

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

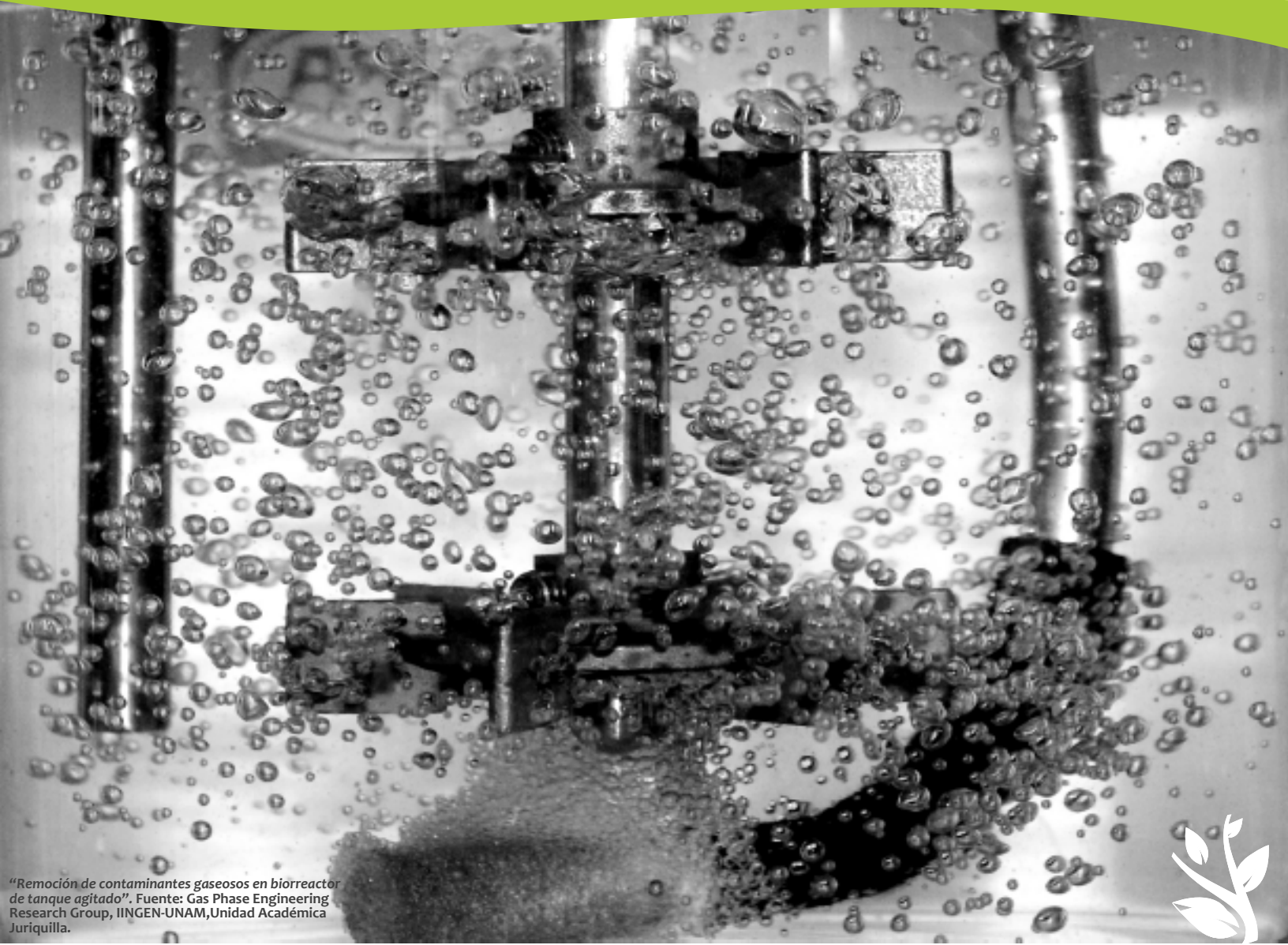
<http://www.journals.unam.mx/index.php/aidis>

DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.3>

Vol. 15, No. 3  
6 de diciembre de 2022

ISSN 0718-378X

Editado por:





ISSN 0718-378X

# REVISTA AIDIS

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

## Temática y alcance

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

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

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

## Editor en Jefe de la revista

Dr. Guillermo Quijano  
Instituto de Ingeniería, UNAM

## ISSN

0718-378X

## Entidad editora

Instituto de Ingeniería, UNAM  
Ciudad Universitaria, Coyoacán, México D.F., C.P. 04360  
Teléfono: (52) (55) 56-23-36-00; Fax: (52) (55) 56-16-28-94

## Coordinadora editorial y Secretaría técnica

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

## Información Legal

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

## Administrador de la plataforma (OJS)

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

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

## Contacto

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



ISSN 0718-378X

# REVISTA AIDIS

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

Directorio

## Junta editorial

**Dr. Guillermo Quijano**  
Editor, Instituto de Ingeniería, UNAM.

**Ing. José Luis Inglese**  
Presidente de AIDIS.

**Dra. Rosa María Ramírez Zamora**  
Directora del Instituto de Ingeniería, UNAM.

## Consejo editorial

**Dr. Adalberto Noyola Robles**  
Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

**Prof. André Bezerra dos Santos**  
Universidade Federal do Ceará, Brasil.

**Prof. Cleverson V. Andreoli**  
Instituto Superior de Administração e Economia,  
ISAE/FGV, Brasil.

**Dr. Darci Campani**  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

**Dr. David Jeison Núñez**  
Universidad de la Frontera, 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 Unidad  
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

## Editorial



Tengo el gusto de presentar el número de Diciembre 2022 de la *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. La Selección del Editor en este número es el trabajo

**“Goespacialização da COVID-19 no município de Campina Grande-PB com base na mobilidade populacional das regiões de influência das cidades (REGIC)”** de Bianca Amaral Honório y colaboradores. Este trabajo fue realizado en el Centro de Ciências e Tecnologia de la Universidade Estadual da Paraíba, Brasil. Felicitaciones a los autores por la calidad de esta investigación.

En este número participaron autores de Brasil, Argentina, México y España. El Comité Editorial reconoce la gran calidad y relevancia de todos los trabajos publicados en este número de diciembre de 2022. Asimismo, hacemos una cordial invitación a la comunidad latinoamericana que trabaja en temas de ingeniería y ciencia ambiental a seguir sometiendo sus contribuciones a la *Revista AIDIS*, la cual constituye un foro de gran calidad para presentar avances en investigación y tecnología aplicada. El Comité Editorial les desea felices fiestas y un año 2023 lleno de prosperidad.

[Guillermo Quijano](#)

**Editor en Jefe**

Instituto de Ingeniería, UNAM

México

## Tabla de Contenido

Vol. 15, No. 3

1. **NONWOVEN DEVELOPMENT AND CHARACTERIZATION PRODUCED FROM CIGARETTE BUTTS.**  
*Ana Silvia de Lima Vielmo, Ailton Borges Rodrigues, Fabíola Tomassoni, María Eliza Nagel Hassemer* 1046-1057
2. **ANÁLISE DE DESEMPENHO DOS DISPOSITIVOS DE SAÍDA PARA RESERVATÓRIOS DE DETENÇÃO NO CONTROLE DE CHEIAS URBANAS EM FORTALEZA.**  
*PERFORMANCE ANALYSIS OF OUTPUT DEVICES FOR DETENTION RESERVOIRS IN URBAN FLOOD CONTROL IN FORTALEZA.*  
*Gustavo Siebra Lopes, Anísio de Sousa Meneses Filho* 1058-1079
3. **TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA GALVANOPLÁSTICA MEDIANTE HUMEDALES INTENSIFICADOS A NIVEL MICROCOSMOS.**  
*TREATMENT OF WASTEWATER FROM THE ELECTROPLATING INDUSTRY USING INTENSIFIED WETLANDS AT THE MICROCOSM LEVEL.*  
*Daniela González-Pereyra, Rodolfo Cisneros-Almazán, Rodolfo Cisneros-Pérez, Z. Arturo Guadiana-Alvarado, Gerson A. Soto-Peña* 1080-1094
4. **REVIEW: REMOÇÃO DE PARABENOS POR PROCESSO DE OZONIZAÇÃO.**  
*REVIEW: PARABENS REMOVAL BY OZONIZATION PROCESS.*  
*Amílcar Machulek Junior, Antonio Kaique Canatto, Diego Aparecido Silva de Brito, Maria Lúcia Ribeiro* 1095-1112
5. **A NEW EVALUATION METHODOLOGY APPLICATION OF DRY SEVERITY FOR THE CITY OF CAMPINA GRANDE-PB.**  
*Maxsuel Bezerra do Nascimento, Tássio Jordan Rodrigues Dantas da Silva, José Ludemario da Silva Medeiros, Janaína Aparecida Cezario, Laércio Leal dos Santos, William de Paiva* 1113-1134
6. **FOREST FRAGMENTATION IN AN UNREGULATED PROTECTED AREA ON THE ATLANTIC COAST OF BRAZIL.**  
*Micléia Nascimento Vieira, Joaquim Lemos Ornellas, Elfany Reis do Nascimento Lopes* 1135 - 1148
7. **MORFOMETRIA EM ÁREA DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO MUNICÍPIO DE NORMANDIA, RORAIMA, BRASIL.**  
*MORPHOMETRY TO THE SOLID WASTE DISPOSAL AREA OF THE MUNICIPALITY OF NORMANDIA, RORAIMA, BRAZIL.*  
*Flaider Alves Pimentel, Lena Simone Barata Souza, Adriano Frutuoso da Silva* 1149-1162

- 8. EVALUACIÓN DE LA PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN PLAYAS DEL RÍO DEL LA PLATA: CIUDAD DE BUENOS AIRES Y ALREDEDORES.**  
*EVALUATION OF THE PRESENCE OF MICROPLASTICS IN BEACHES OF LA PLATA RIVER BASIN: BUENOS AIRES CAPITAL CITY AND SURROUNDINGS.*

Judith Elizabeth Lacava, Agustina Schmaedke, María Azul Denaro,  
Pamela Romina Bernabeu, Romina Mariel Gargarello

1163-1173
- 9. BIOFILTRAÇÃO DE METANO EM BIOGÁS DE ATERRO SANITÁRIO: UM ESTUDO DE CAMPO.**  
*BIOFILTRATION OF METHANE IN LANDFILL BIOGAS: A FIELD STUDY.*

Waldir Nagel Schirmer, Erivelton César Stroparo, Douglas Luiz Mazur,  
Matheus Vítor Diniz Guerj, José Fernando Thomé Jucá, Kelly Geronazzo Martins

1174-1190
- 10. ADAPTAÇÃO DO INDICADOR DE SALUBRIDADE AMBIENTAL (ISA): ESTUDO DE CASO NO POVOADO BOM JARDIM, ITABAIANA – SE.**  
*ADAPTATION OF THE INDICATOR OF ENVIRONMENTAL HEALTH (ISA): A CASE STUDY IN POVOADO BOM JARDIM, ITABAIANA – SE.*

Jordan de Melo França, Taísa Andrade Barbosa, Luciana Coelho Mendonça

1191-1202
- 11. ANÁLISE SAZONAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DO AÇUDE AYRES DE SOUSA, CEARÁ, BRASIL.**  
*SEASONAL ANALYSIS OF WATER QUALITY IN THE AYRES DE SOUSA RESERVOIR, CEARÁ, BRAZIL.*

Brenda de Assis Ferreira Carvalho, Waleska Martins Eloi, Deborah Mithya Barros Alexandre

1203-1219
- 12. PROPOSIÇÃO DE UMA METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA E DE SENSIBILIDADE DE PARÂMETROS ATRAVÉS DO MODELO SWAT.**  
*APPLICABILITY OF THE SWAT MODEL FOR HYDROSEDIMENTOLOGICAL AND PARAMETER SENSITIVITY ASSESSMENT IN THE SUCURU RIVER BASIN.*

Francisco Miquéias S. Nunes, Vajapeyam S. Srinivasan, Ricardo de Aragão,  
Yáscara Maia Araújo de Brito

1220-1239
- 13. IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS FAVORÁVEIS A IMPLANTAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS ENTRE MUNICÍPIOS DO SERTÃO NO ESTADO DA PARAÍBA, BRASIL.**  
*IDENTIFICATION OF AREAS FAVORABLE FOR THE IMPLEMENTATION OF SANITARY LANDFILLS BETWEEN SERTÃO MUNICIPALITIES IN THE STATE OF PARAÍBA, BRAZIL.*

José Ludemario da Silva Medeiro, William de Paiva, Tássio Jordan Rodrigues Dantas da Silva,  
Maxsuel Bezerra do Nascimento, Janaína Aparecida Cezario, Daniele de Almeida Carreiro,  
Laércio Leal dos Santos

1240-1266

- 14. PROGRAMA DE COLETA SELETIVA SOLIDÁRIA: INSTRUMENTOS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DE MATERIAIS RECICLÁVEIS COLETADOS EM UMA IES DA AMAZÔNIA BRASILEIRA.**  
*SOLIDARY SELECTIVE COLLECTION PROGRAM: ENVIRONMENTAL EDUCATION INSTRUMENTS IN THE QUALI-QUANTITATIVE ANALYSIS OF RECYCLABLE MATERIALS COLLECTED IN A HEI IN THE BRAZILIAN AMAZON.*

Risete Maria Queiroz Leão Braga, Ana Isabela Lobato Teles, Samara Avelino de Souza França, Maria Ludetana Araújo, Gabriel Hiromite Yoshino, Lúcia Almeida

1267-1285
- 15. CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIACHO CATOLÉ, PARAÍBA, BRASIL.**  
*MORPHOMETRIC CHARACTERIZATION OF THE CATOLÉ RIVER WATERSHED, PARAÍBA, BRAZIL .*

Daniele de Almeida Carreiro, Tássio Jordan Rodrigues Dantas da Silva, Milena Ketlem de Souza Ferreira, Franklin César de Araújo Medeiros

1286-1300
- 16. AVALIAÇÃO DA PRESTAÇÃO DOS SERVIÇOS DE ÁGUA E ESGOTO EM SÃO LUÍS – MA.**  
*EVALUATION OF THE PROVISION OF WATER AND SEWAGE SERVICES IN SÃO LUÍS – MA.*

Camylla Rachelle Aguiar Araújo Dantas, Dádna Jordana Barros Aquino, Thaynara Sousa Castro Dias, Fernando José Araújo da Silva, Marisete Dantas de Aquino

1301-1321
- 17. AVALIAÇÃO DAS PRÁTICAS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE POR MEIO DE AUDITORIA AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO.**  
*EVALUATION OF WASTE MANAGEMENT PRACTICES OF HEALTHCARE FACILITIES ADOPTING ENVIRONMENTAL AUDIT: CASE STUDY.*

Fabiana Cristina Lima Barbosa, Aline Aparecida Thomaz Pereira, Raphael Tobias de Vasconcelos Barros, Marcos Paulo Gomes Mol

1322-1336
- 18. OPTIMIZATION OF THE OPERATION OF PUMPING SYSTEMS AND RESERVOIRS OF WATER DISTRIBUTION SYSTEMS WITH EMPHASIS IN ENERGY EFFICIENCY.**

Tuane Batista do Egito, José Roberto Gonçalves de Azevedo, Saulo de Tarso Marques Bezerra

1337-1353
- 19. MINIMIZAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS CAUSADOS POR PEÇAS DO VESTUÁRIO DESCARTADAS PÓS FABRICAÇÃO: UMA PROPOSTA DE MODELO DE NEGÓCIO PARA O POLO CONFECCIONISTA.**  
*MINIMIZATION OF ENVIRONMENTAL IMPACTS CAUSED BY CLOTHING PIECES DISPOSED AFTER MANUFACTURING: A BUSINESS MODEL PROPOSAL FOR THE CLOTHING POLO.*

Lucília Lemos de Andrade, Luciana Rezende Alves de Oliveira

1354-1369

20. **PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE PANIFICAÇÃO E CONFEITARIA POR WETLANDS CONSTRUÍDAS CONSIDERANDO DIFERENTES TEMPOS DE DETENÇÃO HIDRÁULICA.**  
*POST TREATMENT OF EFFLUENTS FROM THE BAKERY AND CONFECTIONERY INDUSTRY BY CONSTRUCTED WETLANDS CONSIDERING DIFFERENT HYDRAULIC DETENTION TIMES.*  
Kennithy Kurpel, Kely Viviane de Souza, Izabel Passos Bonete 1370-1389
21. **DICOTOMIA ENTRE O SABER E O FAZER: A REALIDADE DO MANEJO DE RESÍDUOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE GERADOS EM LABORATÓRIOS DE ENSINO E DE PESQUISA DA UFSCAR.**  
*DICHOTOMY BETWEEN KNOWLEDGE AND DOING: THE REALITY OF THE MANAGEMENT OF MEDICAL WASTE GENERATED IN UFSCAR TEACHING AND RESEARCH LABORATORIES.*  
Aline Píalarici Teixeira, Tatiane Bonametti Veiga, Ana Paula de Vecchi Corrêa, Sílvia Carla da Silva André Uehara 1390-1408
22. **POTENCIAL DE REDUÇÃO DE MICRORGANISMOS TERMOTOLERANTES DE EFLUENTES DA PECUÁRIA BOVINA LEITEIRA POR MEIO DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA COM E SEM INOCULAÇÃO.**  
*POTENTIAL OF REDUCING THERMOTOLERANT MICROORGANISMS FROM LIVESTOCK WASTEWATER THROUGH ANAEROBIC DIGESTION WITH AND WITHOUT INOCULUM.*  
Júlio Maiorquino Manzoli, Amanda Gutierrez de Souza, Valter Cesar de Souza, Rejane Maria Tommasini Grotto, Sérgio Augusto Rodrigues, Valéria C. Rodrigues Sarnighausen 1409-1420
23. **WATER SCARCITY AND RAW WATER CHARGES IN THE STATE OF CEARÁ, BRAZIL.**  
Renata Locarno Frota, Samiria Maria Oliveira Silva, Luiz Martins Araújo Junior, Francisco Wellington Ribeiro 1421-1446
24. **GEOESPACIALIZAÇÃO DA COVID-19 NO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE-PB COM BASE NA MOBILIDADE POPULACIONAL DAS REGIÕES DE INFLUÊNCIA DAS CIDADES (REGIC).**  
*COVID-19'S GEOSPACIALIZATION IN THE CAMPINA GRANDE-PB BASED ON THE POPULATION MOBILITY OF THE CITIES INFLUENCE REGIONS (REGIC)*  
Bianca Amaral Honório, Laércio Leal dos Santos, Francisco Miqueias Sousa Nunes, Janaína Aparecida Cezario, Ana Sabrina Barbosa Machado, William de Paiva 1447-1468
25. **CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES LÍQUIDOS EM UM HOSPITAL PÚBLICO: ESTUDO DE CASO EM BELO HORIZONTE, BRASIL.**  
*LIQUID EFFLUENTS CLASSIFICATION IN A PUBLIC HOSPITAL: A CASE IN BELO HORIZONTE, BRAZIL.*  
Elci de Souza Santos, Jéssica Blenda Martins Teles, Luely Miguel Pereira, Luiz Carlos Moutinho Pataca, Olívia Maria de Sousa Ribeiro Vasconcelos, Marcos Paulo Gomes Mol 1469-1483



26. **APLICAÇÃO DE REDES NEURAIAS ARTIFICIAIS NA PREVISÃO DA RESISTÊNCIA À COMPRESSÃO DE CONCRETOS PRODUZIDOS COM AGREGADOS RECICLADOS.**  
*APPLICATION OF ARTIFICIAL NEURAL NETWORKS IN THE PREDICTION OF COMPRESSION STRENGTH OF CONCRETE PRODUCED WITH RECYCLED AGGREGATES.*  
André Aparecido de Moraes, Danilo Pereira dos Santos 1484-1501
27. **ANAEROBIC CO-DIGESTION OF SUGARCANE VINASSE AND ELEPHANT GRASS JUICE FOR BIOMETHAN PRODUCTION.**  
Olga Eliza Rocha e Silva, Ana Beatriz Vitorino de Farias, Fernanda Santana Peiter, Anderson Carlos Marafon, Daniele Vital Vich, Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim 1 1502-1515
28. **ABORDAGEM SISTEMÁTICA PARA IDENTIFICAÇÃO DE LACUNAS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS PELOS PROCESSOS FENTON E FOTO-FENTON HETEROGÊNEOS.**  
*SYSTEMATIC APPROACH FOR GAPS IDENTIFICATION IN TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE BY HETEROGENEOUS FENTON AND PHOTO-FENTON PROCESSES.*  
Amanda Gondim Cabral Quirino, Elisângela Maria Rodrigues Rocha, Arthur Marinho Cahino 1516-1540
29. **AVALIAÇÃO DO GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE EM UM HOSPITAL PÚBLICO: ESTUDO DE CASO EM BELO HORIZONTE (MG), BRASIL.**  
*EVALUATION OF HEALTHCARE WASTE MANAGEMENT IN A PUBLIC HOSPITAL: A CASE IN BELO HORIZONTE (MG), BRAZIL.*  
Desirée Mainart Braga, Ana Carolina Lanza Queiroz, Marcos Paulo Gomes Mol 1541-1552
30. **BIOCHAR FROM ANDROPOGON GRASS (Andropogon gayanus cv. Planaltina) APPLICATIONS IN DYE REMOVAL BY ADSORPTION AND SLOW FILTRATION.**  
Cleidiane Cardoso Teixeira, Argemiro Lima Pedrosa, Iago Aguiar Dias Carmo, Marcelo Mendes Pedroza, Nelson Luis Gonçalves Dias de Souza, Grasielle Soares Cavallini 1553-1569
31. **Lista de revisores 2022** 1570-1572



# REVISTA AIDIS

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

## NONWOVEN DEVELOPMENT AND CHARACTERIZATION PRODUCED FROM CIGARETTE BUTTS

\* Ana Silvia de Lima Vielmo <sup>1</sup>  
Ailton Borges Rodrigues <sup>1</sup>  
Fabiola Tomassoni <sup>1</sup>  
Maria Eliza Nagel Hassemer <sup>1</sup>

Recibido el 9 de agosto de 2021. Aceptado el 25 de marzo de 2021

### Abstract

*The aim of this study was to develop and evaluate the performance of a nonwoven (NT) with cellulosic material from cigarette butts. The NT used as a filtering medium had a diameter of 7 cm, height of 24 cm, a surface area of 528 cm<sup>2</sup> and a total volume of 692 cm<sup>3</sup>. The NT was applied for the filtration of water from a pond. To evaluate NT performance, NT characterization, grammage, absorption capacity and permeability analyzes were performed. The results showed that NT was characterized as a microporous material and presented a good absorption performance (values in the order of 4.01 g g<sup>-1</sup> to 4.99 g g<sup>-1</sup>), weight of 115 g m<sup>-2</sup>, permeability between 3.787 L m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> and 3.422 L m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. The NT developed showed potential for use as a filtering medium for the surface water pre-treatment. In addition to helping to reduce the negative environmental impacts caused by the residues of cigarette butts present in the environment.*

**Keywords:** cigarette butt waste, filtration system, surface water.

<sup>1</sup> Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Brasil.

\* Autor correspondiente: Laboratório de Reuso de Águas (LaRA), Universidade Federal de Santa Catarina.

Email: [ana.vielmo@ifc.edu.br](mailto:ana.vielmo@ifc.edu.br)

## Introduction

The way of life of contemporary society contributes significantly to the generation of solid waste in the environment. Cigarette butts are the most common residue found in the environment (Rahman and Mohajerani, 2021). Cigarette butts are responsible for 25% of the frequent rural and urban fires that occur in periods of low rainfall, in addition to leaching toxic substances that contaminate the soil and surface and underground waters (Souza and Conegero, 2009). This residue is composed of a polymeric structure based on cellulose acetate, which, due to the high degree of acetate substitution, makes the cellulose inaccessible to microorganisms, making this residue take around ten years to biodegrade (Puls *et al.*, 2011; Rahman and Mohajerani, 2021). Moreover, during the butt manufacturing process, the fibers receive high compaction, in addition to the addition of plasticizers, making the disintegration process even more difficult. The most common final destinations for this waste after being collected are landfills and incineration. However, these processes are not considered environmentally adequate and economically viable due to the emission of CO<sub>2</sub> from incinerators is higher than for plants powered by coal, oil, or gas (Rahman, 2021). Thus, technological developments are extremely necessary to recover the cellulosic material present in the butts, as well as to providing a correct destination for this waste.

In this way, a promising possibility is the development of a nonwoven (NT) fabric based on cellulose acetate textile fiber present in the butts. For the use of butts in the production of NT, it is necessary to remove the paper, as well as the ash and tobacco residues. In addition to cleaning through two stages of cooking using sodium bicarbonate, hydrogen peroxide and sodium hypochlorite. Cellulose acetate fiber is widely used for the production of membranes, due to high mechanical strength, biodegradability, high filtration capacity and porosity, ease of processing, and film formation, high flux, absence of toxicity and biocompatibility, in addition to being a material low cost (Edgar *et al.*, 2001). In addition, the development of NT is a very relevant trend, due to the wide field of application, especially in the control of air pollution and water treatment, as they are versatile and flexible structures to be designed in different ways (Hutten, 2007). The application of NT is a very comprehensive technology, especially in the areas of filtration, automotive, healthcare, geotextiles, civil construction, battery separator, thermal and acoustic insulator, hygienic products and composites development (Kellie, 2016).

In the NT segment, the portion that expands the most is the use of material for filtration, especially in air, dust, liquid, and gas filters in the automotive, industrial and other sectors (Abit, 2017). This fact linked to NT have advantages associated with large and adjustable surface area, filtration characteristics, ease of forming composite structures with another material, thick cross-section, and volume, high permeability (Strader, 2015). In this way, until today, the field of research using non-woven fabric is multidisciplinary and quite broad. Hu *et al.* (2015) developed a NT for coalescence filtration of four types of oil-in-water emulsions and achieved separation efficiencies of up to 99.61% in a single-pass stream. Mulligan *et al.* (2009) studied the use of

nonwovens for surface water treatment reporting removal rates above 93% turbidity, 98.9% for suspended solids, in addition to heavy metals. Moreover, Inoue *et al.* (2009) showed suspended solids, chemical oxygen demand and total phosphorus removal of 88.5%, 56.5% and 64.2% respectively for NT.

Based on the growth in the use of NT aimed mainly at water filtration and the need for strategies for environmentally appropriate disposal of butts, the aim of this study was the development of an NT from cellulose acetate fiber from cigarette butts for use in the pre-treatment system of surface water.

### Materials and Methods

The process for obtaining a cellulosic material (CM) was conducted in three steps. The first stage consisted of collecting cigarette butts and manually cleaning waste paper and carbon. The second stage counted on removing the fused fibers followed by a treatment process in an alkaline medium, under heating, then left to rest in a sodium hypochlorite solution and promptly centrifuged and taken to drying. The third step consisted of the carding was performed to open the fibers and later moistened them with the resin, and taken to drying to consolidate the NT.

#### Cellulose acetate sanitation

For cleaning the cigarette butts, the methodology proposed by Salem (2010) adapted from the textile treatment of the cotton fiber was applied. Different cigarette butts were used, regardless of source and brand. After collection, manual cleaning was performed in order to remove paper residues, melted acetate ends, and carbon. After this step, cigarette butts, drinking water, sodium bicarbonate, and hydrogen peroxide were added to a stainless steel container (6%) (500 g cigarette butts, 160 g sodium bicarbonate, 100 mL hydrogen peroxide). This solution was brought to the boiling point, remaining for 30 min, thus characterizing the cooking step, which was repeated twice at the same temperature and time. Subsequently, the material was washed with water and left to rest in a sodium hypochlorite solution (2.5%), centrifuged (1.000 RPM) and dried at room temperature for approximately 48 h.

#### Carding, preparation and consolidation process of the nonwoven

With the cellulose acetate sanitized and dried, the carding step was carried out, with the purpose of untangling and aggregating the fibers, in order to produce a continuous ribbon prepared for the consolidation operation. After production, the tapes were placed on a metallic surface to form a layer, which was moistened with an aqueous solution of acrylic resin (styrene acrylic copolymer 5-chloro-2-methyl-2H-isothiazol-3-one; 2-methyl-2H-isothiazol-3-one). The solution used resulted from the dilution of the resin in water, resulting in a 10% concentration of solids content. The layer was placed on a metallic surface and dried in an oven at 70 °C for 3 hours, giving rise to NT.

### Characterization of resin, cellulosic material and nonwoven

The NT was characterized by different analyzes linked to functional groups, morphological structure, grammage, absorption capacity, permeability, as well as to porosity, and surface area. Meanwhile, resin and CM were characterized using functional groups.

The chemical composition of the resin, CM and NT were identified through the Fourier-transform infrared spectrometer (FTIR) (Cary 600 Series, USA), (640 - 4.000  $\text{cm}^{-1}$  wavelength range, at a spectral range of 4  $\text{cm}^{-1}$  was used). The morphological structure was analysed by scanning electron microscopy (JEOL JSM-6390LV, USA) and the grammage of NT was evaluated following the recommendations of NBR ISO 139 and NBR 12984 (ABNT, 2008; 2009). In order to examine the use of NT as a filtering element, the water retention capacity was analysed by the absorption analysis. This analysis was performed in triplicate and followed the recommendations of (Kakonke *et al.*, 2020). The samples were weighed and subsequently submerged in two types of aqueous environments separately. The samples were weighed on an electronic balance and subsequently submerged in two types of aqueous environments separately, being one potable water and the other water from a surface water body. After 60 minutes of submersion of the samples, they were suspended for 15 minutes, in order to drain off the excess liquid. After the flow process, the samples were weighed again and the weights from before ( $W_1$ ) and after ( $W_2$ ) were recorded and used in Equation 1 to calculate the absorption capacity of NT.

$$\text{Absorption capacity} \left( \frac{\text{g of liquid absorbed}}{\text{g of NW}} \right) = \frac{W_2 - W_1}{W_1} \quad \text{Equation (1)}$$

Where:  $W_1$ : Dry nonwoven weight (g);  $W_2$ : Nonwoven weight after the absorption process (g).

The permeability of NT was tested using a filtration system at room temperature. The system consisted of a raw water tank, a pump ( $\frac{1}{4}$  CV), a pipe that connected the elements, a support structure containing the filter element of the system, and the filtered water tank. To make the filtering element, a commercial filter tube was used, measuring 24 cm in height, 3 cm in diameter, and 3 blankets of NT. The blanket was wrapped in a commercial filter tube and taken to a drying and sterilization oven, where it remained in the drying process at 70 °C for 12 h. After drying, the filter material had a diameter of 7 cm, a height of 24 cm, a surface area of 528  $\text{cm}^2$ , and a total volume of 692  $\text{cm}^3$ . The samples were collected in triplicate after 10 minutes of activation of the filtration system in order to ensure total NT humidity and the stabilization of the equipment pressure. Permeability was determined by Equation 2.

$$J = (V/A \cdot t) \quad \text{Equation (2)}$$

Where:

$J$ = Membrane flux ( $\text{L m}^{-2} \text{h}^{-1}$ );

$V$ = Permeate volume;

$A$  = Effective membrane area ( $\text{m}^2$ );

$t$  =  $t$ : Time needed to obtain the volume permeated through the membrane (h).

The evaluation of the textural analysis of the NT was performed by nitrogen adsorption/desorption isotherms at  $-196\text{ }^{\circ}\text{C}$ , recorded using Quanta Chrome Instruments NOVA 2200e. Samples were degassed at  $175\text{ }^{\circ}\text{C}$  for 12 hours under vacuum prior to analysis. Each point of the isotherm had a thermal equilibrium time of 600 seconds. The specific areas ( $S$ ) were calculated from the analysis of the relative pressure range ( $p/p_0$  from 0.05 to 0.30) using the Brünauer-Emmett-Teller (BET) method. Pore size (PS) distribution and mean pore diameter were evaluated by the Barrett-Joyner-Halenda (BJH) method. Pore volume (PV) was measured from a single point at the maximum adsorption/desorption point ( $p/p_0 = 0.98$ ).

## Results and discussions

### Sanitization of cellulosic material

After the first stage of cooking the cigarette butts, an effluent resulting from the MC cleaning process was identified called as dark liquor (Fig. 1a). In the second stage of cooking, the bleached CM was obtained (Fig. 1b). In this sense, the importance of the third stage of cooking is noted, where the alkaline process causes the breakdown of the cellulose acetate molecule, releasing the cellulose (d'Henri Teixeira *et al.*, 2017).



**Figure 1.** Steps in the process of cooking cigarette butts. a) First step of cooking; b) second stage of cooking; c) rest in sodium hypochlorite solution.

The alkalinity of the solution was also responsible for the dissolution of lignin, hemicellulose, and also toxic agents, in addition to providing absorption to the material (Fig 1c) (Mehta *et al.*, 2006). The removal of toxic agents varied in the order of 72.26 %, 9.61 %, and 2.12 % for cadmium, iron, and copper, respectively.

Based on the dissolution process occurred by the applied methodology, an increase of 50% of cellulose was identified in relation to the initial mass of used cigarette butt.

### Characterization of cellulosic material, resin and nonwoven

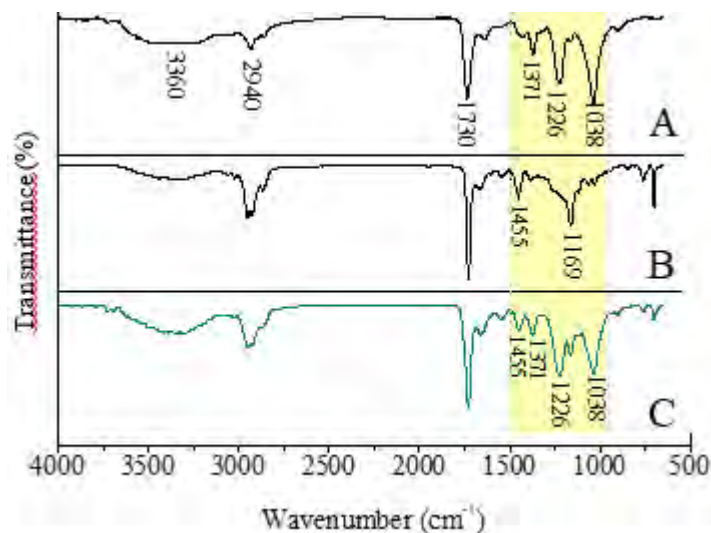
#### Functional groups and morphology analysis

Analyzing the spectra identified in the three samples (Fig 2), changes were observed in the region from 1000 to 1500  $\text{cm}^{-1}$  can be noted, indicating changes in lignin, hemicellulose, and other impurities and also in the acetate, acetylated and cellulosic groups (Cai *et al.*, 2013). Moreover, was notable in all samples, the presence of the peak 3360  $\text{cm}^{-1}$ , which is associated with the stretching vibrations of the O-H bonds, attributed to water absorption. The 2940  $\text{cm}^{-1}$  peak was also identified, and is characteristic of the stretch vibrations of the aliphatic C-H bonds. The carbonyl group presents in the 1730  $\text{cm}^{-1}$  peak characterized by the stretch vibration of the C=O bond coming from the ester group present both in the cellulose structure and in the resin structure. (Brum *et al.*, 2012).

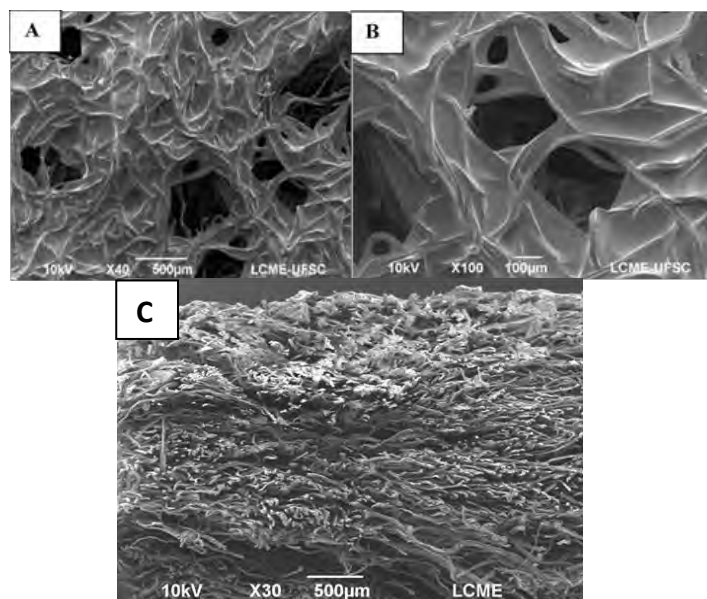
In the CM sample the appearance of three peaks (1038, 1226 and 1371  $\text{cm}^{-1}$ ) was identified, characterized as acetylated groups, acetate, and cellulose respectively (Fig. 2). This fact showed that the sample is characterized as cellulose acetate (Cai *et al.*, 2013). At the same time, peak 1138  $\text{cm}^{-1}$  and 1455  $\text{cm}^{-1}$  were characteristic for the resin sample (Fig. 2). These peaks are related to ether and styrene (Tavares, 2009). On the other hand, NT was characterized as a material derived from cellulose acetate and styrene acrylic resin (Fig. 2). This happened because 5 peaks were identified during the monitoring. The first peak (1038  $\text{cm}^{-1}$ ) appeared due to acetylation, the second peak (1226  $\text{cm}^{-1}$ ) revealed itself due to the presence of acetate. The third peak (1371  $\text{cm}^{-1}$ ) and the fourth peak (1165  $\text{cm}^{-1}$ ) was characterizing groups related to ether, and finally the fifth peak (1455  $\text{cm}^{-1}$ ) which is related to the styrene present in the resin.

Fig. 3 showed the morphological images of the NT. The formation of a film on the fibers by the addition of resin can be observed, thus presenting a smooth and homogeneous surface resulting from the uniformity and cohesion of the fibers due to resin viscosity. Moreover, another important factor for the uniformity of the fiber layer is linked to the regularity of the fibers (Fig 3c). This fact linked to considering regenerated fiber, that is, filaments that have a defined length, diameter, and cross-section. Also was notable that the fiber encapsulation filled the fiber intersections, providing greater strength and also smaller pore size. Due to arrangement of the fibers, the formation of a lamellar NT was identified (Fig. 3c). Thus, the filtration process took

place through the material structure. As the textile fiber is characterized by having length by less 100 times greater than the diameter or thickness, that is, very fine fibers that favor the lamellar formation, thus facilitating the filtering process (ASTM, 2013).



**Figure 2.** FTIR spectrum. a) Cellulosic material; b) Resin; c) Nonwoven.



**Figure 3.** Images of electron microscope images. a) Nonwoven (magnification 40 x); b) Nonwoven (magnification 100 x); c) cross view of nonwoven.



### Nonwoven absorption capacity

Due to the non-hygroscopic characteristic of the resin, it was necessary to evaluate the absorption NT capacity. The NT absorption value ranged between  $4.01 \text{ g g}^{-1}$  for potable water and  $4.99 \text{ g g}^{-1}$  for raw water (Fig. 4).

