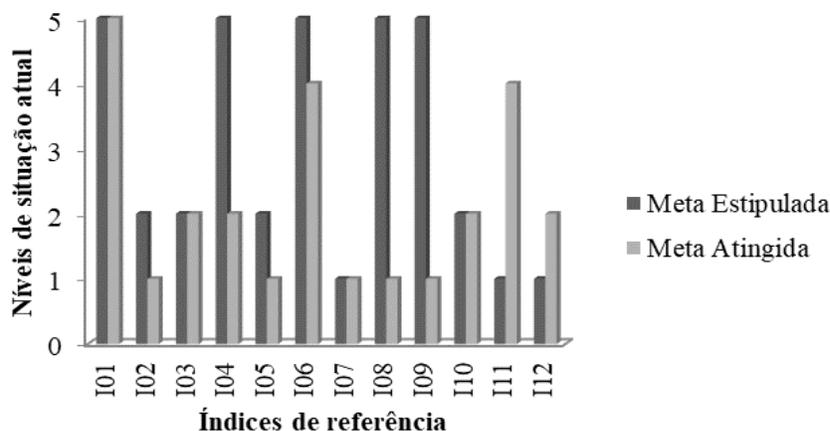


Figura 1. Metas estipuladas e atingidas do PRSU. Fonte: Piovezan, 2020.

O  $I_{01}$  é relacionado com a ação de ampliação da coleta seletiva, de prazo imediato (PMNH, 2017). Com os dados obtidos, tem-se que a coleta seletiva não abrange apenas três Bairros do município em estudo, sendo possível quantificar a ação (Equação 3). Dessa forma, aproximadamente 89.3% dos bairros do município conta com o atendimento de coleta seletiva.

Índice de Referência:  $I_{01}$

$$I_{01} = \frac{q_b}{q_{tb}} * 100$$

$$I_{01}: 89.28\%$$

Equação (3)

Onde:

$q_b$ : quantidade de bairros atendidos

$q_{tb}$ : quantidade total de bairros

A implantação de composteiras sustentáveis no município ( $I_{03}$ ), no plano, é de curto prazo (PMNH, 2017). Com os trabalhos de Piovezan *et al.* 2019b, Piovezan *et al.* 2019c e através dos dados obtidos na secretaria competente, o  $I_{03}$  foi diagnosticado em n: 2 (estando de acordo com o prazo estabelecido na elaboração do plano).

A ação de organizar e ampliar o número de ecopontos ( $I_{10}$ ) também é de curto prazo, conforme o plano (PMNH, 2017). O índice foi diagnosticado no n: 2. O município conta com dois ecopontos (em modelo piloto), estando de acordo com o prazo estabelecido no plano.

De prazo médio, tem-se o índice  $I_{11}$ , referente ao uso de RCC em operações de manutenção de vias públicas (PMNH, 2017). No município, o volume de RCC usado nas operações de manutenção de vias públicas é de periodicidade mensal, sem pesagem. Diagnosticou-se a ação em n: 4, muito

próxima de seu melhor cenário (n: 5). Foi possível perceber que a meta estipulada, no PMGIRS, para o momento do diagnóstico atual era de n: 1 e a mesma atingiu n: 4, superando as expectativas de cumprimento da ação.

Outra ação de prazo médio se refere ao I<sub>12</sub> e trata sobre o desenvolvimento de estudos de remediação com resíduos para áreas degradadas (PMNH, 2017). A ação atingiu o n: 2 (no momento de monitoramento, testes de modelo piloto estavam sendo realizados). A ação obteve resultado superior ao estipulado.

As metas dos índices I<sub>02</sub>, I<sub>04</sub>, I<sub>05</sub>, I<sub>06</sub>, I<sub>08</sub> e I<sub>09</sub> não foram atingidas, como pode ser visualizado na Figura 1. Os maiores contrastes perceptíveis foram nos índices I<sub>08</sub> e I<sub>09</sub>, de prazo imediato. Através do diagnóstico realizado, ambos atingiram o n: 1, quando, segundo o plano, deveriam atingir n: 5. Sugere-se que essas ações devam ser tratadas com mais atenção, até mesmo, como prioridade de início. Os índices I<sub>02</sub>, I<sub>05</sub> e I<sub>07</sub> atingiram o n: 1 (ações não foram iniciadas).

Com o objetivo de atender a revitalização da compostagem dos resíduos sólidos urbanos da Central de Triagem e Compostagem dos Resíduos Sólidos Domiciliares do município, o I<sub>04</sub> atingiu o n: 2 e está em fase de modelo piloto desde o ano de 2009. O I<sub>06</sub> atingiu n: 4 e trata sobre divulgação, orientação e distribuição de kits de compostagem. Ambos possuíam meta estipulada de n: 5.

#### Análise do Programa para Resíduos Sólidos Não Urbanos (PRSNU)

O PRSNU abrange 8 ações e para realizar a análise do monitoramento do programa, a Figura 2 mostra os resultados das metas atingidas e estipuladas. Os índices I<sub>15</sub>, I<sub>16</sub> e I<sub>17</sub> atingiram suas metas estipuladas (37.5%), enquanto os índices (I<sub>13</sub>, I<sub>14</sub>, I<sub>18</sub>, I<sub>19</sub> e I<sub>20</sub>) não atingiram (62.5%).

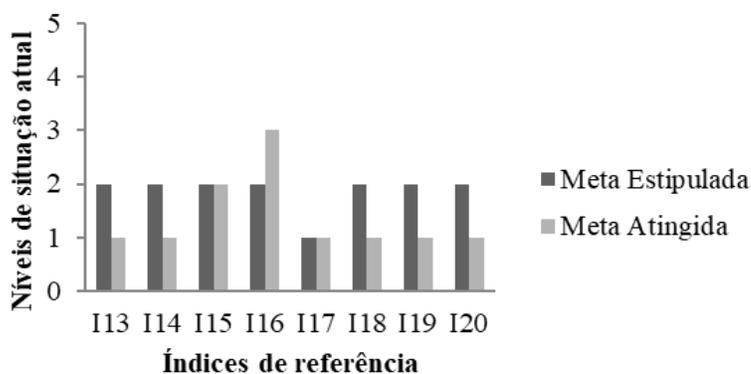


Figura 2. Metas estipuladas e atingidas do PRSNU. Fonte: Piovezan, 2020.

De prazo curto, têm-se os índices  $I_{15}$  e  $I_{16}$ . O  $I_{15}$  trata sobre a elaboração e implantação de projeto de gestão de resíduos de saneamento e o  $I_{16}$  busca estudos e alternativas de destinação e uso de lodo gerado nas estações de tratamento de água e esgoto (PMNH, 2017). O índice  $I_{15}$  atingiu o n: 2 (estando na fase de modelo piloto), possuindo uma comissão para a elaboração do projeto de gestão e estando de acordo com a meta estipulada.

O  $I_{16}$  atingiu o n: 3, obtendo um resultado superior ao estipulado (ação iniciada e ampliada). Uma dissertação de mestrado estava sendo desenvolvida, referente a alternativas de utilização de lodo de Estação de Tratamento de Água, de acordo com Campagnoni (2021).

Com prazo médio, o índice  $I_{17}$  se refere ao tema de simbiose industrial (SI). O município apontou que as ações de SI ocorrem por interesse de empresas, sem o envolvimento das secretarias municipais.

Os índices  $I_{13}$ ,  $I_{14}$ ,  $I_{18}$ ,  $I_{19}$  e  $I_{20}$  não tiveram suas metas atingidas e nenhuma ação atingiu nível superior a n: 1, quando deveriam estar diagnosticadas em n: 2 (ação iniciada e em fase de modelo piloto).

#### Análise do Programa Para Educação Ambiental (PEA)

Para a análise do PEA, que envolve 5 ações, elaborou-se a Figura 3, na qual nota-se que 60% dos índices ( $I_{21}$ ,  $I_{24}$  e  $I_{25}$ ) tiveram seus resultados satisfatórios para o ano de monitoramento. Em contrapartida, 40% dos índices ( $I_{22}$  e o  $I_{23}$ ) não resultaram conforme o planejado, mas encontram-se próximos de seu melhor cenário.

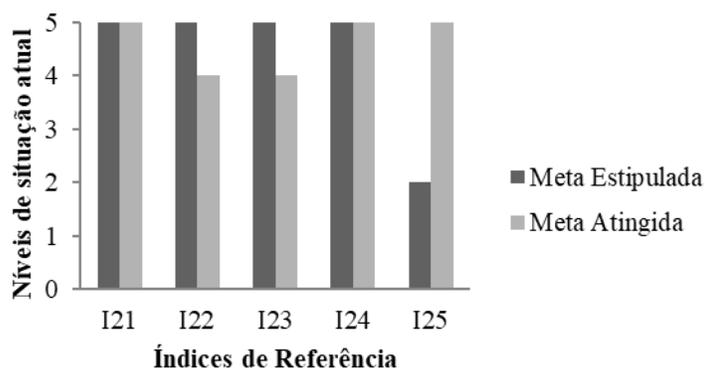


Figura 3. Metas estipuladas e atingidas do PEA. Fonte: Piovezan, 2020.

O índice  $I_{21}$  de prazo imediato, trata sobre compostagem e hortas sustentáveis (divulgação de conhecimento). O município informou que conta com atividades e oficinas de educação socioambiental, como por exemplo, a separação adequada dos resíduos gerados, acondicionamento, adequação aos dias padronizados para a coleta seletiva, reúso, entre outros. O intuito é capacitar os agentes envolvidos nas escolas, tais como: professores, funcionários, alunos e pais. Entre os anos de 2018 e 2019, 64 oficinas foram ofertadas e 55 escolas participaram, totalizando a capacitação de 1.720 pessoas. Esse índice atingiu o n: 5 (quantificável).

Também de prazo imediato, o índice  $I_{24}$ , trata sobre a realização de atividades escolares e de oficinas sobre coleta de resíduos recicláveis, com a presença de cooperados. A ação foi diagnosticada no melhor cenário possível (n: 5), pois a ação teve início, foi ampliada e foi possível a sua quantificação (Tabela 5).

**Tabela 5.** Dados referentes ao índice  $I_{24}$ , de escolas existentes no município, participantes de oficinas por ano

Escolas	Quantidade total de escolas no município (unidades)	Dados de escolas participantes por ano			Resultado de escolas participantes por ano (%)		
		2017	2018	2019	2017	2018	2019
Escolas Municipais de Educação Infantil	34	04	03	02	11.76	8.82	5.88
Escolas Municipais de Educação Fundamental	52	25	28	07	48.07	53.84	13.46
Estadual	30	02	03	03	6.66	10.00	10.00
Particular	36	02	04	02	5.55	11.11	5.55

Fonte: Secretaria Municipal de Meio Ambiente, 2019

De prazo curto, o índice  $I_{25}$  refere-se aos materiais informativos elaborados e entregues à população sobre as etapas de gerenciamento de resíduos. As cooperativas e o município, difundiram ações de educação ambiental e materiais informativos, para a quantidade de pessoas apresentada na Tabela 6.

**Tabela 6.** Dados quantitativos de pessoas atingidas por ano (população atingida/população total) referente ao índice  $I_{25}$

Dados	2017	2018	2019	Total
(Pessoas atingidas por ações de EA) por ano	4.566	4.200	2.200	10.966
(Pessoas atingidas/população total) por ano (%)	1.85	1.70	0.89	4.44

Fonte: Piovezan, 2020.

As ações dos projetos com metas não atingidas do PEA são o I<sub>22</sub> e o I<sub>23</sub>. Estes atingiram o n: 4 e encontram-se muito próximos de seu melhor cenário. Os setores ambientais do município possuem atividades e capacitações constantes aos seus funcionários. No ano de monitoramento, a quantidade de participantes ainda não era quantificada.

#### Análise do Programa de Melhoria da Gestão (PMG)

O PMG conta com 6 ações, nota-se que apenas a ação I<sub>26</sub> (16.7%) obteve êxito atingindo a sua meta estipulada para o ano de análise, enquanto 83.3% (I<sub>27</sub>, I<sub>28</sub>, I<sub>29</sub>, I<sub>30</sub> e o I<sub>31</sub>) encontram-se em seu pior cenário, pois não tiveram início (Figura 4).

Para o monitoramento e execução do plano, o índice I<sub>26</sub>, de prazo imediato, apresenta a quantidade de metas atingidas em relação ao número total de metas. A ação obteve atendimento satisfatório, através da presente pesquisa, onde todas ações do plano foram monitoradas, pelo levantamento e obtenção dos dados junto às secretarias, atingindo o n: 5 (ação quantificável).

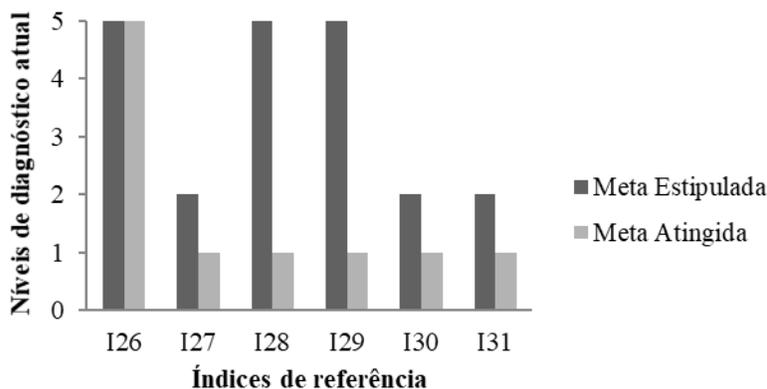


Figura 4. Metas estipuladas e atingidas do PMG. Fonte: Piovezan, 2020.