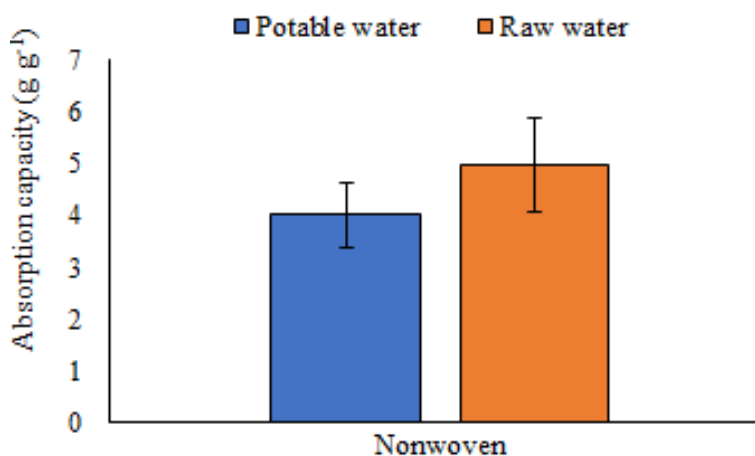


Figure 4. Nonwoven absorptive capacity.

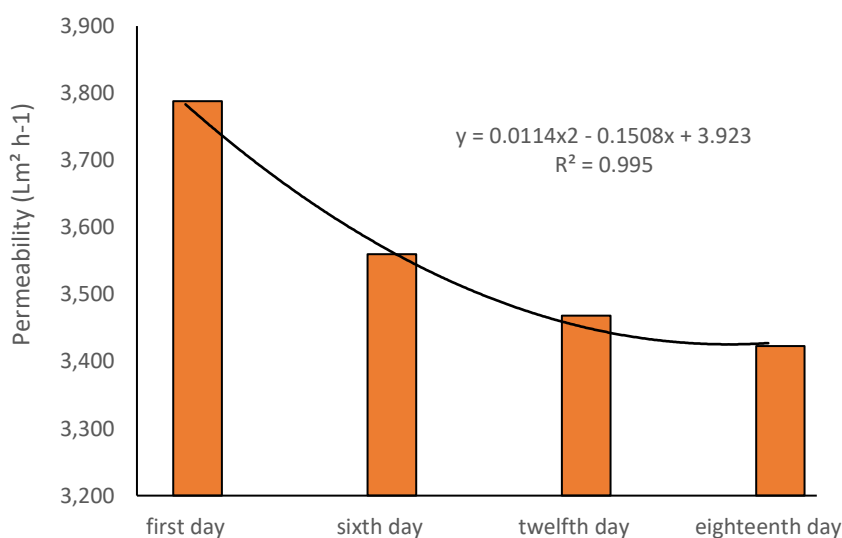
A good absorption performance was identified. This fact was already expected due to the consolidation of the fibers and the formation of a uniform, flexible layer, in addition to this presenting a thin film formed by the resin. Moreover, it is noteworthy that the constituent fiber of NT is classified as regenerated derived from cellulose. In this way, cellulose is characterized by its high moisture absorption power (Khulbe *et al.*, 2004).

### Weight, permeability, porosity and surface area of the nonwoven

The weight of an NT is considered one of the important properties in evaluating its performance. The NT presented  $115 \text{ g m}^{-2}$ . In this way, the NT characterized as heavy (ABINT, 2019). The identified weight was already expected, considering that an average of 65 g of CM was used, and every 0.4 g of a cigarette butt is formed by 12.000 filaments which were separated by the carding process, resulting in a layer which was soaked with 150 ml of resin solution.

The permeability of the NT ranged from  $3.787 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  to  $3.422 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (Fig. 5). The permeability between  $2.000$  and  $16.000 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  is characterized as good water permeability in the microfiltration/ultrafiltration range (Ursino *et al.*, 2021). In this way, permeability performance was considered satisfactory. Despite this, a 6% decrease in permeability occurred in the first 5 days (Fig. 5). This behavior may have been influenced by the characteristics of raw water, due to

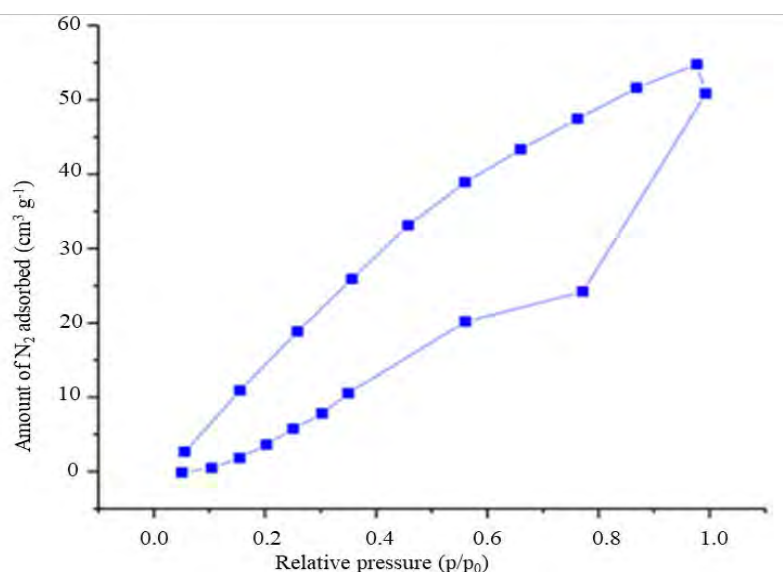
the occurrence of rain in this period, resulting in increased values for color, turbidity and solids content. After this period the permeability continued to decrease over time. This fact may be linked to the deposit of particles inside the NT. The decrease in permeability in NT has been reported in other studies. Ceron (2015) in a study carried out with NT with polyester and polyacrylonitrile fibers found that the permeability decay occurred due to the ease of initial deposition of fine particles inside the NT, as the greater distance between the fibers (larger pores) facilitates the accumulation.



**Figure 5.** Nonwoven permeability.

The average pore diameter of NT was 3.296 nm, a surface area of 4.748 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup> and a total pore volume of 0.00711 cm<sup>3</sup> g<sup>-1</sup>. Based on physical characteristics related to pore size and volume, surface area, NT is characterized as a mesopore material (IUPAC, 1994). Permeability and pore size are considered conventional criteria for filter media selection. However, these properties do not directly relate to NT performance due to the porous structure are not defined (Cumbi, 2013). For NT, the retention capacity is commonly indicated, establishing the correlation of pore size based on the opening of the interweaving (Cumbi, 2013). On the other hand, Fluet *et al.* (1985) showed that these factors do not apply to all NT, as there is no standardization in the orientation of fibers or filaments. Moreover, Di Bernardo and Dantas (2005), reports that the porosity of fibrous media cannot be related to the permeability coefficient, having to be detected experimentally.

Due to the arrangement of the fibers, the formation of a lamellar NT was identified (Fig. 3c). In this way, the filtration process took place through the structure of the material. The textile fiber is characterized by having a length at least 100 times greater than the diameter or thickness, that is, very fine fibers that favor lamellar formation, thus facilitating the filtering process (ASTM, 2013). In addition, considering the adsorption process the best fit considering the isotherm, type II with type H2 hysteresis (Fig. 6). The type II isotherm occurs in monolayer and multilayer. The H2-type hysteresis is a typical curve of materials that present open cylindrical pores with “throat pore” type strangulations (SCHMITT, 2009). This means that inside the pore, there are areas much smaller than the diameter of the pore itself.



**Figure 6.** adsorption isotherms of nonwoven.

## Conclusions

Based on the development of an NT with cellulose acetate from cigarette butts it is concluded that:

- The NT made with resin containing 10% solids content presented good encapsulation and cohesion between the fibers, in addition to good absorption capacity (4.99 g g<sup>-1</sup> for raw water and 4.01 g g<sup>-1</sup> for potable water) for the production of the filtering element;
- The permeability of NT varied between 3.787 L m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> and 3.422 L m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> indicating good water permeability in the microfiltration/ultrafiltration range;
- NT was characterized as a mesoporous material with lamellar arrangement of fibers favoring the filtration process;
- NT showed potential for being employed in the surface water pre-filtration process.

## References

- ABNT (2009) *Não tecido: Determinação da massa por unidade de área* (ABNT NBR 12984:2009).
- ABNT (2008) *Têxteis: Atmosferas: padrão para condicionamento e ensaio* (ABNT NBR ISO 139:2008). ABIT, Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção. *Nãotecidos e Tecidos Técnicos apresentam inovações para o setor de Filtração*. Disponível em: <https://www.abit.org.br/noticias/naotecidos-e-tecidos-tecnicos-apresentam-inovacoes-para-o-setor-de-filtracao>. Acesso em: 06 de Jul de 2021. ABINT, Associação Brasileira das Indústrias de Não Tecidos e Tecidos Técnicos. *Classificação dos não tecidos*. Disponível em: <https://www.abint.org.br/naotecidos/classificacao>. Acesso em: 09 de Jun de 2021.
- ASTM, American Society for Testing and Materials (2013) *Terminologia Padrão Relativa a Têxteis*. ASTM D123-19.
- Brum, S. S., Oliveira, L. C. A., Bianchi, M. L., Guerreiro, M. C., Oliveira, L. K., Carvalho, K. T. G. (2012). Síntese de acetato de celulose a partir da palha de feijão utilizando N-bromossuccinimida (NBS) como catalisador, *Polímeros*, **22**(5), 447-452. <http://doi.org/10.1590/S0104-14282012005000061>.
- Cai, J., Fei, P., Xiong, Z., Shi, Y., Yan, K., Xiong, H. (2013) Surface acetylation of bamboo cellulose : Preparation and rheological properties. *Carbohydrate Polymers*, **92**(1), 11-18. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2012.09.059>
- Ceron, L.P., Einloft, S. M. O., Sefferin, M. (2010). Polimerização de resinas em não tecidos de poliéster, *Revista Meio Filtrante*, **47**, 16-22.
- Ceron, L., Einloft, S., Ligabue, R., Fache, J. (2012) Permeabilidade de não tecidos como medida de eficiência em filtração de particulados, *Revista Meio Filtrante*, **55**, 38-42.
- Chen, A., Li, Yonglei, Yu, Y., Li, Yuetong, Zhang, L., Lv, H. Liu, L. (2015) Mesoporous carbonaceous materials prepared from used cigarette filters for efficient phenol adsorption and CO<sub>2</sub> capture, *RSC Advances*, **5**(130), 107299-107306. <https://doi.org/10.1039/C5RA24944A>
- d’Heni Teixeira, M. B., Duarte, M. A. B., Raposo Garcez, L., Camargo Rubim, J., Hofmann Gatti, T. Suarez, P. A. Z. (2017) Process development for cigarette butts recycling into cellulose pulp. *Waste Management*, **60**, 140-150. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.013>
- Wasman. Edgar, K. J., Buchanan, C. M., Debenham, J. S., Rundquist, P. A., Seiler, B. D., Shelton, M. C., Tindall, D. (2001) Advances in cellulose ester performance and applicaton. *Carbohydrate Polymers*, **26**, 1605-1688. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2012.09.059>.
- Gardoni, M. G. A. (2000) *Estudo do Comportamento Dreno-Filtrante de Geossintéticos sob Compressão*. Tese de Doutorado, Publicação GTD-003A/2000, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 313p.
- Hu, D., Li, X., Li, L. Yang, C. (2015) Designing high-caliber nonwoven filter mats for coalescence filtration of oil / water emulsions. *Separation and purification technology*, **149**, 65-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2015.05.014>.
- Hutten, I. M. (2007) *Handbook of nonwoven filter media*. Elsevier. Inoue, T., Fukue, M., Mulligan, C. N., Uehara, K. (2009) In situ removal of contaminated suspended solids from a pond by filtration. *Ecological Engineering*, **35**(8), 1249-1254. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.055>
- IUPAC, International Union of Pure and Applied Chemistry (1994) Recommendations for the porous solids. **66**(8), 347-1739–1758.
- Kakonke, G., Tesfaye, T., Sithole, B., Ntunka, M. (2020) Production and characterization of cotton-chicken feather fibres blended absorbent fabrics. *Journal of Cleaner Production* **243**, 118508. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118508>
- Mehta, G., Drzal, L. T., Mohanty, A. K. Misra, M. (2006) Effect of fiber surface treatment on the properties of 352 biocomposites from nonwoven industrial hemp fiber mats and unsaturated polyester resin. *Journal of Applied Polymer Science*, **99**(3), 1055-1068. <https://doi.org/10.1002/app.22620>

- Mulligan, C. N., Davarpanah, N., Fukue, M., Inoue, T. (2009) Filtration of contaminated suspended solids for the treatment of surface water. *Chemosphere*, **74**(6), 779-786. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.055>
- Puls, J., Wilson, S. A., Hölter, D. (2011) Degradation of Cellulose Acetate-Based Materials: A Review. *Journal of Polymers and the Environment*, **19**(1), 152-165. <https://doi.org/10.1007/s10924-010-0258-0>.
- Rahman, M. T., Mohajerani, A. (2021) Thermal conductivity and environmental aspects of cigarette butt modified asphalt. *Case Studies in Construction Materials*, **15**, <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2021.e00569>
- Salem, V. (2010) *Tingimento têxtil: fibras, conceitos e tecnologias*. 1 ed. Editora Blucher. São Paulo: São Paulo, 300 pp.
- Souza, J. C. de A., Conegero, C. I. (2009), Professor da Rede Estadual, participante do Programa de Desenvolvimento Educacional do Governo do Paraná (PDE) p. 34.
- Schmitt, M. *Caracterização do Sistema Poroso de Rochas Selantes combinando-se Adsorção de Nitrogênio e Intrusão de Mercúrio*. 2009, Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência e Engenharia de Materiais, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 120 f.
- Strader, P. M. (2015) *Front-End of Innovation to Inform the New Product Development Process: Identifying Opportunities for Cellulose Diacetate in Nonwoven Applications*, Graduate Faculty of North Carolina State University, 146 pp.
- Tavares, P. H. C. P. (2009) Detecção de Estireno em Resinas Acrílicas por FTIR, 32 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química. Fortaleza, Ceará.
- Ursino, C., Ounifi, I., Di Nicolò, E., Cheng, X. Q., Shao, L., Zhang, Y., Drioli, E., Criscuoli, A. and Figoli, A. (2021) Development of non-woven fabric-based ECTFE membranes for direct contact membrane distillation application, *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114879>



# REVISTA AIDIS

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

## ANÁLISE DE DESEMPENHO DOS DISPOSITIVOS DE SAÍDA PARA RESERVATÓRIOS DE DETENÇÃO NO CONTROLE DE CHEIAS URBANAS EM FORTALEZA

\* Gustavo Siebra Lopes <sup>1</sup>  
Anísio de Sousa Meneses Filho <sup>1</sup>

### PERFORMANCE ANALYSIS OF OUTPUT DEVICES FOR DETENTION RESERVOIRS IN URBAN FLOOD CONTROL IN FORTALEZA

Recibido el 24 de agosto de 2021. Aceptado el 10 de enero de 2022

#### Abstract

*Hydrological and hydraulic studies are required to understand the dynamics of floods and to control their impacts, in order to better target effective alternatives, mainly in urban areas that are most often achieved by the harmful effects of excess runoff. In general, these studies are based on the estimate of the maximum flows that are reached in critical points of the hydrographic basin, in order to choose the hydraulic devices that transfer or mitigate their effects. In this perspective, it is necessary to simulate alternatives for inference of performance for the purpose of effective control of floods. This work focuses on evaluating the performance of various combinations of outlet devices, notably orifices and spillways of various sizes, applicable to detention reservoir, a compensatory technique based on the temporary storage of the excess flow, with two basic objectives: to reduce the peak flow rate and to delay peak time. In the development of the work, the empirical IDF (intensity-duration-frequency) relationship of Fortaleza (CE) is used to obtain the project hietograph and SCS model (Soil Conservation Service) is used to elaborate the inflow hydrograph to the reservoir. The Puls method is employed to generate the flow propagation. The methodological process is oriented towards decision in the choice of the device to be adopted in the executive project of the facility. The results show different levels of reservoir performance, according to the selection and dimensioning criteria of the hydraulic elements promoting the effluent hydrograph.*

**Keywords:** detention reservoir, urban drainage, hydraulic devices, Puls method.

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

\* *Autor correspondente:* Centro de Tecnologia, Universidade de Fortaleza. Av. Washington Soares, 1321 - Edson Queiroz - CEP 60811-905 – Fortaleza, Ceará, Brasil. Email: [gustavosiebra@gmail.com](mailto:gustavosiebra@gmail.com)

## Resumo

Estudos hidrológicos e hidráulicos são necessários para o entendimento da dinâmica das inundações e o controle dos seus impactos, para melhor balizamento de alternativas eficazes, notadamente em áreas urbanas que mais frequentemente são alcançadas pelos efeitos danosos do excesso de escoamento superficial. Esses estudos baseiam-se, em geral, na estimativa das vazões máximas que são atingidas em pontos críticos da bacia hidrográfica, para que sejam definidos os dispositivos hidráulicos que transfiram ou atenuem seus efeitos. Nessa perspectiva, impõe-se a simulação das alternativas para a inferência de desempenho no propósito do controle efetivo das cheias. Este trabalho tem como foco avaliar o desempenho de diversas combinações de dispositivos de saída, notadamente orifícios e vertedouro de vários tamanhos, em reservatório de detenção, uma técnica compensatória pautada no armazenamento temporário do excedente de vazão, assumindo dois objetivos básicos precípuos: reduzir o pico de vazão e retardar o tempo de pico. No desenvolvimento do trabalho, utilizam-se a relação empírica IDF (intensidade-duração-frequência) de Fortaleza (CE) para a obtenção do hietograma de projeto, o modelo SCS (Soil Conservation Service) para a confecção do hidrograma afluente ao reservatório, e o método de Puls para a propagação de vazões. O processo metodológico desenvolvido se orienta para a tomada de decisão na escolha do dispositivo a ser adotado no projeto executivo do empreendimento. Os resultados evidenciam diferentes níveis de desempenho do reservatório, conforme sejam os critérios de seleção e dimensionamento dos elementos hidráulicos promotores do hidrograma efluente.

**Palavras chave:** reservatório de detenção, drenagem urbana, dispositivos hidráulicos, método de Puls.

## Introdução

As inundações urbanas constituem uma grande preocupação e um enorme desafio para os planejadores urbanos e gestores públicos, já que podem causar trágicas perdas humanas e gerar grandes prejuízos econômicos, demandando, muitas vezes, ações emergenciais para apoiar a recuperação das estruturas devastadas pela força da água. Para reduzir o impacto das cheias em áreas urbanas, podem ser empregadas medidas compensatórias tornando pico de vazão mais próximo do que era antes da ocupação. Dessa maneira, alivia-se o sistema de microdrenagem urbana, mitigando os transtornos associados ao acúmulo de água no solo edificado e no sistema viário.

Nesse contexto, tornam-se importantes os estudos que possibilitem o entendimento da dinâmica das inundações e que permitam avanços na prevenção e no controle dos impactos causados por esse fenômeno. As medidas de proteção e controle de enchentes baseiam-se em geral no equilíbrio entre o custo das medidas mitigadoras e a redução dos prejuízos causados pelas enchentes. Várias soluções técnicas vêm sendo empregadas para o controle de cheias urbanas, sendo que as medidas ditas estruturais incluem reservatórios ou bacias de detenção, retificação e canalização de rios, construção de diques e *polders*. Outra abordagem para o controle de cheias urbanas consiste nas chamadas soluções não estruturais como o zoneamento urbano, a convivência com cheias, sistemas de alerta, construções mais apropriadas.

Com efeito, não há uma estratégia única, exclusiva ou definitiva para a gestão das cheias urbanas, mas ações integradas e complementares, com maior ou menor compatibilidade para cada situação específica, levando-se em conta os parâmetros de viabilidade técnica, econômica e ambiental. Além da questão quantitativa, também os aspectos de qualidade devem assumir relevância nesse contexto. O ideal é buscar conciliar a coleta e tratamento do esgotamento sanitário somado a retenção e tratamento do escoamento pluvial dentro de uma visão sistêmica, em que se atendam as restrições de área, de custo, de operação e manutenção dos equipamentos de controle, de tal forma que essa amplitude de aspectos esteja satisfatoriamente contemplados.

O trabalho ora apresentado se refere a um ponto crítico de alagamento na cidade de Fortaleza (CE), na avenida Alberto Craveiro próximo a BR 116, no bairro Castelão. Esse local costuma concentrar transtornos para a população que ali transita em dias chuvosos. Propõe-se um estudo de caso comparativo dos diferentes dispositivos de controle de vazão, necessários para dimensionamento de bacias de retenção das águas pluviais, baseado na propagação da onda de cheias pelo método Puls. Nessa perspectiva de análise do desempenho do reservatório de retenção, entende-se como chuva crítica aquela cuja combinação da sua intensidade e duração gera o máximo volume de retenção, dada a vazão efluente e o tempo de recorrência do evento.

Estão sendo cotejadas combinações de dispositivos de controle da vazão de saída para reservatórios de retenção de cheias, estruturas destinadas ao armazenamento temporário dos volumes de água das chuvas para devolvê-los mais tarde à rede de micro ou macrodrenagem, retardando e atenuando o pico de vazão, ou seja, disciplinando melhor a gestão das enchentes a partir da compatibilização das vazões à capacidade hidráulica do sistema de drenagem. Considerando a reconfiguração dos hidrogramas afluente e efluente do reservatório, avalia-se o desempenho dos dispositivos hidráulicos para a melhor definição do projeto executivo.

## Metodologia

Esta seção apresenta as bases teóricas sobre técnicas compensatórias, reservatórios de retenção e modelagem hidrológica para simulação hidráulica aplicada ao estudo de caso.

### Técnicas compensatórias

As técnicas compensatórias (TCs) consistem em combinações de soluções estruturais e as não estruturais, para facilitar a infiltração de águas pluviais e o aumento da permanência do armazenamento da água, reduzindo a vazão de pico e escoamentos superficiais.

As medidas estruturais não são projetadas para dar uma proteção completa, pois para isso teríamos que calcular a maior enchente possível além de ser fisicamente e economicamente inviável, utiliza-se um meio termo, associado a um razoável tempo de retorno e seja



economicamente compatível, sem, é claro, deixar a segurança de lado. Podem-se destacar as seguintes TCs estruturais: bacias de detenção, planos de infiltração, pavimentos porosos, poços, trincheiras, valas gramadas, valetas.

As TCs não estruturais dependem mais do governo e da conscientização da população e portanto demandam campanhas de educação. São procedimentos que retardam os escoamentos (zoneamento, regulamentação do uso do solo, áreas verdes, controle de ligações clandestinas, controle da coleta e disposição do lixo e previsão em tempo real) para tentar solucionar as enchentes.

Verifica-se, em exemplos apresentados por Baptista *et al.* (2005), que, apesar das TCs ter objetivo principal a contenção das águas de chuva, é essencial que esses dispositivos se integrem ao espaço urbano. Assim, as boas práticas de manejo de águas pluviais devem ser abordadas de maneira multidisciplinar, com a participação de diversos profissionais, bem como contar com o envolvimento da população local para aceitação e uso adequado das estruturas alternativas de drenagem. Mesclar as medidas é a melhor solução, pois não basta somente executar obras se a população não cuida desta. Abordam-se medidas estruturais neste trabalho, mais especificamente as bacias de detenção.

#### Reservatório de detenção

De acordo com Tucci *et al.* (1995), os reservatórios de detenção visam armazenar as águas pluviais e despejá-las na rede de forma lenta e gradual, oferecendo uma alternativa às enchentes. Desse modo, os reservatórios são estruturas que trabalham em conjunto com as redes de drenagem. Assim, quando da implantação do reservatório, a vazão máxima da área após o desenvolvimento urbano deve ser menor ou igual à vazão máxima preexistente para um tempo de retorno escolhido.

Os reservatórios contribuem para a captação de sedimentos, melhorando a qualidade da água. O lixo fica retido em um único local e de fácil retirada em vez de serem carregados pelas correntezas nas ruas. Devido ao elevado valor do solo urbano, estas estruturas podem ter usos complementares como áreas de lazer, quadras e parques. Além disso, oferecem um bom efeito paisagístico e ecológico, promovendo áreas verdes e de integração social e podem ser utilizados para armazenamento de volume para reserva de incêndio e irrigação em lotes. Contribuem também para a redução dos custos das canalizações a jusante, pois o custo de implementação de um reservatório é bem menor se comparado a ampliação da rede. Promovem a recarga dos aquíferos, pois com o maior escoamento superficial promovido pelo homem a água deixa de infiltrar, mas os reservatórios permitem esse escoamento subterrâneo. Devido à falta de água em vários estados brasileiros inclusive São Paulo, as águas das bacias também podem ser reaproveitadas ao invés de simplesmente despejadas na rede pública.

Apesar dos aspectos positivos aqui mencionados, importa esclarecer que, caso não seja prestada a manutenção sistemática, esses reservatórios tendem a ser utilizados como locais de armazenamento de lixo, ampliando o risco de proliferação de insetos e doenças ao seu redor. Em áreas densamente povoadas, faz-se necessário a desapropriação de terrenos para a construção, o que muitas vezes ocasiona conflitos entre a população atingida e o Poder Público.

As bacias abertas ou a céu aberto podem ser de detenção ou retenção, . Bacias de detenção também podem ser com necessidade de berma e sem necessidade de berma. Esse reservatório fica totalmente sem água quando fora do período chuvoso, podendo, então, servir a múltiplos propósitos. Pode ser aproveitado, por exemplo, como quadra esportiva no período de esteio, em que se chover as pessoas normalmente não a utilizam, porém esta será utilizada como reservatório. Sua principal necessidade é a manutenção para a retirada dos dejetos, pois dificultam a sua operação. Em regiões industriais próximas a sistemas viários onde existe muita poluição vinda do tráfego, e provável presença de metais pesados, faz-se necessário a implantação de dispositivos de tratamento implantados junto à bacia.

Quando a água entra diretamente no reservatório sem necessidade de uma área de amortecimento esse sistema chama-se em série *in-line*. Do outro modo, quando a água é transferida para uma área de amortecimento após atingir certa vazão, ou seja, um outro compartimento, esse sistema é dito paralelo *off-line*. Desse modo, eles não são utilizados em todos os eventos, apenas quando a vazão é ultrapassada. A vantagem da estrutura *off-line* está na facilidade de manutenção, pois a área de amortecimento recebe a porção mais suja da água e deve ser executada com fundo revestido para facilitar a limpeza; já a segunda câmara pode ser executada com materiais mais baratos, como grama. Assim, podem ser aproveitados os aspectos paisagísticos e de integração com a sociedade. Por exemplo, a área de amortecimento pode ser uma pista de skate e o reservatório, um campo de futebol gramado (Neves *et al.*, 2005).

Os reservatórios em paralelo são escavados lateralmente ao sistema de drenagem ou talvegue. Devem ser utilizadas estruturas hidráulicas de controle para contribuir com o fluxo entre as bacias e os cursos d'água. Nem todo o escoamento de montante flui para a bacia. Em regiões densamente ocupadas são mais populares. Já as em série, são utilizados barramentos no próprio talvegue do sistema de drenagem. Todo o escoamento afluente passa pela bacia. A utilização de uma ou de outra depende muito do meio em que ela será inserida, do espaço reservado para tal e do tipo de solo.

#### Parâmetro da precipitação

As precipitações intensas de interesse no dimensionamento das estruturas hidráulicas são modeladas a partir da relação local IDF (intensidade-duração-frequência), em que se estabelecem

a magnitude do risco assumido e a duração do evento compatível com as características da bacia contribuinte.

Tempo de retorno (TR) é o tempo médio entre dois eventos que cause falha na obra, ou seja, a ocorrência de uma chuva ou vazão superior aquela pré-estabelecida ou em consonância com as condições naturais de drenagem. Tipicamente, a sua escolha está associada a estudos de base econômica considerando custos e benefícios da obra durante toda a sua vida útil, porém esses aspectos são muito limitados já que existem impactos de difícil mensuração. Observe-se que quanto maior o tempo de retorno, maior o porte da obra, conseqüentemente o seu custo. Esse parâmetro se relaciona com o risco hidrológicos pela seguinte expressão, na análise binomial:

$$R = 1 - \left(1 - \frac{1}{Tr}\right)^N \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

R: risco em anos;

Tr: tempo de retorno em anos;

N: número de anos.

#### Método dos blocos alternados

Consoante Tomaz (2010), o método dos blocos alternados é de simples aplicação, se comparado a outros métodos de determinação da chuva de projeto. Neste procedimento, as intensidades médias são definidas para cada duração até a duração total usando as equações IDF.

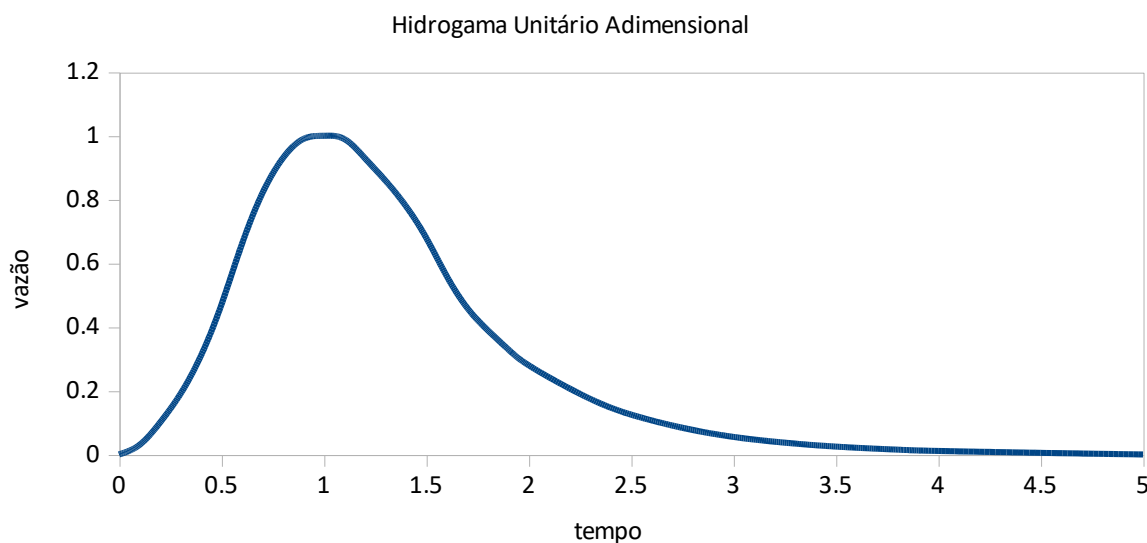
O primeiro passo do método é calcular, as intensidades da chuva para cada período de tempo e tempo de retorno, cada duração gera um bloco, que pode determinar a altura da lâmina precipitada e o limite da duração crítica do evento (que é normalmente o tempo de concentração da área contribuinte). O segundo passo, que dá o nome ao método, reordena o hietograma de forma a posicionar o pico de forma centralizada. Cada bloco de chuva do hietograma é alternado no entorno do bloco do pico, à direita e à esquerda. É aconselhado que o  $\Delta t$  adotado seja menor que o tempo de concentração da bacia que está sendo estudada.

#### Modelo Soil Conservation Service (SCS)

Na separação dos volumes de precipitação, adotou-se o modelo SCS (desenvolvido pelo NRCS - Natural Resources Conservation Service), cujo parâmetro CN (*curve number*), numa escala de 1 a 100, traduz o potencial de se converter chuva em vazão. Quanto maior o CN, maior a parcela de precipitação excedente e menor a parcela de infiltração. A escolha desse modelo se justifica pelo seu caráter parcimonioso, de fácil calibração. Segundo USDA (1986), o tempo de concentração da bacia é um parâmetro crítico do modelo SCS. Esse parâmetro influencia na forma e no pico do hidrograma de escoamento. Para Silveira (2005), o tempo de concentração é um parâmetro

hidrológico difícil de ser estabelecido com critério pelos projetistas, pois há pouca informação sobre a aplicabilidade das diversas fórmulas empíricas disponíveis.

Usando o hidrograma unitário adimensional exibido na Figura 1, o hidrograma resultante pode ser construído para qualquer distribuição de chuva, dividindo em número de elementos da precipitação efetiva unitária e desenhando o hidrograma unitário para cada um. O hidrograma resultante seria então a soma de todos os hidrogramas unitários. O NRCS desenvolveu uma base de dados de hidrogramas unitários a partir de parâmetros que descrevem as características das bacias hidrográficas, bem como os padrões de precipitação para locais geográficos específicos.



**Figura 1.** Hidrograma unitário adimensional.

### Dispositivos hidráulicos

Existem dois tipos básicos de estrutura de controle, orifício e vertedouro. Algumas estruturas mais sofisticadas utilizam uma combinação de ambas, mas nesse caso o comportamento hidráulico pode ser decomposto nesses dois dispositivos, observando-se as respectivas faixas de operação.

O orifício é uma abertura na parede de um recipiente ou reservatório, através da qual a água pode escoar. Em geral, assume-se que a paredé é fina e que as bordas da abertura são retas, as principais variações do coeficiente de descarga do orifício são devidas à geometria do orifício (forma e localização), às condições de aproximação e ao valor da carga hidráulica (GRIBBIN, 2009).

Quando a estrutura de descarga apresenta controle de orifício, sob a ação de uma carga hidráulica de montante, a vazão é dada por:

$$Q = C_d A \sqrt{(2gH)} \quad \text{Equação (2)}$$

Onde:

Q: vazão, em m<sup>3</sup>/s;

$C_d$ : coeficiente de descarga do orifício, adimensional;

A: área do orifício, em m<sup>2</sup>;

h: carga total, em m.

Os vertedores são estruturas que, operando sempre com superfície livre, exercem controle de soleira, devendo ser galgadas pelo fluxo. A vazão nesse caso depende da carga hidráulica, que no caso de vertedores retangulares é relacionado à vazão de acordo com a fórmula:

$$Q = CLH^{\left(\frac{3}{2}\right)} \quad \text{Equação (3)}$$

Onde:

Q: vazão, em m<sup>3</sup>/s;

C: coeficiente de descarga do vertedor, m<sup>1/2</sup>. s<sup>-1</sup>;

L: largura efetiva do vertedor, em m;

H: carga sobre a crista, em m.

O coeficiente de descarga apresenta variações em função da forma da soleira, do tipo de aproximação e da variação da carga hidráulica.

### Método de Puls

Quando se analisa o problema do abatimento de hidrogramas em reservatórios, depara-se com um problema de escoamento não permanente. O escoamento é caracterizado por uma grande profundidade e, conseqüentemente, baixa velocidade, de modo que os termos dinâmicos da equação dinâmica do escoamento são desprezíveis (Tucci, 2012).

A forma amplamente difundida na bibliografia deve-se ao trabalho de Puls (1928), divulgado posteriormente de forma mais ampla como método de Puls modificado (Butler, 1957).

A água que entra no reservatório ao longo do tempo se refere a vazão afluente e fica temporariamente armazenada para sair pela tubulação, para então ser chamada de vazão efluente. Esta deve ser menor que aquela como decorrência do armazenamento. Essa redução de vazão é chamada de atenuação ou laminação. E o procedimento para calcular seu valor é chamado de propagação.

O Modelo de Puls caracteriza-se por supor que existe uma relação entre o volume armazenado e a vazão efluente, sendo esta, portanto, independente da vazão afluenta. Isso equivale a assumir que a superfície do reservatório se mantenha plana e horizontal, o que é em muitos casos apenas uma aproximação dada a existência do remanso.

Para determinar a propagação dos cursos d'água em reservatórios, ou seja, bacias de detenção, o Método de Puls é amplamente utilizado. Ele consiste na equação da continuidade, que é um balanço da água que entra e da água que sai. Que consiste na discretização do tempo, ou seja, passa-se de uma equação infinita (derivada) para finita (intervalo de tempo  $\Delta t$ ), podendo ocorrer erros nos resultados devido a esse fato. Quanto maior a discretização de tempo maior as chances de ocorrer um erro. Nos exemplos utilizados é necessário que a vazão de pico seja um ponto na tabela de propagação, para isso temos que discretizar o tempo de uma forma coerente.

### Estudo de Caso

Nesta seção apresenta-se a aplicação metodológica, os critérios utilizados para o dimensionamento dos reservatórios, os métodos e equações utilizados para chuva de projeto e o amortecimento das cheias, analisando o desempenho da laminação e retardo de tempo dos dispositivos de saída.

#### Localização do reservatório

A simulação operacional do reservatório de detenção foi aplicada na avenida Alberto Craveiro, no bairro Castelão, em Fortaleza (CE), considerando-se as condições de local do estudo é bastante afetado por precipitações intensas, sobretudo suscetível aos volumes estagnados de chuvas. À guisa de exemplo, no dia 19/02/2019, a cidade foi atingida severamente por uma chuva de 105 mm, provocando alagamentos, tornando impraticável o trânsito em várias vias e prejudicando até mesmo o comércio local (Diário do Nordeste, 2019).

A pesquisa consiste em estabelecer o melhor critério de dimensionamento para o adequado funcionamento do reservatório de detenção, conforme os dispositivos de saída, a localização escolhida é um ponto crítico de inundação nas proximidades da BR 116 (Figura 2) onde a bacia de contribuição do Rio Cocó está localizada.

A área disponível para implantação do reservatório será em terreno desocupado com aproximadamente 9.4 hectares de área, que quando não tiver funcionando como reservatório o intuito é de que possa ser usado como quadra poliesportiva com arquibancadas (Figura 3), nesse link <https://youtu.be/Cw6w8wIngww> é possível ver a maquete eletrônica do projeto.

A integração do reservatório como equipamento de lazer gera uma multifuncionalidade. Como a cidade de Fortaleza passa por esteio de chuvas em boa parte do ano, a estrutura de manejo das águas pluviais quando não utilizada será útil como área de lazer, podendo receber jogos de diversas modalidades e um local propício para atividade física ao ar livre, com o compromisso da comunidade de conservação do dispositivo estrutural.



**Figura 2.** Localização do reservatório. Fonte: Google Earth Pro (imagem de 26 agosto 2013)



**Figura 3.** Projeto urbanístico com reservatório.

### Critérios de dimensionamento

Para realização do estudo foi concebido um reservatório com revestimento em concreto e capacidade para 6000 metros cúbicos, com dispositivos de controle variando a quantidade de orifícios com diâmetro de 30, 40 e 60 centímetros com vertedouro retangular de soleira 2.5 e 5 metros. Foram simulados vazões de entrada para diversos Tr, CN, duração da chuva e área de contribuição da bacia de 40 hectares.

Para a vazão de projeto utiliza-se a equação de chuvas de Fortaleza que foi desenvolvida na Universidade Federal do Ceará (UFC), em 2011, com base nos últimos trinta anos de registros pluviográficos contínuos, ou seja, de 1970 a 1999 para obter a intensidade de chuva (Silva *et al.*, 2013). Deve-se considerar uma precipitação uniformemente distribuída (Equação 4).

$$i = \frac{2345.29Tr^{0.173}}{(t+28.31)^{0.904}} \quad \text{Equação (4)}$$

Onde:

i: é a intensidade média de chuva mm/h para uma duração em minutos;

Tr: é o período de retorno da precipitação em anos;

t: é o tempo de duração da chuva em minutos.

O período de retorno (Tr), a duração da chuva (t) e a intensidade de chuva (i) estabelecem uma relação conhecida como curva IDF, representada por uma curva exponencial ou hiperbólica. É recomendado que cada cidade possua a sua, pois elas ajudam na determinação da vazão de projeto em obras.

A Figura 4 mostra a relação da precipitação total e a parcela de precipitação efetiva (que se transforma em escoamento superficial direto), correspondente a uma chuva intensa em Fortaleza com tempo de duração de 60 minutos, tempo de retorno de 50 anos e CN da bacia contribuinte de 80.