#### Análise do monitoramento das macrodiretrizes

Para a análise do monitoramento das macrodiretrizes, a Tabela 7 mostra o total de macrodiretrizes monitoradas, os valores resultantes do cálculo da meta estipulada e da meta atingida de cada macrodiretriz para o ano de monitoramento (2019). Ressalta-se que as ações existentes no PMGRS, foram aglutinadas, de acordo com a sua temática nas M<sub>1</sub> a M<sub>7</sub>. Já a M<sub>8</sub> engloba todas as ações, possibilitando uma visão macro de cumprimento das ações do plano (Piovezan *et al.* 2019a, Piovezan, Campani e Tubino, 2020).

Os valores encontrados para o  $M_{xes}$ , foram definidos conforme prazo estipulado de cumprimento das ações do PMGIRS (2017), para o ano de monitoramento, e resultantes da aplicação da equação 2, do presente artigo. Os valores de  $M_{xat}$ , são resultantes da obtenção do diagnóstico atual das ações do plano, obtidos através da aplicação dos questionários enviados para as secretarias municipais envolvidas, juntamente com aplicação da equação 1, do presente artigo. Ambas as aplicações podem ser melhor visualizadas em Piovezan (2020).

**Tabela 7.** Monitoramento das macrodiretrizes

Macrodiretriz	$M_{xes}$	$M_{xat}$	Resultado	
			S	INS
M <sub>1</sub> - Tecnologias e Gestão Adequadas a Serviços de Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos	9.55	7.80		x
M <sub>2</sub> - Minimização da geração de resíduos sólidos	16.33	13.20		x
M <sub>3</sub> - Valorização de resíduos	10.89	8.33		x
M <sub>4</sub> - Universalização e integralidade	17.00	15.75		x
M <sub>5</sub> - Controle social	19.00	15.75		x
M <sub>6</sub> - Articulação com políticas públicas	13.43	11.00		x
M <sub>7</sub> - Educação para sustentabilidade	15.85	16.85	x	
M <sub>8</sub> - Sustentabilidade (social econômica e ambiental)	28.45	10.26		x

*Legenda:  $M_{xes}$  = Meta estipulada para a ação (conforme PMGIRS, 2017);  $M_{xat}$  = Meta atingida pela ação (diagnóstico da situação atual, conforme Piovezan, 2020); S = Satisfatório e INS = Insatisfatório.*

Resumidamente, os valores encontrados  $M_{xat}$  são os indicadores atingidos pelas ações realizadas no ano de monitoramento e nas  $M_{xes}$ , os valores ideais de cumprimento das ações definidos pelo plano. A M<sub>7</sub> teve seu indicador atendido de modo satisfatório ( $M_{7At} > M_{7Es}$ ). Nas macrodiretrizes restantes, as metas atingidas foram inferiores as metas estipuladas, se destacando a M<sub>8</sub>, que atingiu apenas 36% da meta estipulada.

### Conclusões

O objetivo geral do trabalho teve suas premissas atendidas, de forma que a ferramenta desenvolvida, possibilitou o monitoramento da implementação e gestão das ações existentes no plano. No decorrer do trabalho, não foi encontrada nenhuma ferramenta, manual ou diretriz de procedimento referente ao monitoramento de planos por macrodiretrizes. Com a ferramenta desenvolvida, outros municípios e organizações públicas e privadas que possuam esta mesma metodologia em seus planos, poderão reaplicá-la.

Os objetivos específicos da pesquisa foram atendidos: as ações dos projetos foram aglutinadas nas macrodiretrizes conforme sua temática. Foi elaborado um método sistêmico de obtenção de dados nas Secretarias (órgãos) municipais vinculados às ações dos projetos do plano, através dos níveis gradativos (n). As projeções de metas estipuladas para as ações dos projetos foram determinadas conforme prazo (quando), para o monitoramento atual e futuro e os pesos das ações dos projetos foram definidos.

Com todo o abastecimento de dados na ferramenta elaborada, as ações, projetos e macrodiretrizes tiveram o valor de seus indicadores encontrados. Como forma de complemento de análise, foi realizada a comparação entre as metas atingidas e estipuladas das ações dos projetos através dos quatro programas pré-definidos no plano.

A ferramenta elaborada é provinda de uma metodologia de monitoramento criada para a obtenção e gerenciamento de dados que alimentam os indicadores de planos. Geralmente dados como estes não possuem pronta disponibilidade nos órgãos vinculados, fato que, é observado em outros setores.

Essa metodologia torna-se interessante para empresas e órgãos que queiram monitorar seus planos ambientais, pois qualquer plano deve possuir algum tipo de monitoramento para a sua execução. A ferramenta elaborada oferece um modo de monitoramento a partir da obtenção de informações em níveis de sua situação atual, alinhada ao horizonte programado para atingimento de suas metas.

O PMGIRS do município de Novo Hamburgo possui 4 grandes programas para o monitoramento do plano, ao total são 31 ações, diagnosticadas em níveis de 1 a 5 em relação a seu grau de atingimento de metas. As ações do PRSU atingiram 50% de suas metas, enquanto o PRSNU 37.5%, o PEA 60% e o PMG 16.6%. As ações dos programas foram subdivididas em 8 macrodiretrizes, apenas uma macrodiretriz teve sua avaliação considerada como satisfatória.

Considera-se que a adoção da análise das macrodiretrizes aprimora a gestão de monitoramento de resíduos sólidos, reduz possíveis perdas de dados e centraliza informações que servirão de base para série histórica dos parâmetros avaliados. Quando a base da ferramenta é complementada, é possível identificar diagnóstico de atendimento aos planos, com isso passar ao agir no ciclo PDCA (Planejar, Fazer, Chegar e Agir).

A definição de pesos das ações é uma importante etapa, pois cada município possui suas particularidades, porém uma padronização de peso para ações primordiais deveria ser estabelecida entre órgãos que possuem similaridade, de forma a se obter um entendimento mais homogêneo e comparativo de gestão. Dessa forma, os indicadores são fundamentais na condução de tomadas de decisões e na etapa de seleção de projetos.

## Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2015a) *NBR ISO 9001, de 30 de setembro de 2015. Sistemas de gestão da qualidade – Requisitos*. Rio de Janeiro, 44pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2015b) *NBR ISO 14001, de 06 de novembro de 2015. Sistemas de Gestão Ambiental: Requisitos com orientações para uso*. Rio de Janeiro, 41pp.
- Brasil (2007) *Lei nº 11.445. Política Nacional de Saneamento Básico*. Diário Oficial da União. Brasília, Brasil.
- Brasil (2010a) *Lei nº 12.305. Política Nacional de Resíduos Sólidos*. Diário Oficial da União. Brasília, Brasil.
- Brasil (2010b) *Decreto nº 7.404. Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências*. Diário Oficial da União. Brasília, Brasil.
- Brasil (2010c) *Decreto nº 7.217. Regulamenta a Lei no 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências*. Diário Oficial da União. Brasília, Brasil.
- Brasil (2018) *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos*. Ministério do Desenvolvimento Regional, Secretaria Nacional de Saneamento. Brasília, Brasil, 247pp.
- Brasil (2020) *Lei nº 14.026. Novo Marco Regulatório do Saneamento. Atualiza o marco legal do Saneamento Básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA)*. Diário Oficial da União. Brasília, Brasil.
- Brasil (2022) *Decreto nº 10.936. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos*. Diário Oficial da União. Brasília, Brasil.
- Campagnoni, M. da S. (2021) *Análise do uso integrado do lodo de tratamento de água, rejeito de mineração e vermicomposto para recuperação de área degradada por mineração de basalto*, Mestrado (Dissertação). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 72p. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/249831>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo (2022) *Município de Novo Hamburgo*. Disponível: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/novo-hamburgo/panorama>
- Piovezan, A.A., Waskow, R.P., Campani, D.B., Tubino, R.M.C. (2019a) Ferramenta de monitoramento para Planos Municipais De Gestão Integrada De Resíduos Sólidos. *8º Seminário de Inovação e Tecnologia do IFSul, Sapucaia do Sul, Brasil*.
- Piovezan, A.A., Ávila, G., Campagnoni, M.S., Campani, D.B., Tubino, R.M.C. (2019b). Vermicompostagem comunitária: estudo de caso. *VIII Seminário Sobre Tecnologias Limpas*, Porto Alegre, Brasil.
- Piovezan, A.A., Kanno, R., Campani, D.B., Tubino, R.M. (2019c) Implementação de um projeto de compostagem caseira em condomínio. *8º Congresso Interamericano de Resíduos Sólidos de DIRSA/AIDIS*, Asunción, Paraguay.
- Piovezan, A.A. (2020) *Desenvolvimento de uma ferramenta de monitoramento para Planos Municipais De Gestão Integrada de Resíduos Sólidos*, Mestrado (Dissertação). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 129p. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/215276>
- PMGIRS, Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do município de Novo Hamburgo (2017). *Decreto 8163 de 2007*. Aprova o Plano de Saneamento Básico no município de Novo Hamburgo. Novo Hamburgo, Brasil p.99.
- PMNH, Prefeitura Municipal de Novo Hamburgo (2019) *Questionário*. Novo Hamburgo, RS. Secretaria Municipal de Meio Ambiente.

### APÊNDICE A – QUESTIONÁRIO PARA SECRETARIA MUNICIPAL DA SAÚDE

PROJETO	DADOS COLETADOS				
Projeto de Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde (RSSS)	(x) O Plano Municipal de Gestão de RSSS (PMGRSSS) não foi elaborado	( ) Criou-se comissão para elaboração do plano	( ) O PMGRSSS está sendo elaborado	( ) O PMGRSSS foi elaborado	( ) O PMGRSSS foi elaborado. Qual o nº total de estabelecimentos de saúde do município? Qual o nº de planos de gestão do setor já protocolados? Quantidade de RSSS gerados/mês?
Observação: ação não respondida (referente à ação de Índice de Referência I05).					

### APÊNDICE B – QUESTIONÁRIO PARA SECRETARIA MUNICIPAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO

PROJETO	DADOS COLETADOS				
Projeto de Suinocultura Sustentável	(x) Projeto não teve início	( ) Projeto teve início em modelo piloto	( ) Projeto teve início e foi ampliado	( ) Projeto teve início, ampliado e está ocorrendo a fiscalização aos geradores de resíduos orgânicos (RO)	( ) Projeto teve início, ampliado e existem prestadores de serviços para o recebimento de RO para a suinocultura. Qual o nº de restaurantes participantes do projeto? Qual o nº total de restaurantes com alvará no município?
Observação: ação não respondida (referente à ação de Índice de Referência I07).					
Projeto de Resíduos Agrossilvopastoril	(x) Projeto não teve início	( ) Projeto teve início em modelo piloto	( ) Projeto teve início e foi ampliado	( ) Projeto teve início, ampliado e está ocorrendo a fiscalização de disposição irregular	( ) Projeto teve início e ampliado. Qual o nº de Planos de Gestão protocolados? Qual o nº total de estabelecimentos do setor?
Projeto Feira sustentável	(x) Projeto não teve início	( ) Projeto teve início através de uma feira modelo	( ) Projeto teve início e foi ampliado	( ) Projeto teve início, ampliado e houve melhoria na organização dos feirantes	( ) Projeto teve início e ampliado. Qual o total de resíduo gerado pelas feiras (mês)? Qual a quantidade que é destinada para a compostagem (mês)?

APÊNDICE C – QUESTIONÁRIO PARA SECRETARIA MUNICIPAL DE DESENVOLVIMENTO SOCIAL

PROJETO	DADOS COLETADOS				
Projeto de Sustentabilidade no município	<input type="checkbox"/> Projeto não teve início	<input type="checkbox"/> Projeto teve início em modelo piloto	<input type="checkbox"/> Projeto teve início e foi ampliado	<input type="checkbox"/> Projeto teve início, ampliado e materiais sobre EA estão sendo elaborados, distribuídos e divulgados para os habitantes	<input checked="" type="checkbox"/> Projeto teve início e ampliado. Qual é o nº de pessoas atingidas por ações de EA? Qual é o nº de total de habitantes existentes no município?
<p>Observações: No ano de 2009 o Programa teve início de suas atividades com a contratação da cooperativa Coolabore. No ano de 2011 ocorre a implantação de uma Unidade da coleta seletiva no Centro da cidade (Coolabore). Em abril de 2016 amplia suas ações com a contratação da cooperativa Univale, onde realiza a coleta seletiva no bairro Liberdade. Materiais sobre EA são produzidos pelas Cooperativas parceira do Catavida e assim divulgados nas atividades. Outros materiais são produzidos também pela Secretaria de Meio Ambiente, distribuídos também ao Catavida. No ano de 2017 foram 4.566 pessoas atingidas em ações de EA. No ano de 2018 foram 4.200 pessoas e até agosto de 2019 foram 2.200 pessoas.</p>					
Projeto de Educação para Compostagem/horta Sustentável	<input type="checkbox"/> Projeto não teve início	<input type="checkbox"/> Projeto teve início em modelo piloto	<input type="checkbox"/> Projeto teve início e foi ampliado	<input type="checkbox"/> Projeto teve início, ampliado e divulgado	<input checked="" type="checkbox"/> Projeto teve início e ampliado. Qual o nº de hortas sustentáveis no município? Qual é o nº de pessoas capacitadas (ano)?

APÊNDICE D – QUESTIONÁRIO PARA SECRETARIA MUNICIPAL DE EDUCAÇÃO

PROJETO	DADOS COLETADOS				
Projeto de cooperativas em espaço escolar	<input type="checkbox"/> Projeto não teve início	<input type="checkbox"/> Projeto teve início em modelo	<input type="checkbox"/> Projeto teve início e foi ampliado	<input type="checkbox"/> Projeto teve início, ampliado e oficinas/atividades estão sendo desenvolvidas	<input checked="" type="checkbox"/> Projeto teve início e ampliado. Qual o nº de escolas participantes? Qual o nº total de escolas existentes no município?
<p>Observações: No ano de 2017 foram 04 EMEI, 25 EMEF, 02 Estaduais e 02 particulares. Em 2018 foram 3 EMEI, 28 EMEF, 3 Estaduais e 4 Particulares. Até o mês de agosto de 2019 foram 2 EMEI, 7 EMEF, 3 Estaduais e 2 Particulares. O total de escolas existentes no município é de 34 EMEI, 52 EMEF e 30 Estaduais e 36 Particulares.</p>					

1 APÊNDICE E – QUESTIONÁRIO PARA SERVIÇO DE ÁGUA E ESGOTO DE NOVO HAMBURGO

PROJETO	DADOS COLETADOS				
Projeto de Resíduos de Saneamento	Elaborar e implantar o projeto de gestão de resíduos de saneamento				
	( ) A COMUSA não possui um Plano Municipal de Gestão de Resíduos de Saneamento (PMGRS)	(x) A COMUSA possui uma comissão para a elaboração do PMGRS	( ) A COMUSA elaborou o PMGRS	( ) A COMUSA está implantando o PMGRS em seus locais de responsabilidade	( ) A COMUSA está implantando o PMGRS em seus locais de responsabilidade e destinando adequadamente seus resíduos.
	Buscar novas alternativas de destinação				
	( ) A COMUSA não está destinando adequadamente seus resíduos de saneamento	( ) A COMUSA está buscando alternativas para destinar adequadamente seus resíduos de saneamento	(x) A COMUSA já está destinando adequadamente seus resíduos de saneamento	( ) A COMUSA já está destinando adequadamente seus resíduos de saneamento e se encontra em constante busca de alternativas para uso do lodo gerado em ETA e ETE	( ) A COMUSA destina adequadamente seus resíduos de saneamento. Qual a quantidade de lodo gerado? _____ Para onde o lodo é enviado? _____

2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11

12 APÊNDICE F – QUESTIONÁRIO PARA SECRETARIA MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE

PROJETO	DADOS COLETADOS				
Projeto de Resíduos Recicláveis	( ) Projeto não teve início	( ) Projeto teve início em modelo piloto	( ) Projeto teve início e foi ampliado	( ) Projeto teve início, ampliado e estudos estão sendo desenvolvidos na área	( x ) Projeto teve início e ampliado. Qual é a população total atendida? Quais bairros a coleta seletiva está presente?.
	Observações: Somente 3 bairros ainda não possuem coleta seletiva. Não temos o dimensionamento de quantas pessoas fazem parte desse grupo. Todas, menos São José, São Jorge e Roselândia.				
Projeto de Compostagem Comunitária	Ação: criar hortas sustentáveis				
	( x ) Projeto não teve início	( ) Projeto teve início em modelo piloto	( ) Projeto teve início e foi ampliado	( ) Projeto teve início, ampliado e estão sendo criadas parcerias com associações de bairros/escolas	( ) Projeto teve início e ampliado. Qual o nº de hortas sustentáveis criadas? Qual área de cobertura?
	Ação: Implantar Composteiras Comunitárias				
	( ) Projeto não teve início	( x ) Projeto teve início em modelo piloto	( ) Projeto teve início e foi ampliado	( ) Projeto teve início, ampliado e estão sendo criadas parcerias com associações de bairros/escolas	( ) Projeto teve início e ampliado. Qual o nº de composteiras implantadas? Qual área de cobertura?
Projeto de Compostagem da fração orgânica dos RSU	( ) Projeto de revitalização/viabilidade da compostagem dos RSU da Roselândia não teve início	( x ) Revitalização /viabilidade teve início, através de estudos e projetos	( ) Implantação do Projeto de revitalização teve início e algumas baias já estão recebendo resíduos	( ) A operação da revitalização da Roselândia teve início e ampliado	( ) A revitalização teve início e ampliado. Qual a quantidade de resíduos destinados para a compostagem na Roselândia (mês)? Qual a quantidade total de resíduos coletados (mês)?
Projeto de Compostagem Caseira	( ) Projeto não teve início	( ) Projeto teve início em modelo piloto	( ) Projeto teve início e ampliado	( x ) Projeto teve início, ampliado e materiais sobre compostagem estão sendo elaborados, distribuídos e divulgados para os habitantes	( ) Projeto teve início e ampliado. Qual o nº de imóveis participantes? Qual o nº total de imóveis do município?
Projeto de Rejeitos	( x ) Projeto não teve início	( ) Projeto teve início em modelo piloto	( ) Projeto teve início e foi ampliado	( ) Projeto teve início, ampliado e está mantida a licitação de aterro sanitário licenciado	( ) Projeto teve início e ampliado. Qual a quantidade de rejeito destinado para aterro (mês)? Quantidade total de RSU coletado (mês)?

13 APÊNDICE F – QUESTIONÁRIO PARA SECRETARIA MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE (continuação)

PROJETO	DADOS COLETADOS				
Projeto de Resíduos Públicos	Ação: Utilização de RCC em operações de manutenção de vias públicas				
	( ) Projeto não teve início	( ) Projeto teve início em modelo piloto	( ) Projeto teve início e foi ampliado	(x) Projeto teve início, ampliado e o uso de RCC está sendo utilizado em obras públicas pela secretaria	( ) Projeto teve início e ampliado. Qual a quantidade de RCC utilizado em operações de manutenção de vias públicas (mês)? Qual a quantidade de RCC coletado pela secretaria/município (mês)?
	<b>Observações:</b> A SEMAM não tem essas respostas. A coleta de RCC não é pesada.				
	Ação: organizar e ampliar o número de ecopontos				
	( ) Projeto não teve início	(x) Projeto teve início em modelo piloto	( ) Projeto teve início e foi ampliado	( ) Projeto teve início, os ecopontos existentes foram organizados e ampliados. Qual é o nº de ecopontos?	( ) Projeto teve início, os ecopontos existentes foram organizados e ampliados. Qual é a quantidade de resíduos separados e encaminhados para destinação adequada (mês)? Qual é a quantidade coletada como Resíduo Público Urbano (mês)?
<b>Observações:</b> Os 2 ecopontos existentes estão sendo reestruturados.					
Projeto de Resíduos da Construção Civil	(x) O Plano Municipal de Gestão de RCC (PMGRCC) não foi elaborado	( ) Criou-se comissão para elaboração do plano	( ) O PMGRCC está sendo elaborado	( ) O PMGRCC foi elaborado	( ) O PMGRCC foi elaborado. Qual o nº de obras de RCC executadas no município com licenciamento ambiental? Qual o nº total de planos de gestão do setor protocolados?
Projeto de Resíduos de Mineração	(x) O plano de Mineração não foi elaborado	( ) Criou-se comissão para elaboração do plano	( ) O plano está sendo elaborado	( ) O plano foi elaborado	( ) Projeto foi elaborado e implantado. Qual o nº de Planos de Gestão protocolados? Qual o nº de estabelecimentos do setor?

14  
15  
16  
17

18 APÊNDICE F – QUESTIONÁRIO PARA SECRETARIA MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE (continuação)

PROJETO	DADOS COLETADOS				
Projeto de Resíduos Industriais	Ação: simbiose industrial				
	(x) Projeto não teve início	( ) Projeto teve início em modelo piloto	( ) Projeto teve início e foi ampliado	( ) Projeto teve início, ampliado e existem campanhas de estímulos para com as empresas	( ) Projeto teve início, ampliado e estimulado. Qual a quantidade de resíduos reaproveitados (mês)? Qual é a quantidade total de resíduos gerados (mês)?
	Observações: Ações de simbiose ocorrem por interesse das empresas, sem o envolvimento da SEMAM.				
	Ação: ampliação da fiscalização				
	(x) Projeto não teve início	( ) Projeto teve início em modelo piloto	( ) Projeto teve início e foi ampliado	( ) Projeto teve início, fiscalização ampliada e através de análise da composição gravimétrica poderá ser mensurada a quantidade de RSI identificados juntos ao RSU	( ) Projeto teve início, fiscalização ampliada e realizada análise da composição gravimétrica. Qual a quantidade de RSI identificados juntos ao RSU (mês)? Quantidade de RSU coletado (mês)?
Projeto de Capacitação do Setor Ambiental Privado / Comunidade	( ) Não houve nenhuma ação para capacitação	( ) Ações para capacitação estão sendo planejadas	( ) Houve capacitação	(x) Houve capacitação e ações para sua continuidade estão planejadas	( ) Houve capacitação e ações estão planejadas. Qual o nº de pessoas capacitadas (ano)?
Projeto de Capacitação dos Servidores Públicos	( ) Não houve treinamento para capacitação de servidores	( ) Treinamento para capacitação estão sendo planejadas	( ) Houve treinamento	(x) Houve capacitação e ações para sua continuidade estão planejadas	( ) Houve capacitação e ações estão planejadas. Qual o nº de servidores participantes (ano)? Quantas horas de treinamento (ano)?

19  
20  
21  
22  
23  
24

25 APÊNDICE F – QUESTIONÁRIO PARA SECRETARIA MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE (continuação)

PROJETO	DADOS COLETADOS				
Projeto de Melhoria de Gestão	(x) O projeto de Melhoria de Gestão não foi elaborado	( ) Criou-se comissão para elaboração do projeto	( ) O projeto está sendo elaborado	( ) O projeto foi elaborado e foi aplicado um questionário sobre o nível de satisfação para os munícipes e servidores	( ) Qual o nível de satisfação dos munícipes em relação ao projeto de melhoria (%)? Qual a satisfação dos servidores da SEMAM (%)?
	Observações: Trabalhamos continuamente para melhoria da gestão de resíduos, através das diversas ações desenvolvidas pela SEMAM.				
Projeto de Monitoramento	( ) Projeto não teve início	( ) Projeto teve início	( ) Projeto teve início e foi ampliado	( ) Projeto teve início, ampliado e está sendo formado um banco de dados para recebimento automático das informações	(x) Projeto teve início e ampliado e monitorado. Qual o nº de metas atingidas? Qual o nº total de metas no PMIGR?
Projeto de Legislação	Ação: Formalização dos vários planos municipais de resíduos não urbanos				
	(x) Projeto não foi elaborado	( ) Criou-se comissão para elaboração do projeto	( ) Projeto está sendo elaborado	( ) Projeto foi elaborado e formalizado	( ) Projeto foi elaborado e formalizado. Qual o nº de planos formalizados? Qual o nº de planos previstos?
	Ação: Alterar a Lei 1505/2006 incluindo RCC				
	(x) A Lei não foi alterada	( ) A Lei está em fase de elaboração	( ) A Lei foi elaborada	( ) A Lei está em processo de aprovação	( ) Lei foi alterada
	Ação: Revisão do Plano Urbanístico Ambiental				
(x) O plano não foi revisado	( ) O plano está em fase de revisão	( ) O plano foi revisado	( ) O plano está em processo de aprovação	( ) O plano foi alterado	
Projeto de Logística Reversa	(x) Projeto não teve início	( ) Projeto teve início em modelo piloto	( ) Projeto teve início e foi ampliado	( ) Projeto teve início, foi ampliado e se mensura o nº de PEV atuais presentes no município?	( ) Projeto teve início, foi ampliado e é possível mensurar a quantidade de material coletado? Bem como a quantidade de material comercializado?