Para obter o hidrograma de projeto deve-se associar a parcela de cada bloco que escoar a uma determinada precipitação efetiva unitária, fixando o tempo de duração, achar-se o hidrograma unitário dimensional, para então descobrir a vazão e o hidrograma do bloco. Aplicando os princípios da proporcionalidade e da superposição é possível calcular os hidrogramas resultantes de eventos complexos, a partir do hidrograma. Este cálculo é feito através da convolução das ordenadas de cada bloco. O hidrograma é, normalmente, definido como uma função em intervalos de tempo discretos. Na Figura 5, o tempo de concentração foi determinado pela fórmula de Schaake (Equação 5), aplicável para bacias urbanas menores que 0.7 km<sup>2</sup>, adotando a área da bacia 40 ha, área impermeável de 0.5 e declividade de 1% para uma chuva com tempo de duração de 60 minutos.



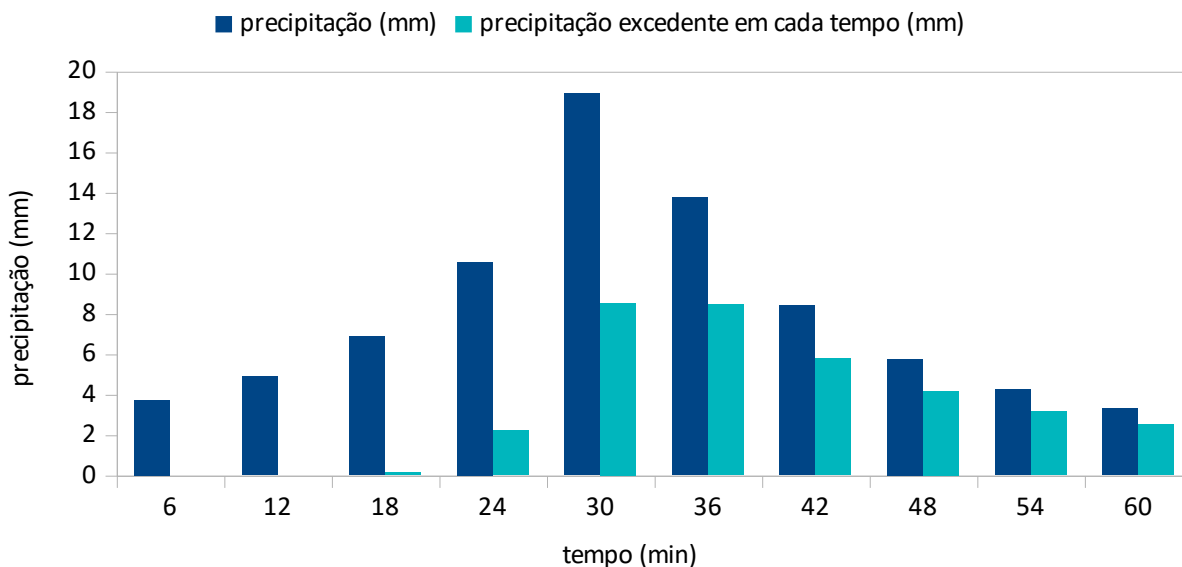


Figura 4. Precipitação total x Precipitação excedente.

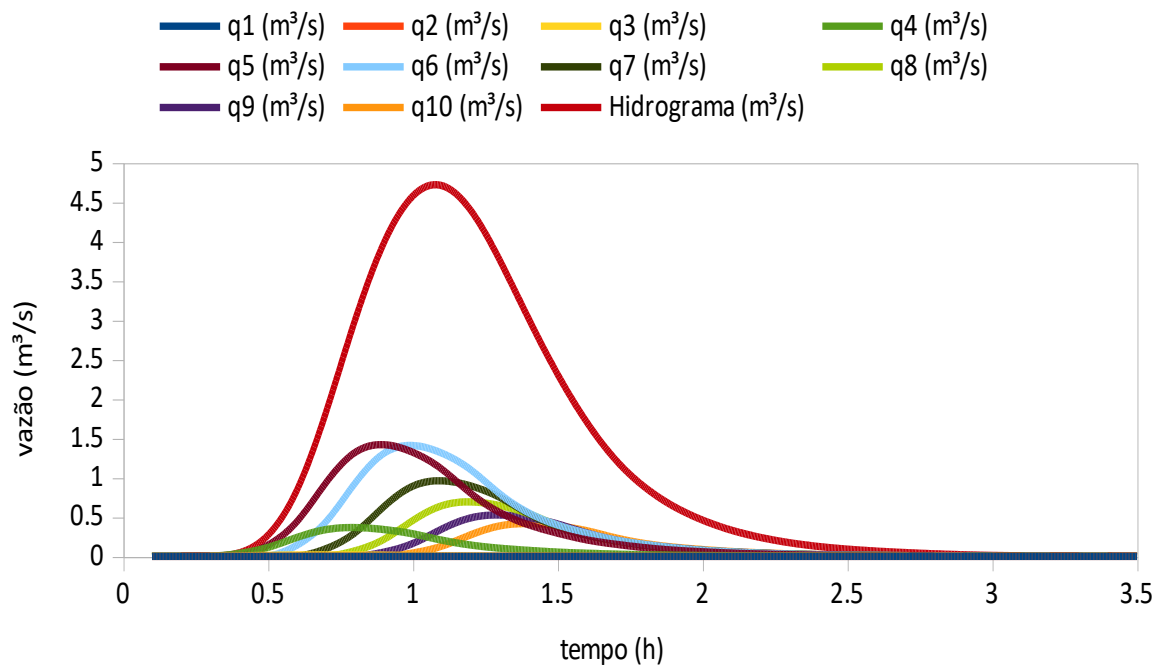


Figura 5. Hidrograma de projeto.

$$T_c = 0.0828(L^{0.24})(S^{-0.16})(A_{imp}^{-0.26})$$

Equação (5)

Onde:

$T_c$ :: tempo de concentração em horas;

L: largura da bacia em km;

S: declividade dado em m/m;

$A_{imp}$ :: área impermeável varia de 0 a 1.

### Aplicação do modelo

Para aplicação do modelo foi dimensionado um reservatório para suportar o dobro da sua capacidade de volume que é aproximadamente 6000 m<sup>3</sup>, área total construída de 5157.12 m<sup>2</sup>, altura da arquibancada de 2.70 m, com degraus de 80x45cm, cota da soleira do vertedouro de 1.50 m, largura da soleira de 5 m, para quatro orifícios de 30 cm de diâmetro (Figuras 6 e 7).

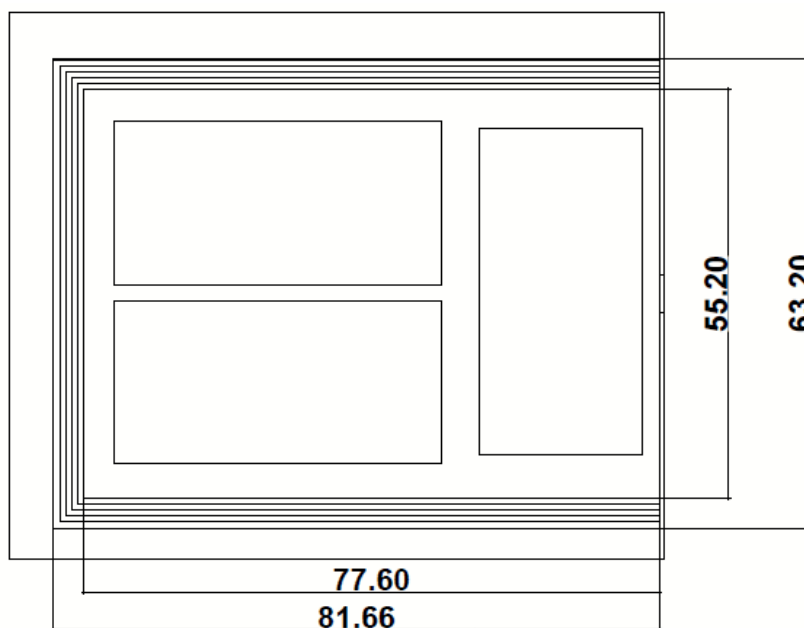


Figura 6. Planta baixa do reservatório

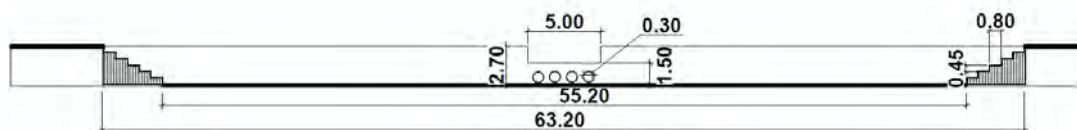


Figura 7. Corte do reservatório.

O diâmetro do orifício é algo que deve ser levado em consideração. É necessária a colocação de grelha para cobrir o tubo, como vivemos numa sociedade em que o vandalismo predomina, tubos com diâmetros muito grande podem representar perigo para os transeuntes, pois se arrancadas as grelhas, ficam buracos enormes nos quais uma criança pode cair durante uma chuva com uma lâmina d'água.

Segundo Gribbin (2009), o coeficiente de descarga,  $C_d$ , é uma constante de proporcionalidade adimensional, responsável pela redução do fluxo em razão da perda de carga na entrada. O valor experimental de  $C_d$  para orifícios de borda reta varia de acordo com o tamanho, a forma e a quantidade de carga. No entanto, para a maioria das aplicações, resultados confiáveis podem ser obtidos com o uso de  $C_d = 0.62$ .

Com os dados de dimensionamento do reservatório, foi gerado a Figura 8 para relacionar a cota, vazão e volume, o cálculo da vazão está diretamente ligado a diferença de cota, sendo que, até a cota da soleira do vertedouro (1.50 m) o orifício atua sozinho, quando a capacidade máxima do reservatório é atingida passa a atuar em conjunto, orifício e vertedouro, extravasando o excesso para garantir a integridade do reservatório para não ocorrer transbordamento, sendo importante essa análise ao dimensionar o volume de projeto.

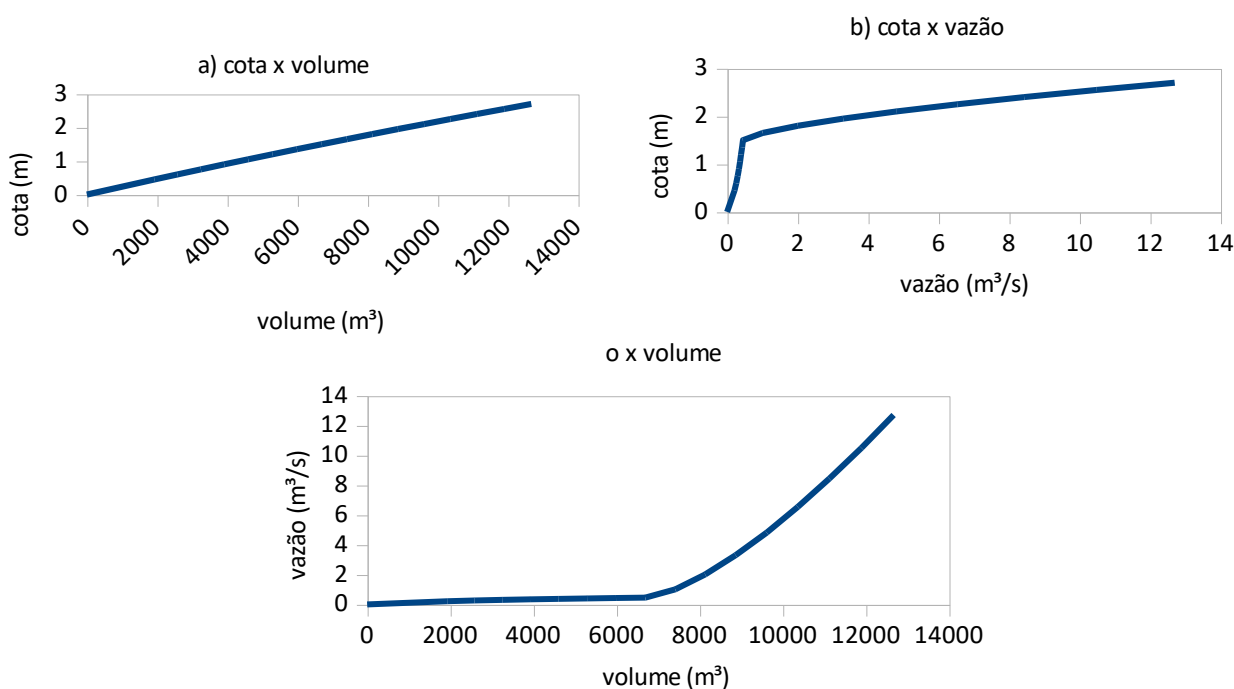
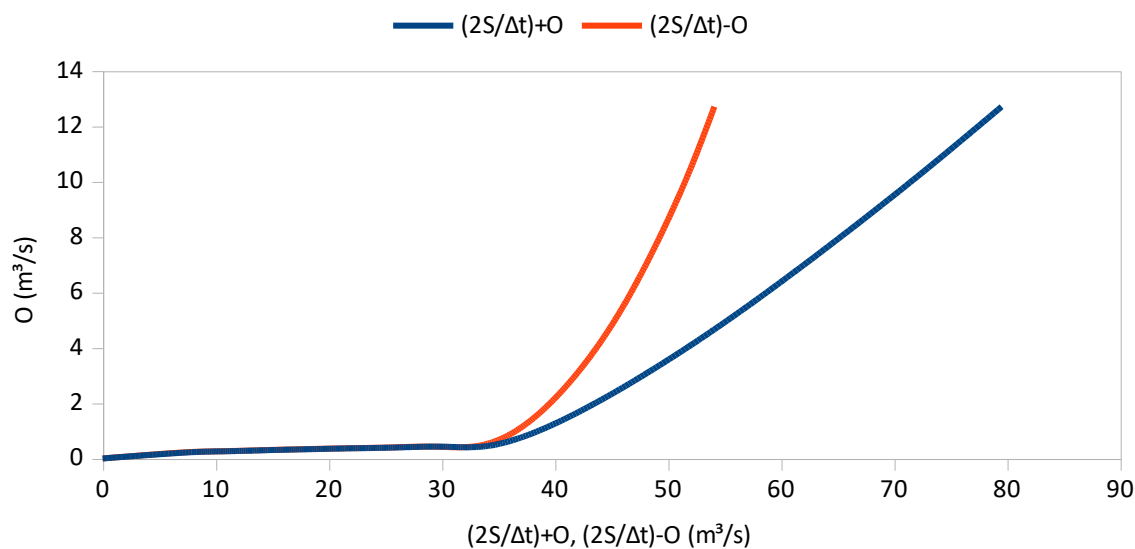


Figura 8. Gráficos da propagação no reservatório.

Utilizando os parâmetros do reservatório de vazão de saída ( $O$ ), volume ( $S$ ) e intervalo de tempo ( $\Delta t$ ) pode ser determinado a vazão amortecida em relação ao tempo, para isso, deve-se utilizar as equações  $(2S/\Delta t)+O$  e  $(2S/\Delta t)-O$  para cada vazão de saída em relação a cota do reservatório (Fig. 9). Com o hidrograma de projeto em intervalos discretos de tempo, é possível interpolar os valores das vazões para achar o hidrograma amortecido pelo reservatório



**Figura 9.** Parâmetros do reservatório de detenção.

No balanço hídrico do reservatório, num dado instante, a parcela de água armazenada pode ser obtida pela diferença entre o volume que entrou e o volume que saiu. Por outro lado, a maior taxa de armazenamento ocorre quando é máxima a distância entre os valores de ordenadas dos hidrogramas, podendo acontecer antes do pico de vazão afluente.

Na Figura 10 a vazão efluente máxima ocorre no ponto onde o hidrograma de saída cruza o hidrograma de entrada, o que constitui uma característica da propagação em reservatório. No hidrograma de saída o aumento da vazão acontece devido a utilização do vertedouro no tempo aproximado de 66 minutos, nesse instante, o reservatório atinge a capacidade máxima de volume ( $6000m^3$ ).

Percebe-se também que a vazão efluente máxima de  $2.90 m^3/s$  corresponde a uma elevação máxima de reservatório de aproximadamente  $1.75 m$  (Figura 8b), que pode ser determinado

interpolando a taxa de descarga em relação a cota. Essa elevação se tornaria então o nível de água de projeto na bacia de detenção, passando 25 cm da cota da soleira, percebendo assim que está bem dimensionado e não ocorrerá transbordamento.

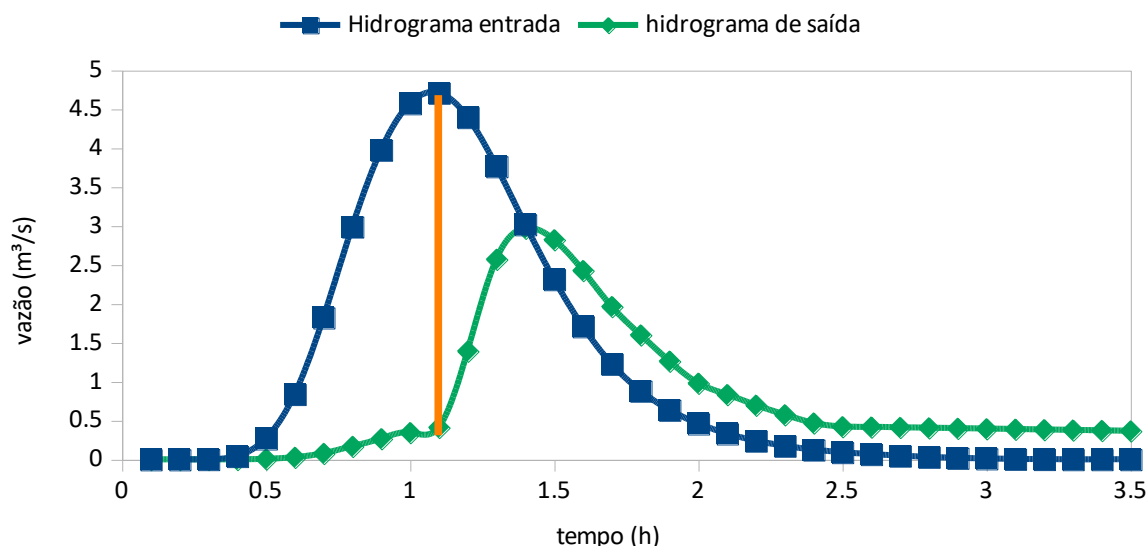


Figura 10. Hidrograma amortecido.

Finalmente, observe que a propagação resultou em uma redução da vazão efluente máxima de 4.71 m³/s (entrada) para 2.90 m³/s (saída). Isso é uma atenuação de 38.32%, obtida pela equação 6. O retardo no tempo é de aproximadamente 18 minutos.

$$\frac{\Delta Q}{Q_{af}} = \left( \frac{Q_{paf} - Q_{pef}}{Q_{paf}} \right) \times 100 \quad \text{Equação (6)}$$

Onde:

$\frac{\Delta Q}{Q_{af}}$ : diferença de laminação;

$Q_{paf}$ : Vazão de pico afluente m³/s;

$Q_{pef}$ : Vazão de pico efluente m³/s .

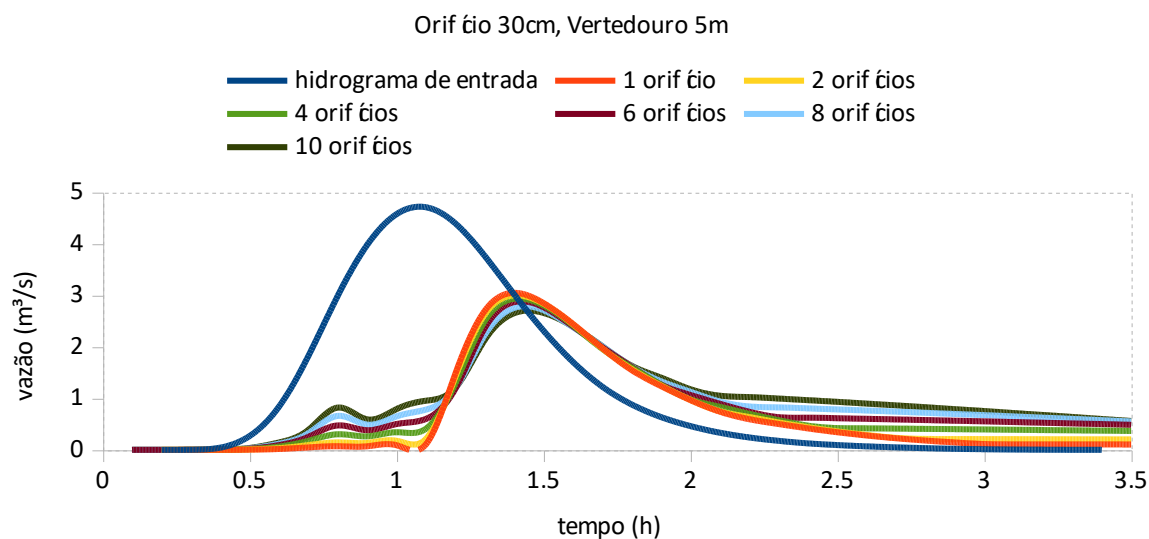
## Resultados

Esta seção apresenta os resultados das simulações para o amortecimento de cheia no reservatório de detenção com diferentes configurações de orifício e vertedouro, variando quantidade e tamanho.

### Amortecimento de cheias

Para a simulação da propagação foi adotado que os reservatórios possuem a metade da capacidade do volume de projeto, sendo utilizado o reservatório com capacidade de 6000 m<sup>3</sup>, então, foi adotado para o hietograma o período de retorno de 50 anos, duração de chuva de 60 minutos com passo de 6 minutos. Para determinar o volume de projeto foi realizado o cálculo da precipitação efetiva pela área da bacia contribuinte de cada hietograma, com parâmetro CN de 80 e área da bacia 40 hectares, gerando o volume de 13959 m<sup>3</sup>.

Durante as simulações foram constatadas algumas perturbações geradas no início e fim do escoamento (Figura 11), isso ocorre na transição entre canal e orifício, o canal para funcionar como orifício precisa estar afogado, por isso acontece essa variação na vazão. Para falha não ocorrer, é necessário calibrar os parâmetros do número de Manning e do coeficiente de descarga, a solução adotada foi considerar o orifício submerso.



**Figura 11.** Reservatório de 6000 m<sup>3</sup> com perturbação.

Foi adotado orifícios circulares e vertedouro retangular, a quantidade de orifícios varia de 1 a 10 com diâmetros de 30, 40 e 60 centímetros, para o vertedouro foram utilizados dois comprimentos de soleira, 2.5 m e 5 m. A eficiência dos dispositivos de saída será analisada pela laminação e o retardo de tempo em cada configuração do reservatório.

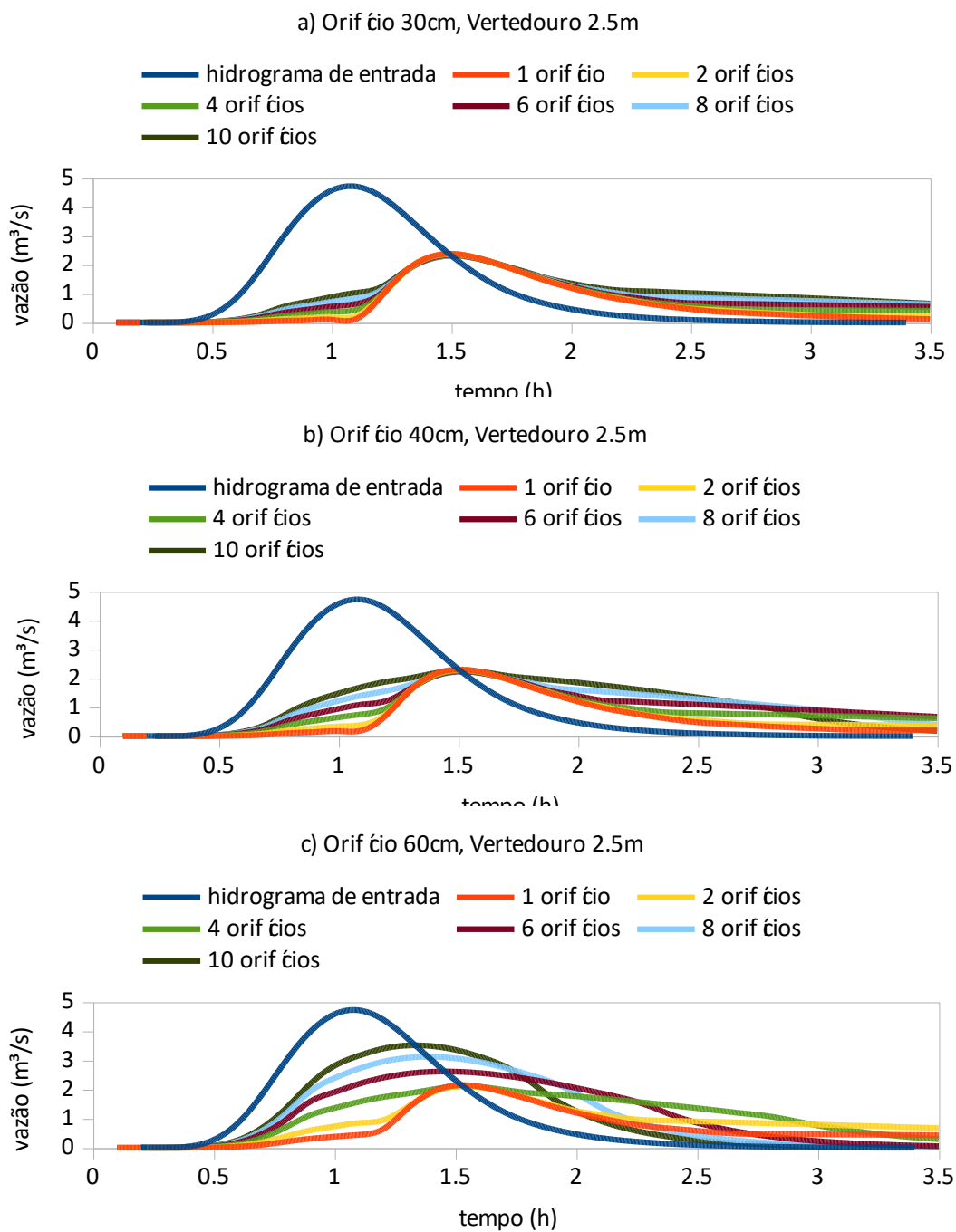


Figura 12. Método de Puls para soleira de 2.5 m.

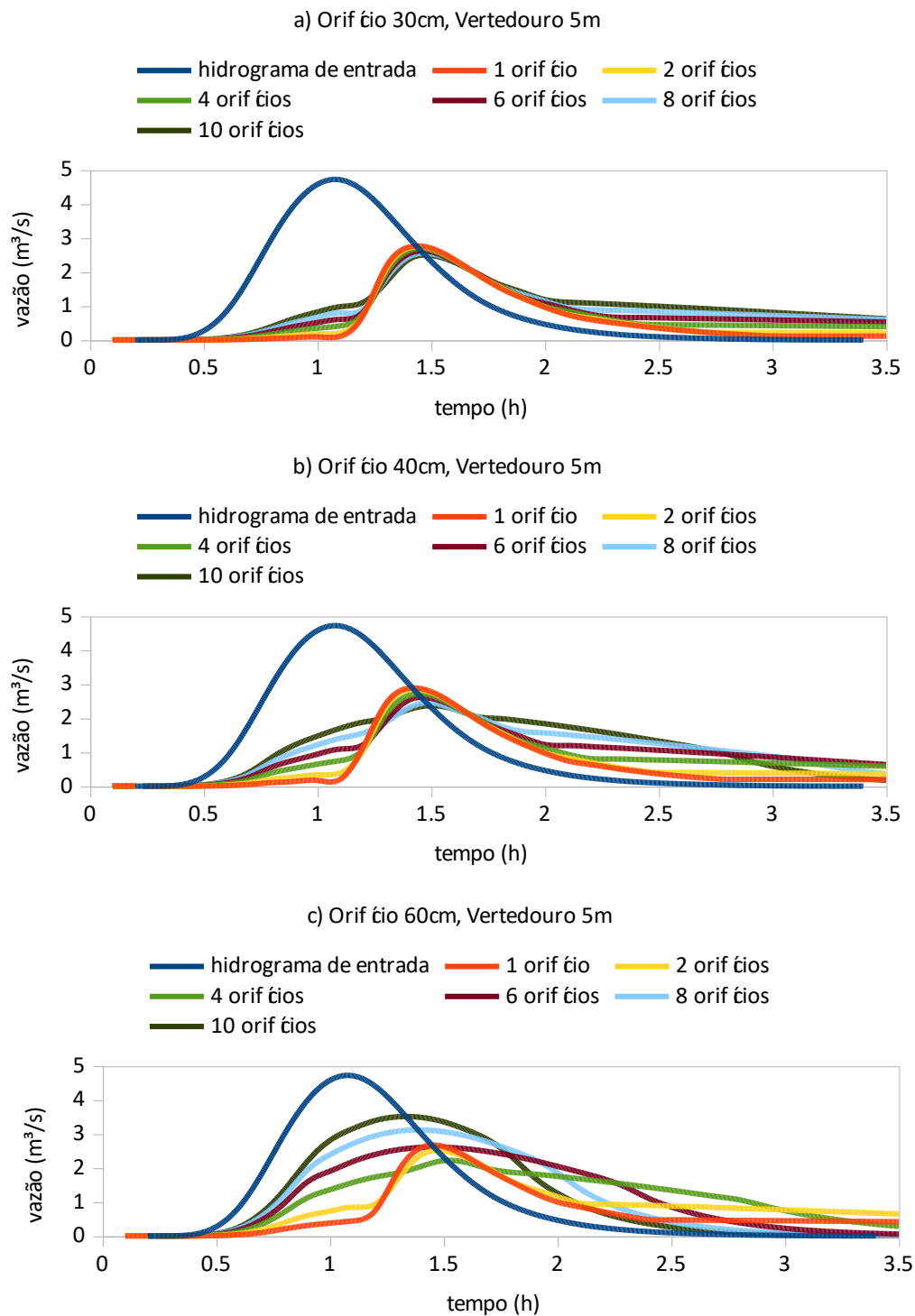


Figura 13. Método de Puls para soleira de 5 m.



Analisando a tabela 1, a maior laminação para o diâmetro de 30 cm é de 50.93 % para 10 orifícios, no segundo caso, para 40 cm o melhor rendimento foi de 52.93% com 8 orifícios e no terceiro caso, para 60 cm, foi de 55.51% para 2 orifícios. O melhor tempo de retardo de 18 minutos foi igual para os melhores rendimentos de laminação, com tempo de duração da chuva de 60 minutos. Nota-se que aumentando o diâmetro do orifício o reservatório fica super dimensionado, não utilizando sua capacidade máxima, sem fazer uso do vertedouro (Figura 12 e 13).

**Tabela 1.** Resultados para soleira de 2.5 m.

	Orifício 30cm			Orifício 40cm			Orifício 60cm		
	Vazão de Pico (m <sup>3</sup> /s)	Laminação (%)	tempo (h)	Vazão de Pico (m <sup>3</sup> /s)	Laminação (%)	tempo (h)	Vazão de Pico (m <sup>3</sup> /s)	Laminação (%)	tempo (h)
hidrograma de entrada	4.71	-	1.10	4.71	-	1.10	4.71	-	1.10
1 orifício	2.38	49.46	1.50	2.30	51.21	1.50	2.13	54.71	1.50
2 orifícios	2.36	49.77	1.50	2.29	51.45	1.50	2.09	55.51	1.50
4 orifícios	2.35	50.04	1.50	2.25	52.24	1.50	2.10	55.43	1.50
6 orifícios	2.34	50.34	1.50	2.23	52.63	1.50	2.61	44.66	1.50
8 orifícios	2.32	50.77	1.50	2.22	52.93	1.50	3.11	33.85	1.40
10 orifícios	2.31	50.93	1.50	2.25	52.13	1.50	3.50	25.64	1.30

Na tabela 2, foram encontrados resultados inferiores de rendimento nas três configurações de orifícios e tempo de retardo para o orifício de 30 cm sendo de 1.40 horas.

**Tabela 2.** Resultados para soleira de 5 m.

	Orifício 30cm			Orifício 40cm			Orifício 60cm		
	Vazão de Pico (m <sup>3</sup> /s)	Laminação (%)	tempo (h)	Vazão de Pico (m <sup>3</sup> /s)	Laminação (%)	tempo (h)	Vazão de Pico (m <sup>3</sup> /s)	Laminação (%)	tempo (h)
hidrograma de entrada	4.71	-	1.10	4.71	-	1.10	4.71	-	1.10
1 orifício	3.00	36.31	1.40	2.88	38.88	1.40	2.63	44.21	1.50
2 orifícios	2.96	37.14	1.40	2.83	39.92	1.40	2.50	47.00	1.50
4 orifícios	2.90	38.32	1.40	2.66	43.40	1.50	2.21	53.05	1.50
6 orifícios	2.84	39.63	1.40	2.58	45.16	1.50	2.61	44.66	1.50
8 orifícios	2.74	41.87	1.40	2.45	47.96	1.50	3.11	33.85	1.40
10 orifícios	2.66	43.55	1.40	2.36	49.80	1.50	3.50	25.64	1.30

Em todas as simulações os melhores resultados de laminação foram encontrados para a soleira de comprimento de 2.5 m, devido a altura da lâmina d'água em relação a sua cota proporcionam maiores valores de vazão. Pode-se perceber, que quanto maior for o abatimento maior será o tempo de retardo. Com estes dados é possível fazer a análise dos resultados para a escolha da melhor configuração de desempenho do reservatório em relação a laminação e o tempo de retardo, sem sobrecarregar e subutilizar o sistema.

### Conclusão

Reservatórios dotados de diferentes arranjos nos dispositivos de saída apresentam desempenhos significativamente distintos, ainda que a capacidade de acumulação de água seja a mesma. Portanto, há de se reconhecer a relevância da adequada seleção e dimensionamento dos elementos.

Este estudo procurou estimar o efeito dos dispositivos de saída no reservatório de detenção, avaliando sua eficiência na atenuação das vazões de uma área urbanizada na cidade de Fortaleza, atendendo aos objetivos que foi proposto, tendo gerado resultados coerentes.

Durante a época de chuva se não forem tomadas as medidas necessárias as enchentes aparecerão. O cenário urbanizado mostra o quanto a vazão pode variar com a interferência do homem no meio ambiente, além da antecipação do tempo de pico, o valor da vazão também aumenta. A técnica compensatória utilizada amorteceu os valores de vazão e tempo de retardo do pico, sendo possível prever a capacidade de acumulação do reservatório para manter a vazão igual ao cenário pré-urbanizado.

A cidade de Fortaleza possui vários parques, sendo que o espaço não é aproveitado para a utilização de técnicas compensatórias. Com o advento de espaço, outras simulações podem ser feitas e reservatórios implantados. Sendo que, as medidas compensatórias são, em geral, mais onerosas do que as medidas mitigatórias.

Para estimar a capacidade de acumulação do reservatório de detenção, é necessário estabelecer criteriosamente a estratégia de liberação da água a jusante, de forma a alcançar os benefícios efetivo da medida compensatória, seja atenuando a vazão como o retardo no tempo de pico.

A necessidade de continuidade deste estudo fica evidente, uma vez que, a variabilidade dos modelos adotados para o reservatório são grandes. Como recomendação para trabalhos futuros, devem-se estudar outros locais para a criação de reservatórios de detenção com áreas de bacia de contribuição superior, outras técnicas compensatórias para avaliar o amortecimento da cheia,

variar o tempo de concentração, usar orifícios e vertedouro com formas geométricas diferente e a viabilidade financeira para construção do reservatório.

### Referencias bibliográficas

- Baptista, M. B., de Oliveira Nascimento, N., Barraud, S. (2011) *Técnicas compensatórias em drenagem urbana*. ABRH.
- Butler, S. S. (1957) *Engineering hidrology* (No. 551.49 B88)
- Diário do Nordeste (2019) *Fortaleza registra maior chuva do ano; alagamentos afetam bairros*. Acesso em 14 de Abril de 2020, disponível em: <https://diariodonordeste.verdesmares.com.br/editorias/metro/online/fortaleza-registra-maior-chuva-do-ano-alagamentos-afetam-bairros-1.2051785>
- Gribbin, J. E. (2009) *Introdução à hidráulica, hidrologia e gestão de águas pluviais*. Cengage Learning.
- Neves, M., Tassi, R., Allasia, D. G., Villanueva, A. O. (2005) Propostas de melhorias nos reservatórios para controle de cheias urbanas. In *XX Congreso Nacional del Agua y III Simposio de Recursos Hidricos del Cono Sur*. Mendoza: CONAGUA.
- Butler, S. (1957) *Engineering Hydrology*. [S.l.]: Prentice-Hall.
- Puls, L. (1928) Flood Regulation of the Tennessee River, House Document No. 185, Pt. 2, Appendix B. In *70th Congress, 1st Session, US Government Printing Office, Washington, DC*.
- Silva, F. O. E. D., Palácio Júnior, F. F. R., Campos, J. (2017) Equação de chuvas para Fortaleza-CE com dados do pluviógrafo da UFC. 2013.
- da Silveira, A. L. L. (2005) Desempenho de fórmulas de tempo de concentração em bacias urbanas e rurais. *Rev Bras Recur Hídricos*, **10**(1), 5-23.
- Tucci, C. E., Porto, R. L. L., Barros, M. T. (1995) *Drenagem Urbana: Coleção ABRH de Recursos Hídrico*. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 5.
- Tucci, C. E. (2012) *Hidrologia: ciência e aplicação*. Porto Alegre: Editora da Universidade, 2.
- United States. Soil Conservation Service. Engineering Division. (1986) *Urban hydrology for small watersheds* (No. 55) Engineering Division, Soil Conservation Service, US Department of Agriculture.

# REVISTA AIDIS

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

## TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA GALVANOPLÁSTICA MEDIANTE HUMEDALES INTENSIFICADOS A NIVEL MICROCOSMOS

Daniela González-Pereyra <sup>1</sup>  
\* Rodolfo Cisneros-Almazán <sup>2</sup>  
Rodolfo Cisneros-Pérez <sup>1</sup>  
Z. Arturo Guadiana-Alvarado <sup>2</sup>  
Gerson A. Soto-Peña <sup>2</sup>

## TREATMENT OF WASTEWATER FROM THE ELECTROPLATING INDUSTRY USING INTENSIFIED WETLANDS AT THE MICROCOSM LEVEL

Recibido el 5 de septiembre de 2021. Aceptado el 22 de marzo de 2022

### Abstract

Constructed wetland (CW) prototypes were tested as a non-conventional treatment of wastewater from an electroplating industry, the systems worked with the subsurface vertical flow with water recirculation. Two types of substrates were evaluated, natural zeolite and metallurgical slag. The prototypes were designated as PCW-Z and PCW-E, respectively. The PCWs were vegetated with *Phragmites australis* and worked for 29 weeks including a plant adaptation period and a treatment period. Industrial wastewater was added for 16 weeks and the initial and final values of copper, COD, TSS, detergents, electrical conductivity, and pH were evaluated. The contact of the wastewater with the plants generated a reduction in their population, at the end of the process the PCW-Z had an average loss of 9 plants, however, new shoots continued to be generated, showing the high resistance of the plants to copper-contaminated effluents. The wastewater treatment results showed copper removal percentages of 95.8 % for PCW-Z and 96.7 % for PCW-E, values corresponding to the first four weeks of treatment. After 16 weeks, the percentage of removal decreased in a range of 0 to 10% on average for both substrates. PCWs proved to be efficient in the removal of TSS and detergents during the whole treatment process with percentages of 95.1 % and 94.8 %, respectively. Based on the results, it can be said that PCWs are efficient in the treatment of wastewater from the electroplating industry when low copper concentrations are present; however, a key aspect to be taken care of is the high salinity that this type of water contains since it was not possible to reduce the concentration with these systems, generating negative effects on the plants and the substrate; therefore, prior treatment is recommended before applying the effluent to the constructed wetlands.