# REVISTA AIDIS

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

## ANÁLISE DA VIABILIDADE TÉCNICA E AMBIENTAL DA ADIÇÃO DE DIFERENTES TAXAS DE RESÍDUOS DE AREIA VERDE DE FUNDIÇÃO A COMPOSTO MATURADO OBTIDO DE UM PROCESSO AUTOMATIZADO

\* Carlos Atalla Hidalgo Hijazin <sup>1</sup>  
Thais Gularte Marques <sup>2</sup>  
Beatriz Alicia Firpo Vasquez <sup>1</sup>  
Rejane Maria Candiota Tubino <sup>1</sup>

### TECHNICAL AND ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF MULTIPLE RATE APPLICATIONS OF GREEN FOUNDRY SAND WASTE TO MATURED COMPOUND OBTAINED FROM AN AUTOMATED PROCESS

Recibido el 1 de octubre de 2023. Aceptado el 8 de enero de 2024

#### Abstract

*This study presents the results of the addition of different rates of waste green foundry sand (WGFS) and commercial substrate to a compost, obtained from the composting of organic solid waste (OSW) segregated from urban solid waste. The WGFS, as it has a sandy texture, due to silica (SiO<sub>2</sub>), when used directly in the soil, makes it more permeable, causing its impoverishment due to a greater leaching of nutrients. The OSW, when disposed directly on the soil, generates leachate, biogas and water contamination. Currently, in Brazil, most OSW is sent to sanitary landfills and WGFS to non-hazardous industrial landfills. However, the high cost, the scarcity of areas and the increasingly demanding legislation for the disposal of this waste, have led industries and municipalities to seek alternatives for the reuse of WGFS and treatment of OSW. The methodology of this work begins with obtaining a compost produced from a composting system with automated monitoring of temperature, aeration rate and humidity. After obtaining this product, it was mixed with different rates of WGFS and commercial substrate and later the fertility of these materials was evaluated. To verify the use of these mixtures in agriculture, the nutrients of the plant tissue of *Avena Strigosa* Schreb (black oat) cultivated in these media were evaluated. The results indicate that there is the potential for using these mixtures as a plant substrate at a rate of 10-20% WGFS or as a corrective for soil acidity at a rate of 10-30% WGFS.*

**Keywords:** waste green foundry sand, black oats, composting, organic solid waste, automation.

<sup>1</sup> Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Brasil.

<sup>2</sup> School of Geography, Environment and Earth Sciences, Victoria University of Wellington. New Zealand.

\* Autor correspondiente: PPGE3M, Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Setor 6, Bairro Agronomia, Porto Alegre, RS, CEP: 91501-970. Brasil. Email: [carloshijazin@hotmail.com](mailto:carloshijazin@hotmail.com)

## Resumo

Este estudo apresenta os resultados da adição de diferentes taxas de resíduos de areia verde de fundição (RAVF) e substrato comercial a um composto, obtido da compostagem do resíduo sólido orgânico (RSO) segregado do resíduo sólido urbano (RSU). O RAVF, por apresentar textura arenosa, devido à sílica ( $\text{SiO}_2$ ), quando utilizado diretamente no solo, torna-o mais permeável causando o seu empobrecimento devido a uma maior lixiviação de nutrientes. O RSO, quando disposto diretamente no solo, gera chorume, biogás e contaminação da água. Atualmente, no Brasil, a maior parte do RSO é enviada para aterros sanitários e RAVF para aterros industriais não perigosos. No entanto, o alto custo, a escassez de áreas e a legislação cada vez mais exigente para a disposição destes resíduos, têm levado as indústrias e os municípios a buscarem alternativas para reuso do RAVF e tratamento do RSO. A metodologia deste trabalho inicia-se com a obtenção de um composto produzido de um sistema de compostagem com monitoramento automatizado de temperatura, taxa de aeração e umidade. Após a obtenção deste produto, ele foi misturado com diferentes taxas de RAVF e substrato comercial e posteriormente foi avaliada a fertilidade destes materiais. Para verificar a utilização destas misturas na agricultura foram avaliados os nutrientes do tecido vegetal da *Avena Strigosa Schreb* (aveia preta) cultivada nestes meios. Os resultados indicam que há o potencial para utilização destas misturas enquanto substrato vegetal na taxa de 10-20% de RAVF ou como corretivo para a acidez de solos na taxa de 10-30% de RAVF.

**Palavras-chave:** resíduo de areia verde de fundição, aveia preta, compostagem, resíduos sólidos orgânicos, automação.

---

## Introdução

O crescimento humano e industrial tem provocado uma diversidade de impactos ambientais, tais como o aumento de demanda de energia com o consequente esgotamento de recursos não renováveis e uma grande geração de resíduos sem destinação adequada que causam empobrecimento do solo, poluição ambiental e consequentes mudanças climáticas.

Dois resíduos gerados em grandes volumes em nível mundial são os resíduos sólidos urbanos (RSU), com cerca de 2.01 bilhões de t/ano (Kaza *et al.*, 2018) e o resíduo industrial areia descartada de fundição (ADF) com uma produção aproximada de 6 a 10 milhões de t/ano (Bhimani *et al.*, 2013). A fundição compreende todo processo de fusão e vazamento de metal líquido em caixas de moldagem, com machos montados em seu interior, que caracterizará a peça após a solidificação do metal. Os moldes são formados pela compactação da areia sobre o modelo e conformam as faces externas da peça, os machos constituem-se em cavidades ou espaços vazios e conformam as suas faces internas (Carnin, 2008).

As ADF podem ser distinguidas em dois tipos principais que são a areia verde de fundição (AVF) cujo ligante é a argila bentonita ( $4\text{SiO}_2 \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ) e a areia ligada quimicamente (ALQ) com diferentes ligantes, como por exemplo, resina fenólica ou furânica (Scheunemann, 2005). De acordo Siddique e Noumowe (2008) a AVF é utilizada em mais de 90% da produção de peças

fundidas, sendo composta essencialmente por areia de sílica ( $\text{SiO}_2$ ) de alta qualidade (85-95%), aglomerante argila de bentonita (4-10%), aditivos carbonáceos (2-10%) e água (2-5%).

O termo “verde” recebido na nomenclatura da AVF é devido ao molde deste tipo de areia não sofrer secagem antes do vazamento do metal líquido (Carnin, 2008). O resíduo resultante do seu descarte, no processo de desmoldagem de peças fundidas, é denominado resíduo de areia verde de fundição (RAVF). Este resíduo, por apresentar em sua constituição Al, Fe e Mn acima do valor máximo permitido pelos padrões para o ensaio de solubilização segundo a NBR 10004 (ABNT, 2004) é clasificado como Classe II-A, não perigoso e não inerte (Carnin, 2008).

As empresas ao redor do planeta, descartam um enorme percentual do RAVF em pequenos aterros industriais Classe II-A, próprio ou de terceiros. A maioria deles, já se encontram com as suas capacidades esgotadas, tendo que ser fechados, ocorrendo a obrigatoriedade do seu envio para aterros maiores (UE, 2018). A logística necessária, neste caso, eleva os custos com transporte e energia para as indústrias metalúrgicas.

Devido ao RAVF apresentar uma grande quantidade de metais em sua constituição, sua disposição no aterro deve ser controlada através de análises químicas das águas subterrâneas e de amostras de solos coletadas ao longo do seu perfil. Estudos realizados por Penkaitis e Sígolo (2012) em um aterro Classe II-A, demonstraram elevadas concentrações dos metais Fe, Mn, B e Se, nas águas subterrâneas, especialmente nos piezômetros a jusante do aterro, onde se encontrava a área de disposição do resíduo. Utilizando a técnica de microscopia eletrônica de varredura (MEV) foram encontrados incrustados nos grãos de quartzo das amostras de solos os metais Al, Fe, Mn, além de elementos potencialmente tóxicos como Cr, Cu, Co, Ni e Zn. Estes resíduos foram clasificados como Classe II, não perigosos, segundo a NBR 10004 (ABNT, 2004).

A disposição do RAVF em solos deve ser cautelosa. A elevada quantidade de  $\text{SiO}_2$  deste resíduo, faz com que ocorra uma maior drenagem de água, lixiviando os nutrientes deste compartimento ambiental. Domingues *et al.* (2016) realizaram experimentos misturando o RAVF em solos lateríticos argilosos, com vistas a aplicação geotécnica para cobertura de aterros sanitários. Os resultados encontrados mostraram-se viáveis para a correção granulométrica para este tipo de solo. O coeficiente de permeabilidade encontrado para esta mistura foi baixo ( $k < 10^{-6}$  cm/s), ficando dentro do previsto em normas de execução para aterros sanitários.

De acordo com Carnin (2008), a disposição do RAVF em solos agrícolas ou na compostagem é mais restrita. Pesquisas foram realizadas na Espanha e na Finlândia envolvendo a compostagem de resíduos de ALQ (fenólicas, furânicas e de silicato) e de RAVF (UE, 2018). Estes países construíram um total de 28 pilhas de compostagem, adicionando-se diferentes taxas de ADF ao RSO. Os resultados encontrados mostraram potencial de aplicação das ADF em geoengenharia e

na agricultura. A chave para a aceitação deste resíduo nestas aplicações mais limitadas é a realização de um maior número de pesquisas para aprovação dos órgãos ambientais, de modo que possam ser desenvolvidas legislações específicas para esta finalidade a nível global.

Matéria orgânica (M.O.), papel, papelão, tecidos, materiais poliméricos, vidro, madeira, metais ferrosos e não ferrosos são os componentes predominantes da composição física dos RSU. Este resíduo, por apresentar constituintes que se solubilizam em água, são considerados Classe II-A (Alfaia, Costa e Campos, 2017). No Brasil, 61% dos RSU coletados, é encaminhada para aterros sanitários, 39% destes resíduos ainda são dispostos inadequadamente em lixões ou aterros controlados (ABRELPE, 2022).

Estudos de Kaza *et al.* (2018) demonstraram que aproximadamente 46% dos RSU, enviados para os aterros sanitários, são constituídos de resíduos sólidos orgânicos (RSO). Os RSO segregados dos RSU, são considerados biofertilizantes classe B, de acordo com a IN 61/2020 (MAPA, 2020). Estes resíduos, quando dispostos em aterros, são decompostos constituindo-se em fontes contínuas de poluição da água, solo, ar, flora e fauna, devido à proliferação de vetores, geração de chorume e emissão do gases de efeito estufa (GEE), principalmente o metano (CH<sub>4</sub>), que alteram as condições climáticas do planeta (ABRELPE, 2022).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010 (Brasil, 2010), não permite que os RSO compostáveis sejam enviados para aterros. Ela estabelece a seguinte prioridade na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos: não geração, redução, reuso, reciclagem, tratamento e a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, ou seja, dos resíduos sólidos que não apresentem possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis (Brasil, 2010).

A presente pesquisa inicia-se com a segregação do RSO do RSU de uma estação de transbordo pertencente ao Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU) de Porto Alegre, RS-Brasil. Este resíduo foi compostado em um sistema de compostagem com aeração forçada, construído em escala piloto, utilizando-se uma bombona de polietileno de alta densidade (PEAD) de 200 L e um dispositivo (protótipo), onde foram inseridos sensores que monitoraram, de forma *online*, a temperatura e umidade ao longo do processo de maturação do produto. O sistema automatizado contou também com o controle da injeção de ar do soprador na M.O., através do sistema liga e desliga de um relé.

O composto obtido no sistema automatizado foi misturado a diferentes taxas do RAVF e do substrato comercial (0-50% m/m). A viabilidade técnica para possível reuso do RAVF baseou-se em análises químicas de fertilidade das misturas, da matéria seca (MS), na análise das dimensões lineares (comprimento e largura) e de tecido vegetal da *Avena Strigosa* (aveia preta). Por meio dos resultados, determinou-se quais misturas são mais adequadas na composição de substratos. Entende-se que tais substratos poderão ser utilizados em áreas de baixa fertilidade.

## Metodologia

O fluxograma do processo adotado, com as diferentes etapas desta pesquisa, pode ser visualizado na Figura 1. Os procedimentos e materiais utilizados em cada uma das etapas do delineamento da pesquisa são descritos a seguir.

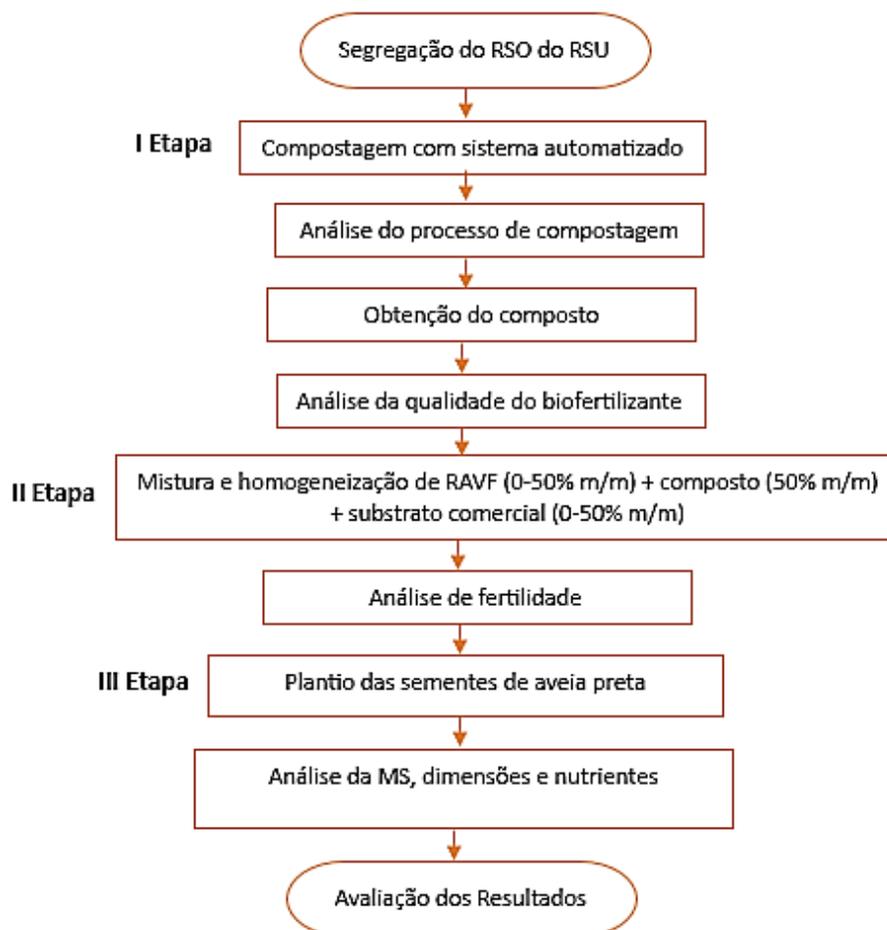


Figura 1. Fluxograma do processo adotado com as etapas da pesquisa.

### Compostagem com sistema automatizado

Esta etapa da pesquisa iniciou-se com a construção de um protótipo constituído de dois tubos de 60cm de policloreto de vinila (PVC), colocados um dentro do outro e de uma planta piloto, com aeração forçada, construída com uma bombona de 200L de PEAD. Ambos tubos do protótipo

foram cortados em três pontos: à 15cm, 35cm e 55cm a partir de suas pontas (Figura 2a). Estas posições foram definidas, tomando-se como referência a altura da bombona (84cm), de modo a de modo a permitir a inserção de sensores de umidade de solo (SENO 193) e temperatura (DHT22) na base, meio e topo do sistema. Os sensores foram protegidos por telas. Ao operar, o tubo externo rotaciona, fechando as aberturas do tubo interno, ou abrindo-as para o registro dos parâmetros físicos, ao longo da compostagem. A leitura dos dados foi feita de forma *online* com armazenamento de dados em cartão Micro SD. O controle de aeração do soprador (STANLEY, 600W) com seis faixas de vazões (6.1–31.0 L/s) foi realizado por um relé de 5V. Os sensores e o relé da planta piloto foram conectados a uma placa arduíno Mega 2560 protegida dentro de uma caixa. As ligações dos sensores com a placa, bem como o estudo dos algoritmos do arduíno, levaram em conta pesquisas realizadas, com substrato comercial, por Hijazin *et al.* (2020).

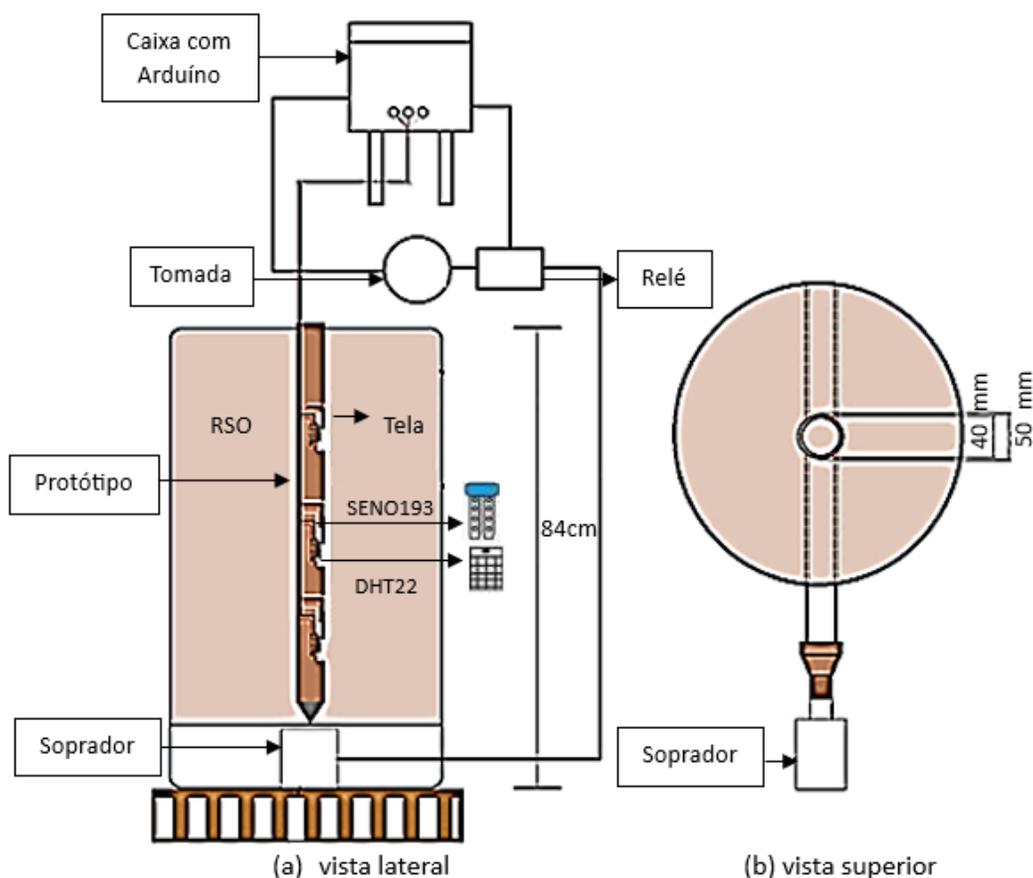


Figura 2. Layout da planta piloto automatizada com o protótipo: a. vista lateral e b. vista superior.

Os limites da umidade e temperatura do processo de compostagem devem ser monitorados para o controle da atividade microbiológica dos microrganismos (bactérias heterotróficas, actinobactérias e fungos) decompositores dos RSO. A umidade quando está deficiente, abaixo de 40%, reduz a decomposição da M.O, valores maiores que 60% bloqueiam a sua porosidade, causando anaerobiose e odor, ocorrendo a fermentação do processo (CEMPRE, 2018). De acordo Oliveira Filho *et al.* (2017) a temperatura afeta o desenvolvimento dos microrganismos, cada um deles apresenta uma faixa adequada para o crescimento: psicrófilos (15° a 20°C), mesófilos (25° a 40°C) e termófilos (50° a 60°C). Acima de 45°C, os mesófilos podem morrer, uma pequena parcela de fungos cresce acima de 50°C, acima de 60°C ocorre a letalidade de microrganismos termófilos e actinobactérias. Os limites inferiores e superiores de temperatura e umidade, utilizados no processo de compostagem, para os algoritmos (programas) do arduíno, bem como para o sistema liga-desliga do soprador (ciclo de aeração) são mostrados na Tabela 1.

**Tabela 1.** Parâmetros físicos e de aeração utilizados nos algoritmos do arduíno para o processo de compostagem

Parâmetros	Limites	Unidades
Temperatura	40.0-60.0 <sup>a</sup>	°C
Umidade	40.0-60.0 <sup>a</sup>	% (m/m)
Sistema liga-desliga do relé	10-30 <sup>b</sup>	min

Fonte: a- CEMPRE (2018); b-Autor

### Mistura do composto com diferentes taxas de RAVF e substrato comercial

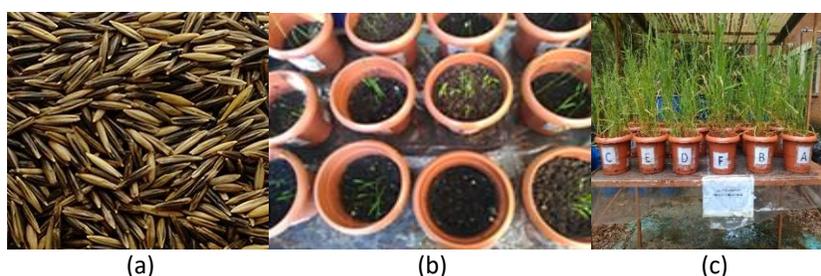
Nesta etapa foram misturadas, e homogeneizadas, uma proporção fixa de 50% (m/m) de composto com taxas de 0-50% (m/m) de RAVF e substrato comercial (Tabela 2). Posteriormente avaliou-se a fertilidade destes materiais. As misturas foram colocadas em 18 vasos de polipropileno (PP) para a realização de um experimento com delineamento em blocos casualizados com 6 tratamentos e 3 repetições.

**Tabela 2.** Composição das misturas para os diferentes tratamentos propostos % (m/m)

Tratamento	Composição
A	0% RAVF+50%substrato comercial+50% composto
B	10% RAVF+40%substrato comercial+50% composto
C	20% RAVF+30%substrato comercial+50% composto
D	30% RAVF+20%substrato comercial+50% composto
E	40% RAVF+10%substrato comercial+50% composto
F	50% RAVF+0%substrato comercial+50% composto

Plantio, dimensões lineares, análise de nutrientes e MS da aveia preta

Sementes de *Avena Strigosa Schreb* (aveia preta), do genótipo EMBRAPA 139, foram selecionadas para o plantio nos vasos dos diferentes tratamentos e repetições. Esta gramínea foi escolhida por ser muito utilizada na região sul do Brasil, para a pastagem do gado, cobertura de solos e adubação verde. Foram adicionadas 20 sementes em cada vaso, com profundidade de sementeira de 3cm. Na Figura 3, é possível observá-las, seu processo de germinação e a sua fase reprodutiva, onde foi efetuado o seu corte para posterior avaliação do tecido vegetal.



**Figura 3.** Aveia preta: sementes(a), germinação (b) e fase reprodutiva (c).

As dimensões da aveia preta foram medidas para cada um dos tratamentos e repetições inicialmente com régua milimetrada e após trena. As medições das lâminas foram realizadas a partir da lígula exposta até a extremidade oposta das folhas, elas ocorreram 3 vezes por semana, até o final da fase reprodutiva da gramínea (104 dias após o plantio das sementes). No final deste período, ocorreram as medições das suas larguras foliares, comprimentos aéreos (colmos+folhas) e radiculares. A largura foliar foi medida considerando-se a maior dimensão perpendicular ao eixo do comprimento. A Tabela 3 apresenta as dimensões da aveia preta e MS cultivada em solos naturais. Estes padrões foram utilizados como comparativos para as misturas dos diferentes tratamentos.

**Tabela 3.** Dimensões e MS da aveia preta cultivada em solos naturais

Características	Unidade	Padrão
Comprimento da parte aérea	cm	> 60.0 <sup>a</sup>
Comprimento radicular	cm	0.0 – 20.0 <sup>b</sup>
Largura foliar	mm	5.5-22.0 <sup>a</sup>
Comprimento foliar	cm	14.0 -40.0 <sup>a</sup>
MS*	% (m/m)	18.6 <sup>c</sup>

Fonte: a- EMBRAPA (2000); b- Fante Junior et al. (1999); Mazocco (2019). \* genótipo EMBRAPA 139.

A totalidade do tecido foliar (tratamento e repetições) da aveia preta de cada vaso foi cortado e armazenado em sacos de papel pardo, com identificação. Logo em seguida estas amostras foram secas em estufa de ar forçado a 65°C, até peso constante, para quantificação da MS e posterior moagem para análise de nutrientes. O tecido radicular de cada vaso foi separado manualmente do solo, com auxílio de um pincel e após lavado em água desmineralizada. Procedeu-se inicialmente a desidratação das raízes em bandejas, após adotou-se as mesmas condições de secagem, armazenamento e análises do tecido foliar.

### **Resultados e discussões**

Os resultados apresentados e discutidos, referem-se às análises dos dados obtidos ao longo e ao final do processo de compostagem. Também são apresentados os resultados das análises de fertilidade das misturas, formadas com as diferentes taxas de RAVF, e das dimensões, MS e nutrientes do tecido vegetal da aveia preta.

#### Taxa de aeração

Os tempos do sistema liga-desliga do soprador adotados para o processo de compostagem foram de 10 min ligado para 30 min desligado (Tabela 1), equivalente a 36 ciclos/dia. Estes tempos foram determinados, adotando-se como padrão a taxa de aeração de 1.0 L/min.kg (Ruggieri *et al.*, 2008). A massa de RSO compostada foi de 188.09 kg e a vazão de ar do soprador de 14 L/s. A taxa de aeração do processo, calculada com estes parâmetros, foi de 1.1 L/min.kg, semelhante à adotada como referência.

#### Controle da temperatura e umidade dos sensores

Em relação às posições das leituras dos sensores de temperatura DHT22 na bombona (topo, meio e fundo), verificou-se que: o sensor topo realizou a leitura por 3 dias, o do meio por 59 dias e o do fundo por 91 dias (Figura 4), estas diferenças de tempos de leitura se devem à redução do volume de resíduos (recalque) associado à biodegradação do RSO.

Em nenhum momento, ao longo do processo, foi registrado o limite superior de 60°C. A compostagem ocorreu predominantemente na faixa mesófila. A fase termófila aconteceu por um período de 5 dias, a maior temperatura atingida foi de 54 °C registrada pelo sensor do meio. Nesta posição foram registrados os maiores valores desta propriedade física. Atribui-se este fato devido ao sensor do topo ter ficado em contato, a maior parte de tempo, com o ar externo ao resíduo compostado, ficando os seus registros condicionados à temperatura ambiente e o do fundo em contato com o chorume, do material decomposto, o que dificultou a decomposição da M.O. e consequente liberação de calor pelas bactérias aeróbias. Ao final do processo a temperatura do composto ficou 3,1°C acima da temperatura ambiente, dentro do padrão (3-5°C) proposto por Barros (2012).