**Keywords:** copper, metallurgical slag, *Phragmites australis*, zeolite.

<sup>1</sup> Ingeniería y Ciencia de Materiales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.

<sup>2</sup> Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.

\* Autor correspondiente: Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Av. Dr. Manuel Nava 304, Zona Universitaria, 78210 San Luis, S.L.P, México. Email: [cisnerro@uaslp.mx](mailto:cisnerro@uaslp.mx)

## Resumen

Se probaron prototipos de humedales construidos (CW por sus siglas en inglés) como tratamiento no convencional del agua residual de una industria galvanoplástica, los sistemas trabajaron con flujo vertical subsuperficial con recirculación de agua. Se evaluaron dos tipos de sustratos, zeolita natural y escoria metalúrgica. Los prototipos se denominaron como PCW-Z y PCW-E, respectivamente. Los PCW fueron vegetados con *Phragmites australis* y trabajaron durante 29 semanas incluyendo un periodo de adaptación de las plantas y un periodo de tratamiento. Durante 16 semanas se adicionó agua residual industrial evaluando los valores iniciales y finales de cobre, DQO, SST, detergentes, conductividad eléctrica y pH. El contacto del agua residual con las plantas generó una reducción en su población, al final del proceso los PCW-Z tuvieron una pérdida promedio de 9 plantas, sin embargo, siguieron generándose nuevos brotes, dejando ver a alta resistencia de las plantas frente a efluentes contaminados con cobre. Los resultados de la depuración del agua residual mostraron porcentajes de remoción de cobre del 95.8 % para PCW-Z y 96.7 % para los PCW-E, valores correspondientes a las primeras cuatro semanas de tratamiento. Después de 16 semanas el porcentaje de remoción disminuyó en un rango de 0 a 10% en promedio para ambos sustratos. Los PCW resultaron ser eficientes en la remoción de SST y detergentes durante todo el proceso de tratamiento con porcentajes de 95.1 % y 94.8 %, respectivamente. Basado en los resultados se puede decir que los PCW resultan eficientes en el tratamiento de agua residual de la industria galvanoplástica cuando se presentan bajas concentraciones de cobre, sin embargo, un aspecto clave que se debe cuidar es la alta salinidad que contiene este tipo de agua, ya que no fue posible disminuir la concentración con estos sistemas generando efectos negativos sobre las plantas y el sustrato, por lo que se recomienda un tratamiento previo antes aplicar el efluente a los humedales construidos.

**Palabras clave:** cobre, escoria metalúrgica, *Phragmites australis*, zeolita.

## Introducción

El tratamiento y reúso del agua dentro de las industrias puede representar una opción viable para reducir la actual presión hídrica (Galizia, 2008), no obstante, para que las industrias entren en un esquema de sostenibilidad es necesario que todos sus procesos, incluyendo el tratamiento de sus aguas, genere los menores impactos posibles. Las tecnologías sostenibles constituyen herramientas importantes para lograr un cambio, y pueden contribuir de forma especial a que los países en vías de desarrollo puedan alcanzar los objetivos de sostenibilidad (Argüello, 2017). Industrias del ramo de la galvanoplastia, consumen cerca del 95 % del total del agua de proceso en el lavado de piezas (Ríos, Posadas, & Uribe, 2011). Una industria ubicada en la ciudad de San Luis Potosí, México, genera cerca de 150 m<sup>3</sup>/mes de agua residual proveniente del lavado de piezas, este tipo de agua se caracteriza por tener altas concentraciones de metales pesados, en especial cobre, pH muy bajos, altas conductividades eléctricas y alta concentración de detergentes. Dichas concentraciones llegan a ser superiores a las establecidas en las regulaciones nacionales y locales para descargas a los sistemas de alcantarillado municipal, asimismo la composición de esta agua no permite su reutilización en ningún sector de la empresa, por lo que sin duda exige un tratamiento previo sea cual sea su destino.

El tratamiento del agua residual de la mayoría de las industrias dedicadas a la galvanoplastia se basa en procesos fisicoquímicos, tales como la precipitación química, la cual se utiliza para la remoción de los metales mediante la formación de especies insolubles determinadas por el pH de la solución que después se remueven en forma de lodos, este método ha sido ampliamente utilizado por ser de relativa facilidad de operación y bajos costos de operación (Barakat, 2011), sin embargo, presenta desventajas como la adición de grandes cantidades de químicos, bajas eficiencias en la remoción de los metales y la generación de grandes cantidades de lodos, esta última representa un problema tanto económico como ambiental para las industrias ya que es necesario disponer adecuadamente de los residuos generados. Otros sistemas de tratamiento convencionales requieren de numerosos equipos y sistemas electromecánicos que producen elevados costos de mantenimiento.

Por lo anterior, se busca implementar sistemas de tratamiento que reduzcan los impactos tanto económicos como ambientales de los sistemas convencionales. Entre las alternativas se encuentran los humedales construidos (CWs), los cuales han sido reconocidos como tecnologías sostenibles con capacidad de depurar distintos tipos de agua (Vymazal, 2014; Wu, *et al.*, 2015; Moreira, *et al.*, 2021). Los humedales han sido probados con diferentes tipos de aguas residuales industriales, sin embargo, existe un área de oportunidad para evaluar su eficiencia en la industria galvanoplástica.

El funcionamiento de los humedales construidos se basa en una compleja interacción entre sus distintos componentes: sustrato, columna de agua, vegetación y microorganismos, estos condicionan el grado de depuración que puede ser alcanzado. Los sistemas de humedales construidos se describen típicamente por la posición de la superficie del agua y/o el tipo de vegetación presente, las principales configuraciones son humedales de flujo libre (HFL), humedales de flujo subsuperficial (HFSS) y estos últimos se dividen en humedales de flujo vertical (HFV) y humedales de flujo horizontal (HFH) (Wu, *et al.*, 2015).

Dentro de los humedales construidos ocurren varios procesos encargados de la remoción de los contaminantes, específicamente para los metales pesados se destacan la sedimentación, filtración, procesos vinculados al sustrato, adsorción, intercambio catiónico, precipitación y co-precipitación como sales insolubles, fitodegradación y fitoacumulación por plantas o algas y procesos microbianos (Yadav, *et al.*, 2012). Los procesos de remoción están directa o indirectamente influenciados por condiciones ambientales internas o externas, tales como temperatura, disponibilidad de oxígeno disuelto, fuentes de carbono orgánico, pH, condiciones redox y operación (Wu, *et al.*, 2015), normalmente se considera difícil identificar cuál de esta serie de procesos se están llevando a cabo en un determinado sistema (Galván, 2016).

Unos de los componentes más importantes de los humedales construidos es el sustrato, en este se llevan a cabo la mayoría de los procesos de remoción, además fungen como soporte y sumidero de fuentes de carbono para los microorganismos y determina la movilidad del agua debido a su permeabilidad, asimismo es el medio de cultivo para las plantas; por lo cual la selección de sustratos adecuados para los CWs usados el tratamiento de aguas residuales especialmente las industriales es un tema importante (Lara-Borrero, 1999).

Frecuentemente se utilizan como sustratos materiales naturales, medios artificiales y productos industriales, tales como: grava, arena, arcilla, calcita, piedra bola, vermiculita, escoria, cenizas, bentonita, dolomita, piedra caliza, cáscaras, zeolita, wollastonita, carbón activado y agregados de bajo peso (Wu, *et al.*, 2015). El uso de sustratos especiales se realiza con el fin incrementar la remoción de las sustancias contaminantes de las aguas residuales industriales que no pueden ser removidas mediante sustratos convencionales como grava y arena. Con el fin de intensificar los CWs, destacan sustratos como zeolitas, residuos industriales y agroindustriales, que han sido utilizados especialmente para aguas contaminadas con metales pesados (Wu, *et al.*, 2015).

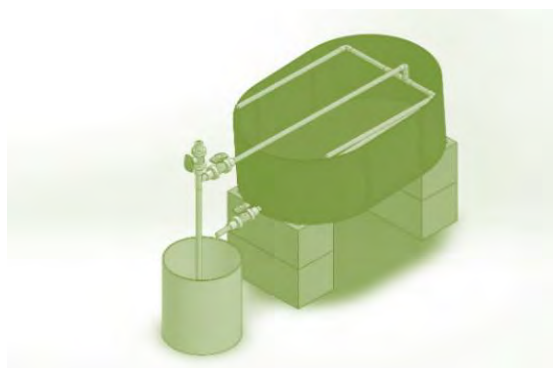
Con base en lo anterior, en el presente estudio derivado del trabajo de tesis (González-Pereyra, 2020), se realizaron pruebas en prototipos de humedales construidos (PCW) para evaluar la capacidad de depuración del agua residual de lavado de piezas de una industria dedicada a la galvanoplastia. Con el fin de intensificar los procesos de remoción dentro de los prototipos se probaron dos sustratos: zeolita natural denominando los sistemas como PCW-Z y escoria metalúrgica (PCW-E), la elección de estos materiales se debe a que ambos presentan capacidad de remover metales pesados y además son considerados materiales económicos.

### Metodología

Se realizó la caracterización del agua residual de una industria galvanoplástica ubicada en la ciudad de San Luis Potosí, México, se tomaron nueve muestras de agua del proceso de lavado de piezas durante cuatro semanas, dichas muestras se analizaron por Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS) para determinar la concentración de iones  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Fe}_{\text{total}}$ ,  $\text{Cu}_{\text{total}}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}_{\text{total}}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Ag}^+$ ,  $\text{Au}^+$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  y  $\text{Al}^{3+}$ . Además, se analizaron las concentraciones de cobre, demanda química de oxígeno (DQO) y detergentes (medidas como sustancias activas al azul de metileno SAAMN) por métodos colorimétricos utilizando el equipo Espectrofotómetro DR 2800 de HACH siguiendo los métodos 8506, 8000 y 8028 del manual del equipo correspondientes a cada analito antes mencionado. Estos mismos métodos se utilizaron durante todo el periodo de pruebas de tratamiento. Adicionalmente se determinaron los sólidos suspendidos totales (SST) de acuerdo con el procedimiento descrito en la NMX-AA-034-SCFI-2001; finalmente se midió la alcalinidad por el método descrito en la NMX-AA-036-SCFI-200.

Los prototipos se diseñaron con una configuración de flujo vertical; se construyeron por triplicado para cada tipo de sustrato probado, es decir, tres contenían una mezcla de zeolita natural (clinoptilolita) y perlita (material inerte) en proporciones 70-30% respectivamente como sustrato, y otros tres contenían una mezcla de escoria metalúrgica (desecho minero), perlita y grava en proporción 40-40-20%.

Los prototipos fueron construidos con cubetas ovales con capacidad de 150 L y el volumen de la mezcla de materiales fue de 115 L aproximadamente, las tuberías del sistema de alimentación fueron construidas de PVC, colocando tres líneas perforadas sobre el sustrato para asegurar una mejor distribución del agua, en la parte inferior de la cubeta se dispuso un tubo perforado para la salida del efluente tratado. Los prototipos trabajaron con un sistema de recirculación de agua, por lo que cuentan con un solo tanque para la alimentación del influente y para la recepción del efluente tratado. El agua residual se alimentó por la parte superior de los prototipos a través de una bomba sumergible que se encontraba en el tanque de almacenamiento (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).



**Figura 1.** Diseño de los prototipos de humedales construidos tipo HFV.

Los PCWs se vegetaron con plantas de la especie *Phragmites australis*. Las plantas fueron distribuidas de forma homogénea en la superficie de los prototipos. Estas tuvieron un periodo de adaptación de tres meses, durante este periodo se alimentó una solución nutritiva compuesta por  $\text{KNO}_3$ ,  $\text{K}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HPO}_3$ ,  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  y  $\text{MgSO}_4$  (Steiner, 1984). Se monitoreó el pH y la conductividad eléctrica (CE) del agua con un equipo HQ40d HACH, además de la temperatura y humedad ambiental con una sonda portátil, el desarrollo de la planta por aumento de número de plantas y cambios visuales como color de hojas y tallos y el flujo y consumo de agua por métodos volumétricos. Con base en el monitoreo, los prototipos trabajaron a temperaturas ambientales máximas de 30.9 °C y mínimas de 16.6 °C, respecto a los valores de pH y CE los prototipos presentaron pH cercanos a la neutralidad y CE de 8.43 mS/cm en los PCW-E y 4.91 mS/cm en los PCW-Z, estos valores son derivados de la adición de solución nutritiva, así como de la naturaleza misma de los materiales.



Una vez que transcurrió el periodo de crecimiento se inició la alimentación de agua residual industrial. Para evitar daños severos en las plantas durante el arranque del tratamiento se suministraron diluciones del agua residual en 25 %, 50 %, 75 % v/v y finalmente sin diluir (100 %); las diluciones se realizaron con agua potable, cabe señalar que se ajustó el pH entre 7-7.5 para disminuir las afectaciones en las plantas por lo bajos pH que presenta el agua residual. De cada dilución y del agua cruda se alimentaron 2.0 L diariamente en cada humedal, cada cambio en el porcentaje de dilución se realizó semanalmente.

Para cada dilución se analizaron las concentraciones de cobre antes y después del tratamiento con el mismo método antes mencionado y se continuaron monitoreando los parámetros ambientales. En el caso del agua sin diluir se alimentó el mismo volumen diariamente durante 16 semanas, evaluando la capacidad de depuración de los prototipos a través de la concentración de cobre, DQO, sólidos suspendidos totales, alcalinidad y detergentes antes y después del tratamiento. Con base en los parámetros ambientales, al final del proceso de tratamiento los prototipos trabajaron con flujos promedio de 2.37 m<sup>3</sup>/d en el caso de los PCW-Z y 4.51 m<sup>3</sup>/d para los PCW-E.

## Resultados

### Caracterización del agua residual industrial.

El análisis realizado por ICP-MS mostró que los iones encontrados en mayor proporción fueron Cu<sub>total</sub>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Al<sup>3+</sup> y Fe<sub>total</sub> con concentraciones de 116.6, 78.2, 55.0, 27.6 y 18.7 mg/L, respectivamente. En la Tabla 1 se muestran los valores de la caracterización del agua residual. De acuerdo con estos datos el agua residual no cumple con la normatividad mexicana para la descarga al alcantarillado (NOM-002-SEMARNAT-1996) y la normatividad local aplicable para la industria galvanoplástica establecida por Norma Técnica Ecológica del estado de San Luis Potosí (NTE-SLP-AR-001/05).

Todos los parámetros están reportados en mg/L, en el caso de la acidez como mg CaCO<sub>3</sub>/L y la conductividad eléctrica CE (mS/cm). SST= Sólidos Suspendidos Totales, SAAM= Sustancias Activas al Azul de Metileno (como medida de los detergentes), DQO= Demanda Química de Oxígeno.

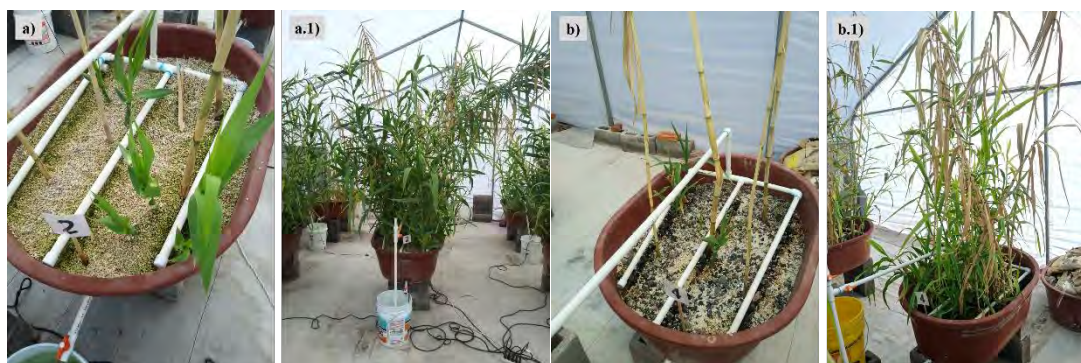
Comparando los valores de la Tabla 1 con otras referencias (Ghorpade y Ahammed, 2018; Qin *et al.*, 2018), se muestra que ninguna agua residual proveniente de la industria galvánica tiene las mismas características, ya que la composición varía respecto a los reactivos utilizado en el proceso de galvanizado y lavado de piezas, incluso las buenas prácticas que tenga el operario para realizar el lavado de las piezas pueden llegar a determinar la concentración en el agua residual de sustancias como los detergentes.

**Tabla 1.** Constituyentes del agua residual del lavado de piezas de la industria de galvanoplastia.

	SST	SAAM	Acidez	Cobre	DQO	pH	CE
Promedio	2842.7	13.9	5831.7	162.6	2286.1	1.71	23.6
Máximo	8398.5	28.4	10927	271.0	5025	2.06	35.8
Mínimo	544.0	5.10	2179.9	85.3	1025	1.38	12.4

### Periodo de adaptación de las especies vegetales.

Las plantas de *P. australis* presentaron mejor desarrollo en los prototipos de humedales construidos con zeolita como sustrato (PCW-Z) finalizando el periodo de adaptación con  $74 \pm 7$  plantas, caso contrario a los prototipos con escoria (PCW-E) que desarrollaron  $28 \pm 14$  plantas (Fig. 2a), se ha reportado el uso de este material como mejorador de suelo en la agricultura (Cárdenas-Garza & Rocha-Rios, 2021) ya que permite aprovechar de manera más eficiente los fertilizantes, en este caso la solución nutritiva, al liberarse de forma lenta y controlada los nutrimentos en la rizósfera (Paredes, *et al.*, 2013). La diferencia en la población de plantas en cada PCW se reflejó en la variación en el consumo de agua bajo las mismas condiciones ambientales, los PCW-Z tuvieron un consumo promedio de 7.03 L/d y los PCW-E (prototipos de humedales construidos con escoria) de 3.88 L/d, estos valores resultan de interés para la implementación de humedales de descarga cero.



**Figura 1.** Desarrollo de *P. australis* durante el periodo de adaptación, a) PCW-Z inicio a.1) PCWZ final del periodo de crecimiento, b) PCW-E inicio, b.1) PCW-E final del periodo de crecimiento

### Tratamiento del agua residual del lavado de piezas galvánicas

Se observó una disminución en el flujo inicial y final durante periodo de tratamiento, esta característica se ha observado en otras pruebas a pequeña escala (prototipos), autores como Sochacki, *et al.*, (2014a) realizan tratamientos utilizando grava como sustrato, en su caso el flujo varió de 3.25 L/min a 2.00 L/min después de 33 semanas de tratamiento, estos cambios pueden deberse a los procesos de evapotranspiración y evaporación, así como a implicaciones técnicas

de los mismos sistemas, es decir, funcionamiento de bombas y tuberías (Galván, 2016). Asimismo, la diferencia de flujo en cada tipo de sustrato está dada por la granulometría de cada material, sumado a que el mayor número de plantas desarrolladas en la zeolita implica mayor presencia de raíces y por lo tanto una reducción de los espacios por donde el agua fluye.

Una vez que comenzó la adición del agua residual el crecimiento de las plantas en los PCW-Z no se vio afectado en las tres semanas correspondientes a la alimentación de diluciones, sin embargo, el número de plantas nuevas por semana se vio reducida respecto al periodo de adaptación, donde hubo de siete a ocho plantas nuevas por semana y una vez alimentada el agua residual sólo se observó un incremento de tres plantas por semana. En los PCW-E hubo pérdida de dos plantas en promedio por semana una vez que se aplicó el agua residual.

Se observó una alta tolerancia de las plantas a la salinidad del agua residual, ya que los PCW-Z alcanzaron conductividades eléctricas de hasta 22.4 mS/cm presentándose únicamente decoloración en las hojas, en el caso de los PCW-E la planta se vio sustancialmente afectada, ya que más de la mitad de la población llegó a la marchitez, no obstante, los prototipos trabajaron con conductividades eléctricas de 41.6 mS/cm. Después de 16 semanas, en las cuales se adicionó agua residual (incluyendo las diluciones), se observó una importante disminución en el número de plantas en los PCW-E, donde al finalizar el proceso de tratamiento la población inicial cayó hasta cero. En el caso de los PCW-Z las plantas presentaron menores afectaciones, presentándose fluctuaciones en su número, finalizado el proceso de tratamiento con una pérdida de nueve plantas en promedio. Otras afectaciones observadas en las plantas fueron la pérdida de coloración en las hojas y la generación de lignificación en los tallos, sobre todo en las plantas más desarrolladas, además de un lento crecimiento de los brotes nuevos, cabe destacar que en los PCW-Z continuaron creciendo brotes nuevos durante todo el tratamiento (Fig 3a.1), la tolerancia de *P. australis* a aguas residuales metálicas coincide con otros trabajos, Ramírez *et al.*, (2019) menciona la pérdida de coloración en las hojas sin llegar a la marchitez total. Sun *et al.* (2013), observaron una disminución en el tamaño de las raíces y pérdida en la coloración pero un continuo crecimiento de hojas y brotes nuevos como resistencia a la toxicidad de los metales.

Los resultados de la medida de evaporación/consumo de agua muestran un mayor consumo de agua en los PCW-Z con un promedio de 3.31 L/d, con máximos de 7.71 L/d y mínimos de 0.7 L/d, por el contrario, los PCW-E presentaron evaporaciones promedio de 1.59 L/d, máximos de 4.20 L/d y mínimos de 0.0 L/d, esta diferencia puede deberse principalmente al número de plantas presentes en cada tipo de sustrato y en menor medida por la capacidad de almacenamiento del material. Este mismo comportamiento es observado en el trabajo de Galván (2016), quien menciona que la presencia de plantas favorece la pérdida de agua en el sistema por la vía de la evapotranspiración más que los sistemas que solo realizan evaporación, es decir, los sistemas donde no tienen plantas.



**Figura 2.** Cambios en el número y coloración de las plantas al inicio y al final del tratamiento. a) inicio de los PCW-Z, a.1) fin de los PCW-Z, b) inicio de los PCW-E, b.1) fin de los PCW-E.

Comparando el grado de consumo de agua durante el periodo de adaptación y tratamiento, se pudo observar una disminución del 52.9 % en los PCW-Z y un 59.5 % en los PCW-E, esto puede deberse, primero a que durante la adaptación el consumo de agua por las plantas en crecimiento y los nuevos brotes fue mayor y segundo por un mecanismo de defensa, ya que al estar en contacto la planta con agua residual alta en sales se reduce la entrada de este tipo de agua para mantener la presión osmótica en sus tejidos. Otros trabajos como el de Ramírez *et al.*, (2019) reportan evaporaciones promedio de 9.7 mm/d utilizando *Phragmites sp.*, como especie vegetal, este mismo autor menciona que otras fuentes han reportado de 2.0 a 30.9 mm/d, en este caso se tuvieron promedios de 55.0 mm/d en PCW-Z y 26.9 mm/d en PCW-E.

Para evaluar la relación del consumo de agua con las condiciones climáticas del invernadero se realizó un análisis de correlación de las variables implicadas, los resultados muestran que la humedad y la temperatura se encuentran relacionadas en su variación ( $r = -0.7747$ ), la evaporación en los PCW-Z no tiene relación con la temperatura y la humedad del invernadero ( $r = 0.2670$  y  $r = -0.2578$ , respectivamente), este mismo comportamiento se observó en los PCW-E ( $r = 0.3706$  temperatura y  $r = -0.3207$  humedad), los valores más altos en los PCW-E pueden deberse al menor número de plantas, por lo que se puede decir entonces que la evaporación está

relacionada con el número de plantas en los prototipos y no en las condiciones climáticas en el invernadero. Ramírez *et al.*, (2019) reportan que los valores de evaporación están estrechamente relacionados con la altura de la planta, esto debido al oasis o al efecto de advección debido que se genera por la gran altura de las macrófitas y al tamaño relativamente pequeño de las unidades piloto.

### Resultados de la depuración del agua residual de la industria galvánica

Durante el periodo de arranque (alimentación con diluciones) se obtuvieron altas eficiencias en la remoción de cobre (Tabla 2), los resultados coinciden con otros trabajos (Sochacki *et al.*, 2014 y Sudarsan *et al.*, 2015), en el trabajo realizado por Sochacki *et al.* (2014) donde se prueban humedales para tratar agua de la industria galvánica se obtuvieron porcentajes de 97.4 % en este caso de 96.7 %.

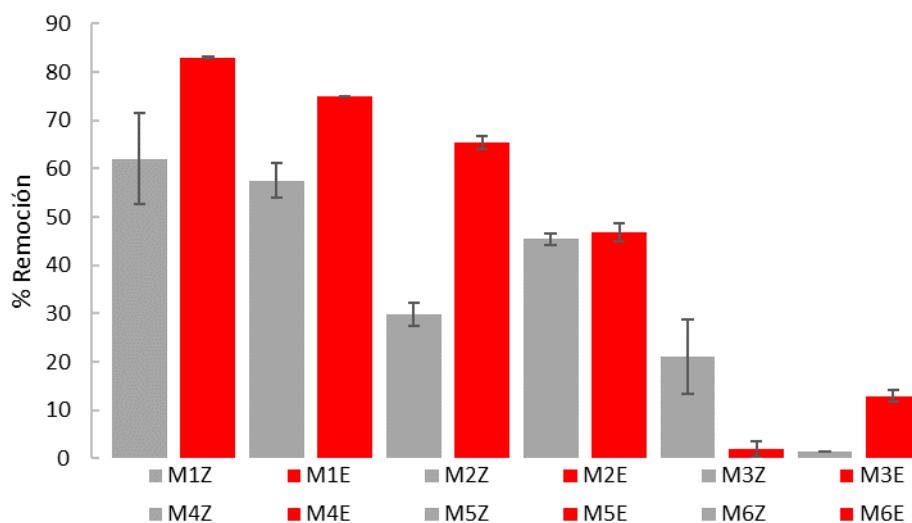
**Tabla 2.** Porcentajes de remoción de cobre a diferentes concentraciones

Dilución v/v	[Cu <sup>2+</sup> ] <sub>0</sub> mg/L]	% Remoción		Dilución v/v	[Cu <sup>2+</sup> ] <sub>0</sub> mg/L]	% Remoción	
		Zeolita	Escoria metalúrgica			Zeolita	Escoria metalúrgica
25%	28.6	51.0	77.3	75%	88.0	94.9	97.5
50%	74.6	90.8	96.2	100%	87.0	95.8	96.7

1 semana de tratamiento por cada dilución.

Se puede observar en la Tabla 2 que los porcentajes de remoción incrementan conforme incrementa la concentración de cobre, este comportamiento es observado en diferentes materiales adsorbentes (Ibrahimi & Sayyadi, 2015). Entre el agua diluida al 75 % y el agua sin diluir las concentraciones de cobre inicial no cambian significativamente por lo tanto la eficiencia de remoción también presenta valores similares. Otros autores (Sudarsan, *et al.*, 2015) reportan remociones cercanas al 100 % con diluciones del 50 % a dos días de operación, en este caso se obtuvieron porcentajes superiores al 90 % para un periodo de una semana.

Una vez que se trató el agua residual sin dilución, se tomaron muestras quincenalmente para evaluar la remoción tanto de cobre como del resto de los contaminantes de interés. En la Figura 4 se muestran los valores de la remoción de cobre para cada sustrato, los PCW-E presentaron mayores porcentajes de remoción en cada quincena, fue hasta el final del proceso donde las eficiencias de cada sustrato fueron prácticamente iguales y para la quinta quincena la remoción cayó significativamente para ambos sustratos, especialmente en los PCW-E donde la remoción fue casi nula, al final del proceso los PCW-Z presentaron eficiencias muy bajas, es decir, los sistemas fueron saturados.



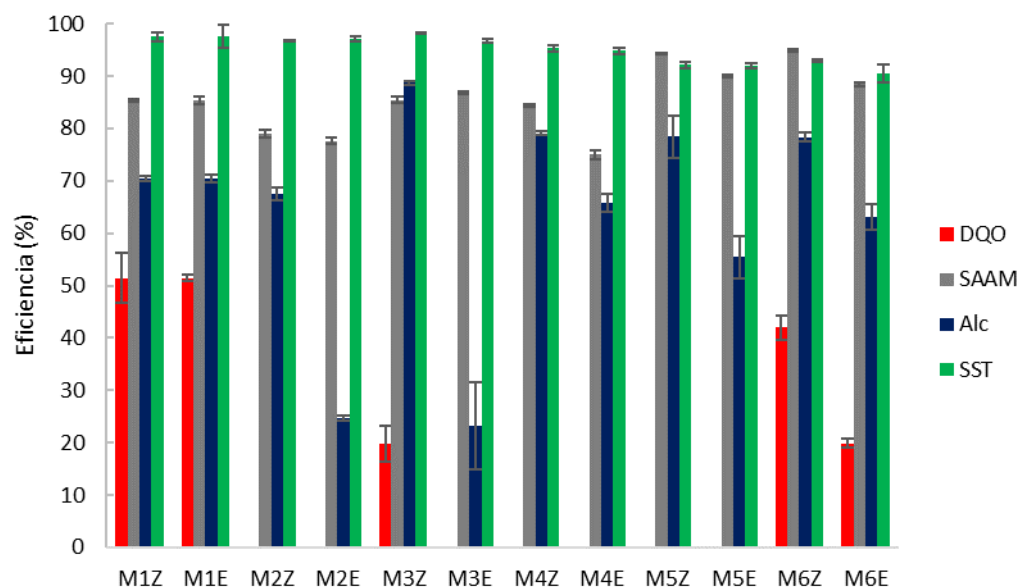
**Figura 4.** Remoción de cobre por PCW con sustrato de zeolita y escoria M1Z (muestra 1 zeolita), M1E (muestra 1 escoria).

En el caso del resto de los constituyentes del agua residual las eficiencias de remoción se muestran en la Figura 5, las eficiencias para parámetros como SST y SAAM se pueden considerar altas, para los SST se alcanzaron los límites máximos permisibles establecidos en las normas, con promedios de 64.0 mg/L para los PCW-Z y 87.0 mg/L para los PCW-E. Respecto a las SAAM los porcentajes de remoción también se mantuvieron constantes durante todo el proceso, las concentraciones finales no alcanzan los límites de la normatividad durante todo el tratamiento, sin embargo, las remociones son bastante considerables pues al final del proceso se obtuvieron concentraciones promedio de 0.40 mg/L para los PCW-Z y 0.95 mg/L para los PCW-E con eficiencias de 95.1 % y 94.8 %, respectivamente.

En el caso de la DQO se alcanzaron eficiencias cercanas al 50% en la primera quincena de tratamiento, sin embargo, durante los siguientes muestreos la eficiencia de remoción disminuyó significativamente hasta ser nula, esto puede deberse a la acumulación de sales en el agua reflejada en las medidas de conductividad eléctrica.

Las eficiencias alcanzadas al inicio del tratamiento y las reportadas por otros autores indican la capacidad de depuración de los CW ante los metales pesados como el cobre, You, *et al.*, (2014) concluye que los CWs son altamente eficientes en la eliminación de  $\text{Cu}^{2+}$  y que dicho sistema podría desarrollarse para la descontaminación de aguas residuales de la galvanoplastia y otras aguas residuales industriales contaminadas por cobre. Sin embargo, la saturación de los sustratos con otras sustancias presentes en el agua residual real y la acumulación de otros iones provenientes de la

solución nutritiva disminuyen la eficiencia. Sochacki *et al.*, (2014) menciona que la adición de sustancias para promover el funcionamiento de los humedales (en su caso lactatos como fuente de carbono) tiene la desventaja de incrementar la DQO inicial del efluente, sin embargo, este problema no debe considerarse sin comparar el efecto de no adicionar nutrientes extremos a los humedales.



**Figura 5.** Eficiencias obtenidas en los PCWs para diferentes parámetros (M1Z muestra 1 zeolita, M1E muestra 1 escoria).

Respecto a la comparación entre la población de plantas, a pesar de que estas son una característica inherente a los humedales, solo una fracción menor de los contaminantes es removida por ellas, ya que como se mencionó anteriormente los PCW-E al final del proceso no presentaban población de plantas, sin embargo, las eficiencias fueron mayores respecto a los PCW-Z los cuales tenían una población promedio de 75 plantas. En los experimentos realizados por Sochacki *et al.*, (2014) muestran que las diferencias entre la eliminación de  $\text{Cu}^{2+}$  en las columnas plantadas y no plantadas llenas de grava o turba son menores o iguales al 1%, este mismo hecho coincide con lo reportado por Mant *et al.*, (2006). Por lo tanto, ni los procesos bióticos ni abióticos que ocurren en las columnas plantadas no fueron afectados significativamente por las plantas, lo que deja ver la importancia de las interacciones del contaminante con el sustrato.

Finalmente, además de la saturación del sustrato, otro de los factores que pudo haber afectado la disminución en la eficiencia de remoción son las altas concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  presentes en la

solución, ya que este fue añadido tanto en la solución nutritiva como al momento de ajustar el pH con  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . Ouki & Kavannagh (1997) reportan que a concentraciones de calcio inferiores a 400 mg/L el efecto sobre la eficiencia de eliminación fue insignificante para los metales como el cobre. Sin embargo, se observó una disminución drástica en la eficiencia de eliminación, de más del 98% a casi cero, cuando las concentraciones de calcio excedieron los 1000 mg/L. Estos hallazgos sugieren que a altas concentraciones ( $> 1000$  mg/L) el calcio puede ser un catión competidor importante para el intercambio iónico y, en consecuencia, podría afectar significativamente el rendimiento de eliminación de zeolitas para metales pesados. Es por lo que, al inicio del proceso de tratamiento, especialmente con zeolitas, se obtuvieron buenas eficiencias hasta la saturación del sustrato con iones como el calcio.

### Conclusiones

El desarrollo de la planta resultó más eficiente utilizando zeolita como sustrato, como consecuencia se presentó una mayor tasa en el consumo de agua respecto a los prototipos con escoria. Basados en la correlación de los datos climáticos y el número de plantas se concluye que este último es el factor más importante en los procesos de evaporación de agua en los prototipos de humedales construidos. Dentro de esta misma línea el valor del consumo de agua disminuyó a lo largo del tratamiento presentándose como mecanismo de defensa por parte de la planta a los constituyentes del agua residual.

La conductividad eléctrica fue una de las principales limitaciones que se detectaron en la eficiencia del tratamiento. La zeolita presentó valores más bajos en este parámetro debido a su capacidad como intercambiador iónico y una mayor presencia de plantas, sin embargo, esto generó una disminución en las eficiencias de eliminación del cobre. Es necesario evaluar el proceso de tratamiento sin la adición de solución nutritiva para tener datos de este parámetro sin interferencias por otros iones.

De forma general se concluye que los PCW fueron efectivos en la eliminación de cobre a bajas concentraciones, presentándose eficiencias mayores al 90% en las primeras cuatro semanas de tratamiento. La aplicación prolongada de altas concentraciones de contaminantes generó una saturación de los prototipos disminuyendo la eficiencia de depuración. Después de la semana 16 de tratamiento las remociones fueron de un 10% en promedio para ambos sustratos.

En el caso del resto de los parámetros, las eficiencias para SST y detergentes se pueden considerar altas, para los SST se alcanzaron los límites máximos permisibles establecidos en las normas, respecto a los detergentes los porcentajes de remoción también se mantuvieron constantes durante todo el proceso.



En el caso de la DQO se obtuvieron eficiencias máximas del 50% en las primeras 6 semanas de tratamiento, no obstante, durante los siguientes muestreos la eficiencia de remoción disminuyó significativamente hasta ser nula. Se obtuvieron mejores remociones de cobre utilizando escoria metalúrgica como sustrato, bajo estos resultados se observó que las plantas no representan el principal componente de los humedales para la remoción de metales. Sin embargo, estas fueron de utilidad en la remoción de los sólidos y los detergentes. Además, se presentó mayor consumo de agua en los sistemas plantados, lo que representa una ventaja al momento de desarrollar humedales de descarga cero.

## Referencias

- Argüello, C. (2017). *Geopolítica del Cambio Climático, aportes y desafíos para los países que conforman el Sistema de la Integración Centroamericana*. Puebla, Puebla, México: Tesis realizada en la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla Facultad de Economía Centro de Estudios del Desarrollo Económico y Social.
- Barakat, M. (2011) New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, **4**(4), 361–377.
- Cárdenas-Garza, Rocha-Ríos. (2021) Evaluación sistemática de la tecnología de tratamiento fisicoquímico a base de zeolitas de las aguas residuales generadas por el rastro TIF de Villahermosa Tabasco. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **14**(4) 1350-1367.
- Deister, F., Barbosa, C., Costa, S., Henrique, E. (2021) Feasibility study of constructed wetlands for the treatment of dairy effluents. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **14**(1), 176-193.
- Galizia, J. (2008) Water resources in the future: problems and solutions. *Estudios Avanzados*, **22**(63), 7-16.
- Galván, J. L. (2016) Evaluación de sistemas de humedales construidos para la disminución de la concentración de metales pesados generados por los drenajes ácidos de minería. Pereira, Colombia: Universidad Tecnológica de Pereira.
- Ghorpade, A., Ahammed, M. (2018) Water treatment sludge for removal of heavy metals from electroplating wastewater. *Environmental Engineering Research*, **23**(1), 92-98.
- González-Pereyra, D. (2020) *Evaluación de del tratamiento convencional y no convencional del agua residual de una industria de electroplating*. San Luis Potosí, San Luis Potosí , México: Tesis realizada en la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Centro de Investigación y Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería.
- Ibrahimi, M., Sayyadi, A. (2015) Application of natural and modified Zeolites in removing heavy metal Cations from aqueous media: an overview of including parameters affecting the process. *International Journal of Geology, Agriculture and Environmental Sciences*, **3**(2), 1-7.
- Lara-Borrero, J. (1999) Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales. Barcelona: Universidad Politécnica de Cataluña, Máster en ingeniería y gestión ambiental.
- Mant, C., Costa, S., Williams, J., Tambourgi, E. (2006) Phytoremediation of chromium by model constructed wetland. *Bioresource Technology*, **97**(15), 1767-1772.
- Moreira, F. D., Saraiva, C. B., Bottrel, S. E., Dias, E. H. (2021). Feasibility study of constructed wetlands for the treatment of dairy effluents. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **14**(1), 176-193.
- Ouki, S., Kavannagh, M. (1997) Performancen of natural zeolites for the treatment of mixed metal-contaminated effluents. *Waste Management & Research*, **15**(38), 383–394.

- Paredes, R., María, A., Osuna, A., Alamilla, P., Mandujano, A. (2013) *Alternativa ecológica y económica para la agricultura de temporal en México*. INIFAP Folleto No. 19. Centro de Investigación Regional Centro Campo Experimental Bajío Celaya, Guanajuato. ISBN: 978-607-37-0014-6
- Qin, X., Chai, M., Ju, D., Hamamoto, O. (2018) Investigation of plating wastewater treatment technology for chromium , nickel and copper Investigation of plating wastewater treatment technology for chromium , nickel and copper. *Earth Environ. Sci.*, **191**, 1-8.
- Ramírez, S., Torrealba, G., Lameda-Cuicas, E., Molina-Quintero, L., Stefanakis, A., Piresierra, M. (2019) Investigation of pilot-scale constructed wetlands treating simulated pre-treated tannery wastewater under tropical climate. *Chemosphere*, **234**, 496–504.
- Ríos, J., Posadas, J., Uribe, J. (2011) Revisión e identificación de tratamientos para la determinación del potencial de recirculación de aguas residuales industriales. *Revista Investigaciones Aplicadas*, **5(2)**, 59-72.
- Sochacki, A., Surmacz-Górska, J., Faure, O., Guy, B. (2014) Polishing of synthetic electroplating wastewater in microcosm upflow constructed wetlands: Metals removal mechanisms. *Chemical Engineering Journal*, **242**, 43-52.
- Sochacki, A., Surmacz-Górska, J., Faure, O., & Guy, B. (2014a) Polishing of synthetic electroplating wastewater in microcosm upflow constructed wetlands: Effect of operating conditions. *Chemical Engineering Journal*, **237**, 250-258. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.10.015>
- Steiner, A.A. (1984) The Universal nutrient solution. In: *Proceedings 6<sup>th</sup>. International Congress on Soilless Culture*. Wageningen, The Netherlands.
- Sudarsan, J., Deeptha, V., Maurya, D., Goel, M., Ravi Kumar, K., Das, A. (2015) Study on treatment of electroplating wastewater using constructed wetland. *Nature Environment and Pollution Technology*, **14(1)**, 13632-13644.
- Sun, H., Wang, Z., Gao, P., Liu, P. (2013) Selection of aquatic plants for phytoremediation of heavy metal in electroplate wastewater. *Acta Physiologiae Plantarum*, **35(2)**, 355-364.
- Vymazal, J. (2014) Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, **73**, 724-751.
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Liu, H. (2015) A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, **175**, 594-601.
- Yadav, A., Abbassi, R., Kumar, N., Satya, S., Sreekrishnan, T., Mishra, B. (2012) The removal of heavy metals in wetland microcosms : Effects of bed depth, plant. *Chemical Engineering Journal*, (211-212), 501-507.
- You, S., Zhang, X., Liu, J., Zhu, Y., Gu, C. (2014) Feasibility of constructed wetland planted with *Leersia hexandra* Swartz for removing Cr, Cu and Ni from electroplating wastewater. *Environmental Technology*, **35(2)**, 187-194.



# REVISTA AIDIS

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

## REVIEW: REMOÇÃO DE PARABENOS POR PROCESSO DE OZONIZAÇÃO

Amilcar Machulek Junior <sup>1</sup>  
\* Antonio Kaique Canatto <sup>1</sup>  
Diego Aparecido Silva de Brito <sup>1</sup>  
Maria Lúcia Ribeiro <sup>1</sup>

## REVIEW: PARABENS REMOVAL BY OZONIZATION PROCESS

Recibido el 12 de septiembre de 2021. Aceptado el 25 de abril de 2022

### Abstract

*The presence of parabens and other emerging compounds in wastewater is a reality that must be studied and discussed by physical, legal and research entities in the environmental and sanitation areas, given their potential risks to human health and natural ecosystems. Understanding these new pollutants is necessary for the development and improvement of effective treatment technologies, as current processes are not able to remove them. Researchers from all over the world study and bet on Advanced Oxidative Processes (AOPs), such as Ozonization process, as one of these solutions. As any other remediation process, important operational parameters must be considered, such as the effects of pH, ozone doses, reaction time and addition of oxidizing agents, catalysts and UV irradiation, given that the simple ozonation process has low rates of mineralization due to the generation of organic compounds refractory to the action of ozone, which will be the subject of this study.*

**Keywords:** parabens, ozonization, AOPs.

<sup>1</sup> Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Cidade Universitaria, Campo Grande, Mato Grosso do Sul. 79090-900. Brasil. Email: [kaique\\_canatto@hotmail.com](mailto:kaique_canatto@hotmail.com)

## Resumo

A presença de parabenos e outros compostos emergentes nas águas residuárias é uma realidade que deve ser estudada e discutida por entidades físicas, jurídicas e de pesquisa na área ambiental e do saneamento, frente aos seus potenciais riscos à saúde humana e aos ecossistemas naturais. A compreensão sobre esses novos poluentes é necessária para o desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias de tratamento eficazes, já que os processos atuais não são capazes de remove-los. Pesquisadores de todo mundo estudam e apostam nos Processos Oxidativos Avançados (POAs), como a Ozonização, como uma dessas soluções. Como qualquer outro processo de remediação, deve-se considerar parâmetros operacionais importantes, como os efeitos do pH, doses de ozônio, tempo de reação e adição de agentes oxidantes, catalisadores e irradiação UV, tendo vista que o processo de ozonização simples apresenta baixas taxas de mineralização devido a geração de compostos orgânicos refratários à ação do ozônio, os quais serão tema desse estudo.

**Palavras chave:** parabenos, ozonização, POAs.

---

## Introdução

Com avanço das cidades e as pressões dos modelos econômicos por recursos naturais, as demandas de água doce aumentaram, ocasionando estresses hídricos na maioria dos países em desenvolvimento (Hansen *et al.*, 2016). As atividades humanas são grandes responsáveis pelo descarte de águas residuárias, contribuindo para a poluição dos ecossistemas naturais (Giannakis *et al.*, 2016).

A presença desses novos compostos nos despejos, conhecidos como poluentes emergentes, são frequentes devido à síntese e uso generalizado de produtos químicos, caracterizados principalmente por sua diversidade e composição química complexa. Os emergentes estão presentes em antibióticos, produtos farmacêuticos, produtos de higiene pessoal, hormônios e adoçantes artificiais e são reconhecidos como uma nova classe de contaminantes da água, devido aos seus efeitos adversos comprovados e seus potenciais riscos aos ambientes aquáticos e a saúde humana (Tran *et al.*, 2018).

Um exemplo desses agentes são os parabenos, compostos conhecidos por ésteres do ácido parahidroxibenzóico e utilizados pela indústria como conservantes químicos em cosméticos, produtos farmacêuticos e alimentos há pelo menos 50 anos (Guo e Kannan, 2013).

A preocupação e os esforços estão concentrados no desenvolvimento de tecnologias apropriadas para sua remoção, tendo em vista que as estações de tratamento convencionais não conseguem removê-los completamente, levando a sua permanência nas águas de superfície, na água potável e no próprio esgoto (Gracia-Lor *et al.*, 2012).

Os processos oxidativos avançados (POAS) são considerados métodos eficientes na remoção desses contaminantes (Rueda-Marquez *et al.*, 2020), principalmente quando comparados aos processos físico-químicos, pois conseguem destruir a molécula alvo ao invés de apenas transferi-la de fase (Moreira *et al.*, 2017). Entre os métodos oxidativos mais empregados estão a ozonização, os processos baseados em radiação UV, os processos de fenton, a fotocatalise e eletrocatalise (Gupta e Garg, 2017).

O ozônio tem sido amplamente utilizado para a remoção de contaminantes orgânicos, além de ser um poderoso gás desinfetante capaz de remover microorganismos da água (Chen *et al.*, 2012). Um aspecto levantado em diversos estudos, considerado como limitante, é que ozônio tem forte desempenho de oxidação, porém baixo desempenho de mineralização, tendo em vista que o processo degrada os compostos orgânicos originais em ácidos carboxílicos de cadeia curta, mas não completamente em água e gás carbônico. Assim, facilmente são formados subprodutos que tendem a ser mais biodegradáveis e polares do que seus compostos originais (Lee *et al.*, 2012). Uma estratégia adotada é a adição de semicondutores (TiO<sub>2</sub>, ZnO, etc) e agentes oxidantes, como peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) na ozonização, acelerando a decomposição do ozônio e aumentando a produção dos radicais hidroxila não seletivos (Von Sonntag e Von Gunten, 2012).

Assim, este estudo tem objetivo de apresentar um panorama atual a respeito da ocorrência e dos processos de remediação dos parabenos baseados nos processos de ozonização, servindo como subsídio para novas pesquisas e desenvolvimento de tecnologias dentro da foto e eletroquímica ambiental.

### **Parabenos e o Meio Ambiente**

A eminente crise hídrica e a poluição ambiental em todo mundo são provenientes das atividades humanas que constantemente liberam produtos químicos orgânicos e inorgânicos no meio ambiente, causando perda da qualidade da água para consumo e afetando o equilíbrio dos meios naturais (Sirés *et al.*, 2014; Moreira *et al.*, 2017).

Cerca de 70 a 90% da água doce disponível é utilizada para produção de alimentos, onde grande parte dessa água é devolvida contendo nutrientes e contaminantes adicionais, ameaçando a própria segurança alimentar, o acesso a água potável e riscos à saúde humana (Corcoran *et al.*, 2010). Chamamos esses despejos de águas residuárias. Segundo Ratola, *et al.*, 2012, a composição e qualidade das águas residuárias variam de acordo com a sua origem, onde a diversidade de contaminantes é ainda maior quando se trata dos efluentes provenientes das indústrias.

De fato, novos poluentes são frequentemente encontrados nos efluentes devido a síntese industrial e o uso generalizado de produtos químicos em nosso cotidiano. Esses compostos são

conhecidos por poluentes emergentes ou recalcitrantes e são destacados por sua composição química complexa (Tran *et al.*, 2018), nos quais os processos de tratamento convencionais não conseguem removê-los (Batt *et al.*, 2017).

Esses contaminantes estão presentes em medicamentos, produtos de higiene pessoal, filtros solares, aditivos alimentares, aditivos plásticos, hormônios, estimulantes, pesticidas, entre outros, segundo Hilton e Thomas (2003), onde são prontamente excretados na urina e nas fezes, indo parar nas estações de tratamento de águas residuárias (Jones *et al.*, 2005).

Dentro desse universo, estão o grupo dos parabenos, compostos orgânicos formados pelos ésteres do ácido *p*-hidroxibenzoico (Boberg *et al.*, 2010), empregados como conservantes na indústria cosmética, farmacêutica e de higiene pessoal (Ocaña-González *et al.*, 2015). São classificados de acordo com o substituinte ligado à estrutura do ácido *p*-hidroxibenzoato, podendo ser de cadeia alquílica ou anel aromático. Os mais comuns são os de cadeia linear, como o Metilparabeno (MeP), o Etilparabeno (EtP), o Propilparabeno (PrP), o Butilparabeno (BuP) e Pentilparabeno (PeP) (Soni *et al.*, 2002; Soni *et al.*, 2005; Błędzka *et al.*, 2014). Os de cadeia ramificada são exemplificados pelo Iso-propilparabeno (iso-PrP) e Iso-butilparabeno (iso-BuP) e os aromáticos pelo Benzilparabeno (BeP) (Soni *et al.*, 2005; Boberg *et al.*, 2010; Błędzka *et al.*, 2014). Suas propriedades físico-químicas variam em função do tipo de substituinte como, por exemplo, a solubilidade em água reduz com o aumento da cadeia alquílica presente (Soni *et al.*, 2005; Błędzka *et al.*, 2014).

Nowak, *et al.*, 2018 afirmam que os parabenos são onipresentes no ambiente humano, *fundamentado* no fato de que além da síntese industrial, alguns deles são produzidos naturalmente por plantas e bactérias, como por exemplo, as da família Microbulbifer (Peng *et al.*, 2006). Entretanto, é evidente que a maior contribuição para o reservatório de parabenos no meio vem da indústria, devido a alguns fatores atrativos como a alta eficiência e baixos custos de produção (US EPA, 2002) e as propriedades antibacterianas e antifúngicas comprovadas (Soni *et al.*, 2002; Soni *et al.*, 2005).

Investigações mostraram que os parabenos são encontrados em diferentes corpos d'água (rios, lagos, etc.), na água potável, no solo e nos sedimentos, e até mesmo no ar atmosférico (Gao *et al.*, 2014). No entanto, sua presença é ainda mais significativa nos efluentes de unidades de tratamento de esgoto, o que evidencia sua baixa tratabilidade nesses sistemas convencionais de tratamento (Karthikraj *et al.*, 2017).

Diversos estudos se dedicaram a avaliar a ocorrência e distribuição temporal de parabenos e seus metabólitos nos ecossistemas naturais, como é listado na Tabela 1. Albero *et al.*, 2012, por exemplo, investigaram a ocorrência de parabenos em lodo de esgoto de estações de tratamento

de águas residuárias (ETARs) na cidade de Madrid, Espanha, demonstrando sua presença mesmo em baixas concentrações (ng/g, peso seco). O estudo sugere que o lodo pode ser empregado como fertilizante ou corretivo agrícola, sem representar riscos para o homem ou meio ambiente. Karthikraj *et al.*, 2017 também detectaram a presença de parabenos e seus principais metabólitos em águas residuárias em 5 estações de tratamento de esgoto (ETE) na Índia em altas concentrações, indicando sua ampla utilização no país.

Ma *et al.*, 2018 analisaram a presença do ácido p- hidroxibenzoico (PHBA) e seus derivados em amostras de águas superficiais no Rio Yangtze (China), de março a julho e setembro de 2015 e obtiveram resultados significativos: o PHBA teve a maior concentração média (510 ng/L), seguido por benzofenona-1 (2.79 ng/L), metilparabeno (2.72 ng/L) e triclosan (1.85 ng/L).

De fato, os estudos demonstraram que entre os derivados do PHBA, o metilparabeno (MeP) é a forma mais predominante encontrada no meio ambiente. Santos *et al.*, 2016, por exemplo, avaliaram a presença de parabenos e triclosan em águas superficiais na região sul do Brasil, onde foram observadas elevadas concentrações, em especial do metilparabeno, atingindo concentração de até 2875 ng/L. Li *et al.*, 2016, desenvolveram um estudo similar para verificar a ocorrência e distribuição temporal de parabenos, parabenos clorados e PHBA em águas de superfície numa bacia hidrográfica urbana na cidade de Pequim, na China. As análises revelaram que os parabenos eram onipresentes nas águas, na seguinte ordem: o PHBA foi o composto predominante, com a concentração média de 239 ng/L, seguido pela somatória total de parabenos clorados (média 50.1 ng/L) e a somatória dos parabenos (média 44.3 ng/L), nos quais metilparabeno e propilparabeno foram as formas mais encontradas, nas concentrações médias de 22.4 e 19.0 ng/L. Nos Estados Unidos, Chen *et al.*, 2017 mediram as concentrações de 5 parabenos em lodos de esgoto e também encontraram 100% de frequência de metilparabeno e propilparabeno em altas concentrações, principalmente do metilparabeno, indo de 5.9 a 203 ng/g, peso seco, seguindo do propilparabeno (0.5 a 7.7 ng/g; 100%), etilparabeno (< 0.6 a 2.6 ng/g; 63%), butilparabeno (< 0.4 a 4.3 ng/g; 42%) e benzilparabeno (< 0.4 a 3.3 ng/g; 26%).

Estudos em sedimentos também foram realizados, como o de Liao *et al.*, 2019, que propôs avaliar a ocorrência e distribuição de parabenos em sedimentos costeiros no norte da China. Os pesquisadores observaram um aumento gradual nas concentrações de vários parabenos parentais e seus metabólitos na última década, indicando que a costa chinesa estudada encontra-se moderadamente contaminada por parabenos e bisfenóis.

A preocupação e o potencial de risco dos parabenos pode ser explicado por três aspectos principais: primeiro é que os parabenos possuem solubilidade relativamente alta, resultando numa rápida dispersão no meio (Haman *et al.*, 2015); segundo é que são facilmente absorvidos pelo corpo humano (Nowak *et al.*, 2018) e por último, observações apontam para seus efeitos

adversos para o sistema endócrino de humanos e de outros animais, considerado inclusive pela literatura atual como desreguladores endócrinos (Haman *et al.*, 2015; Nowak *et al.*, 2018).

**Tabela 1.** Estudos realizados para detecção de parabenos nos diversos ecossistemas naturais.

Referência	Localização	Matriz analisada	Resultados					
			Concentrações média de parabenos alvos					
			MeP	EtP	PrP	BuP	PeP	PHBA
Albero <i>et al.</i> , 2012	Madrid, Espanha	Lodo de esgoto	<LOD* – 26.2 ng/g	-	<LOD – 44.1 ng/g	-	-	-
Li <i>et al.</i> , 2016	Pequim, China	Águas superficiais	22.4 ng/L	7.68 ng/L	19.0 ng/L	0.98 ng/L	-	239 ng/L
Santos <i>et al.</i> , 2016	Curitiba, Brasil	Águas superficiais	<LOD -2875 ng/L	<LOD - 1485 ng/L	< LOD - 486 ng/L	< LOD - 286 ng/L	-	-
Karthikraj <i>et al.</i> , 2017	Índia	Águas residuárias	163.2 (entrada) - 27.6 (saída) ng/L	35.9 (entrada) - 6.18 (saída) ng/L	159 (entrada) - 11.7 (saída) ng/L	6.6 (entrada) - 1.4 (saída) ng/L	-	-
Chen <i>et al.</i> , 2017	Estados Unidos	Lodo de esgoto	15.9- 204 ng/g	< 0.6–2.6 ng/g	0.5–7.7 ng/g	< 0.4–4.3 ng/g	-	-
Ma <i>et al.</i> , 2018	China	Águas superficiais	2.72 ng/ L	0.22 ng/L	1.07 ng/L	-	-	510 ng/L
Liao <i>et al.</i> , 2019	China	Sedimentos	1.97 ng/g	0.317 ng/g	0.444 ng/g	0.141 ng/g	-	74.9 ng/g

\* < LOD = menos que o limite de detecção.

Em estudo elaborado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) em parceria com Programa das Nações Unidas para Meio Ambiente (PNUMA) ainda no ano de 2012, foi atribuído a definição de desreguladores endócrinos como “substâncias ou misturas exógenas que alteram a função do sistema endócrino, causando efeitos à saúde de um organismo ou de um grupo de organismos (populações)”. Segundo Hudson *et al.*, 2014, o sistema endócrino é formado por órgãos internos complexos responsáveis por produzir os hormônios, moléculas sinalizadoras que são transportadas no sangue para regular várias funções do corpo.

Os desreguladores endócrinos interferem nos sistemas hormonais, principalmente os responsáveis pela produção de hormônios como estrogênio e androgênio (reprodutivos) e a tireoide. Um número expressivo de estudos apontou também a interferência em outras fisiologias, resultando em ganho de peso, sensibilidade à insulina e tolerância à glicose, indicando um potencial papel dos desreguladores no desenvolvimento da obesidade, diabetes tipo 2 e síndrome metabólica (Casals-Casas e Desvergne, 2011). Em relação aos seus efeitos toxicológicos, segundo González-Mariño *et al.*, 2011, os parabenos demonstraram atividade estrogênica e são potencialmente tóxicos para certos organismos aquáticos.



Assim, no âmbito das regulamentações para controle e fiscalização, ao longo dos anos, vários organismos internacionais estabeleceram classificações e limites máximos para uso de parabenos em produtos comerciais. A União Europeia (EU) e a “U.S. Food and Drug Administration” dos EUA (FDA) determinaram que os parabenos como aditivos cosméticos não deveriam exceder a concentração de 0.4% para um éster único e 0.8% para uma mistura de parabenos (Soni *et al.*, 2005), onde já em 2014, a EU incluindo a Polônia, reduziu a utilização de Etilparabeno e Butilparabeno de 0.4% para 0.14% para um único éster.

Em alguns países asiáticos, como a China e o Japão, a concentração máxima permitida de parabenos individuais em cosméticos é fixada em 0.4% e 1.0%, respectivamente (Shen *et al.*, 2007). Na América do Sul, especificamente no Brasil, a ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária) dentro de suas competências, estabelece a relação de substâncias permitidas, proibidas e de uso restrito em cosméticos no país, permitindo o uso de parabenos nas concentrações máximas de 0.4% (expresso como ácido individual) e de 0.8% (para misturas de ésteres), conforme consta na Resolução RDC nº 29 /2012.

### **Processos Oxidativos Avançados (POAs): Aspectos Gerais da Ozonização**

Neste contexto, é fundamental o desenvolvimento de métodos de tratamentos de águas residuárias realmente eficazes para remoção desses poluentes, tendo em vista que as tecnologias tradicionais promovem apenas transferência de fases (Nitoi *et al.*, 2013) e não a sua eliminação.

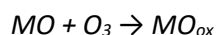
As Estações de Tratamento de Águas Residuárias (ETAr) se utilizam de processos físico-químicos e biológicos, projetadas exclusivamente para remoção de compostos biodegradáveis (a DBO é um parâmetro de projeto) e de patógenos entéricos, mostrando-se ineficientes para maioria dos compostos emergentes (Kermia *et al.*, 2016; Xiong *et al.*, 2018).

Nas últimas duas décadas, pesquisadores tem apostado nos Processos Oxidativos Avançados (POAs) como solução para o problema (Moreira *et al.*, 2017; Ganiyu *et al.*, 2018), pois são tecnologias capazes de degradar e mineralizar poluentes orgânicos, mediante a ação oxidativa de radicais hidroxilas (OH) formados (Brillas, 2014; Nidheesh *et al.*, 2018). Nesses processos, os radicais reativos (OH) são produzidos utilizando reagentes químicos ou outras fontes de energia (Ortega-Gómez *et al.*, 2012).

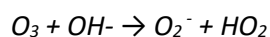
De maneira generalizada, os POAS, como a ozonização, vindo sendo investigados como fase adicional nas ETARs, mostrando-se como uma tecnologia de polimento bem aceita para remoção de micropoluentes e desinfecção da água (Huber *et al.*, 2005; Antoniou *et al.*, 2013). Uma das vantagens da aplicação de ozônio é que permite a recuperação de 99% das águas, sem a produção de resíduos ou lodos advindos do processo (Gomes *et al.*, 2017).

Com relação aos custos, a filtração por membrana e o carvão ativado em pó são concorrentes da ozonização. Entretanto, o ozônio pode demandar menos em energia por m<sup>3</sup> de água tratada, dependendo da dose aplicada (Mousel *et al.*, 2017). De acordo com Joss *et al.*, 2008 e Mousel *et al.*, 2017, o tratamento com carvão ativado em pó é mais caro que a ozonização, considerando a demanda acumulada de energia. Apesar do carvão ativado não demandar equipamentos sofisticados, existe um risco de contaminação ambiental atrelado ao seu manuseio, necessitando inclusive de filtração por membranas nos casos de vazamentos nas estações (Gomes *et al.*, 2017).

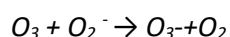
O mecanismo de ação da ozonização ocorre de duas formas: os micropoluentes podem ser oxidados por ação direta (Equação 1) ou indireta pelos radicais hidroxila (OH), os quais são altamente reativos e não seletivos, gerados pela decomposição do próprio ozônio molecular, como mostra as Equações 2 a 6 (Von Sonntag e Von Gunten, 2012).



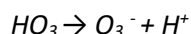
Equação (1)



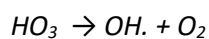
Equação (2)



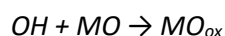
Equação (3)



Equação (4)



Equação (5)



Equação (6)

Gomes *et al.*, 2017 afirmam que o ozônio é uma molécula eletrofílica que reage com locais específicos de alta densidade eletrônica, como as ligações insaturadas e anéis aromáticos, enquanto o radical hidroxila é menos específico, promovendo ataques a variados grupos funcionais orgânicos. Isso pode ser observado pelas constantes cinéticas de reação: a ação direta do ozônio ocorre a constantes na faixa de 103 a 107 M<sup>-1</sup>. s<sup>-1</sup>, enquanto que as reações promovidas pelo radicais possuem constantes mais altas, entre 109 a 1010 M<sup>-1</sup>. s<sup>-1</sup> (Buxton *et al.*, 1988; Gomes *et al.*, 2017).

Como qualquer unidade de remediação, a ozonização apresenta alguns parâmetros operacionais que devem ser observados com rigor para que alcance bons desempenhos. Um deles é a concentração de ozônio (em mg/L) que depende muito das características do poluente e do efluente a ser tratado. Huang (2010) investigou a degradação de triclosan (TCS) por ozonização e obteve sua completa remoção quando aplicada uma dose de ozônio de 16.6 mg/L, por 24 minutos em solução aquosa, contendo 6.5 mg/L de TCS. Em comparação, Orhon *et al.*, 2017, num estudo similar, atingiram a completa remoção de 5.0 mg/L de TCS inicial com uma dose de ozônio de 5.0 mg/L em apenas 10 minutos de reação. Lee *et al.*, 2014 foram além e obtiveram taxas de remoção completa de diversos micropoluentes, como a carbamazepina, claritromicina, diclofenaco e outros, em águas residuárias hospitalares com doses iniciais de ozônio de 2.6 mg/L.

Outro parâmetro operacional importante para esse processo é o pH. As variações de pH influenciam muito seu desempenho, porque a decomposição do ozônio molecular em radicais hidroxila aumenta com a elevação do pH (Homem e Santos, 2011). Urbano *et al.*, 2017, por exemplo, verificaram a influência do pH e da concentração de ozônio na remoção da sulfaquinoxalina, um antimicrobiano da classe das sulfonamidas, frequentemente empregado nas atividades veterinárias e obtiveram o seguinte: para a mesma dosagem de ozônio (5.5 mg/L), a degradação da sulfaquinoxalina foi muito mais eficaz e rápida (99%) em pH ácido (3.0) do que em pH básico (11.0), que atingiu a degradação máxima de 30%. Como hipótese, os autores atribuíram à maior seletividade do ozônio em relação aos radicais hidroxilas: em pH 3.0, o ozônio promoveu ataque específico a molécula de sulfaquinoxalina, enquanto em pH 11.0 os radicais hidroxila atacam tanto a sulfaquinoxalina quanto seus próprios produtos de degradação, gerando um espécie de competição, reduzindo a sua eficiência.

No entanto, isso nem sempre ocorre, dependendo do composto alvo em estudo. Por exemplo, na ozonização do dietilftalato (DEP) realizada por Oliveira *et al.*, 2011, em diferentes faixas de pH (de 2.5 a 7.2) e para o mesmo tempo de reação (10 minutos), a remoção do DEP em meio ácido (pH 2.5) foi extremamente baixa (4.3%) quando comparada a sua completa remoção (100%) em pH 6.2 e 7.2. Eles evidenciaram que a cinética de degradação é dependente do pH, através das próprias constantes cinéticas, aumentando de  $0.0036 \text{ min}^{-1}$  no pH 2.5 para  $0.6129 \text{ min}^{-1}$  no pH 7.2. Nesse caso, concluíram que a oxidação indireta promovida pelos radicais hidroxila é a principal via de degradação do dietilftalato, diferentemente do estudo conduzido por Urbano *et al.*, 2017.

Apesar das vantagens, como a remoção de poluentes químicos e a desinfecção de microorganismos patogênicos, há também algumas desvantagens na ozonização, como a baixa solubilidade e estabilidade em água e, principalmente, a oxidação parcial dos compostos orgânicos nos processos de ozonização simples, resultando na formação de subprodutos refratários (Kasprzyk-Hordern *et al.*, 2003; Gomes *et al.*, 2019).

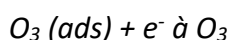
Assim, para melhorar o desempenho da mineralização, pesquisadores investigam e desenvolvem técnicas de aperfeiçoamento com a adição de agentes oxidantes, como o peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ), de catalisadores, como os íons metálicos de transição (Fe (II), Mn (II), Ni (II), Co (II), etc) nos sistemas considerados homogêneos e de metais e óxidos metálicos ( $\text{MnO}_2$ ,  $\text{TiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , etc) nos sistemas heterogêneos, além do emprego da radiação ultravioleta (UV) (Kasprzyk-Hordern *et al.*, 2003; Bourgin *et al.*, 2017).

A combinação com  $\text{H}_2\text{O}_2$  ou com os catalisadores, nos processos conhecidos como ozonização catalítica, tem a função principal de acelerar a decomposição do ozônio em espécies altamente reativas e não seletivas, como os radicais hidroxila (OH), capazes de oxidar os intermediários gerados (Gunten, 2003; Bourgin *et al.*, 2017), ainda que sua ação possa ser prejudicada por reações competitivas (Kasprzyk-Hordern *et al.*, 2003).

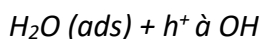
No processo formado pela combinação do ozônio e catalizadores na presença de irradiação UV, conhecida como ozonização fotocatalítica, tanto a degradação quanto a mineralização dos compostos refratários tem melhores desempenhos, porque o ozônio atua como captador dos elétrons gerados no processo de fotocatalise, reduzindo o fenômeno de recombinação e permitindo a formação de radicais altamente reativos, como os radicais hidroxila (Chong *et al.*, 2010; Gomes *et al.*, 2017). Além da decomposição e fotodissociação do O<sub>3</sub>, os radicais hidroxila podem ser gerados pela formação de radicais ozonídeos (O<sub>3</sub><sup>-</sup>), a partir do ozônio sobre a superfície do fotocatalisador (Agustina *et al.*, 2005). A irradiação UV atua como fonte de energia para promover a migração de elétrons (e<sup>-</sup>) da banda de valência (BV) para banda de condução (BC), os quais são capazes de reduzir o O<sub>3</sub> em O<sub>3</sub><sup>-</sup>, além de formar os buracos (h<sup>+</sup>) que levam à geração dos radicais hidroxila (OH) (Addamo *et al.*, 2005; Rajeswari e Kanmani, 2009; Asgari *et al.*, 2019). As Equações 7 Ao 10 apresentam o mecanismo de ação da ozonização fotocatalítica com a utilização de TiO<sub>2</sub>, sendo fotocatalizador mais empregado nesses processos.



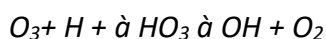
Equação (7)



Equação (8)



Equação (9)



Equação (10)

De fato, é dito que a fotocatalise sem presença de oxigênio ou os processos de fotólise única não são eficientes sozinhos, e portanto, necessitam de uma molécula que atuará nessa função (Gomes *et al.*, 2017; Lin *et al.*, 2011; Ofiarska *et al.*, 2016; Oros-Ruiz *et al.*, 2013; Velegraki *et al.*, 2015). O ozônio se mostra interessante nesses casos porque é mais reativo que o oxigênio, como verificado por Hernández-Alonso *et al.*, 2002, que observaram que ozônio adsorvido na superfície de TiO<sub>2</sub> tem maior eletroafinidade quando comparado com oxigênio, capturando maiores quantidades de elétrons.

### Processos Oxidativos Avançados (POAs): Ozonização de Parabenos

Relacionado aos parabenos, vários estudos envolvendo os POAS, incluindo a ozonização, foram aplicados (Tabela 2) e obtiveram bons resultados quanto à sua eficiência de remoção (Bledzka *et al.*, 2014), uma vez que esses processos levam à degradação e mineralização de poluentes orgânicos não biodegradáveis, reduzindo também a toxicidade aguda para determinados organismos vivos (Martínez-Costa *et al.*, 2018; Shahidi *et al.*, 2015).

Pipolo *et al.*, 2017, por exemplo, motivados pelo interesse em desenvolver estratégias para remoção desses emergentes, estudaram os processos de ozônio (O<sub>3</sub>) e ozônio-peróxido de hidrogênio (O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) na remoção de uma mistura de parabenos. O monitoramento se deu pela

análise da matéria orgânica químicamente degradada (DQO) e da toxicidade para três espécies vivas diferentes, *Vibrio fischeri* (bactéria), *Corbicula fluminea* (molusco de água doce) e em ratos do gênero *Wistar*.

**Tabela 2.** Estudos realizados envolvendo a ozonização de parabenos

Referência	Matriz analisada	Processo	Resultados
Pipolo <i>et al.</i> , 2017	Água ultrapura	O <sub>3</sub> e O <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	O <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> melhorou desempenho da mineralização e reduziu toxicidade aguda quando comparado com O <sub>3</sub> , entretanto, deve-se atentar a quantidade de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>
Gomes <i>et al.</i> , 2017	Água ultrapura	O <sub>3</sub> /UV e O <sub>3</sub> /UV/TiO <sub>2</sub> dopado com metais	A presença do fotocatalisador TiO <sub>2</sub> dopado melhorou o desempenho da degradação e da mineralização, reduzindo as quantidades de ozônio aplicadas
Doná <i>et al.</i> , 2019	Água ultrapura	O <sub>3</sub> , O <sub>3</sub> /UV e O <sub>3</sub> /UV/TiO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub> /UV/TiO <sub>2</sub> melhorou desempenho da degradação do MeP, alcançando 98% de remoção em 5 minutos, comparado as remoções de 60% e 80% dos processos de O <sub>3</sub> e O <sub>3</sub> /UV, respectivamente. A mineralização também foi melhorada com adição de TiO <sub>2</sub> e UV ao processo de O <sub>3</sub> .
Asgari <i>et al.</i> , 2019	Água ultrapura	O <sub>3</sub> , O <sub>3</sub> /UV e O <sub>3</sub> /UV/ZnO	A remoção pelo processo de O <sub>3</sub> /UV/ZnO é muito maior do em O <sub>3</sub> e O <sub>3</sub> /UV, com crescente tendência de remoção influenciada pelo aumento do pH, indo de 3 a 9 para os três processos
Fernandes <i>et al.</i> , 2020	Água ultrapura, esgoto tratado (ETE) e água superficial (rio)	O <sub>3</sub> /UV/TiO <sub>2</sub> dopado com Nitrogênio	Na avaliação de parâmetros operacionais, concluíram que: primeiro, a condição de pH neutro (7) favoreceu a degradação dos parabenos; segundo, o aumento na quantidade de catalisador reduz a eficiência do processo, e por fim, a degradação de alguns parabenos é mais rápida em esgoto tratado do que em água, devido a presença de íons, formando outras espécies oxidativas.

Na ozonização, o parâmetro operacional importante foi a concentração de ozônio, haja vista que o pH foi mantido constante (7.0), variando de 20 a 45 g/m<sup>3</sup> de O<sub>3</sub>. Nos primeiros 5 minutos, não houve significativa redução na DQO, indo de 12% a 20 g/m<sup>3</sup> e 24% a 45 g/m<sup>3</sup>, atribuída pelos pesquisadores como o momento inicial da reação, ocorrendo a oxidação dos compostos originais e, conseqüentemente, a produção de subprodutos orgânicos refratários à ação do ozônio. Somente após 180 minutos, apresentou reduções maiores de DQO, de 87% aplicando 20 g/m<sup>3</sup> de O<sub>3</sub> à 98% aplicando 45 g/m<sup>3</sup> de O<sub>3</sub>.

Posteriormente, com objetivo de aprimorar o desempenho da mineralização, foi adicionado o peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) como co-oxidante, capaz de promover a decomposição do ozônio em radicais hidroxila, na faixa de 0 a 5 mg/dm<sup>3</sup> de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, a 20 g/m<sup>3</sup> de O<sub>3</sub> constante. Apesar do seu efeito positivo na remoção dos subprodutos durante o tratamento, notaram que na concentração máxima de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, após 180 minutos de reação, a DQO removida foi menor do que a obtida na ozonização simples, evidenciando que o peróxido de hidrogênio estava em excesso, inibindo a eficiência devido sua capacidade de sequestrar radicais hidroxila, segundo os próprios pesquisadores.

Gomes *et al.*, 2017 compararam a eficiência de tratamento da ozonização combinada com a radiação ultravioleta (UV) e a presença do dióxido de titânio dopado com diferentes metais nobres (O<sub>3</sub>/UV/n-TiO<sub>2</sub>) com o tratamento empregando apenas ozônio e a radiação UV (O<sub>3</sub>/UV), para remoção de uma mistura de parabenos (MeP, EtP, PrP, BuP e BeP). A degradação total dos parabenos foi alcançada em ambos processos, no entanto, foi mais rápida e melhorada na presença do TiO<sub>2</sub> dopado, utilizando menores doses de ozônio. Enquanto o processo O<sub>3</sub>/UV utilizou cerca de 118 mg/L de TOD (ou Dose de Ozônio Transferido) para alcançar a remoção total da mistura, o processo O<sub>3</sub>/UV/Au-TiO<sub>2</sub>, como pior catalisador quando comparados aos demais, utilizou apenas 84 mg/L de TOD.

Num trabalho anterior, Gomes *et al.*, 2017 investigaram a degradação dos parabenos por ozonização única (O<sub>3</sub>) e atingiram a total remoção aplicando cerca de 170 mg/L de TOD, demonstrando que, de fato, a adoção da irradiação UV e de catalisadores melhoram o processo de ozonização. As taxas de mineralização também aumentaram na presença dos catalisadores, tendo em vista que 50% da matéria orgânica inicial (ou da demanda química inicial, DQO) foi removida no processo de O<sub>3</sub>/UV/Pt-TiO<sub>2</sub>, aplicando um TOD de 60 mg/L comparada a reação de O<sub>3</sub>/UV que com um TOD de 118 mg/L conseguiu remover apenas 27% da DQO inicial. Na ozonização única (O<sub>3</sub>), utilizando o mesmo TOD (118 mg/L), os pesquisadores obtiveram a remoção em torno de 22%, evidenciando que para esse tipo de catalisador a presença da irradiação não é significativa na mineralização.

O TiO<sub>2</sub> é o catalisador mais empregado nesses processos em função de seu baixo custo, baixa toxicidade, alta estabilidade e fotoatividade em comparação com outros semicondutores, porém

apresenta como desvantagem sua energia de band-gap de 3.2 eV (300-390 nm), no qual apenas a radiação UV é capaz de ativá-lo (Centi e Perathoner, 2014; Petala *et al.*, 2015). Assim, a técnica de dopagem é interessante, porque envolve a incorporação de diversos elementos químicos metálicos (por exemplo, Cu, Fe, Ag) e não metálicos (por exemplo, N, B, C), capazes de interagir com as bandas eletrônicas do semicondutor e reduzir sua energia de gap, deslocando sua fotoatividade para o espectro solar (400 nm) (Fisher *et al.*, 2013; Pham e Lee, 2017; Rimoldi *et al.*, 2018).

Doná *et al.*, 2019 estudaram a degradação do metilparabeno (MeP) pelos processos de ozonização simples ( $O_3$ ) e processos combinados, a ozonização fotolítica ( $O_3/UV$ ) e a ozonização fotocatalítica com utilização do  $TiO_2$  ( $O_3/UV/TiO_2$ ). Na ozonização simples, a degradação completa do MeP em solução aquosa ocorreu nas seguintes condições: pH alcalino (9.0), na concentração de 30 mg/L de MeP, com dosagem de 30 mg/L de  $O_3$  e tempo de reação de 15 minutos.

Depois, para verificar os efeitos na eficiência de degradação e mineralização do composto, foram adicionados a radiação UV ( $O_3/UV$ ) e  $TiO_2$  ( $O_3/UV/TiO_2$ ), nas mesmas condições e notaram o seguinte: as três reações desenvolvidas apresentaram degradação completa (100%) do MeP num tempo inferior a 20 minutos, porém a combinação de  $O_3/UV/TiO_2$  foi mais rápida e atingiu aproximadamente 93% em apenas 5 minutos, enquanto  $O_3$  conseguiu remoção 60% e  $O_3/UV$  80% do MeP, para os mesmos 5 minutos. A mineralização foi melhorada nos processos combinados, com maior valor de 93% empregando  $O_3/UV/TiO_2$ , seguindo de 83% para  $O_3/UV$  e 43% para  $O_3$  simples, num tempo maior de reação, cerca de 90 minutos, no qual, segundo os autores, revela que a mineralização é mais lenta do que a degradação em virtude da geração de subprodutos.