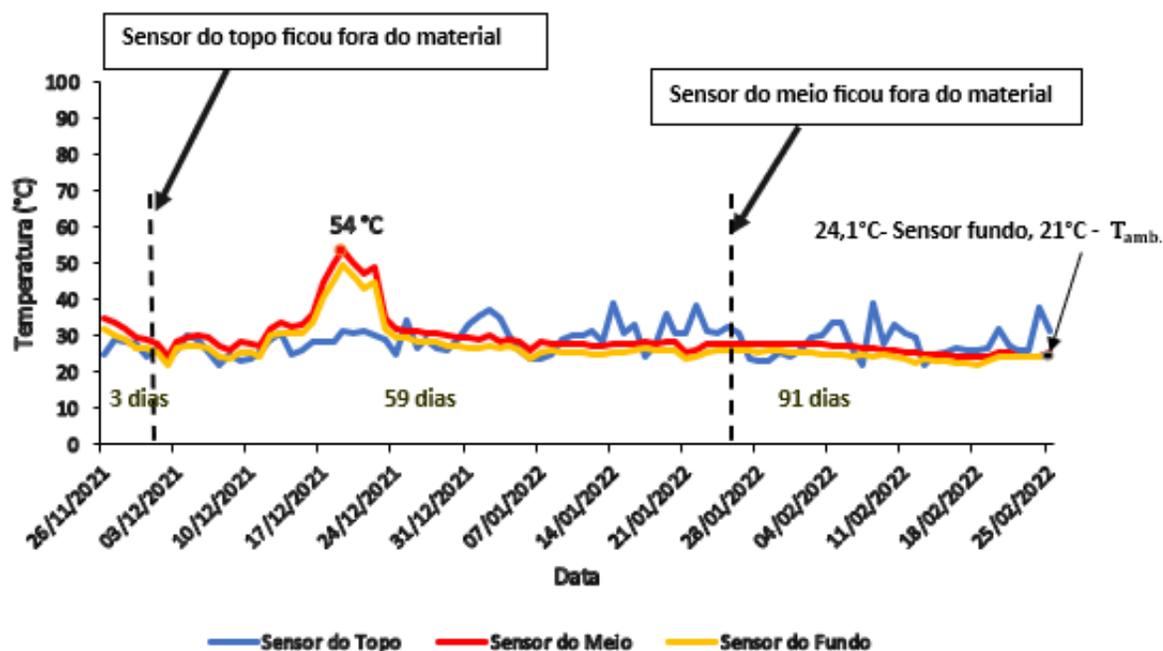


Figura 4. Registros de temperaturas dos sensores DHT22, ao longo do processo de compostagem.

Os períodos de contato dos sensores de umidade SENO193 e as suas posições de leitura são idênticas aos sensores de temperatura. Foram registrados valores de umidade acima de 60%, havendo necessidade do relé ser ligado para injeção de ar em vários momentos. Como era esperado, devido ao contato da M.O. com o chorume, o sensor do fundo registrou os maiores valores de umidade ao longo do processo. A umidade ficou abaixo do limite inferior programado, de 40%, nos sensores do meio e fundo, ao longo de 3 dias, atingindo um valor mínimo de 36% (Figura 5). Desta forma, houve necessidade de recirculação da totalidade do volume de 4,4L do chorume gerado no processo, para aumentar a umidade do material, pois ainda o composto não se encontrava bioestabilizado. Amostras da M.O. foram coletadas, ao longo e no final do processo da compostagem, e enviadas para análise laboratorial para verificação da umidade (pontos mostrados na Figura 5), os valores encontrados foram semelhantes às leituras *online* dos sensores SENO 193.

A estabilização do composto ocorreu após 91 dias da compostagem, quando os padrões de qualidade mostrados na Tabela 4, foram atingidos. A massa total coletada ao final do processo foi de 12.57 kg, ou seja, houve uma redução de 93% (m/m) no processo. O recalque final, medido a partir do topo da bombona, foi de 42cm.

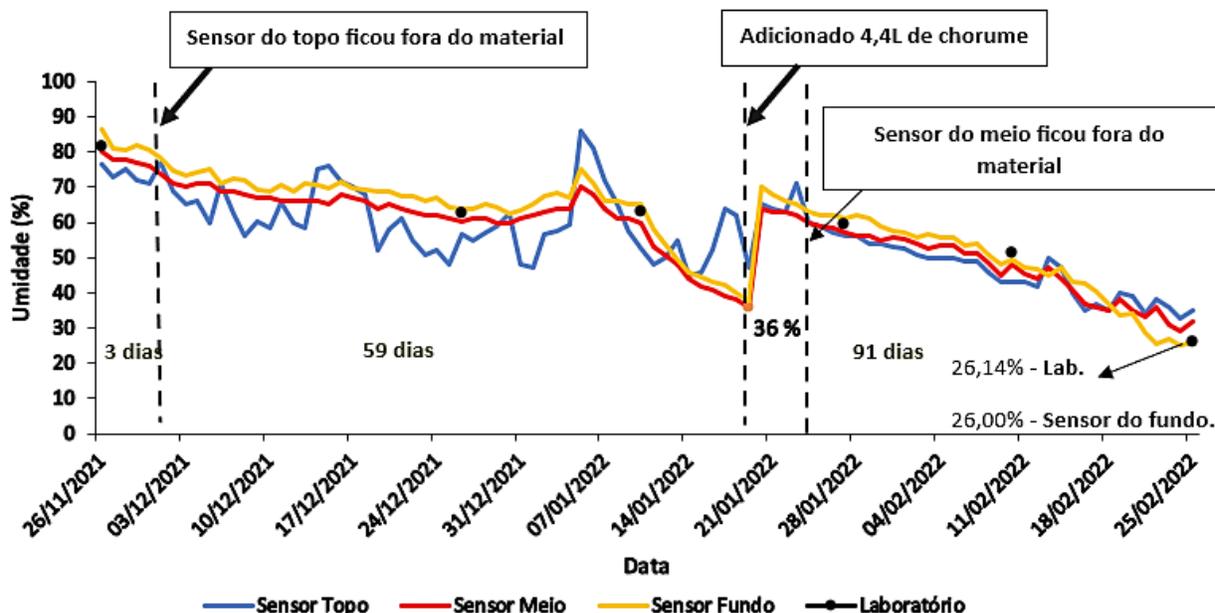


Figura 5. Registros das umidades medidas em laboratório e pelos sensores SEN0193, ao longo do processo de compostagem.

### Controle de qualidade do composto

Os resultados obtidos através da leitura dos sensores de umidade e temperatura e das análises laboratoriais, físico-químicas e biológicas, bem como o padrão adotado para análise da verificação da qualidade do composto e sua certificação são mostrados na Tabela 4. Avaliando-se esta tabela verifica-se que os resultados dos parâmetros químicos, carbono orgânico, condutividade elétrica, relação C/N (carbono/nitrogênio) e pH, do composto, ficaram dentro das especificações adotadas. A propriedade química capacidade de troca catiônica (CTC) ficou acima do padrão. Este resultado é favorável, pois quanto maior a CTC maior a capacidade do biofertilizante doar nutrientes. Os parâmetros físicos, densidade, temperatura e umidade do produto obtido, também atenderam os limites adotados. Os microrganismos, coliformes termotolerantes e *Salmonella sp.*, não foram encontrados no biofertilizante. Estes resultados são importantes, pois as temperaturas para a sua sanitização não foram atingidas no processo. A temperatura recomendada para destruição de patógenos é acima de 55°C por um período de 14 dias ou acima de 65°C por um período de 3 dias (CONAMA 481, 2017).

Em relação aos nutrientes mostrados na Tabela 4, verifica-se que os macronutrientes primários N, P e K apresentaram valores acima das garantias mínimas exigidas isoladamente para o produto. Os

macronutrientes secundários Ca, Mg e S não apresentaram as garantias mínimas, de qualidade, exigidas isoladamente para o produto. No entanto como a soma NPK é maior que 5%, a qualidade do produto ficou garantida (MAPA, 2020). Os micronutrientes Mo, Si, B, Co, Cu, Ni e Se, não foram detectados, Zn e Mn ficaram com % (m/m) abaixo do padrão, o Cl e o Fe ficaram com % (m/m) acima do padrão. Apesar de alguns micronutrientes não estarem presentes no composto ou ficarem abaixo do padrão, a sua soma percentual total adicionada aos macronutrientes, apresentaram valores maiores que 5%, o que garante a qualidade do produto (MAPA, 2020). Não foram detectados os metais tóxicos As, Cd, Pb, Hg, Cu, Cr, Co e Ni no composto. A concentração do metal tóxico Zn encontrada, de 74.8 mg/kg, ficou abaixo do padrão de 200 mg/kg (MAPA, 2014).

**Tabela 4.** Padrões de qualidade para certificação de compostos

Parâmetro	Unidade	Resultado	Padrão
Carbono Orgânico (mín.)	% (m/m)	26.400	15.000 <sup>a</sup>
Temperatura (sensor DHT22)	Mesófila	21.600-36.000	20.000-40.000 <sup>c</sup>
	Termófila	42.020-54.000	40.000-60.000 <sup>c</sup>
Densidade	kg/m <sup>3</sup>	266.100	150.000-350.000 <sup>b</sup>
Condutividade Elétrica (máx.)	mS/cm	2.600	< 4.000 <sup>d</sup>
Relação C/N (máx.)	-	13.300	20.000 <sup>a</sup>
pH	Inicial	6.730	5.000 – 6.000 <sup>d</sup>
	Composto	8.930	8.000-9.500 <sup>d</sup>
Umidade (laboratório/sensor SENO 193)	% (m/m)	26.140/26.000	≤ 50.000 <sup>a</sup>
CTC	cmol <sub>c</sub> /kg	38.510	30.500-31.700 <sup>e</sup>
Coliformes Termotolerantes	NMP/g de MS	ausentes	1000.000 <sup>f</sup>
<i>Salmonella sp.</i>	g de MS	ausentes	ausência em 10.000 <sup>f</sup>
Macronutrientes Primários	N (N)	1.800	1.000 <sup>a</sup>
	P (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	1.070	1.000 <sup>a</sup>
	K (K <sub>2</sub> O)	3.560	1.000 <sup>a</sup>
Macronutrientes Secundários	Ca	0.830	1.000 <sup>a</sup>
	Mg	0.630	1.000 <sup>a</sup>
	S	0.200	1.000 <sup>a</sup>
Micronutrientes	B	ND*	0.010 <sup>a</sup>
	Cl	1.120	0.100 <sup>a</sup>
	Co	ND	0.005 <sup>a</sup>
	Cu	ND	0.020 <sup>a</sup>
	Fe	0.079	0.020 <sup>a</sup>
	Mn	0.010	0.020 <sup>a</sup>
	Mo	ND	0.005 <sup>a</sup>
	Ni	ND	0.005 <sup>a</sup>
	Se	ND	0.003 <sup>a</sup>
	Si	ND	0.050 <sup>a</sup>
	Zn	0.070	0.100 <sup>a</sup>

Fonte: a- MAPA (2020); b-Barros (2012); c- CEMPRE (2018); d- Dhein et al. (2020); e-Melo et al. (2008); f- MAPA (2014). \* ND= Não detectado.

### Análise de fertilidade das misturas

Os parâmetros de fertilidade das misturas do composto com diferentes taxas de RAVF e substrato comercial são mostrados na Tabela 5.

**Tabela 5.** Parâmetros de fertilidade das misturas dos diferentes tratamentos propostos

Parâmetros de Fertilidade	Unidades	Tratamentos						Padrão
		A	B	C	D	E	F	
Argila	% (m/m)	13.00	12.00	15.00	14.00	13.00	14.00	≤ 20.00 (textura arenosa) <sup>a</sup> ≤ 2.50 (baixo) <sup>a</sup>
M.O.	% (m/m)	6.90	5.60	5.50	5.70	2.60	2.50	2.60 - 5.00 (médio) <sup>a</sup> > 5.00 (alto) <sup>a</sup>
pH H <sub>2</sub> O	-	7.40	7.40	7.70	7.80	7.90	8.00	< 5.50 (75% solos do Brasil) <sup>b</sup> = 5.50 (6% solos do Brasil) <sup>b</sup> > 5.50 (27% solos do Brasil) <sup>b</sup>
Al <sup>3+</sup> <sub>troc</sub>	cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	≤ 0.20 (muito baixo) <sup>c</sup>
Ca <sup>2+</sup> <sub>troc</sub>	cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	3.30	3.70	2.60	2.90	3.30	2.90	2.10 – 4.00 (médio) <sup>a</sup>
Mg <sup>2+</sup> <sub>troc</sub>	cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	5.60	4.80	3.30	3.10	2.90	2.00	> 1.00 (alto) <sup>a</sup>
H + Al	cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	1.00	1.00	0.80	0.70	0.70	0.60	< 2.51 (valor baixo) <sup>c</sup>
CTC	cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>	12.54	12.11	9.37	9.30	8.54	7.97	7.60– 15.00 (médio) <sup>a</sup>
T*	%	92.03	91.74	91.46	92.47	91.80	92.47	> 50% (eutrófico) <sup>d</sup>
P	mg/dm <sup>3</sup>	196.20	176.60	202.60	193.50	52.70	82.70	> 30.00 (muito alto) <sup>a</sup>
K	mg/dm <sup>3</sup>	1034.00	1020.00	1043.00	1017.00	640.00	966.00	> 120.00 (muito alto) <sup>a</sup>
S	mg/dm <sup>3</sup>	22.83	20.71	22.72	22.26	11.10	13.11	> 5.00 (alto) <sup>a</sup>
Zn	mg/dm <sup>3</sup>	15.98	15.59	15.61	15.33	10.25	14.18	> 0.50 (alto) <sup>a</sup>
Cu	mg/dm <sup>3</sup>	54.47	50.60	55.85	53.78	23.37	33.97	> 0.40 (alto) <sup>a</sup>
B	mg/dm <sup>3</sup>	3.51	3.16	3.60	3.45	1.05	1.55	> 0.30 (alto) <sup>a</sup>
Mn	mg/dm <sup>3</sup>	292.70	266.84	294.88	283.81	106.07	148.04	> 5.00 (alto) <sup>a</sup>