Fernandes *et al.*, 2020 propuseram a reação de ozonização fotocatalítica para degradação de uma mistura de cinco parabenos, porém com  $TiO_2$  dopado com nitrogênio (10% N- $TiO_2$ ), avaliando alguns parâmetros operacionais como pH, quantidades do catalisador e a presença de sequestradores de radicais hidroxila. Observaram que a condição de pH neutro (7) favoreceu a degradação dos parabenos, isso porque quando foi aplicada um solução tampão para manter o pH neutro durante toda reação, a remoção total ocorreu após 60 minutos, metade do tempo necessário quando comparado com a solução inicial com pH em meio ácido no valor de 5. Os pesquisadores avaliaram o efeito da concentração do catalisador, dobrando de 70 mg/L para 140 mg/L de N- $TiO_2$ , porém não houve alteração nas taxas de remoção, pelo contrário, ocasionou aumento no consumo de ozônio (TOD) durante a reação, sugerindo que o aumento na concentração do catalisador reduz parcialmente os sítios ativos capazes de absorver os fótons (Petala *et al.*, 2015).

Outros catalisadores foram testados, como o óxido de zinco (ZnO) por exemplo. Asgari *et al.*, 2019 investigaram a degradação de metil, etil, propil, butil e benzilparabeno pelos processos

de  $O_3$ ,  $O_3/UV$  e  $O_3/UV/ZnO$  e observaram a maior remoção pelo processo  $O_3/UV/ZnO$  do que nos processos de  $O_3$  e de  $O_3/UV$ , com crescente tendência de remoção com aumento do pH (de 3 a 9) para os três processos. Em pH 9.0, por exemplo, a reação de  $O_3/UV ZnO$  atingiu a eficiência máxima de remoção de 98%, 97%, 97%, 96% e 96% para metil, etil, propil, butil e benzilparabeno, respectivamente, enquanto em pH 3,0 foram de 80%, 78%, 77%, 74% e 74% para os mesmos parabenos, justificada em função da oxidação indireta dos parabenos por meio dos radicais hidroxila produzidos em condições alcalinas.

Avaliaram também, sob pH ideal de 9, o efeito do tempo e novamente o processo de  $O_3/UV ZnO$  teve melhor desempenho comparado com  $O_3$  e  $O_3/UV$ , chegando a total degradação dos parabenos em 20 minutos de reações.  $O_3$  e  $O_3/UV$ , após 60 minutos de reação, apresentaram taxas de remoção quase pela metade, entre 47% a 52% e 53% a 65%, respectivamente.

A relação de DBO/DQO ou a biodegradabilidade do MeP, por exemplo, passou de 0.25 para 0.76 após o processo de  $O_3/UV/ZnO$ , o que significa que o processo tornou o composto mais biodegradável, segundo pesquisadores. Na análise de carbono orgânico total (COT),  $O_3/UV/ZnO$  apresentou taxa de mineralização em torno de 42%, porém, não foi apresentado as porcentagens para  $O_3$  e  $O_3/UV$  para efeitos de comparação.

### Conclusão

A presença de compostos químicos não biodegradáveis e com características toxicológicas nos diversos ecossistemas, como os parabenos, resulta do lançamento de resíduos e efluentes das atividades antrópicas, e para tanto, é necessário a adoção de soluções realmente eficazes para mitigar esse problema. Como visto, uma dessas soluções são os Processos Oxidativos Avançados (POAs), em especial a ozonização aqui tratada, garantindo a remoção desses poluentes pela ação oxidativa do ozônio molecular e dos radicais hidroxila gerados pela sua decomposição.

Como qualquer outra forma de tratamento, os processos envolvendo ozônio apresentam parâmetros de operação importantes para seu bom funcionamento, principalmente com relação ao pH, a concentração e o tempo de aplicação do ozônio no meio reacional.

Além desses aspectos, a adoção pela ozonização deve considerar previamente os custos e algumas de suas limitações, como baixas taxas de mineralização, podendo ser superada pelos adoção de processos combinados de ozônio, envolvendo a presença de agentes oxidantes, catalisadores e a irradiação UV, conforme aqui demonstrado



## Referências bibliográficas

- Albero, B., Pérez, RA., Sánchez-Brunete, C., Tadeo, JL. (2012) Occurrence and analysis of parabens in municipal sewage sludge from wastewater treatment plants in Madrid (Spain) *Journal of Hazardous Materials* 239–240, 48–55.
- Addamo, M., Augugliaro, V., García-López, E., Loddo, V., Marci, G., Palmisano, L. (2005) Oxidation of oxalate ion in aqueous suspensions of TiO<sub>2</sub> by photocatalysis and ozonation. *Catal. Today*, **107**, 612–618.
- Antoniou, M.G., Hey, G., Rodríguez Vega, S., Spiliotopoulou, A., Fick, J., Tysklind, M. (2013) Required ozone doses for removing pharmaceuticals from wastewater effluents., *Sci. Total Environ.*, **456-457**, 42–9.
- Asgari, E., Esrafil, A., Rostami, R., Farzadkia, M. (2019) O<sub>3</sub>, O<sub>3</sub>/UV and O<sub>3</sub>/UV/ZnO for abatement of parabens in aqueous solutions: Effect of operational parameters and mineralization/biodegradability improvement *Process Safety and Environmental Protection*, **125**, 238–250.
- Agustina, T.E., Ang, H., Vareek, V. (2005) A review of synergistic effect of photocatalysis and ozonation on wastewater treatment. *J. Photochem. Photobiol. C: Photochem. Rev.*, **6**, 264–273.
- Batt, A., Furlong, E., Mash, H., Glassmeyer, S., Kolpin, D. (2017) The importance of quality control in validating concentrations of contaminants of emerging concern in source and treated drinking water samples. *Science of the Total Environment*, **579**, 1618-1628.
- Błędzka, D., Gromadzińska, J., Wąsowicz, W. (2014) Parabens. From environmental studies to human health. *Environ Int.*, **67**, 27–42.
- Boberg, J., Taxvig, C., Christiansen, S., Hass, U. (9 de 2010) Possible endocrine disrupting effects of parabens and their metabolites. *Reproductive Toxicology*, **30(2)**, 301-312.
- Bourgin, E.M., Borowska, J., Helbing, J., Hollender, H.P., Kaiser, C., Kienle, CS., McArdell, E., Simon, V.U., Gunten, V.U. (2017) Effect of operational and water quality parameters on conventional ozonation and the advanced oxidation process O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>: kinetics of micropollutant abatement, transformation product and bromate formation in a surface water, *Water Research*, **122**, 234–245.
- Brasil (2012) RDC Nº 29, de 1 de junho de 2012, 13 pp.
- Buxton, B.V., Greenstock, C.L., Helman, W.P., Ross, A.B. (1988) Critical review of rate constants for reactions of hydrated electrons, hydrogen atoms and hydroxyl radicals in aqueous solution. *J. Phys. Chem. Ref. Data*, **17**, 513–886.
- Casals-Casas, C., Desvergne, B. (2011) Endocrine Disruptors: From Endocrine to Metabolic Disruption. *Annual Review of Physiology*, **73(1)**, 135-162.
- Centi, G., Perathoner, S. (2014) Advanced oxidation processes in water treatment. In: Duprez, D., Cavani, F. (Eds.), *Handbook of Advanced Methods and Processes in Oxidation Catalysis*. Imperial College Press, 251–283.
- Chen, J., Pycke, B.F.G. (2017) Occurrence, temporal variation, and estrogenic burden of five parabens in sewage sludge collected across the United States. *Science of the Total Environment*, **593–594**, 368–374.
- Chong, M.N., Jin, B., Chow, C.W.K., Saint, C. (2010) Recent developments in photocatalytic water treatment technology: a review. *Water Research*, **44**, 2997–3027.
- Corcoran, E., Nellemann, E., Baker, R., Bos, D., Osborn, H. (2010) Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, UN-HABITAT, GRID-Arendal.
- Doná, G., Carpiné, D., Leifeld, V., Dantas, T.L.P., Castilhos, D.C., Igarashi-Mafra, L. (2019) Efficient remove methylparaben by ozonation process. *International Journal of Environmental Science and Technology*, **16**, 2441–2454.
- Fernandes, E., Martins, R.C., Gomes, J. (2020) Photocatalytic ozonation of parabens mixture using 10% N-TiO<sub>2</sub> and the effect of water matrix. *Science of the Total Environment*, **718**, 137321.
- Fisher, M., Keane, D., Fernandez-Ibanez, P., Colreavy, J., Hinder, S., McGuigan, K., Pillai, S. (2013) Nitrogen and copper doped solar light active TiO<sub>2</sub>. *Appl. Catal. B Environ*, **130**, 8–13.

- Gao, Y., An, T., Fang, H., Ji, Y., Li, G. (2014) Computational consideration on advanced oxidation degradation of phenolic preservative, methylparaben, in water: mechanisms, kinetics, and toxicity assessments. *J. Hazard. Mater.*, **278**, 417–425.
- Ganiyu, S., Zhou, M., Martínez-Huitle, C. (2018) Heterogeneous electro-Fenton and photoelectro-Fenton processes: A critical review of fundamental principles and application for water/wastewater treatment. *Applied Catalysis B: Environmental*, **235**, 103-129.
- Giannakis, S., López, M., Spuhler, D., Pérez, J., Ibáñez, P., Pulgarin, C. (2016) Solar disinfection is an augmentable, in situ-generated photo-Fenton reaction-Part 2: A review of the applications for drinking water and wastewater disinfection. *Applied Catalysis B: Environmental*, **198**, 431-446.
- Gomes, J.F., Bednarczyk, K. (2017) Noble metal-TiO<sub>2</sub> supported catalysts for the catalytic ozonation of parabens mixtures. *Process Safety and Environmental Protection*, **111**, 148–159.
- Gomes, J.F., Lopes, A., Gmurek, M., Quinta-Ferreira, R.M., Martins, R.C. (2019) Study of the influence of the matrix characteristics over the photocatalytic ozonation of parabens using Ag-TiO<sub>2</sub>. *Sci. Total Environ*, **646**, 1468–1477.
- González-Mariño, I., Quintana, J., Rodríguez, I., Cela, R. (2011) Evaluation of the occurrence and biodegradation of parabens and halogenated by-products in wastewater by accurate-mass liquid chromatography-quadrupole-time-of-flight-mass spectrometry (LC-QTOF-MS) *Water Research*, **45**(20), 6770-6780.
- Gracia-Lor, E., Sancho, J., Serrano, R., Hernández, F. (2012) Occurrence and removal of pharmaceuticals in wastewater treatment plants at the Spanish Mediterranean area of Valencia. *Chemosphere*. **87**(5), 453-462.
- Gunten, U.V. (2003) Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation, *Water Res.*, **37**, 1443–1467.
- Guo, Y., Kannan, K. (2013) A survey of phthalates and parabens in personal care products from the United States and its implications for human exposure. *Environmental Science and Technology*, **47**(24), 14442-14449.
- Haman, C., Dauchy, X., Rosin, C., Munoz, J. (2015) Occurrence, fate and behavior of parabens in aquatic environments: A review. *Water Research*, **68**, 1-11.
- Hansen, K., Spiliotopoulou, A., Chhetri, R., Escolà Casas, M., Bester, K., Andersen, H. (2016) Ozonation for source treatment of pharmaceuticals in hospital wastewater - Ozone lifetime and required ozone dose. *Chemical Engineering Journal*, **290**, 507-514.
- Hernández-Alonso, M.D., Coronado, J.M., Maira, A.J., Soria, J., Loddo, V., Augugliaro, V. (2002) Ozone enhanced activity of aqueous titanium dioxide suspensions for photocatalytic oxidation of free cyanide ions. *Appl. Catal. B Environ*, **39**, 257–267.
- Hilton, M., Thomas, K. (2003) Determination of selected human pharmaceutical compounds in effluent and surface water samples by high-performance liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A.*, **1015**(1-2), 129-141.
- Homem, V., Santos, L. (2011) Degradation and removal methods of antibiotics from aqueous matrices – A review. *Journal of Environmental Management*, **92**(10), 2304-2347.
- Huang, Y. (2010) Degradation of Waterborne Contaminants by Ozone and Hydrogen Peroxide. PhD Thesis. Department of Civil and Environmental Engineering, The University of Utah.
- Huber, M.M., Canonica, S., Park, G.Y., Gunten, U.V. (2003) Oxidation of Pharmaceuticals during Ozonation and Advanced Oxidation Processes. *Environ. Sci. Technol.*, **37**, 1016–1024.
- Hudson, W., Youn, C., Ortlund, E. (2014) Crystal structure of the mineralocorticoid receptor DNA binding domain in complex with DNA. *PLoS ONE*, **9**(9)
- Joss, A., Siegrist, H., Ternes, T. (2008) Are we about to upgrade wastewater treatment for removing organic micropollutants? *Water Sci. Technology*, **57**, 251-255.
- Jones, O., Voulvoulis, N., Lester, J. (2005) Human pharmaceuticals in wastewater treatment processes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **35**(4), 401-427.

- Karthikraj, R., Vasu, A.K., Balakrishna, K., Sinha, R.K., Kannan, K. (2017) Occurrence and fate of parabens and their metabolites in five sewage treatment plants in India. *Science of the Total Environment*, **593–594**, 592–598.
- Kasprzyk-Hordern, B., Ziólek, M., Nawrocki, J. (2003) Catalytic ozonation and methods of enhancing molecular ozone reactions in water treatment. *Appl. Catal. B Environ*, **46**, 639–669.
- Kermia, A., Fouial-Djebbar, D., Trari, M. (2016) Occurrence, fate and removal efficiencies of pharmaceuticals in wastewater treatment plants (WWTPs) discharging in the coastal environment of Algiers. *Comptes Rendus Chimie*, **19(8)**, 963-970.
- Lee, Y., Kovalova, L., McArdell, C.S., Gunten, U.V. (2014) Prediction of micropollutant elimination during ozonation of a hospital wastewater effluent. *Water Research*, **64(2014)** 134-148.
- Liao, C., Shi, J., Wang, X., Zhu, Q., Kannan, K. Occurrence and distribution of parabens and bisphenols in sediment from northern Chinese coastal areas. *Environmental Pollution*, **253(2019)** 759e767.
- Li, W., Gao, L., Shi, Y., Wang, Y., Liu, J., Cai, Y. (2016) Spatial distribution, temporal variation and risks of parabens and their chlorinated derivatives in urban surface water in Beijing, China. *Science of the Total Environment*, **539**, 262–270.
- Lin, Y., Ferronato, C., Deng, N., Wua, F., Chovelon, JM. (2011) Study of benzylparaben photocatalytic degradation by TiO<sub>2</sub>. *Appl. Catal. B Environ*, **104**, 353–360.
- Ma, X., Wan, Y., Wu, M., Xu, Y., Xu, Q., He, Z., Xia, W. (2018); Occurrence of benzophenones, parabens and triclosan in the Yangtze River of China, and the implications for human exposure. *Chemosphere*, **213**, 517-525.
- Martínez-Costa, J.I., Rivera-Utrilla, J., Leyva-Ramos, R., Sánchez-Polo, M., Velo-Gala, I., Mota, A.J. (2018) Individual and simultaneous degradation of the antibiotics sulfamethoxazole and trimethoprim in aqueous solutions by Fenton, Fentonlike and photo-Fenton processes using solar and UV radiations. *J. Photochem. Photobiol. A: Chemosphere*, **360**, 95–108.
- Mousel, D., Palmowski, L., Pinnekamp, J. (2017) Energy demand for the elimination of organic micropollutants in municipal wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, **575**, 1139-1149.
- Nitoi, I., Oncescu, T., Oancea, P. (2013) Mechanism and kinetic study for the degradation of lindane by photo-Fenton process. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, **19(1)**, 305-309.
- Nowak, K., Ratajczak-Wrona, W., Górska, M., Jabłońska, E. (2018) Parabens and their effects on the endocrine system. *Molecular and Cellular Endocrinology*, **474**, 238-251.
- Ocaña-González, J., Villar-Navarro, M., Ramos-Payán, M., Fernández-Torres, R., Bello-López, M. (2015) New developments in the extraction and determination of parabens in cosmetics and environmental samples. A review. *Analytica Chimica Acta*, **858(1)**, 1-15.
- Ofiarska, A., Pieczyńska, A., Borzyszkowska, A.F., Stepnowski, P., Siedlecka, E.M. (2016) Pt– TiO<sub>2</sub>-assisted photocatalytic degradation of the cytostatic drugs ifosfamide and cyclophosphamide under artificial sunlight. *Chem. Eng. J.*, **285**, 417–427.
- Oliveira, TF., Chedeville, O., Fauduet, H., Cagnon, B. (2011) Use of ozone/activated carbon coupling to remove diethyl phthalate from water: Influence of activated carbon textural and chemical properties. *Desalination*, **276**, 359–365.
- Oros-Ruiz, S., Zanella, R., Prado, B. (2013) Photocatalytic degradation of trimethoprim by metallic nanoparticles supported on TiO<sub>2</sub>-P25. *J. Hazard. Mater.*, **263**, 28–35.
- Petala, A., Frontistis, Z., Antonopoulou, M., Konstantinou, I., Kondarides, D.I., Mantzavinos, D. (2015) Kinetics of ethyl paraben degradation by simulated solar radiation in the presence of N-doped TiO<sub>2</sub> catalysts. *Water Res.*, **81**, 157–166.
- Peng, X., Adachi, K., Chen, C., Kasai, H., Kanoh, K., Shizuri, Y., Misawa, N. (2006) Discovery of a marine bacterium producing 4-hydroxybenzoate and its alkyl esters, parabens. *Applied and Environmental Microbiology*, **72(8)**, 5556-5561.

- Pipolo, M., Gmurek, M., Corceiro, V., Costa, R., Quinta-Ferreira, ME., Ledakowicz, S., Quinta-Ferreira, RM., Martins, RC. (2017): Ozone-Based Technologies for Parabens Removal from Water: Toxicity Assessment, Ozone: Science & Engineering, **39**(4) <https://doi.org/10.1080/01919512.2017.1301246>
- Pham, T.D., Lee, B.K. (2017) Selective removal of polar VOCs by novel photocatalytic activity of metals co-doped TiO<sub>2</sub>/PU under visible light. *Chem. Eng. J.*, **307**, 63–73.
- Rajeswari, R., Kanmani, S. (2009) TiO<sub>2</sub>-based heterogeneous photocatalytic treatment combined with ozonation for carbendazim degradation. *J. Environ. Health Sci. Eng.*, **6**, 61–66.
- Ratola, N., Cincinelli, A., Alves, A., Katsoyiannis, A. (2012) Occurrence of organic microcontaminants in the wastewater treatment process. A mini review. *Journal of Hazardous Materials*, **239-240**, 1-18.
- Rimoldi, L., Pargoletti, E., Meroni, D., Falletta, E., Cerrato, G., Turco, F., Cappelletti, G. (2018) Concurrent role of metal (Sn, Zn) and N species in enhancing the photocatalytic activity of TiO<sub>2</sub> under solar light. *Catal. Today*. **313**, 40–46.
- Rueda-Marquez, J., Levchuk, I., Fernández Ibañez, P., Sillanpää, M. (2020) A critical review on application of photocatalysis for toxicity reduction of real wastewaters. *Journal of Cleaner Production*, **258**.
- Santos, M.M., Brehm, F.A., Filipe, T.C., Knapik, H.G., Azevedo, J.C.R. (2016) Occurrence and risk assessment of parabens and triclosan in surface waters of southern Brazil: a problem of emerging compounds in an emerging country. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Brazilian Journal of Water Resources*, **2318-0331**.
- Shahidi, D., Roy, R., Azzouz, A. (2015) Advances in catalytic oxidation of organic pollutants—prospects for thorough mineralization by natural clay catalysts. *Appl. Catal. B: Environ.*, **174**, 277–292.
- Shen, H.Y., Jiang, H.L., Mao, H.L., Pan, G., Zhou, L., Cao, Y.F. (2007) Simultaneous determination of seven phthalates and four parabens in cosmetic products using HPLC-DAD and GC-MS methods. *J. Sep. Sci.*, **30**, 48–54.
- Soni, M., Taylor, S., Greenberg, N., Burdock, G. (2002) Evaluation of the health aspects of methyl paraben: a review of the published literature. *Food Chem. Toxicol.*, **40**, 1335–1373.
- Soni, M., Carabin, I., Burdock, G. (2005) Safety assessment of esters of p-hydroxybenzoic acid (parabens) *Food and Chemical Toxicology*, **43**(7), 985-1015.
- Tran, N., Reinhard, M., Gin, K. (2018) Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions—a review. *Water Research*, **133**, 182-207.
- Velegraki, T., Hapeshi, E., Fatta-Kassinos, D., Poullos, I. (2015) Solar-induced heterogeneous photocatalytic degradation of methyl-paraben. *Appl. Catal. B Environ*, **178**, 2–11.
- Sonntag, C.V., Gunten, U.V. (2012) *Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment*. IWA Publishing, London.
- Urbano, V.R., Maniero, M.G., Perez-Moya, M., Guimaraes, J.R. (2017) Influence of pH and ozone dose on sulfaquinoxaline ozonation. *Journal of Environmental Management*, **195**, 224-231.
- Xiong, J., Kurade, M., Jeon, B. (2018) Can Microalgae Remove Pharmaceutical Contaminants from Water? *Trends in Biotechnology*, **36**(1), 30-44.



# REVISTA AIDIS

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

## A NEW EVALUATION METHODOLOGY APPLICATION OF DRY SEVERITY FOR THE CITY OF CAMPINA GRANDE-PB

\* Maxsuel Bezerra do Nascimento <sup>1</sup>  
Tássio Jordan Rodrigues Dantas da Silva <sup>1</sup>  
José Ludemário da Silva Medeiros <sup>1</sup>  
Janaína Aparecida Cezario <sup>1</sup>  
Laércio Leal dos Santos <sup>1</sup>  
William de Paiva <sup>1</sup>

Recibido el 13 de septiembre de 2021. Aceptado el 8 de febrero de 2022

### Abstract

*Droughts come from natural factors, and when they occur, cause changes in the climate, whether on a punctual or diffuse scale, and this cycle is constantly repeated, but in recent decades these impacts have increased with human actions from deforestation and burning of fossil fuels. Thus, the objective of this work is to employ a new application of the Drought Index methods (IAC, IPN and MD) to the data from the historical rainfall series of the municipality of Campina Grande - PB in the state of Paraíba, in order to classify the data on a monthly and annual scale, in order to identify the intensity over the years studied in this research. The pluviometric data used in the research correspond to the historical series from 1980 to 2019, which are divided into monthly precipitation data, provided by the Northeast Development Superintendence, National Institute of Meteorology and the Paraíba Water Management Executive Agency. The proposed methodology, in addition to the new standardization of the Drought Intensity Index (IIS), proposes a new characterization of the final rainfall condition or drought severity index. Finally, it allows environmental agencies and managers better conditions to adapt to problems related to drought and extreme rainfall, for greater management of water resources.*

**Keywords:** drought intensity index, drought severity index, classes.

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

\*Corresponding Author: Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campus Universitário, s/n, Bodocongó, Campina Grande/PB, CEP: 58109-790, Brasil. E-mail: [maxsuel10gba@hotmail.com](mailto:maxsuel10gba@hotmail.com)

## Introduction

Droughts come from natural factors, and when they occur cause changes in the climate, been on a punctual or diffuse scale, and this cycle is constantly repeated, but in recent decades these impacts have increased with human actions from deforestation and burning of fossil fuels. Therefore, the impacts from droughts can destabilize the livelihoods of populations living in arid or semi-arid lands, which can lead to an invisible human development crisis and to the migration process (Unccd, 2014, Verner, 2016).

Thus, drought refers to the lack or reduction of rain over time in a given location, whose onset is difficult to detect. Furthermore, its impacts are multiple and severe, and may cause direct and indirect damages to environmental, economic, social determinants (Magalhães, 2016, Hagenlocher *et al.*, 2019, Meza *et al.*, 2019)

The knowledge of climatic characteristics and their projections are essential, as they show changes in precipitation and temperatures in the Northeast region (NEB), a fact that is closely associated with water availability and the conditions for adapting crops (Sales *et al.* 2015, Guimarães *et al.* 2016).

According to Costa and Silva (2017), the monitoring of droughts can be carried out by climatic indices, which characterize the dry and rainy time courses, to understand the behavior of rainfall, the climate variability of a location, state or region. Furthermore, with their knowledge, it is possible to know the severity of these phenomena and, consequently, their impacts.

Among so many climatic variables, rainfall is the one that has a positive or negative impact on society, since the most of the economic activities, especially agricultural, are affected in a long term by such variation, leading to a significant increase in extreme dry and rainy events (Costa *et al.*, 2015, Siqueira & Nery, 2017).

Therefore, drought is an anomaly that cannot be avoided and, therefore, it must always act in a preventive manner, in which there's the need for a better knowledge and interpretation of rainfall variability scales, which can be done through indexes (Alves *et al.*, 2016).

Droughts can be classified in distinct ways, among then, there's the Meteorological method, which is characterized by the lack of rain and the durability of dryness in a distinct environment, through a constant period of a month or more, during which the precipitation is below from the average rainfall values for the dry period (Noronha *et al.*, 2016). Therefore, hydrological drought is related to a deficiency in the volume of available water, including groundwater, reservoirs and rivers.

In addition to the meteorological drought, it is also possible to highlight agricultural drought, caused by the lack of water in the soil for the plants development, which makes the water supply to crops inadequate to replace evapotranspiration losses (Duarte *et al.*, 2018).

Thus, it is possible to cite socioeconomic drought, which overtly links human production with agricultural production, which includes direct and indirect impacts on agricultural production and other kinds of economic activities (Fernandes *et al.* 2009).

The State of Paraíba is located in the NEB, and provides one of the greatest spatiotemporal rainfall variability, as the region of Cariri/Curimataú, that is the State's region that has a lowest rainfall ranging that is from 300 to 500 mm. In the Sertão and Alto Sertão the range is around 700 to 900 mm of rain. In the regions of Brejo and Agreste, rainfall ranging is from 700 to 1,200 mm, and the coast provides the highest average rainfall, which can exceed 1600 mm per year (Francisco *et al.*, 2015, Medeiros *et al.*, 2018).

This work applied different methodologies to determine drought indices for the city of Campina Grande-PB, such as the Decis Method (MD) - (Gibbs and Maher 1967), Rain Anomaly Index (IAC) - (Rooy 1965) which was readapted by Araújo *et al.* (2009) and the Normal Percentage Index (IPN) - (Cunha, 2008).

Thus, this work aims to employ a new application of the Drought Index methods (IAC, IPN and MD), to the data from the historical rainfall series from the city of Campina Grande in the state of Paraíba. As well as to classify the data as monthly and annual scale, in order to identify the intensity over the years studied in this research.

## Material and methods

### Study area

The study was carried out in the city of Campina Grande that is located in the State of Paraíba. The map was prepared in *QGIS software 3.10.12-A Coruña* (Figure 1), which comprises the former mesoregion of Agreste Paraibano and microregion of Campina Grande, today modified and changed by the new IBGE classification, it receives the name of Intermediate Region and Immediate Region of Campina Grande, being considered the second most influential city in the state.

So it is 112 km from João Pessoa, the state capital, covers an area of 591,658 km<sup>2</sup> of territorial extension and according to the IBGE (Brazilian Institute of Geography and Statistics), in 2020 its population was estimated at 411,807 inhabitants being the 2<sup>nd</sup> city of Paraíba in number of inhabitants. The city borders the NORTH with the cities of Lagoa Seca, Massaranduba, Pocinhos

and Puxinanã, to the SOUTH with the cities of Boqueirão, Caturité, Fagundes and Queimadas, the EAST with the city of Riachão do Bacamarte and the WEST with the city of Boa Vista.

According to Alvares *et al.* (2014) the climate classification, as established by Köppen (1948), it is noted that the area is defined as tropical rainy, whose average air temperature in the coldest month exceeds 18°C and the average annual precipitation is greater than 700 mm, with record of the least rainy season in spring-summer. For these conditions the climatic formula is determined as “As”.

According to Cabral Júnior *et al.* (2018), the highest temperatures recorded in the city are from January to March, with an average of 24.5°C, and the lowest in July to August, with an average of 21.3°C. The average annual wind speed for Campina Grande is in the order of 4.11 m/s with the highest speed in September (~4.5 m/s) and the lowest speed in March (~3.4 m/s) (Santos, Silva, 2013).

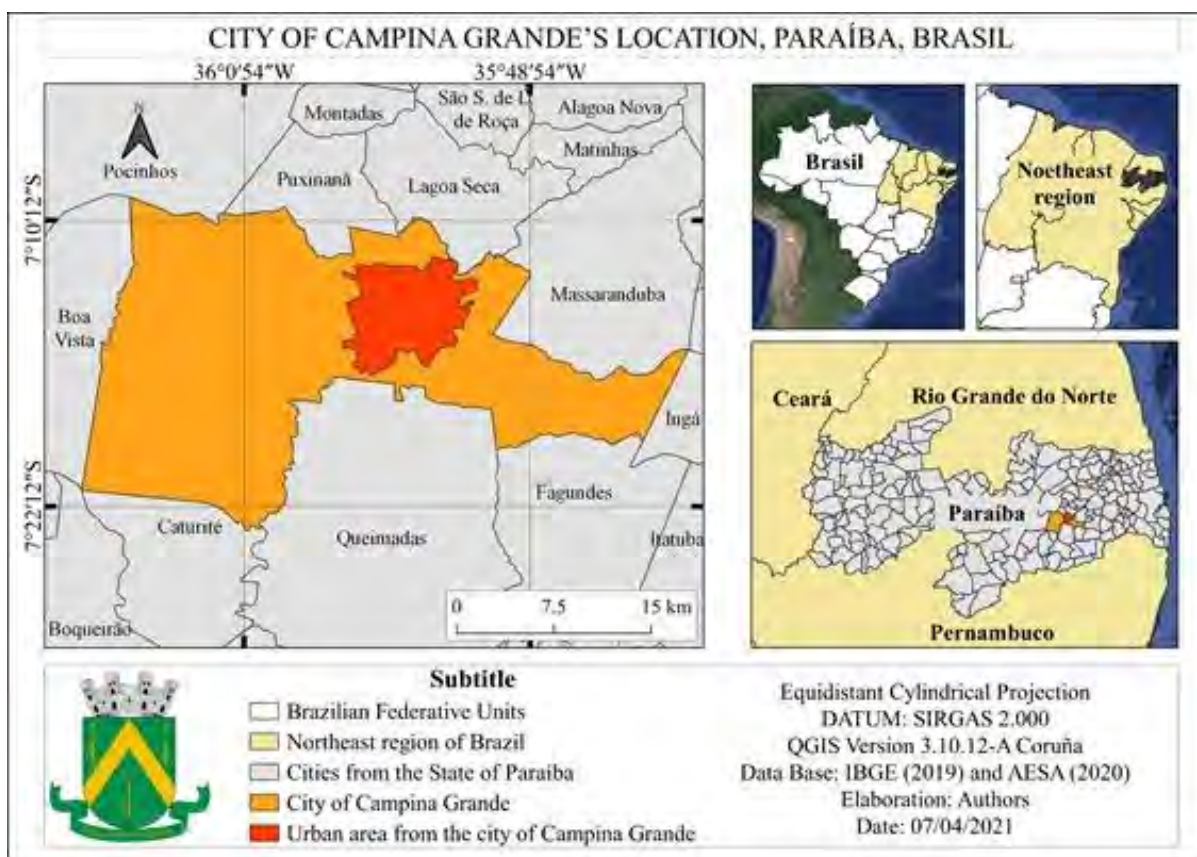


Figure 1. Location of the city of Campina Grande in relation to the State of Paraíba. Source: By the authors.



### Rainfall data

The rainfall data used in the research correspond to the historical series from 1980 to 2019, which are divided into monthly precipitation data, provided by the Superintendence for the Development of the Northeast (SUDENE), National Institute of Meteorology (INMET) and the Executive Agency for Water Management of Paraíba (AESA).

Through these temporal precipitation data, 3 meteorological stations were used and located within the studied municipality, making it possible to determine the monthly and annual rainfall, with the same values applied to the indexes under study.

It is noteworthy that the rainfall data showed failures in a few months within the rainfall stations. Therefore, statistical methods of regional weighting were used to fill the failures (filling failures) to complete the gaps and continue the research.

### Statistical Modeling "Filling Failures"

The statistical method used to fill failures in the precipitation historical series was the regional weighting method according to Equation 1.

$$PX = \frac{1}{n-1} * \left( \frac{PA}{PAm} + \frac{PB}{PBm} + \frac{PC}{PCm} + n \right) * PXm \quad \text{Equation (1)}$$

Where,  $PXm$ ,  $PAm$ ,  $PBm$  and  $PCm$  are the average rainfall in stations X, A, B and C, respectively,  $PX$  is the precipitation at station X to be determined,  $PA$ ,  $PB$  and  $PC$  are the precipitation at stations A, B and C, respectively, in the time interval referring to that of the precipitation at station X to be determined.

This method consists in estimating the rainfall that occurred with failure in the rainfall station, considering it adequate to the rainfall in neighboring stations, with the proportionality factor being the function of the average rainfall in these stations, taking into account the average rainfall station with failure. This method is employed by electing at least three neighboring stations with no data, which need to be located in climatic regions similar to the one with failure according to Table 1.

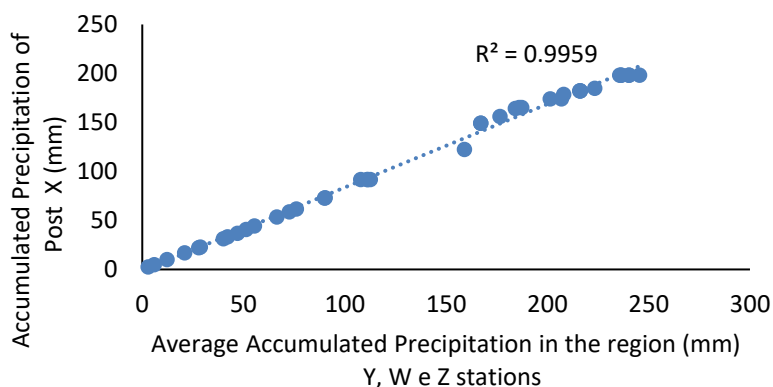
According to Table 1, it is noted that for the development of the research, other surrounding posts were needed, to fill the gaps in posts X, Y and Z, to determine the posts of Campina Grande José da Mata and Campina Grande Sitio Açude, since the one from Campina Grande EMBRAPA all data were complete.

After the filling failures procedure, the Dupla Massa method was applied (Figure 2) to prove the linearity of the predicted statistical model. Therefore, if the points of a given graph line up in an approximate straight line, this indicates a proportionality between the data of the two points in question.

**Table 1.** Regional weighting method, applied to rainfall stations used in the research.

PX	PA	PB	PC
Rainfall Station Campina Grande São José da Mata	Rainfall Station Campina Grande EMBRAPA	Rainfall Station Puxinanã	Rainfall Station Montadas
Rainfall Station Campina Grande Sitio Açude	Rainfall Station Campina Grande EMBRAPA	Rainfall Station Campina Grande São José da Mata	Rainfall Station Boa vista
Rainfall Station Campina Grande EMBRAPA	##	##	##

## It corresponds that the method was not applied. Source: By the authors.



**Figure 2.** Exemple of Double Mass Analysis Model. Source: By the authors

### Drought indices

After obtaining the historical series for each pluviometric station that is inserted in the city of Campina Grande-PB, the calculations for the three drought indexes were performed, with the aid of electronic spreadsheets in *Microsoft Excel 2016* for the organization of the precipitation series.

### Method of Decis – MD

To calculate the MD, the means for each analyzed period were grouped in ascending order and, based on the accumulated frequency distribution, the series was divided into ten equal parts (deciles). Thus, this application was made using the R Studio 4.0.5 software, in which it was possible to verify the data in ten equal parts on the monthly and annual scale.

The classification of this method was performed according to Gibbs and Maher (1967). Furthermore, it serves to determine the possibility of an event happening and also to qualitatively determine the climatic anomaly (Lima 2016).

### Rain Anomaly Index – IAC

The IAC method has been used in several studies in recent years to define rainfall and the characteristics of a given region (Diniz *et al.* 2020, Nascimento *et al.* 2020, Nery & Siqueira *et al.* 2020).

Therefore, the analysis of the duration of the dry and wet periods was performed by calculating the IAC (Freitas, 2005), obtained from equations 2 and 3.

$$IAC = 3 \left[ \frac{(N - \bar{N})}{(\bar{M} - \bar{N})} \right]: \text{ For positive anomalies} \quad \text{Equation (2)}$$

$$IAC = -3 \left[ \frac{(N - \bar{N})}{(\bar{X} - \bar{N})} \right]: \text{ For negative anomalies} \quad \text{Equation (3)}$$

Being:

N = Current monthly precipitation (mm),

$\bar{N}$  = Average monthly precipitation of the historical series (mm),

$\bar{M}$  = Average of the ten highest monthly precipitations in the historical series (mm),

$\bar{X}$  = Average of the ten smallest monthly precipitations of the historical series (mm).

### Normal Percentage Index – IPN

According to the NDMC (2020), the IPN provides simplicity in its calculations and can be used in different time scales, changing most of the time between a month or a set of months up to a year.

To calculate the IPN from Cunha (2008), on which express, as a percentage, the ratio between current precipitation and normal precipitation (average of 40 years) in a region, it was used the Equation 4.

$$IPN = \frac{P_{ATUAL}}{P_{NORMAL}} \quad \text{Equação (4)}$$

On what,

IPN = Normal Percentage Index,

PATUAL = Precipitation at a given location (mm),

PNORMAL = Average precipitation from the analyzed period (mm).

*New drought severity classification methodology and adaptations for MD, IPN & IAC indexes*

It was considered that the analysis of the results of the various drought indices is difficult to understand, in this sense we tried to evaluate the degree of drought severity based on the classifications proposed for each of the evaluated indices. The use of classifications aimed to verify the frequency of different Drought Intensity Index (IIS) when applied in the city of Campina Grande-PB.

It is noteworthy that this procedure follows the time scale, suggested in the literature, which is over 30 years of data, to determine the intensity of droughts in a given region (Silva *et al.* 2020).

A new characterization of drought methods was used to standardize the IIS classification system for all applied methods MD, IAC and IPN, they are: extremely wet, very wet, wet, close to normal, dry, very dry and extremely dry.

On Table 2 shows the MD classification suggested by Gibbs and Maher (1967) and the classification proposed in the current work, in which different numerical intervals were adopted for each of the drought intensity classes. It is noted that the number of classes increased, to be in accordance to the method of all indexes proposed to be in a parameter for the same scale and properly identify the rainfall anomalies for the region.

**Table 2.** Relation between MD values and the one proposed by the authors.

Gibbs e Maher (1967)		Proposto	
MD	DRY INTENSITY	MD	DRY INTENSITY INDEX
10 – 9	Very Wet	10	Extremely Wet
8 – 7	Wet	9	Too Humid
6 – 5	Close to Normal	8 – 7	Wet
4 – 3	Dry	6 – 5	Close to Normal
2 – 1	Very Dry	4 – 3	Dry
		2	Very Dry
		1	Extremely Dry

Source: By the authors.

The Table 3 presents the classification of droughts suggested by Araújo *et al.* (2009) and the research proposal. Thus, following the IAC model in Table 3, a new class is added, that is Near Normal, and the quantification of values is remade to determine each parameter used, providing more subjectivity to the other IIS.

According to the model proposed for the IPN on Table 4, new Drought Intensities classes are added considering the wet values, in which there was an addition of three classes, remaining similar to the other IIS. Thus, this new proposition presents wet event values, which did not exist in Cunha's (2008) IPN.

**Table 3.** Relation between values of IAC from Araújo *et al.* (2009) and the ones proposed by the authors.

Araújo <i>et al.</i> (2009)		Proposto	
MD	DRY INTENSITY	IAC	DRY INTENSITY INDEX
From 4 to above	Extremely Wet	From 5.1 to above	Extremely Wet
2 a 4	Too Humid	3.1 a 5	Too Humid
0 a 2	Wet	1.1 a 3	Wet
0 a -2	Dry	-1 a 1	Close to Normal
-2 a -4	Very Dry	-1.1 a -3	Dry
From -4 to bellow	Extremely Dry	-3.1 a -5	Very Dry
		From -5.1 to bellow	Extremely Dry

Source: By the authors.

**Table 4.** Relation between values from IPN from Cunha (2008) and the ones proposed by the authors.

Cunha (2008)		Proposto	
IPN	DRY INTENSITY	IPN	DRY INTENSITY INDEX
IPN $\geq$ 0.85	Normal	IPN $\geq$ 1,51	Extremely Wet
0.75 $\leq$ IPN < 0.85	Moderate Drought	1.31 $\leq$ IPN < 1.5	Too Humid
0.5 $\leq$ IPN < 0.75	Severe Drought	1.11 $\leq$ IPN < 1.3	Wet
IPN < 0.5	Extreme Drought	0.91 $\leq$ IPN < 1.1	Close to Normal
		0.71 $\leq$ IPN < 0.9	Dry
		0.51 $\leq$ IPN < 0.7	Very Dry
		IPN < 0.5	Extremely Dry

Source: By the authors.

The proposed methodology, in addition to the new IIS standardization, proposes a new characterization of the final rainfall condition or drought severity index, they are: Extreme Rain (CE), Severe Rain (CG), Light Rain (CF), Normality (N), Low Drought (SF), Severe Drought (SG) and Extreme Drought (SE).

#### Classification of drought indexes in Campina Grande-PB on monthly and annual time scale

After analyzing the database and its classification in the two analyzed time scales (monthly and annual), Table 2 presents the final result of the proposed new methodology for identifying the drought intensity index – IIS.

Therefore, procedures were performed to transform this qualitative classification into a quantitative classification, in which the results of each IIS in a given year of the study period were analyzed according to the drought severity classification. According to this new approach, each index will receive a value according to the Drought Severity Index (ISS), BY the end these values will be added together, generating a “severity value”.

**Table 5.** Indexes Drought Intensity Classification MD, IAC e IPN.

Classification of the DROUGHT INTENSITY INDEX – IIS proposed	PROPOSED DROUGHT INDEXES		
	MD	IAC	IPN
Extremely Wet	10	From 5.1 to above	IPN $\geq 1,51$
Too Humid	9	3.1 a 5	$1.31 \leq \text{IPN} < 1.5$
Wet	8 - 7	1.1 a 3	$1.11 \leq \text{IPN} < 1.3$
Close to Normal	6 - 5	-1 a 1	$0.91 \leq \text{IPN} < 1.1$
Dry	4 - 3	-1.1 a -3	$0.71 \leq \text{IPN} < 0.9$
Very Dry	2	-3.1 a -5	$0.51 \leq \text{IPN} < 0.7$
Extremely Dry	1	From -5.1 to bellow	IPN $< 0.5$

Source: By the authors.

As noted, the rating can range from “Extreme Drought” to “Extreme Rain” among the seven ISS. In this sense, such classification parameters will be applied in the monthly and annual scale, for a better understanding of the results.

In creating this new approach to drought classification, it was taken into account that all three methods have the same magnitude of the proposed drought IIS, as explained in Table 5. This global value was then used to determine the ISS of all the months and years from the time course adopted in the work.

Therefore, values were delimited for the IIS in which it was established based on the possible sums of intensity values and receiving the name of Drought Severity Index - ISS (Table 6) that can be observed some combinations of drought intensity classes and their rating.

The possible combinations of the IIS of the IPN, MD and IAC defined this classification of the ISS. In view of the possible scenarios that could present similar or different answers between them

After analyzing the data set, dividing it into seven classes as shown in Table 6, ranging from "Extreme Drought" to "Extreme Rain" as already presented, the result was a division of twenty-four drought severity values according to the ISS proposed for the three methods analyzed.

Thus, for each ISS value, a name was established in the proposition of the new classification approach, in which each class has its values determined precisely by the set of possible results presented by the IIS in Table 5. Therefore, the proposed ISS was divided into seven classes named Extreme Drought, Severe Drought, Light Drought, Normality, Light Rain, Severe Rain and Extreme Rain, which were further subdivided into their intensity values.

According to Table 6, the respective severity values were standardized as follows: The severity called Extreme Drought, which has severity 1 and 2, takes into account that, when there are three equal ES results in all indexes, for example, grade 1 will be awarded, whereas to receive grade 2, it is considered that two of the three indexes present ES and only one MS.

**Table 6.** Conjecture of drought combinations' intensity classes to determine the Drought Severity Index score.

Drought Severity Index	Valor de Severidade	Métodos de Índices de Seca estudiados		
		IPN	MD	IAC
Extreme dry	1	ES	ES	ES
	2	ES	ES	MS
Severe drought	3	ES	MS	MS
	4	MS	MS	MS
	5	MS	MS	S
	6	ES	MS	S
Weak drought	7	MS	S	S
	8	S	S	S
	9	S	S	PN
	10	MS	S	PN
Normality	11	S	PN	PN
	12	PN	PN	PN
	13	PN	PN	U
	14	S	PN	U
Light rain	15	PN	U	U
	16	U	U	U
	17	U	U	MU
	18	PN	U	MU
Severe rain	19	U	MU	MU
	20	MU	MU	MU
	21	MU	MU	EU
	22	U	MU	EU
Extreme rain	23	MU	EU	EU
	24	EU	EU	EU

ES = Extremely Dry, MS = Very Dry, S = Dry, Near Normal =PN, U = Wet, MU = Very Moist, EU = Extremely Wet.

Source: By the authors.

Then, Severe Dry severity was standardized into four values, ranging from 3 to 6, where it was possible to highlight the severity intensity of 3 when the indexes results presented two MS and one ES. As for the intensity of severity 4, all indices have MS. For the intensity of severity 5, it is taken into account that they have two MS and one S, and putting an end to the intensity of severity 6 is assigned when the indexes have variations of an ES, MS and S, in which case the intensity of rating severity to average condition.

The classification of the Dry Weak class takes into account the intensity ranging from 7 to 10, in which it is possible to notice that the class 7 is assigned when there are two S and one MS. Intensity 8 is when all indexes are presented with S. Furthermore, intensity 9 is when it has two S and one PN, and then intensity 10 is when the indexes have different values such as MS, S and PN.

Posteriorly, the Classification of the Normality class takes into account the severities ranging from 11 to 14, in which it is possible to detect that class 11 is represented by one S and two PN. Severity 12 is represented with all three indexes as PN. For severity 13 there are two PN and one U, and putting an end to severity 14, the last of the normality class, refers to S, PN and U.

Regarding the Weak Rain class, which ranges from 15 to 18, severity 15 will occur when it has two U and one PN. As for 16, when all indices are U. Furthermore, severity 17 will be composed by two U and one MU, while severity 18 will be composed when PN, U and MU appear between them.

The penultimate class is Severe Rain, in which it has four severities ranging from 19 to 22, in which severity 19 is composed when two indexes present as MU and a U. Already 20 when all indexes present as MU. Severity 21 when there are two MU and one EU, and severity 22 when the variables U, MU and EM appear in different indexes.

Finally, the last class called Extreme Rain, which has two severities, 23, which will be used when two EU and one MU occur, and 24 when all severities are presented as EU.

Therefore, when applying the drought classification system in the proposed monthly and annual time scale, it sought to verify the frequency of the most extreme anomalies and a possible pattern existing in the time series.

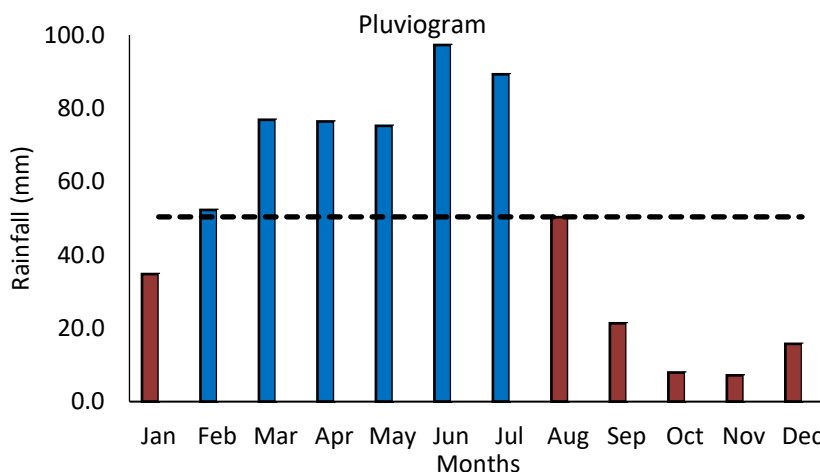
Then, the classification system will allow examining the drought conditions and thus identifying the months and years with the most extreme ISS, being those of "Extreme Rain or Extreme Drought", and observe their relationship in the chronological sequence of the study, verifying its variations.

### **Results and discussion**

By analyzing the pluviogram (Figure 3), it is possible to observe two distinct seasons, a period of six rainy months and another with six dry months. Moreover, the data obtained, it was verified that the rainy season occurred between the months of February to July, with the month of June being the month with the highest precipitation measure, in which it reached an average precipitation of 97 mm. In contrast, the dry season occurs between the months of August to January, with November as the driest month with 7.2 mm.

For Almeida and Cabral Júnior (2014), in this location, autumn and winter are wetter and, on the other hand, spring is the driest season, accumulating less than 10% of the total precipitation annually.





**Figure 3.** Monthly Precipitation Pluviogram from the 40 Years of Campina Grande City. *Source: By the authors.*

The results from the IPN, MD and IAC methods are presented in two different time scales (monthly and annual) for the city of Campina Grande-PB. Therefore, according to Table 7, the MD presented a higher correlation with the three methods, obtaining similar results in six months for both the IPN and the IAC, in this sense they are the indexes of greater constancy and veracity for this area because their results are closer.

On the other hand, the IAC and the IPN, if compared between them, present a diversity between their results, obtaining only two similar months, when comparing the IAC with the MD, six results are identical, and the other six similarly between the IPN and the MD, with six months with identical results, and six months with different results. Therefore, it appears that the MD is the most suitable for the monthly analysis, as it reaches its reality, while the IPN and the IAC corroborate with the MD, in similar results, further reinforcing the characteristic of each index.

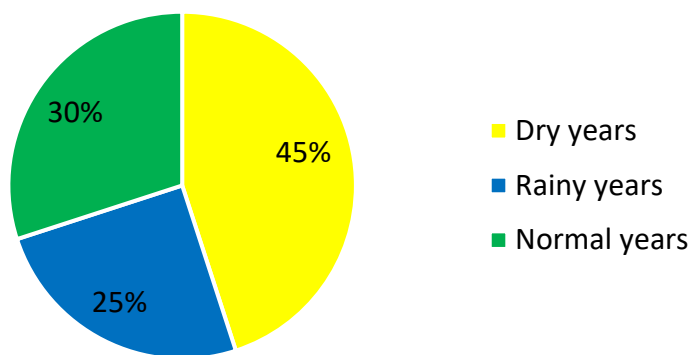
According to Table 7, it can be seen that each month had its particularity in the different drought severity indexes, highlighting its proximity between one or more ISS, following approximately the same class, thus showing a sign of severity in the information linked to the region, in which it was possible to delimit the monthly ISS.

It is possible to verify that the period of the studied historical series had 10 rainy years, 12 normal, and 18 dry years (Figure 4), years varying between rainy and dry months, delimited according to the new proposed scale, where the months of February stand out. In addition, August considered as transition months between the wettest and the driest period, as they were characterized as normal months.

**Table 7.** Monthly classification of ISS on the scale from 1980 to 2019 according to the new proposed classification.

Indexes	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
IAC	-1.3	0.1	2.2	2.2	2.1	4.1	3.5	0	-2.3	-3.4	-3.5	-2.8
	S	PN	U	U	U	MU	MU	PN	S	MS	MS	S
IPN	0.69	1.04	1.53	1.52	1.49	1.93	1.77	1	0.42	0.16	0.14	0.31
	MS	PN	EU	EU	MU	EU	EU	PN	ES	ES	ES	ES
MD	4	6	9	8	7	10	10	5	3	1	1	2
	S	PN	MU	U	U	EU	EU	PN	S	ES	ES	MS

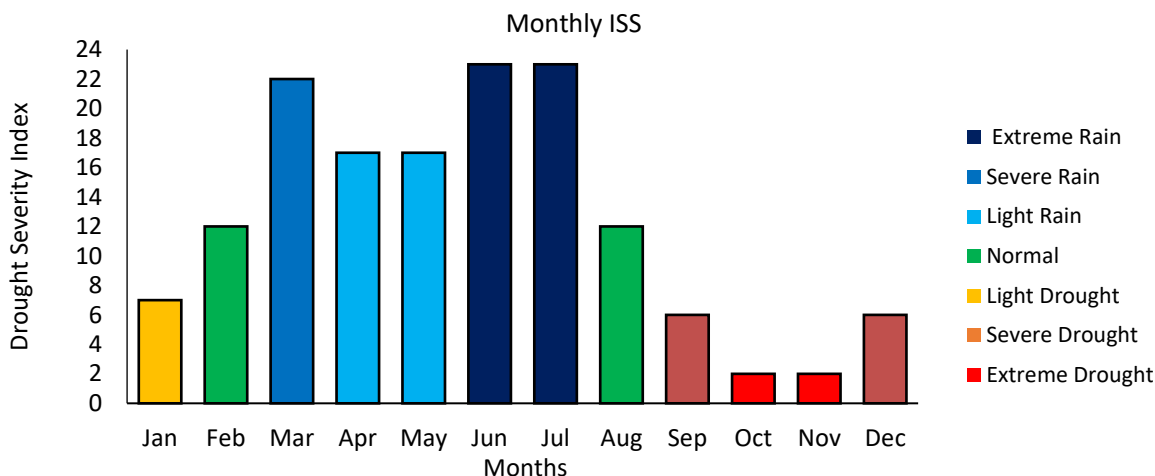
ES = Extremely Dry, MS = Very Dry, S = Dry, PN = Near Normal, U = Wet, MU = Very Moist, EU = Extremely Wet. Source: By the authors.



**Figure 4.** Historical series Percentage from 1980 to 2019, according to the ISS. Source: By the authors.

Through the used methods and the classification proposed for the ISS, which used the average monthly data from 1980 to 2019 that the studied area presented two distinct periods (Figure 5). The rainy season having its maximum precipitation between March and July and the dry precipitation in the months of September to January, thus demonstrating the months with the highest (June and July) and lowest rainfall contribution and consequently the months with the greatest water shortage (October and November), these months have low water, which is the time of year when it rains less regularly in the city and represent similar results with temporal rainfall in Figure 3.

Therefore, fresh water in perfect conditions, found on planet, has been increasingly appreciated by society in general, in such a way by the popularity of aquatic ecosystems conservation, and its availability is a determining factor for human well-being, thus as for several other managements (Glória, 2017, Oliveira *et al.*, 2017, Meschede *et al.*, 2018, Calado *et al.* 2020).



**Figure 5.** Monthly Drought Severity Index for the city of Campina Grande-PB according to the new proposed classification. *Source: By the authors.*

Therefore, in Brazil, it was observed that the lowest water quality is found on metropolitan areas and in some reservoirs in the Semiarid region when compared to other regions of the country (Ana, 2019). Furthermore, it is necessary to manage local water resources based on information on time course of greater and lesser water contribution in the studied area.

By this way, they aim at policies that prioritize water conservation in periods of scarcity and periods of more abundant use of water sources during the wet period, as well as the encouragement of agricultural activities peculiar to the city, thus benefiting the constancy of man in the countryside and socioeconomic development.

Therefore, these results contribute to the city planning of water resources, to reduce the impacts on the quality of water in rivers and lakes and, consequently, to public health and balance of ecosystems (Rosa *et al.*, 2016). In addition, emphasize the importance of agricultural activities, and production control practices, in addition to helping to identify climate weaknesses in the city and region.

The Table 8 presents the annual analysis of the ISS, in which each index presented different results, where it was possible to observe that, for the three indexes with positive extreme years they appear in three years in a similar way (2000, 2004 and 2011) and in the MD it also appears in 1984 where it is possible to observe that for all indexes the condition of years classified as extreme wet were significant in all indexes.

**Table 8.** Annual classification of ISS on scale from 1980 to 2019 according to the new proposed classification.

Year	Drought Indexes					
	IAC		IPN		MD	
1980	-0.7	PN	0.94	PN	6	PN
1981	-0.4	PN	0.96	PN	6	PN
1982	-1.9	S	0.82	S	3	S
1983	-0.6	PN	0.94	PN	6	PN
1984	3.8	MU	1.45	MU	10	EU
1985	2.7	U	1.32	MU	9	MU
1986	-1.2	S	0.89	S	4	S
1987	0.4	PN	1.04	PN	8	U
1988	-0.4	PN	0.97	PN	7	U
1989	-4.6	MS	0.57	MS	1	ES
1990	-3.7	MS	0.65	MS	1	ES
1991	-1.3	S	0.88	S	4	S
1992	1.8	U	1.22	U	8	U
1993	-1.1	S	0.9	S	5	PN
1994	2.9	U	1.35	MU	9	MU
1995	-2.4	S	0.77	S	3	S
1996	-0.7	PN	0.93	PN	6	PN
1997	-2.5	S	0.76	S	3	S
1998	-5.9	ES	0.44	ES	1	ES
1999	-3.1	MS	0.7	MS	2	MS
2000	7.3	EU	1.87	EU	10	EU
2001	0.1	PN	1.01	PN	7	U
2002	0.3	PN	1.04	PN	8	U
2003	-1.4	S	0.87	S	4	S
2004	6.1	EU	1.73	EU	10	EU
2005	1.5	U	1.17	U	8	U
2006	-1.6	S	0.85	S	3	S
2007	0	PN	1.01	PN	7	U
2008	1.9	U	1.23	U	9	MU
2009	2.7	U	1.32	MU	9	MU
2010	0.3	PN	1.04	PN	8	U
2011	7.4	EU	1.89	EU	10	EU
2012	-2.8	S	0.74	S	2	MS
2013	-0.7	PN	0.93	PN	6	PN
2014	-0.9	PN	0.91	PN	5	PN
2015	-3.3	MS	0.68	MS	1	ES
2016	-2.9	S	0.69	MS	1	ES
2017	-2.9	S	0.73	S	2	MS
2018	-1.2	S	0.89	S	5	PN
2019	-1.2	S	0.89	S	5	PN

ES = Extremely Dry, MS = Very Dry, S = Dry, PN = Near Normal, U = Wet, MU = Very Moist, EU = Extremely Wet. Source: By the authors.

On the other hand, the years classified as extreme or negative Drought were presented in the indexes in agreement in the year of 1998, in addition, in the MD in the years of 2015 and 2016. The results found as "close to normal", appear in the IAC and IPN in 11 years, and in the MD in 9 years, with some similar results in both (1980, 1981, 1983, 1996, 2013 and 2014) and in others through of its indexes with distinct characteristics. Thus, the number of years in the use of the three indexes on the annual scale showed that the most commonly found values are precisely those close to normal, corroborating with Nascimento *et al.* (2019) who states that in short or long series of precipitation, the main thing is the alternation between the dry and rainy cycles, since this will understand a balance without damaging the activities on the environment.

According to Table 8, among the three drought methods analyzed in the study, MD presented 23 similar data, being the least remarkable index, while the IAC presented 36 similar data, almost all of the analyzed years and finally the IPN presented 39 data similar compared to other IIS, being basically efficient at 99% of results on the annual scale, making it the most regular index.

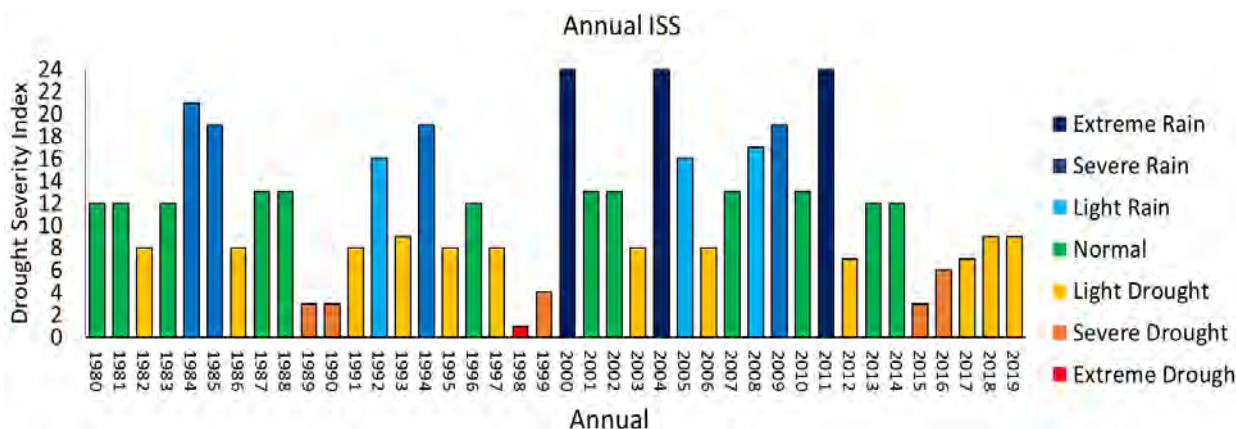
Therefore, the IPN stands out among the results in the studied city, but the other IIS also had positive responses, such as the IAC, which obtained about 90% with data similar to the other indexes, and the MD, which was the index with the highest representation through monthly analysis.

Therefore, with the use of IIS (MD, IPN and IAC) it is possible to reach a positive or negative result for the municipality, highlighting that the set of indices was extremely important to delimit the parameters. Thus, the study of indices with the new ISS classification showed promising results that can be applied to other cities, regions and states.

By the same way that they were used to standardize the monthly study, the annual analysis was also proposed in order to better understand the proposed annual study, of the periods of flood or drought in the city of Campina Grande-PB, as shown in Figure 6, which demonstrates the annual analysis, according to the classification proposed by the ISS.

Therefore, the study area has, according to the new classification proposed by the ISS in Table 8, all possible variations, presenting 18 dry years classified as EXTREME DRY (1998), SERIOUS DRY (1989, 1990, 1999, 2015 and 2016) and WEAK DRY (1982, 1986, 1991, 1993, 1995, 1997, 2003, 2006, 2012, 2017, 2018 and 2019).

On the other hand, the studied area had 10 rainy years, being classified as LITTLE RAIN (1992, 2005 and 2008), SERIOUS RAIN (1984, 1985, 1994 and 2009) and EXTREME RAIN (2000, 2004 and 2011). In addition, according to the ISS classification, the municipality also presented 12 years classified within its NORMALITY, which were the years (1980, 1981, 1983, 1987, 1988, 1996, 2001, 2002, 2007, 2010, 2013 and 2014).



**Figura 6.** Annual Drought Severity Index for the city of Campina Grande-PB according to the new proposed classification. *Source: By the authors.*

Therefore, through these results, it is observed within the monthly and annual scales that the annual scale has a greater variation for the area under study. If a call is made between the years classified as Normal, which represents 12 years or 30%. In addition, if comparing the rainy and dry periods, the distance in relation to the dry period (18 years or 45%) according to figure 4 on the rainy period (10 years or 25%) is greater with a result of 8 years.

Thus, further breaking down each result, in the dry periods we can characterize that according to Figure 6, about 12 of the 18 years of the analyzed period and which was characterized as dry, droughts are characterized as weak, and severe droughts were represented in 5 years, and extreme drought in just 1 year.

On the other hand, the rainy period, which had 10 years, was divided into 3 years for light rain, 4 years for severe rain and 3 years for extreme rain. In this sense, it is noted that despite the few years of rain compared to the dry period, but the largest proportion occurred in periods of extreme and severe rain with 7 representations.

With this delimitation between the years of “Extreme Rains and Droughts”, periods of great impacts, both economic, social and environmental, stand out, in a perspective that excessive rains bring with them problems in large urban centers such as floods, risks of environmental disasters, loss of crops and damage to health, if there is no adequate management of water resources or lack of knowledge of the periods under analysis. Therefore, Seluchi *et al.*, (2016) states that floods from rains are caused by disorderly population growth and by changes in land use and local climate changes.

On the other hand, extreme droughts cause, in addition to low productivity in agriculture, an increase in temperature, damage to human health, animal mortality, among others. We still can cite droughts directly affect the reduction of cattle, goats and sheep herds (Farias & Sousa, 2020).

In addition, the years that had extremes were years that came from a year before of drought or normality, for the rainy season, and when the extreme was negative, it was because the year before it also had been from a drought.

For the years classified as "Severe Rain or Dry", which represent 9 years, 4 rainy and 5 dry, it is noted that in almost all results both occurred after years of normality, or before the same with the exception of only from the years 1999, which came with an extreme drought before, and 2009 which saw a significant increase in rainfall from 2008 to 2009.

The years classified as "Weak Rain or Dry" had about 15 years analyzed, and are close to normality, with some distinct characteristics and factors, it was noted that out of the 15 years, 12 were dry and 3 were rainy. This characterizes that the region suffered from lighter droughts and less significant rains, which dynamizes in the previous results that higher rains provided support for the region in the years shown.

For the years that were presented as "Normality", they showed that the rains or droughts in the region in those years did not directly affect human activities, nor the relationship with nature, nor did it cause problems for local agriculture and livestock.

By this way, the results achieved, cooperate for the local manager, farmers and State environmental agencies, extensive information on the periods of greatest shortage and maximum abundance of water resources. In order to accept conjectures of public policies that authorize tactics for the coexistence of man from the countryside and inland for a better coexistence at both different times and from this configuration will project future scenarios for the management of water and environmental resources in the city.

Finally, these scenarios can and should be prevented through geoprocessing, through data collection of the time series of a given area, place or region, which allows us to see the issue of vulnerability in which a location is found and to prospect later panoramas. In addition to this means, there are other methods, through computational, mathematical and statistical models.

## Conclusions

The city of Campina Grande-PB has two distinct periods of rain, a rainy one between February and July, and a dry one between August and January.

The use of IIS methods is efficient in the delimitation of dry and rainy periods in the city of Campina Grande-PB. Thus, highlighting the MD method in the monthly analysis and the IPN method in the annual analysis in the evaluation of the extremes of the place.

The Monthly and Annual ISS were of great support for the municipality studied, in which it showed characteristics and delimitations of each month and year, contributing with significant information for each month and year analyzed.

The IIS help in the development of the ISS, being a fundamental point for the new proposed methodology, thus helping and highlighting the present indices.

The proposed new methodology makes easier to understand the results, so that the ISS helps to understand the behavior of drought or rain events over the months and years.

Finally, it allows environmental agencies and managers better conditions to adapt to problems related to drought and extreme rainfall, for a better management of water resources.

### Acknowledgements

*I thank the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) for supporting this research, the State University of Paraíba (UEPB), the Graduate Program in Environmental Science and Technology (PPGCTA), and the Technology Research Group Environmental (GPTeCA).*

### Bibliographic references

- Almeida, H. A., Cabral Júnior, J. B. (2014) Variabilidades Sazonais e Interdecadais da Chuva nas Microrregiões Geográficas do Estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **7**(5), 846-858.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J. L. M., Sparovek, G. (2014) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, **22**(6), 711-728.
- Alves, J. O., Pereira, P. C., Queiroz, M. G., Thieres, G. F. S., Ferreira, J. M. S., Araújo Junior, G. N. (2016) Índice de anomalia de chuva para diferentes mesorregiões do Estado de Pernambuco. *Pensar Acadêmico*, **14**, 37-47.
- Araújo, L. E., Moraes Neto, J. M., Sousa F. A. S. (2009) Análise climática da bacia do rio Paraíba – Índice de Anomalia de Chuva (IAC). *Revista de Engenharia Ambiental*, **6**(3), 508-523.
- Cabral Júnior, J. B., Lucena, R. L., Almeida, H. A. (2019) Avaliação da evapotranspiração de referência diária, estimada pelo método tanque classe A, para Campina Grande, PB. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **11**(6), 1971-1984.
- Calado, T. O., E. A. T. Marques, E. A. T., Sobral, M. C. (2020) Planos diretores na articulação da gestão de recursos hídricos com o uso do solo no entorno de reservatórios. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **13**(3), 958-972.
- Costa, M. S., Lima, K. C., Andrade, M. De M., Gonçalves, W. A. (2015) Tendências observadas em extremos de precipitação sobre a região Semiárida do Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **8**, 1321-1334.



- Costa, J. A., Da Silva, D. F. (2017) Distribuição espaço-temporal do Índice de anomalia de chuva para o Estado do Ceará. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **10**(4), 1002-1013.
- Cunha, R. L. A. (2008) Definição de cenários de referência para avaliação dos impactos das secas. *Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Civil), Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto*. 147 pp.
- Diniz, R. R. S., Alencar, M. L. S., Medeiros, S. A., Guerra, H. O. C., Sales, J. C. R. (2020) Índice de anomalia de chuvas da Microrregião do Cariri Ocidental Paraibano. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **13**(6), 2628-2640.
- Duarte, J. G. P., Farias, A. A., Sousa, F. A. S., Souza, J. T. A., Ramos, M. M. Q. (2018) Secas e Impactos na Agropecuária no Município de Campina Grande – PB. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **33** (2), p. 289-297.
- Farias, A. A., Sousa, F. A. S. (2020) Caracterização e análise das secas na sub-bacia hidrográfica do Rio Taperoá. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **13** (4), p. 1483-1501.
- Fernandes, D.S., Heinemann, A.B., Paz, R.L., Amorim, A.O. & Cardoso, A.S. (2009) *Índices para a quantificação da seca*. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 48 pp.
- Francisco, P. R. M., Medeiros, R.M., Santos, D., Matos, R. M. (2015) Classificação Climática de Köppen e Thornthwaite para o Estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **8**(4), 1006-1016.
- Freitas, M. A. S. (2005) Um sistema de suporte à decisão para o monitoramento de secas meteorológicas em regiões semi-áridas. *Revista Tecnologia*, **19**, 84-95.
- Gibbs, W. J., Maher, J. V. (1967) Rainfall deciles as drought indicators. *Melbourne: Commonwealth of Australia*, 84 pp.
- Gloria, L. P., Horn, B. C., Hilgemann, M. (2017) Avaliação da qualidade da água de bacias hidrográficas através da ferramenta do índice de qualidade da água-IQA. *Revista Caderno Pedagógico*, **14**(1), 103-119.
- Guimarães, S.O., Costa, A.A., Vasconcelos Júnior, F.C., Silva, E.M., Sales, D.C., Araújo Júnior, L.M., Souza, S.G. (2016) Projeções de Mudanças Climáticas sobre o Nordeste Brasileiro dos Modelos do CMIP5 e do CORDEX. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **31**, 337-365.
- Hagenlocher, M., Meza, I., Anderson, C.C., Min, A. (2019) Drought vulnerability and risk assessments: state of the art, persistent gaps, and research agenda. *Environ. Res. Lett*, **14**(8), 1-13.
- IBGE - (2019) *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*. Contagem da população 2019. Brasília:
- Köppen, W. (1948) *Climatología*., Buenos Aires, Fondo de Cultura, 152-192.
- Lima, R. P. C. (2016) Avaliação de Índices de severidade de seca na Bacia Do Rio Doce visando ao desenvolvimento de Sistema de Classificação de Secas. 2016. 98p. *Dissertação de Mestrado em Engenharia Agrícola – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais*.
- Magalhães, A. Vida e seca no Brasil. In: De Nys, E., Engle, N.L., Magalhães, A.R. (orgs.). (2016) *Secas no Brasil: política e gestão proativas*. Brasília, DF: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos- CGEE, Banco Mundial 292 pp.
- Medeiros, R. M., Francisco, P. R. M., Matos, R. M., Silva, P. F. (2018) Classificação e aptidão climática para as culturas da banana e abacaxi no Estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **11** (5), p. 1651-1663.
- Meschede, M. S. C., Figueiredo, B. R., Seguramuñoz, S. I. (2018) Qualidade da água de consumo em escolas na região de Santarém, Amazônia, Brasil e implicações para saúde dos escolares. *Revista Ambiente & Água*, **13**(6), 1-19.
- Meza, I., Hagenlocher, M., Naumann, G., Vogt, J., Frischen, J. (2019) Drought vulnerability indicators for global-scale drought risk assessments. *Publications Office of the European Union, Luxembourg*.
- Nascimento, M. B. Do, Bandeira, M. M., Araújo, L. E. De. (2019) Variabilidade climática da precipitação do município de Areia/Paraíba, Brasil. *Gaia Scientia*, **13**(3), 24-37.
- Nascimento, M. B., Almeida, N. V., Araujo, L. E. (2020) Análise da variabilidade da precipitação pluviométrica na microrregião de Umbuzeiro, Paraíba. *Revista Brasileira de Climatologia*, **26**, 233-248.
- NDMC – (2020) *National Drought Mitigation Center*, University of Nebraska, Lincoln, Nebraska, EUA.
- Nery, J. T., Siqueira, B. (2020) Índice de Anomalia de Chuva aplicado ao estudo das precipitações no Estado do Paraná. *Revista Brasileira de Climatologia*, **27**, 772-788.
- Noronha, G. C., Hora, M. A. G. M., Silva, L. P. (2016) Análise do Índice de Anomalia de Chuva para a Microbacia de Santa Maria/Cambiocó, RJ. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **31**(1), 74-81.

- Oliveira, R. M. M., Santos, E. V. Dos, Lima, K. C. (2017) Avaliação da qualidade da água do riacho São Caetano, de Balsas (MA), com base em parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **22**(3), 523-530.
- Rooy, M. P. Van. (1965) A Rainfall anomaly index independent of time and space, *Notos*. **14**, 43-48.
- Rosa, F., Diaz-Becerra, O., Lunkes, R. (2016) Basic Sanitation: Analysis of the Relationship between Public Expenditure and Services to the Population in Brazilian and Peruvian Cities. *Revista Científica General José María Córdova*, **14**(18), 195-213.
- Sales, D.C., Costa, A.A., Silva, E.M., Vasconcelos Júnior, F.C., Cavalcante, A.M.B., Medeiros, S.S., Marin, A.M.P., Guimarães, S.O., Araujo Junior, L.M., Pereira, J.M.R. (2015) Projeções de mudanças na precipitação e temperatura no Nordeste Brasileiro utilizando a técnica de downscaling dinâmico. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **30**, 435-456.
- Santos, A. T. S., Silva, C. M. S. (2013) Seasonality, interannual variability, and linear tendency of wind speeds in the Northeast Brazil from 1986 to 2011. *The Scientific World Journal*, 1-11.
- Seluchi, M. E., Beu, C. M. B., Andrade, K. M. (2016) Características das frentes frias com potencial para provocar chuvas intensas na região serrana de Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Climatologia*, **18**, 361-376.
- Silva, F. F., Dos Santos, F. A., Dos Santos, J. M. (2020) Índice de Anomalia de Chuva (IAC) aplicado ao estudo das precipitações no município de Caridade, Ceará, Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia*, **27**, 426- 442.
- Siqueira, B., Nery, J. T. (2017) Análise do Índice Padronizado de Precipitação para o Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **10**(6), 1775-1783.
- UNCCD, United Nations Convention to Combat Desertification (2014) *Desertification: the invisible frontline*. 2. ed. França: UNCCD.
- Verner, D. (2016) Vozes do povo: impactos socioeconômicos da seca no Nordeste do Brasil. In: DE NYS, E., ENGLE, N.L., MAGALHÃES, A.R. (orgs.). *Secas no Brasil: política e gestão proativas*. Brasília, DF: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos- CGEE, Banco Mundial, 292 pp.



# REVISTA AIDIS

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

## FOREST FRAGMENTATION IN AN UNREGULATED PROTECTED AREA ON THE ATLANTIC COAST OF BRAZIL

Micléia Nascimento Vieira <sup>2</sup>

Joaquim Lemos Ornellas <sup>1</sup>

\* Elfany Reis do Nascimento Lopes <sup>1</sup>

Recibido el 17 de septiembre de 2021. Aceptado el 21 de febrero de 2022

### Abstract

*Brazilian protected areas are subjected to an intense process of fragmentation due to the lack of environmental regularization and anthropic activities inside them. This study evaluates the forest fragmentation of the Alto Cariri National Park inside the Atlantic Forest of northeastern Brazil. The mapping of forest fragments was performed with the visual interpretation of a satellite image, analyzed based on landscape metrics and physical and topographic conditions. The results show a high forest fragmentation, which is responsible for the segmentation of the forest patch into 120 fragments, predominantly smaller than 5 ha, with an irregular shape and incident edge effect. The obstacles to the preservation of the Atlantic Forest are due to the irregular use of these areas for the production of cattle in pastures and the lack of agility of the public power to implement the expropriation of the population, the drafting of a management plan and decision make.*

**Keywords:** national park, edge effect, landscape management, remote sensing.

<sup>1</sup> Laboratory of Geoprocessing and Coastal Management, Environmental Science Formation Center, Federal University of the South of Bahia, Brazil.

\* *Corresponding author:* Environmental Science Formation Center, Federal University of the South of Bahia, Brazil / Km 10 Road number 368 Campus Sosígenes Costa – Rural Area, Porto Seguro, Bahia, 45810-000. Brasil. Email: [elfany@csc.ufsb.edu.br](mailto:elfany@csc.ufsb.edu.br)

## Introduction

Brazil has serious problems with the implementation of protected areas. Although Brazil sanctioned the National System of Conservation Units (SNUC), which creates conservation units (CUs) as territorial spaces with protected environmental resources for the purpose of conservation and preservation, divided into Integral Protection, without human alterations, and Sustainable Use, with sustainable exploitation of resources (Brasil, 2000).

To Brito (2010) the management plan and zoning are mandatory documents for all CUs. They guide decision-making and environmental management processes, but the lack of guidelines, associated with the situation of land tenure irregularity, indiscriminate use, and lack of integration of the public power with the population generate conflicts in protected areas and in buffer zones that hinder an effective management.

The interaction with the community that is part of a CU must be considered since its creation, preventing models of management of protected areas from being authoritarian activities and promoting environmental conflicts in the creation and management of protected areas (Conti and Carvalho Antunes, 2012). Also, created protected areas, but with installed social dynamics, need to ensure an effective maintenance of cultural and socioeconomic conditions until the land expropriation process. This factor creates an obstacle in achieving the objectives of the protected area. It creates an environmental bottleneck in most CUs of integral protection.

National parks are integral protection units with the objective of preserving biodiversity, ecosystems of great ecological relevance, and scenic beauty, enabling scientific research, environmental education, recreation, and ecological tourism activities (Brasil, 2000). All private properties inside the limits of national parks must be expropriated and regulated by rules of the agency responsible for their administration.