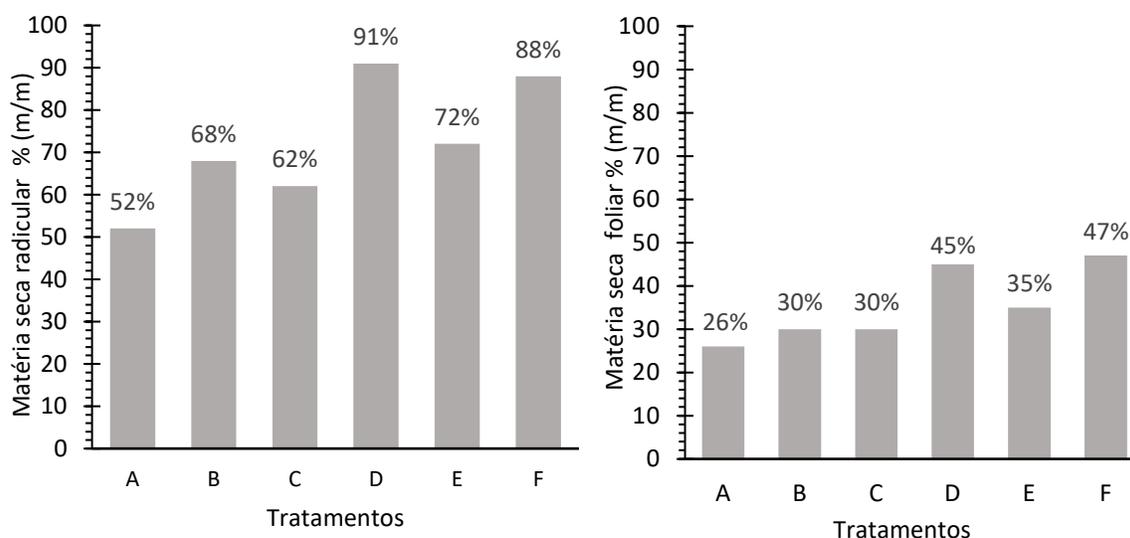
Fonte: a- SBCS (2016); b- Mendes et al. (2019); c- Ribeiro et al. (1999); d-EMBRAPA (2018). Tratamentos: A (0%RAVF + 50%SUBS. + 50%COMP.), B (10%RAVF + 40%SUBS. + 50%COMP.), C (20%RAVF + 30%SUBS. + 50%COMP.), D (30%RAVF + 20%SUBS. + 50%COMP.), E (40%RAVF + 10%SUBS. + 50%COMP) e F (50%RAVF + 0%SUBS. + 50%COMP.). T\* - Saturação da CTC por bases (%)

Em relação à textura e fertilidade, ou capacidade das misturas cederem elementos essenciais às plantas, verifica-se que todos os tratamentos (A-F) apresentaram textura arenosa, com elevados teores de nutrientes (P, K, S, Zn, Cu, B e Mn), sendo considerados portanto eutróficos, ou seja, férteis. Os teores mais elevados de M.O. foram encontrados com as taxas de 10-30% de RAVF adicionadas ao composto. O pH de todos os tratamentos propostos apresentou-se mais alcalino a medida que o percentual de RAVF aumentou. O teor elevado de nutrientes e a alta basicidade destas misturas, constitui-se em resultados importantes para uma possível utilização destes materiais produzidos, ainda que em taxas controladas, como corretivo para acidez de solos. Esta alternativa de reuso do RAVF é interessante de ser considerada, visto que 70% dos solos

cultivados no Brasil apresentam limitação considerável de fertilidade e tendem a apresentar caráter ácido (IPNI, 2017). De acordo com Santos *et al.* (2009), as classes latossolos e argissolos ocupam aproximadamente 58% da área do território brasileiro, constituindo-se em solos profundos, altamente intemperizados, ácidos, de baixa fertilidade natural e, em certos casos, saturados por alumínio. A acidez total (H+Al) encontrada, para todos os tratamentos, apresentou valores baixos, diminuindo à medida em que se aumentou o percentual de RAVF. Em relação às formas catiônicas, verificou-se que não foi encontrado em nenhum tratamento o cátion ácido  $Al_{troc}^{+3}$ , não ocorrendo, portanto, acidez trocável presente nas misturas. Os cátions básicos  $Ca_{troc}^{+2}$  e  $Mg_{troc}^{+2}$  apresentaram valores médios e altos respectivamente, estas condições são favoráveis para o fornecimento de nutrientes para as plantas. A CTC apresentou valores médios e diminuiu à medida em que se aumentou o percentual do RAVF.

### Matéria seca (MS)

Os resultados encontrados, em relação à concentração de MS, radicular e foliar, da aveia preta cultivada nas diferentes misturas é mostrado na Figura 6. Observando-se esta figura verifica-se que os percentuais de MS radiculares, em todos os tratamentos, foram maiores que os foliares.

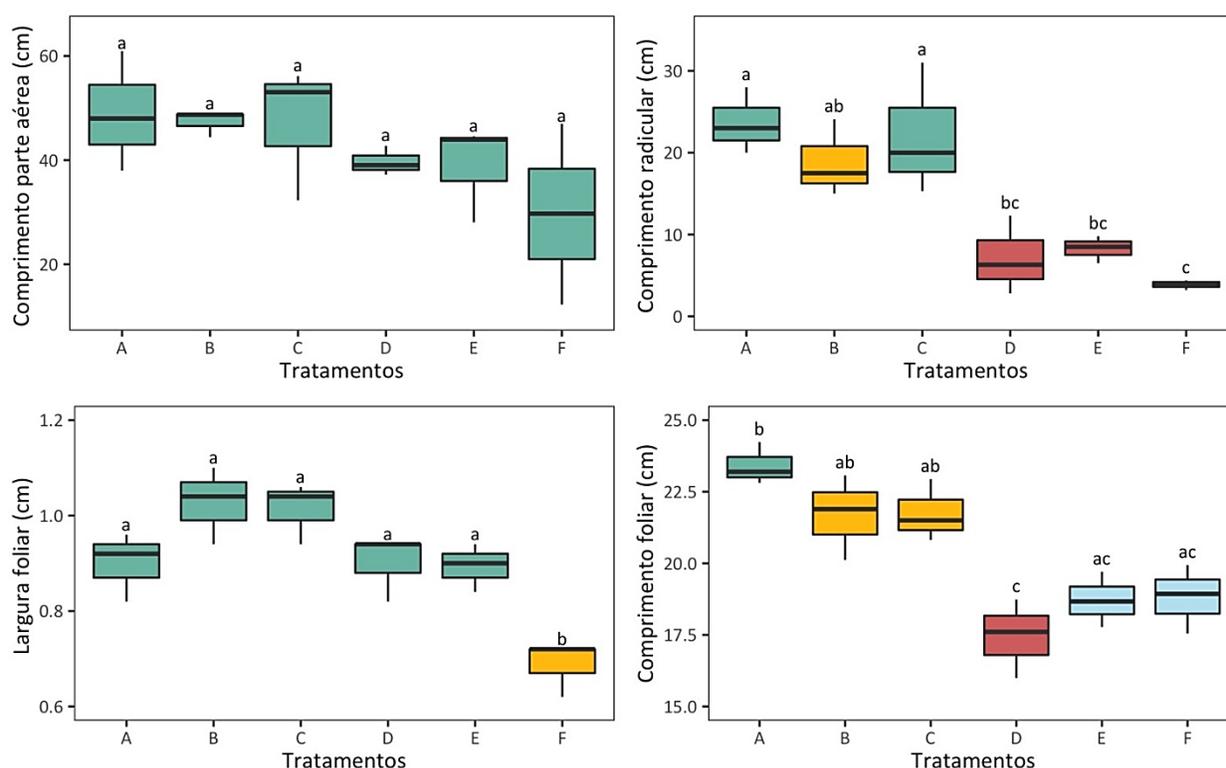


**Figura 6.** Matéria seca foliar e radicular da aveia preta para os 6 tratamentos, sendo A (0%RAVF + 50%SUBS. + 50%COMP), B (10%RAVF + 40%SUBS. + 50%COMP.), C (20%RAVF + 30%SUBS. + 50%COMP.), D (30%RAVF + 20%SUBS. + 50%COMP.), E (40%RAVF + 10%SUBS. + 50%COMP.) e F: (50%RAVF + 0%SUBS. + 50%COMP).

A análise de MS no tecido vegetal da aveia preta apresentou valores maiores que 18,6 % (m/m), encontrado por Mazzoco (2019), para o mesmo genótipo cultivado em solos naturais. Todos os tratamentos em que foram adicionados RAVF apresentaram maior MS que o tratamento A (branco), com 0% de RAVF. O percentual de 30% de RAVF foi o que apresentou maior percentual de MS.

### Dimensões Lineares

As dimensões do tecido vegetal da aveia preta cultivada nas diferentes misturas, são mostradas na Figura 7. Estas análises quantitativas são úteis para apreciar as interações entre plantas e os ambientes em que vivem, fornecendo informações mais detalhadas do que simplesmente a determinação da produção de MS. De acordo com Peixoto *et al.* (2011), um controle da produtividade só é possível, conhecendo-se os fatores que atuam sobre o crescimento e desenvolvimento das plantas.



**Figura 7.** Comparação de médias (Tukey  $p \leq 5\%$ ) das dimensões lineares da aveia preta para os 6 tratamentos, sendo A (0%RAVF + 50%SUBS. + 50%COMP.), B (10%RAVF + 40%SUBS. + 50%COMP.), C (20%RAVF + 30%SUBS. + 50%COMP.), D (30%RAVF + 20%SUBS. + 50%COMP.), E (40%RAVF + 10%SUBS. + 50%COMP.) e F: (50%RAVF + 0%SUBS. + 50%COMP.).

Avaliando-se a Figura 7, observa-se que o comprimento da parte aérea da aveia preta ficou abaixo do valor padrão de 60 cm, mostrado na Tabela 4, em todos os tratamentos. Os diferentes percentuais de RAVF adicionados ao composto, não influenciaram nesta dimensão (valores seguidos pela mesma letra no teste de Tukey com  $p \leq 5\%$ ), o que se pode concluir que esta dimensão não foi atingida devido à qualidade do biofertilizante. Os tratamentos A, B e C não apresentaram diferenças significativas em relação ao comprimento foliar e radicular. O tratamento F com 50% de RAVF apresentou o menor crescimento radicular e diferença significativa da largura foliar em relação aos demais tratamentos. Os percentuais de 10 a 20% de RAVF adicionados ao composto foram os que apresentaram melhores resultados em relação às dimensões da aveia preta.

### Nutrientes do tecido vegetal

Os nutrientes, minerais inorgânicos, avaliados do tecido vegetal da aveia preta cultivado nas misturas foram: N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Zn, Fe, Mn e B. Os resultados obtidos através das análises químicas são mostrados na Tabela 6. Adotou-se para avaliação, em termos de comparação, o padrão de cultura da aveia preta cultivada em solos naturais (SBCS, 2016).

**Tabela 6.** Nutrientes do tecido vegetal da aveia preta para os diferentes tratamentos propostos.

Nutrientes		Tratamentos						Padrão	
		A	B	C	D	E	F		
Macronutrientes (g.kg <sup>-1</sup> )	N	Foliar	22.0	25.0	20.0	21.0	20.0	20.0	20.0-30.0
		Radicular	12.0	13.0	11.0	16.0	13.0	nta**	
	P	Foliar	2.6	3.3	2.5	2.8	2.1	2.5	2.0 - 5.0
		Radicular	2.7	2.4	2.2	2.9	2.2	2.0	
	K	Foliar	42.0	76.0	39.0	62.0	37.0	38.0	15.0 - 30.0
		Radicular	35.0	39.0	26.0	32.0	32.0	25.0	
	Ca	Foliar	0.7	1.9	1.4	1.1	0.7	1.3	2.5-5.0
		Radicular	2.7	2.1	3.7	4.1	3.7	1.7	
	Mg	Foliar	1.5	2.3	1.0	1.4	0.8	0.9	1.5 -5.0
		Radicular	3.4	2.5	2.3	2.4	1.5	1.5	
	S	Foliar	1.7	2.8	1.5	2.2	1.6	1.7	1.5 -4.0
		Radicular	2.6	2.8	2.0	2.7	2.3	2.3	
Cu	Foliar	5.0	7.0	5.0	6.0	5.0	6.0	5.0 – 25.0	
	Radicular	11.0	9.0	11.0	15.0	10.0	11.0		
Zn	Foliar	58.0	80.0	52.0	63.0	36.0	45.0	15.0 -70.0	
	Radicular	123.0	132.0	117.0	125.0	83.0	102.0		
Micronutrientes (mg.kg <sup>-1</sup> )	Fe	Foliar	81.0	156.0	95.0	198.0*	105.0	214.0*	40.0 -50.0
		Radicular	644.0	740.0	894.0	1500.0	752.0	1300.0	
Mn	Foliar	16.0	28.0	27.0	31.0	23.0	28.0	25.0 -100.0	
	Radicular	38.0	29.0	47.0	64.0	37.0	44.0		
B	Foliar	9.0	14.0	14.0	17.0	15.0	20.0	5.0 – 20.0	
	Radicular	6.0	6.0	7.0	nta**	9.0	nta**		

Fonte: SBCS (2016). \* % (m/m) \*\* nta - não tem amostra. Tratamentos: A (0%RAVF + 50%SUBS. + 50%COMP.), B (10%RAVF + 40%SUBS. + 50%COMP.), C (20%RAVF + 30%SUBS. + 50%COMP.), D (30%RAVF + 20%SUBS. + 50%COMP.), E (40%RAVF + 10%SUBS. + 50%COMP) e F (50%RAVF + 0%SUBS. + 50%COMP.).

O tratamento B com 10% RAVF, foi o que forneceu a maior quantidade de nutrientes para o tecido vegetal da aveia preta, em relação aos demais. Este tratamento apresentou macronutrientes e micronutrientes no tecido foliar da gramínea com concentrações acima do tratamento A que apresenta 0%RAVF. Em relação ao tecido radicular, o tratamento B ficou com percentuais abaixo do branco para os nutrientes: P, Ca, Mg, Cu, Mn e B. No entanto, com exceção do Ca, todos estes nutrientes ficaram com concentrações dentro do padrão para esta gramínea.

O tratamento C, com 20% de RAVF apresentou a maioria dos seus nutrientes dentro do padrão, apenas o N radicular, o Ca e Mg foliar ficaram abaixo do padrão. O tratamento D, com 30% de RAVF, apesar de fornecer uma boa quantidade de nutrientes para a aveia preta, não apresentou biomassa radicular suficiente para a análise do nutriente B. Este tratamento apresentou também uma concentração de Fe foliar de 1500 mg.kg<sup>-1</sup>, muito acima do padrão de 40-50 mg.kg<sup>-1</sup> recomendado. Os tratamentos E e F, com 40% e 50% de RAVF respectivamente, forneceram as menores quantidades de nutrientes para o tecido vegetal da aveia preta. O tratamento F, apresentou biomassa radicular insuficiente para análise dos nutrientes N e B e uma concentração de Fe foliar de 214% (m/m), este valor é muito superior ao padrão. Desta forma, em relação ao fornecimento de nutrientes para o tecido vegetal da aveia preta, os percentuais de 10-20% de RAVF foram os mais adequados.

### Considerações finais

A compostagem ocorreu predominantemente na fase mesófila e mostrou-se eficiente com taxa de aeração de 1,1 L/kg.min, com redução de 93% (m/m) do material compostado. O monitoramento automatizado da temperatura e umidade contribuíram para o controle da aeração e para rega ao longo do processo de compostagem, e na obtenção de um biofertilizante classe B com qualidade garantida para a agricultura de acordo com a IN 61/2020 (MAPA, 2020).

Através da avaliação das análises químicas dos parâmetros de fertilidade verificou-se que as taxas de 10-30% de RAVF, por apresentarem alto teor de M.O., são as mais adequadas para serem adicionadas ao composto. Nestas taxas, estas misturas eutróficas (férteis) podem ser utilizadas como: corretivo para acidez de solos, composição de substratos, recuperação de áreas degradadas ou com baixo teor de húmus.

As dimensões de uma planta são úteis para acompanhar o seu crescimento. Apreciar as interações entre plantas e os ambientes em que vivem, fornecem informações mais detalhadas do que simplesmente a produção final de MS. As melhores dimensões para aveia preta foram atingidas com percentuais de 10-20% de RAVF. Os valores da % (m/m) da MS (foliar e radicular) aumentaram em todos os tratamentos em relação ao branco (0%RAVF). O maior valor obtido de MS total foi obtido com a taxa de 30% RAVF.

Os resultados obtidos através da análise dos nutrientes do tecido vegetal da aveia preta, mostraram que as taxas de 10-20% de RAVF adicionadas ao composto, forneceram uma maior quantidade de nutrientes para as raízes e folhas desta gramínea.

Os resultados encontrados das análises químicas, mostraram viabilidade ambiental para aplicação destas misturas a compostos e substratos, ainda que em taxas controladas de RAVF (10-30%), para correção de acidez de solos e disposição em áreas de baixo húmus, devido a elevada quantidade de matéria orgânica e pH alcalino presentes nestes percentuais. Para a agricultura, no caso específico, para o plantio da aveia preta, as taxas mais adequadas são de 10-20% de RAVF.

Assim, este estudo, além de demonstrar viabilidade técnica, verificada através das análises químicas, apresenta também viabilidade ambiental, ainda que em taxas controladas, para a aplicação do RAVF em compostos, substratos e na agricultura para o plantio da aveia preta. Esta pesquisa atende as prioridades da PNRS (Brasil, 2010) através da compostagem do RSO e do reúso externo do RAVF, não enviando-os para aterros, diminuindo, desta forma, passivos ambientais e custos para as indústrias metalúrgicas e municípios.

## Referências

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004) *NBR 10004 - Resíduos sólidos – classificação*. ABNT, Rio de Janeiro, 71pp.
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2022) *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2022*. ABRELPE, São Paulo, SP, Brasil, 64pp. Acesso em: 05 ago.2023. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/download-panorama-2022/>
- Alfaia, R.G. de S.M., Costa, A.M., Campos, J. C. (2017) Municipal solid waste in Brazil: A review. *Waste Management & Research*, **35**(12), 1195-1209. <https://doi.org/10.1177/0734242X17735375>
- Barros, R.T.V. (2012) *Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos*, Tessitura, Belo Horizonte, 424pp.
- Brasil (2010) *Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências*. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 de agosto de 2010. Seção 1, p.3.
- Bhimani, D.R., Pitroda, J., Bhavsar, J.J. (2013) A study of foundry sand: opportunities for sustainable and economical concrete. *Global Journal for Research Analyses*, **2**, 60-63. <https://doi.org/10.36106/gjra>
- Carnin, R.L.P (2008) *Reaproveitamento do resíduo de areia verde de fundição como agregado em misturas asfálticas*, Tese (Doutorado em Química), Programa de Pós Graduação em Química, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 152pp.
- CEMPRE, Compromisso Empresarial para Reciclagem (2018) *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*, 4a.ed., IPT/CEMPRE, São Paulo, SP, Brasil, 374pp. Acesso em: 21 ago.2023. Disponível em: <https://cempre.org.br/manuais>
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2017) *Resolução nº 481, de 3 de outubro de 2017; estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências*, Diário Oficial da União, DF, 9 de outubro de 2017. Seção 1, p.93.

- Dhein, F.F., Oliveira, P.S.R., Rorato, D.G., Rubio.F., Fugiharas, K.Y., Loebel, A.J.P. (2020) Caracterização de pH e condutividade elétrica de compostos orgânicos provenientes de mexilhão dourado, *XLIX Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola - CONBEA 2020*, Congresso Online, Brasil, 23 a 25 de novembro de 2020. Acesso em: 27 ago. 2023. Disponível em: <https://conbea.org.br/anais/publicacoes/conbea-2020/anais-2020/saneamento-e-gestao-ambiental-sga/2569-caracterizacao-de-ph-e-condutividade-eletrica-de-compostos-organicos-provenientes-de-mexilhao-dourado/file>
- Domingues, L.G.F., Ferreira, G.C.S., Pires, M.G.S., Teixeira, I., Carnin, R. (2016) Caracterização ambiental de areias descartadas de fundição utilizadas na cobertura de resíduos em aterros sanitários, *XXII Congresso Brasileiro de Engenharia e Ciências dos Materiais*, Natal, RN, Brasil, 06 a 10 de novembro de 2016. Acesso em 05 ago. 2023. Disponível em: <https://www.metallum.com.br/22cbecimat/anais/PDF/104-011.pdf>
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2000), *Recomendações Técnicas para o Cultivo de Aveia*, Embrapa, Boletim de pesquisa nº6, São Carlos, SP, 39 pp. Acesso em: 22 ago. 2023. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/45809/recomendacoes-tecnicas-para-o-cultivo-de-aveia>
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2018) *Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (SiBCS)*, 5a ed., Embrapa, Brasília, DF, 356pp. Acesso em: 21 ago. 2023. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094003/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos?link=sibcs>
- Fante Júnior, L.; Reichardt, K.; Jorge, L. A.C.; Bacchi, O.O.S. (1999) Distribuição do sistema radicular de uma cultura de aveia forrageira. *Scientia Agrícola*, **56** (4), 1091-1100. <https://doi.org/10.1590/S0103-90161999000500010>
- Hijazin, C.A.H., Monaretto, M.O., Tubino, R.M.C. (2020) Análise do impacto do insuflamento de ar quente na mudança da temperatura e da umidade de um substrato, *11º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos*, 21 a 24 de setembro, Porto Alegre, RS, Brasil. *Anais*, **11** (11), 1-10. Acesso em: 02 set. 2023. Disponível em: <https://institutoventuri.org/ojs/index.php/FIRS/article/view/156>
- IPNI, *International Plant Nutrition Institute* (2017) *Informações Agronômicas nº160, dezembro de 2017; manejo da fertilidade do solo em pomares de frutíferas*. IPNI, Piracicaba, SP, Brasil, 14pp. <http://www.ipni.net/publication/ia-brasil.nsf/0/11422D5849073C7983258210003DA5A8>
- Kaza, S., Yao, L. Bhata-Tata, P., Woerden, F.V. (2018) *What a Waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank Publications, Washington, 295pp. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>
- MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2014) *Instrução Normativa SDA nº17 de 18 de junho de 2014; Anexo VI -valores de referência utilizados como limites máximos de contaminantes admitidos em compostos orgânicos, resíduos de biodigestor, resíduos de lagoa de decantação e fermentação, e excrementos oriundos de sistema de criação com o uso intenso de alimentos e produtos obtidos de sistemas não-orgânicos*. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 20 de junho de 2014. Seção 1, p.32.
- MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2020) *Instrução Normativa SDA nº61, de 08 de julho de 2020; estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura*. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 15 de julho de 2020. Seção 1, p.5.
- Mazocco, L.A. (2019) *Avaliação de genótipos da aveia preta (Avena Strigosa Schreb) para a produção de forragem no bioma cerrado*, Monografia (Graduação em Agronomia), Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 33pp.
- Melo, L.C.A.; Silva, C.A.; Dias, B.O. (2008) Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origem diversificada. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **32**(1), 101-110. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000100010>

- Mendes, N.C., Laurent, A., Hauschild, M.Z. (2019) Effect factors of terrestrial acidification in Brazil for use in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **24**, 1105-117. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1560-7>
- Oliveira Filho, J.G., Camara, C.P., Sousa, T.C.F., Cruz, I.A., Egea, M.B., Falcão, H.A.S., Silva, E.R. (2017) Caracterização microbiológica do processo de compostagem de resíduos orgânicos em pequena escala. *Colloquium Agrariae*, **13** (2), 130-136. <https://doi.org/10.5747/ca.2017.v13.n2.a168>
- Peixoto, C.P., Cruz, T.V., Peixoto, M.F.S. (2011) Análise quantitativa do crescimento de plantas: conceitos e prática. *Enciclopédia Biosfera*, **7** (13), 51-76. <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/4092>
- Penkaitis, G., Sígolo, J.B. (2012) Waste foundry sand. Environmental implication and characterization. *Geologia USP*, **12** (3), 57-70. <https://doi.org/10.5327/Z1519-874X2012000300004>
- Ribeiro, A.C., Guimarães, P.T.G., Alvarez, V.H. (1999) *Recomendações para o Uso de Corretivos e Fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação*, CFSEMG, Viçosa, MG, Brasil, 359pp.
- Ruggieri, L., Gea, T., Mompeó, M., Sayara, T., Sánchez, A. (2008) Performance of different systems for the composting of the source-selected organic fraction of municipal solid waste. *Biosystems Engineering*, **101** (1), 78-86. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2008.05.014>
- SBCS, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2016) *Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina*, 11a ed., NRS-RS/SC, 376 pp. Acesso em: 17 ago.2023. Disponível em: <https://www.sbcns-nrs.org.br/publicacoes>
- Santos, H.G., Fidalgo, E.C.C., Coelho, M.R.C., Áglío, M.L.D., Santos, A.B. (2009) Os solos e a cultura do arroz, XXXII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Fortaleza, CE, Brasil, 02 a 07 de agosto de 2009. Acesso em 05 set.2023. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/513386/1/Os-solos-e-a-cultura-do-arroz-2009.pdf>
- Scheunemann, R. (2005) *Regeneração de areia de fundição através de tratamento químico via processo fenton*, Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 85pp.
- Siddique, R.; Noumowe, A. (2008) Utilization of spent foundry sand in controlled low-strength materials and concrete. *Resources, Conservation and Recycling*, **53**, 27-35. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.09.007>
- UE, União Europeia - Programa LIFE (2018) *Re-use of surplus foundry sand by composting*. Reporte LIFE13 ENV/FI/285, 25 de abril de 2018, LIFE – Foundry sand, Finland, 68pp. Acesso em 01 ago.2023. Disponível em: <https://life-foundrysand.com/dissemination-materials/final-report>