In the south of Bahia, an area fully inserted in the Atlantic Forest, parks account for 638.67 km<sup>2</sup> of protected areas. They form the Central Corridor of the Atlantic Forest (MMA, 2020). Although the Descobrimento, Pau Brasil, Monte Pascoal, and Alto do Cariri parks cooperate for environmental maintenance in the region, it is necessary to highlight difficulties the historical process of forest fragmentation faces associated with the exploitation of wood, pastures, agricultural cycles of coffee and cocoa, and more recently the expansion of forestry.

Studies on forest fragmentation in areas of national parks, regularized or not, allow understanding landscape structures and support strategies for preserving the ecosystems in these protected areas (Oliveira *et al.*, 2019), as the dynamics of forest patches is an important factor to ensure the richness and abundance of species that depend on structural traits of habitats for survival (Rodrigues and Nascimento, 2006; Laurance and Vasconcelos, 2009; Matos *et al.* 2018).

The Alto Cariri National Park (PNAC) has a regional importance, as it is responsible for protecting remnants of the Atlantic Forest, springs, water sources, streams, and rock formations, and preserving a great diversity of species of mammals and birds threatened with extinction, including the woolly spider monkey (*Brachyteles hypoxanthus*), which is endemic to the region and threatened with extinction (Brito *et al.* 2008; Brasil, 2010). In addition, this park has important ecological functions and is of great value due to the rich hydrographic network that contributes to the formation of the Buranhém River, the main water resource in the region (MMA, 2020).

The PNAC is in a region with rural communities, where agricultural and livestock activities are the main forms of land use. Therefore, performing these activities inside the CU is the main issue for landscape change and natural fragmentation throughout the ten years of its existence. Therefore, evaluating the fragments and understanding their relationship with socioeconomic development allows understanding the structure of forest remnants and inducing scientific dissemination towards creating effective policies for the restoration and maintenance of biodiversity.

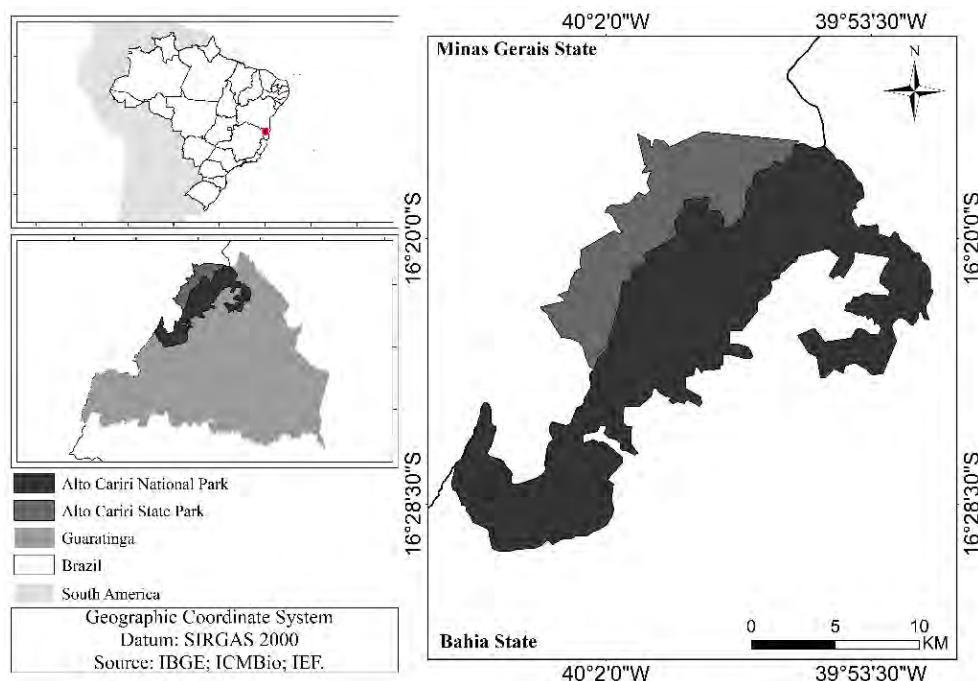
In this context, studies on forest fragmentation and its relationship with socioeconomic dynamics are relevant, as they seek management and strategies to mitigate disturbances in order to conserve natural resources. Thus, this study aims to assess the forest fragmentation of the Alto Cariri National Park and establish relationships with the socioeconomic development of the city of Guaratinga, in the south of Bahia.

## Research methodology

### Área de estudo

The Alto Cariri National Park was created by the Decree w/no. of June 11, 2010, in the municipality of Guaratinga, south of Bahia. It has an area of 19,264 hectares, as Fig. 1 shows (Brasil, 2010). It borders the state of Minas Gerais, with a territorial junction to the Cariri State Park in that state and in Bahia. It is located in the Identity Territory of the Costa do Descobrimento, a region with a vocation for tourism and of historical and cultural importance to Brazil.

The municipality of Guaratinga has a territorial extension of 2,189,404 km<sup>2</sup> and an estimated population of 20,700 inhabitants, which means a low urban density and extensive rural areas focused on agriculture, especially the production of cocoa, coffee, papaya, beef cattle breeding, and milk. This economic development creates a diversity of conflicts inside the PNAC, since it has a diversity of local producers in its interior and surroundings, evidenced by the non-regulation of land ownership and the expropriation of residents (IBGE, 2017; 2019; 2020).



**Figure 1.** Location of the Alto Cariri National Park, Guaratinga, Bahia.

### Analysis of fragmentation metric

The mapping of forest fragments was performed using a Sentinel satellite image, SAR and MSI sensors, of March 2019, acquired free of charge from the United States Geological Survey (USGS) website. The image was processed and redesigned in the Southern Hemisphere for the DATUM SIRGAS 2000 24S plane coordinate system.

Subsequently, a colored composition of red, green, and blue spectral bands was processed, with a spatial resolution of ten meters, superimposing it on the vector file containing data on the park boundary. The mapping was performed by visual interpretation of the image and vector editing according to criteria established by Panizza and Fonseca (2011). Shape, size, location of the object in the landscape, texture, tone, and structure of the forest fragment were analyzed using the software ArcGIS 10.8 (ESRI, 2020).

The fragments were classified into size as < 5 ha (small fragments), 5-50 ha (medium fragments), and > 50 ha (large fragments), according to Pirovani *et al.* (2014). The metrics for each fragment were calculated using the V-LATE extension (Vector-based Landscape Analysis Tools Extension) together with the software ArcGIS 10.8 and Microsoft Excel 365. For the analysis, metrics for fragments were selected according to Table 1.

**Table 1.** Landscape metrics for forest fragments.

Level	Metric	Unit	Value
Patch	Patch Area (CA)	ha	[0 - ∞[
	Number of Class (NP) Fragments	adm.	[0 - ∞[
	Border density (ED)	m/ha	[0 - ∞[
	Total borders (TE)	m	
	Average patch size (MPS)	ha	[0 - CA[
	Mean fragment borders (MPE)	m	
Fragment	Area	ha	[0 - ∞[
	Perimeter	m	[0 - ∞[
	Perimeter/Area Ratio (PARA)	adm.	[0 - ∞[
	Fractal Dimension (FRAC_DIM)	adm.	
	Shape (SHAPA INDEX)	adm.	

### *Analysis of physical and topographic characteristics of the terrain*

The PNAC pedological, geological, and geomorphological maps was plotted, in addition to determining the hypsometric and slope characteristics of the terrain. Pedology and geomorphology derived from the pedological and geomorphological mapping of the state of Bahia at a scale of 1:1.250000, prepared by the State Water Resources Plan (PERH). The geology data were acquired from the Brazilian Environmental Information Database (BDIA) at a scale of 1:250,000 (IBGE, 2020). Both files were manipulated and segmented for the region of interest, composing the information associated with forest fragments.

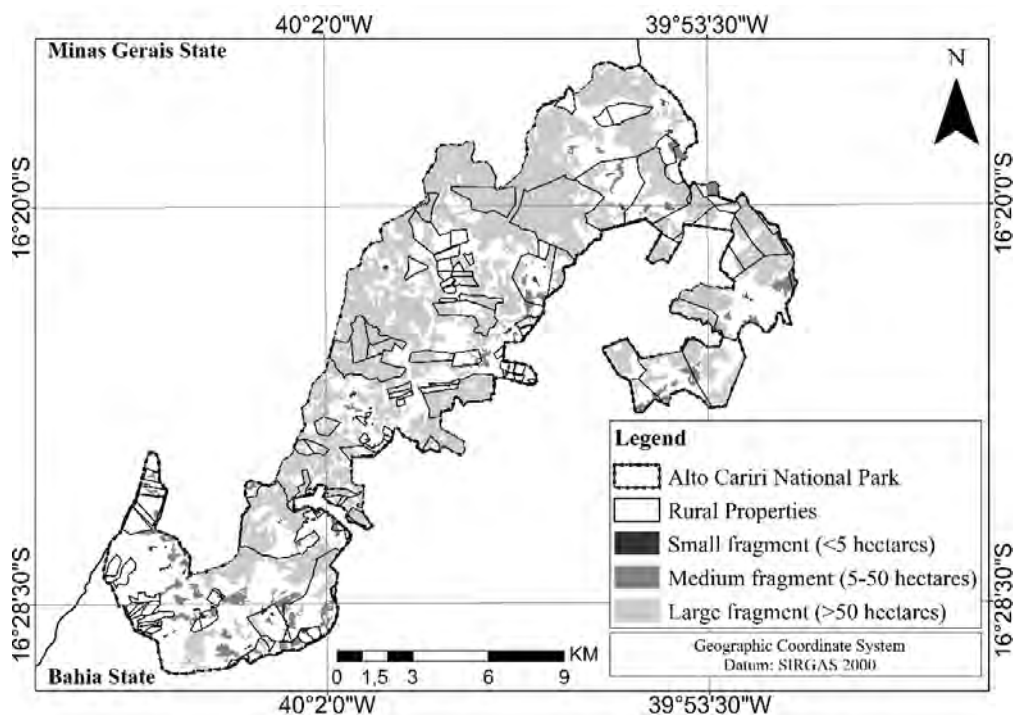
Hypsometry and slope were generated using the Digital Elevation Model (DEM) acquired from the database of EarthData on the platform ASF Data Search with a spatial resolution of 12.5 meters. The DEM was redesigned for the Southern Hemisphere using the flat coordinate system and DATUM SIRGAS 2000 spindle 24S. For the slope, the DEM was processed in terrain analysis modules, thus obtaining the percentage of slope in the terrain classified according to the definition of the Brazilian Agricultural Research Corporation (EMBRAPA) as varying from flat to steep relief (Embrapa, 2006).

The topographic characteristics were superimposed on the forest fragments and the means of the values corresponding to altitude and slope. The pedological, geological, and geomorphological occurrences were extracted for each class of forest fragment size using the zonal statistics command.

## Results and discussion

The PNAC forest fragments total 9,862.13 ha, corresponding to 51.2% of its total area. The distribution of the patch is intertwined with the dynamics of life of rural communities, which have lived inside the CU before its creation and whose anthropic uses of land are a means of subsistence.

Figure 2 shows the distribution of fragments and their respective sizes. There are 120 forest fragments distributed into 56 small fragments (46.67%), 46 medium fragments (38.33%), and 18 large fragments (15%). The existence of numerous fragments does not result in a greater conservation, but in an intensive segmentation of the protected area that suffers the effects of non-regularization and agro-forestry-pasture expansion.



**Figure 2.** Fragment distribution by size classes in the Alto Cariri National Park.

The distribution of smaller and more elongated fragments of the PNAC is in intensely anthropized areas, close to nuclei of rural communities, which are concentrated within rural properties, specifically to the south. Most large fragments are concentrated in the north and west. They connect to the Alto Cariri State Park in Minas Gerais, creating a wide continuum of forest area between the states.



Inside the park it is common to find agricultural crops of bananas, coffee, pepper, olericulture, eucalyptus and intensive livestock. The breeding of beef cattle and the production of milk is an obstacle for the entire municipality, contributing to the conversion of natural areas, mostly due to illegal deforestation.

The PNAC is a UC in the category of integral protection with ten years of existence, but its creation rights are not guaranteed by the public power, given that it did not regulate the expropriation of the population. Therefore, that the residents who have lived there before the park was created have already an established rural cultural and conventional ways of living. In addition to the not yet existent area management plan, management finds in conflict mediation the palliative solution to make the park functional and, at the same time, ensure that the impacts of the population's are minimized.

Table 2 shows the landscape metrics identified in the forest area. The area of the forest patch is equivalent to more than half the area of the park, but that does not provide it with a guarantee of preservation since investment in agribusiness and forestry is the greatest incentive in the region (Santos and Machado, 2015). According to the Guaratinga Atlantic Forest Conservation and Recovery Plan, the municipality has 64.39% of its soil occupied by pastures, 3.51% by eucalyptus, and 0.33% by agriculture (Gambá, 2016). The different types of land use stimulate the environmental degradation of the fragments either due to a lack of technical knowledge or due to the socioeconomic vocations implanted in the region.

**Table 2.** Forest fragment metrics.

Level	Group	Metric	Result
	Area	Total area of fragments	9,862.13 ha
		Number of Fragments	120
Patch	Border	Border density	75.78 m/ha
		Total borders	747,315.65 m
		Mean fragment borders	6,227.63 m
	Size	Average patch size	82.18 m

The density and total of borders are high, as well as the mean of fragment borders. The values found indicate that the fragments are in high contact with local anthropic uses, exposing the local biodiversity to endogenous and exogenous factors for their existence. According to Murcia (1995), Primak and Rodrigues (2001), Cunha *et al.* (2021) and forest fragmentation encourages the abrupt contact of one ecosystem to the other, generating border effects. The border effect contributes to

the interference in wind intensity, excessive sunlight, microclimate production, noise, and the entry of invaders that increase disturbances in the forest fragment (Volotão, 1998, Zuñe-da-Silva, 2022).

There is an indication of an intense anthropic pressure on the remnants of the region and, above all, on the forest fragments of the park, which has a fragmented landscape. Resilience and new conditions for the maintenance of local biodiversity are thus needed. It is worth mentioning that, according to Winagraski *et al.* (2018), the composition of forest patches in the landscape influences the species richness in fragments through genetic diversity, dispersion, and available habitat. Thus, larger patches tend to be more effective for certain species instead of large amounts of small fragments, as habitat fragmentation reduces connectivity and gene flow between fragments and impedes the conservation of the local biodiversity.

For Liu *et al.* (2018), fragmentation affects the functioning of the ecosystem, considerably changing the biotic community and the regularity of provision of ecosystem services of habitat, food, gene flow, and reproduction of fauna and flora. Its effects affect considerably the native fauna and flora and protection of water resources, promote the regularization of areas of permanent preservation, in addition to having consequences for humans, considering that the effects can affect the provision of ecosystem services that depend on biodiversity and habitat quality (Mea, 2005, Lima *et al.*, 2020).

Table 3 shows the quantitative metrics of the class of each fragment, confirming the high forest fragmentation of the protected area. The findings of this study are not associated with the conditions found by Primak and Rodrigues (2001), who indicate that the negative effects of border effect is only possible with connected and more circular fragments, improving the quality of the matrix at the center.

**Table 3.** Metrics of forest fragment class.

Level	Group	Metric	Minimum	Mean	Maximum	Standard deviation
Fragment	Area	Area (ha)	0.20	82.18	5422.06	501.29
		Perimeter (m)	183.43	6,227.63	321,176.72	29,731.60
		Perimeter/Area Ratio (adm.)	0.00	0.03	0.104	0.02
	Shape	Fractal Dimension (adm.)	1.23	1.32	1.42	0.04
		Shape Index (adm.)	1.05	1.91	12.30	1.24

The perimeter and size of the fragments indicate a high variability and are between 0.2 and 5,422.05 ha. Although larger fragments are less frequent, their territorial area is greater than the sum of small and medium fragments. Lopes *et al.* (2020) observed this process. The authors reported smaller fragments at a greater quantity and with a smaller area and intense agricultural use in southeastern Brazil. Indicated that intensive fragmentation reduces the ability to maintain biodiversity, including support services for agriculture.

The variation of fragments, confirmed by the standard deviation of the size, perimeter, and shape index, also strengthens the intensive fragmentation in the PNAC area. The size and shape of the fragments may influence many ecological processes between habitats and the relationship with the border effect (Costa *et al.*, 2019; Laurence and Vasconcelos, 2009).

The larger the border of the fragment, the more irregular its shape, and thus the greater the proportion of borders. Regularly shaped fragments, on the other hand, have a smaller border/area ratio. The central area of the fragment moves away from the borders and therefore from external environmental factors (Pirovani *et al.*, 2014). The perimeter/area ratio and the fractal dimension had non-dimensional mean values of 0.02 and 1.32, respectively. There was an inversely proportional trend of the fragments, confirming their relationship with size and total area between small, medium, and large fragments (Herrmann *et al.*, 2005).

The large fragments showed a lower border density, revealing a better conservation condition despite the fact that large fragments concentrated in the central and western regions have an evident border and a sinuous effect justified by the intense conversion of areas into pastures, which means smaller areas with reduced biodiversity. Silva *et al.* (2020) and Lisboa *et al.* (2019) studied forest fragmentation and observed significant temporal changes in native forest. It can be converted into other types of land use and occupation, affecting the support capacity for biodiversity.

Table 4 shows physical and topographic characteristics (slope, geology, geomorphology, pedology, and hypsometry) associated with forest fragments. Both sizes of fragments are located in heavily undulating reliefs at an average altitude between 365 meters and 525 meters.

In PNAC, steeper reliefs do not prevent the fragmentation of areas; on the contrary, can be submeter of the increase in the loss of natural areas and more conversions for human use in case the environmental regularization of the Park does not occur. This hypothesis is also reinforced by the indication that there are large fragments at lower altitudes than small and already segmented fragments. These indications are opposed to the claim of Silva *et al.* (2020) that elevated regions with rugged or mountainous terrains act as a mitigating force for the conversion of natural areas into agricultural systems.

**Table 4.** Prevalence of physical characteristics of the land for classes of forest fragments. Caption: \*Predominance among fragments. \*\*Mean of values.

Fragment	Slope (%)	Hypsometry (altitude)	Pedology (soil type)	Geology (geological unit)	Geomorphology
Small	Strongly undulate**	558 meters**	Dystrophic Yellow Latosol		
			Dystrophic Red-Yellow Latosol*	Jequitinhonha	Coastal Plateau
			Dystrophic Red-Yellow Argisol	Type S granitoids*	Pre-Coastal Plateau
Medium	Strongly undulate**	525 meters**	Dystrophic Yellow Latosol		
			Dystrophic Red-Yellow Latosol*	Jequitinhonha	Coastal Plateau
			Dystrophic Red-Yellow Argisol	Type S granitoids*	Pre-Coastal Plateau*
Large	Strongly undulate**	365 meters**	Dystrophic Yellow Latosol*	Jequitinhonha*	Coastal Plateau*
			Dystrophic Red-Yellow Latosol	Type S granitoids	Pre-Coastal Plateau

For Tabarelli *et al.* (2010), there is an important relationship between altitude and the forest cover in the Atlantic Forest. The first is the larger original extension of the vegetation cover of the forest, which is concentrated at altitudes between 200 m and 1,200 m, with peaks between 400 and 800 meters. The second is in the highest concentration of protected areas and fragments over 30 ha at altitudes higher than 1,200 m; therefore, at these altitudes, there is the highest concentration of habitats. In the case of PNAC the smaller fragments are at higher altitudes than larger fragments, refforcing that the topographic features of steeper slope and hypsometry do not prevent the advancement of fragmentation

All fragments are on the Jequitinhonha geological unit and type S granitoids, the geomorphology of coastal plateau, and the pre-coastal plateau, in addition to soils predominantly converted to agricultural use. The geological composition of the park is a local natural attraction. It is formed by igneous and metamorphic rocks from the Paleozoic that extend along the Brazilian Atlantic coast.

The existing coastal plateaus have relief features of tabular tops covered by sediments from the Barreiras group. The average altitude is 60 m, and they contribute to the type of soil found in the region, as well to in the development of local hygrophilous vegetation. The Pre-Coastal Plateau, on the other hand, is recognized for its mountainous reliefs at altitudes between 400 m and 800 m and notches that form a rich drainage. The latosol and Argisol soils are porous, deep, and drained with strong weathering and facilitate rooting and thus the installation of agricultural crops and the expansion of tropical forest regions.

It is worth mentioning that these conditions also favor urbanization pressures, which are intensified in less elevated areas with less sloping terrain, increasing the degradation of the Atlantic Forest. These activities also use fire as a management practice and, in the long run, nutrients and local biodiversity are lost.

There is a need to implement environmental awareness mechanisms for communities and sustainable landscape management practices, reinforcing the monitoring of forest fragmentation in intensely anthropized areas inside the Park. It is also necessary to strengthen dialogue and conflict mediation with local communities. In this analysis, there are two major obstacles for the Park. The first is management practices developed by communities, although part of it reflects the population's subsistence and only source of income, but which transform the forest into agricultural crops and pastures and change the quantity and quality of forest remnants.

The second obstacle is the lack of regularization by public authorities, which encourages conflicts with environmental legislation and the implementation of protection guidelines for protected areas established in Brazil. Although individuals, cultures and ways of life that exist there before the creation of the Park must be taken into account, the restrictions to preserve the area are essential.

### **Conclusion**

The Alto Cariri National Park has more than half of its area covered with a forest patch with forest fragments predominantly smaller than 5 ha. Local fragmentation is high. It is estimated that it will be further fragmented if regularization mechanisms are not put into force. Although large fragments have greater extensions, the topographic characteristics of soils, the low altitude and the relief reinforce the dangerousness of conversion of these areas.

The regional socioeconomic vocation for agriculture and the absence of environmental regularization of the protected area are the greatest bottlenecks to the high forest fragmentation in the park, preventing the maintenance of local biodiversity and biological diversity, which are objectives of its creation in the south of Bahia.

### **Acknowledgements**

*This work was supported by the Federal University of the South of Bahia (UFSB), within the scope of the process, regarding the Edital PROPPG/UFSB no. 08/2020" and process no. 23746.005146/2020-91.*

## References

- Brasil. (2010) *Decreto s/n, de 11 de junho de 2010*. Dispõe sobre a criação do Parque Nacional do Alto Cariri, no Município de Guaratinga, no Estado da Bahia, e dá outras providências. Diário oficial da União. Brasília.
- Brasil (2000) *Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000*. Dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza-SNUC. Estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação. Diário oficial da União. Brasília.
- Brito, D., Grelle, C.E.V., Boubli, J.P. (2008) Is the Atlantic Forest protected area network efficient in maintaining viable populations of *Brachyteles hypoxanthus*?. *Biodiversity and Conservation*, **17**(13), 3255-3268, <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9427-z>
- Coelho, M.R., Santos, H.G., Silva, E.F., Aglio, M.L.D. (2002) O recurso natural do solo. In: Manzatto, C. V., Junior, E. F., Peres, J. R. R. (ed.) *Uso agrícola dos solos brasileiros*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos.
- Conti, B.R., Antunes, D.D.C. (2012) Conflitos na gestão do Parque Nacional da Serra da Bocaina: entraves ao desenvolvimento local na vila de Trindade (Paraty, RJ). *Interações*, **13**(2), 213-223, <https://doi.org/10.1590/S1518-70122012000200008>
- Costa, A., Galvão, A., Gonçalves da Silva, L. (2019) Mata atlântica brasileira: análise do efeito de borda em fragmentos florestais remanescentes de um hotspot para conservação da biodiversidade. *Revista de Geografia, Meio Ambiente e Ensino*, **10**(1), 112-123.
- Cunha, S. D., Crivilin, B. S., Araújo, M. DA Silva., Borges, L. A. C. (2021) Forest fragmentation in the landscape in the Atlantic Forest Biome: A systematic review of the literatura. *Fórum Ambiental da Alta Paulista*, **17** (1), 15-22. <https://doi.org/10.17271/1980082717120212704>
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. (2006) *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 2. ed. – Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI.
- ESRI. Environmental Systems Research Institute. ArcGIS 10.5. 2016.
- Farena, D.V.M. (2007) Aspectos polêmicos acerca da criação e implantação de unidades de conservação. *Boletim Científico ESMPU*, **6**(24/25), 123-150.
- GAMBÁ. Grupo Ambientalista da Bahia. (2016) *Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica de Guaratinga. Bahia*.
- Geist, H.J., Lambin, E.F. (2002) Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. *BioScience*, **52**(2), 143-150.
- Herrmann, B.C., Rodrigues, E. & Lima, A. (2005). A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. *Floresta*, **35**(1)13-22.
- IBGE. (2020) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Banco de Dados de Informações Ambientais (BDiA). Retrieved from: <https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/home>. Accessed August 10, 2020.
- IBGE. (2019) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2020) *Guaratinga-Bahia*. Censo demográfico de 2019. Retrieved from <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/panorama>. Accessed 22 March 22, 2019.
- IBGE. (2017) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2020) *Cidades*. Censo agropecuário de 2017. Retrieved from <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/guaratinga/pesquisa/24/76693>. Accessed August 02, 2020.
- Laurance, W.F., Vasconcelos, H.L. (2009) Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia brasiliensis*, **13**(3)434-451, <https://10.4257/oeco.2009.1303.03>
- Lima, B.C., Francisco, C.N., Bohrer, C.B.D.A. (2017) Deslizamentos e fragmentação florestal na região serrana do Estado do Rio de Janeiro. *Ciência Florestal*, **27**(4), 1283-1295, <https://doi.org/10.5902/1980509830321>
- Lima, G. S. A; Ferreira, N. C; Ferreira, M. E. (2020) Landscape quality and soil loss across the simulation of environmental scenarios in the Brazilian savannah. *Sociedade & Natureza*, **32**, 407-419, <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-47029>

- Lisboa, L.S., de Almeida, A.S. and Lameira, W.J. (2019) Análise temporal da fragmentação florestal no leste da Amazônia legal. *Novos Cadernos NAEA*, **22**(3)141-156, <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v22i3.6571>
- Liu, J., Wilson, M., Hu, G., Liu, J., Wu, J., Yu, M. (2018) How does habitat fragmentation affect the biodiversity and ecosystem functioning relationship?. *Landscape ecology*, **33**(3), 341-352, *Landscape Ecol* (2018) 33:341–352, <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0620-5>
- Lopes, E.R.N., de Sousa, J.A.P., de Souza, J.C., Albuquerque Filho, J.L., Lourenço, R.W. (2019) Spatial dynamics of atlantic forest fragments in a river basin. *Floresta*, **50**(1), 1053-1062, <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v50i1.61076>.
- Matos, V.P.V.D., Matos, T.P.V.D., Cetra, M., Valente, R.A. (2018) Forest fragmentation and impacts on the bird community. *Revista Árvore*, 42(3)1-13, <https://doi.org/10.1590/1806-90882018000300009>
- Mcgarigal, K. 2015. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps*. University of Massachusetts. Landscape Ecology Program, 182.
- MEA. Millennium Ecosystem Assessment. (2005) *Ecosystems and Human Well-Being*. Washington, DC: Island Press.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. (2020) *Cadastro Nacional de Unidades de Conservação*. Painel Unidades de Conservação Brasileiras. Retrieved from <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiaWUxMTU0NWMTODkyNC00NzNiLWJlNTQ0NGI3NTI2NjliZDkzliwidCj6l6jM5NTdhMzY3LTZkMzgtNGMxZi1hNGJhLTMzZThmM2M1NTBjNyJ9>. Accessed de July 27, 2020
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. (2020) *Relatório parametrizado – Unidade de Conservação*. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. Retrieved from <http://sistemas.mma.gov.br/cnuc/index.php?ido=relatorioparametrizado.exibeRelatorio&relatorioPadrao=true&idUc=1910>. Accessed September 17, 2020.
- Murcia, C. (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*, **10**(2), 58-62, [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- Oliveira, B.R.D., Carvalho-Ribeiro, S.M., Maia-Barbosa, P.M. (2020) A multiscale analysis of land use dynamics in the buffer zone of Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. *Journal of Environmental Planning and Management*, **63**(5), 935-957, <https://doi.org/10.1080/09640568.2019.1617681>
- Panizza, A.C. and Fonseca, F.P. (2011) Técnicas de interpretação visual de imagens. *GEOUSP Espaço e Tempo* (Online), **15**(3), 30-43, <https://10.11606/issn.2179-0892.geousp.2011.74230>
- Pirovani, D.B., Silva, A.G.D., Santos, A.R.D., Cecílio, R.A., Gleriani, J.M., Martins, S.V. (2014) Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. *Revista Árvore*, **38**(2), 271-281, <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000200007>
- Primack, R.B. and Rodrigues, E. (2006) *Biologia da conservação*. In *Biologia da conservação* (pp. vii-327).
- Rodrigues, P.J.F.P. and Nascimento, M.T. (2006) Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. *Rodriguésia*, **57**(1)63-74, <https://doi.org/10.1590/2175-7860200657105>
- Santana, R.O., Delgado, R.C. and Schiavetti, A. (2020) The past, present and future of vegetation in the Central Atlantic Forest Corridor, Brazil. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, **20**, 100357, <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100357>
- Santos, A.A. and Machado, M.M.M. (2015) Análise da fragmentação da paisagem do Parque Nacional da Serra da Canastra e de sua zona de amortecimento-MG. *Raega-O Espaço Geográfico em Análise*, **33**, 75-93, <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v33i0.36331>
- Silva, J.I.A.O., Barbosa, E.S.L., Silva, A.G.F., Nunes, G.H.F. (2017) Unidades de Conservação no Semiárido Brasileiro: Estudo da gestão desses espaços preservados. *REUNIR Revista de Administração Contabilidade e Sustentabilidade*, **7**(2), 48-66, <https://doi.org/10.18696/reunir.v7i2.537>
- Silva, L.G., Tavares, A.C.F., Brandão, C.F.L.E.S., Santos Verçosa, J.P., Cola, R.E., da Silva, N.L., ... and Dalla Lana, M. (2020) Effect of Land Cover Change on Atlantic Forest Fragmentation in Rio Largo, Al, Brazil. *Journal of Experimental Agriculture International*, **42**(5)102-114, <https://10.9734/jeai/2020/v42i530524>

- Silva, R.F.B., Millington, J.D., Moran, E.F., Batistella, M. and Liu, J. (2020) Three decades of land-use and land-cover change in mountain regions of the Brazilian Atlantic Forest. *Landscape and Urban Planning*, **204**, 103948, <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103948>
- Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P. and Peres, C.A. (2010) Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, **143**(10), 2328-2340, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>
- Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Ribeiro, M.C. and METZGER, J.P. (2012) A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. *Interciencia*, **37**(2), 88-92.
- Vieira, T.G.C., Alves, H.M.R., Bertoldo, M.A. and Souza, V.C.O. (2005) *Relação espacial entre uso da terra e solos da região de Machado*. GeoSolos: Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais. Retrieved from <http://www.epamig.ufla.br/geosolos/publicacoes/>. Accessed August 29, 2020.
- Volotão, C.D.S. (1998) *Trabalho de análise espacial: métricas do Fragstats*. São José dos Campos: INPE, 45.
- Winagraski, E., de Deus, K.H.P., Marcelino, V.R. and de Oliveira Filho, P.C. (2018) Fragmentação florestal do entorno da floresta nacional de Irati. *Ciência e Natura*, **40**, e14, <https://10.5902/2179460X29561>
- Zaú, A.S. (1998) Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. *Floresta e ambiente*, **5**(1), 160-170.
- Zuñe-da-Silva, Felipe., Rodrigues, P. J. F. P., Rojas-Idrogo, C., Delgado-Paredes, E., Enrich-Prast, A., Sakuragui, C. M. (2022) Edge influence over functional tree traits in an Atlantic Forest remnant. *Revista Árvore*, **46**, <http://dx.doi.org/10.1590/1806-908820220000003>



# REVISTA AIDIS

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

## MORFOMETRIA EM ÁREA DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO MUNICÍPIO DE NORMANDIA, RORAIMA, BRASIL

\* Flaider Alves Pimentel <sup>1</sup>  
Lena Simone Barata Souza <sup>2</sup>  
Adriano Frutuoso da Silva <sup>1</sup>

## MORPHOMETRY TO THE SOLID WASTE DISPOSAL AREA OF THE MUNICIPALITY OF NORMANDIA, RORAIMA, BRAZIL

Recibido el 25 de septiembre de 2021. Aceptado el 26 de marzo de 2022

### Abstract

*The development of new urban centers necessarily requires planning and disposal of solid waste. The absence of morphometric analysis in areas with the potential to negatively impact the environment and its natural resources can make it difficult to properly understand the contaminant flow in the local hydrological dynamics. The area under consideration in this research comprises the open-air dump in the municipality of Normandia, State of Roraima. Morphometric analysis based on physical characterization were used in the present work with the aid of remote sensing images and radar images to obtain thematic maps and infer how the contaminant flow can interact with the environment and possible directions flow. The drainage basin of the Passarinho stream (water body present in the area) is characterized by a preferential flow in the NE-SW direction, with a predominance of moisture conservation slopes in the perimeter of the disposal area, which favors infiltration. Although the area is strategically positioned away from water bodies, it is in a sedimentary cover, which has a high vulnerability to groundwater contamination, in addition to being an area with a high propensity to flooding, which allows for the dilution of surface contaminants, being able to reach the adjacent streams and lakes.*

**Keywords:** landfill, hydrographic basin, solid waste, Normandia.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Roraima, UFRR, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Geologia - Universidade Federal de Roraima, UFRR, Brasil.

\* *Autor Correspondente:* Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Roraima. Av. Cap. Ene Garcês, n° 2413, Bairro Aeroporto, Boa Vista, Roraima, CEP 69310-000. Brasil. Email [flaider.pimentel@ufrr.br](mailto:flaider.pimentel@ufrr.br)

## Resumo

A formação de novos centros urbanos requer, necessariamente, planejamento e disposição de resíduos sólidos. A ausência da análise morfométrica em áreas com potencial de impactar negativamente o meio e seus recursos naturais pode dificultar a devida compreensão do fluxo contaminador na dinâmica hidrológica do local. E a área em apreço da presente pesquisa perfaz o lixão a céu aberto do município de Normandia, Estado de Roraima. Para isto, empregou-se métodos de caracterização física da bacia delimitada em que a área se insere com o auxílio de imagens de sensoriamento remoto e imagens de radar para se obter mapas temáticos e inferir como o fluxo contaminador pode interagir com o meio e possíveis direções de fluxo. A bacia de drenagem do igarapé Passarinho (corpo hídrico presente na área) caracteriza-se pelo fluxo preferencial na direção NE-SW, com predominância de vertentes de conservação de umidade no perímetro da área de disposição, o que favorece a infiltração. Ainda que a área esteja estrategicamente posicionada distante de corpos hídricos, situa-se numa cobertura sedimentar, que há uma alta vulnerabilidade de contaminação das águas subterrâneas, além de ser uma área com alta propensão a enchentes, o que propicia a diluição dos contaminantes em superfície, podendo atingir os igarapés e lagos adjacentes.

**Palavras chave:** aterro sanitário, bacia hidrográfica, resíduo sólido, Normandia.

## Introdução

O crescimento da produção de resíduos, quer sólidos, líquidos ou gasosos é uma consequência direta do desenvolvimento e formação de novos centros urbanos. Quando isto se alia ao aumento da atividade industrial e avanços tecnológicos no contexto da globalização, deve-se ter atenção ao correto manejo desses resíduos de modo a preservar os recursos naturais e mitigar contaminação ao solo, ar e água (Amaral e Lana, 2017, Coker *et al.*, 2016; Franceschi *et al.*, 2017; Zaini *et al.*, 2019).

Dessa maneira, a disposição final se performa como tema de preocupação e complexa solução para a sociedade, visto que seus impactos são sentidos a médio e longo prazo, tanto na alteração do ambiente, quanto na saúde pública, visto que os resíduos sólidos acabam interagindo com as águas da chuva podendo assim, formar lixiviado e alterar os parâmetros de potabilidade da água que percolará no meio e atingir os cursos d'água (Canata *et al.*, 2018, Manzano *et al.*, 2019; Porciúncula e Leal, 2019).

### Impactos da disposição de resíduos sólidos

Ainda que já existam métodos para a adequada disposição final de resíduos sólidos como os aterros sanitários, o estado de Roraima ainda está distante de ter seus municípios dentro dos padrões estabelecidos por lei, visto que todos estes ainda não possuem um aterro sanitário em plena operação (Brasil, 2019; Gomes e Silva Filho, 2020; Souza e Andrade, 2018). Terrenos de disposição final sem a devida impermeabilização do solo e sistemas para drenagem de gases e lixiviado tornam-se potenciais meios de propagação de doenças, bem como da fauna e flora que perfazem o ambiente hidrológico à jusante (Manzano *et al.*, 2019; Schiavinato e Gonzalez, 2019).

O município de Normandia, sob o aspecto hidrológico, situa-se à montante do Sistema Aquífero Boa Vista (SABV), que se caracteriza como um aquífero livre a semiconfinado, com alta condutividade hidráulica, apresentando sedimentos coluvionares e aluvionares e rochas areníticas e argilíticas da Formação Boa Vista, apresentando nível freático raso e, por isso, altamente vulnerável a contaminação, principalmente no período chuvoso (Souza e Carvalho, 2017; Wankler *et al.*, 2012).

Neste sentido, torna-se imprescindível compreender a dinâmica morfométrica da área de disposição de resíduos sólidos desse município, inferindo fluxos preferenciais e tendências de percolação, evapotranspiração aliando as características morfométricas a aspectos fisiográficos, como clima, vegetação, pedologia e hidrogeologia local. Estudos que buscam, de fato, relacionar dinâmica hidrológica com contaminação ainda são escassos, e o trabalho em apreço busca elucidar a importância de considerar a morfometria como parâmetro norteador de estudos ambientais, visto que ao combinar a obtenção indireta de dados morfométricos e seu baixo custo de realização torna-se uma forma eficiente de análise, sendo bastante relevante no contexto de globalização e alteração nos padrões de consumo ao redor do mundo.

Os períodos chuvosos agravam o risco de impactos ambientais pela interação dos resíduos sólidos com a água, facilitando o processo de lixiviação de contaminantes por rochas porosas, que possibilitam maior fluxo de água pelo meio em direção aos aquíferos, em forma de pluma de contaminação, em que há a percolação pelas camadas subsuperficiais e disperso quando migra para o nível freático (Brasil, 2015; Canata *et al.*, 2018; Moreira e Braga, 2009).

## Metodologia

### Caracterização da área de estudo

O município de Normandia (Figura 1) localiza-se na porção norte do estado de Roraima, com coordenadas a 03° 52' 51" N; 59° 37' 22" O, com extensão territorial de 6,966.777 km<sup>2</sup>. Possui como municípios limítrofes Boa Vista e Bonfim, ao sul; Uiramutã, ao norte; Pacaraima, ao oeste; também faz fronteira com a Guiana, ao leste. Sua população é de 11,290 habitantes (IBGE, 2019). Dista à capital Boa Vista em 185 km, sendo acessado pela rodovia federal BR-401.

Normandia apresenta um aterro sanitário construído, mas que se encontra desativado desde a finalização de sua concepção em 2013, ou seja, nunca se teve alocação de resíduos desde a finalização da obra, nos padrões da NBR 15849 (ABNT, 2010) em uma única célula. Dessa forma, os resíduos sólidos são alocados ao lado do aterro sanitário desativado. A área pode ser acessada antes mesmo de chegar à sede de Normandia, pela BR-401 e fica a cerca de 7 km da sede do Município e aproximadamente 500 metros do Igarapé Pau Grande (Figura 1).

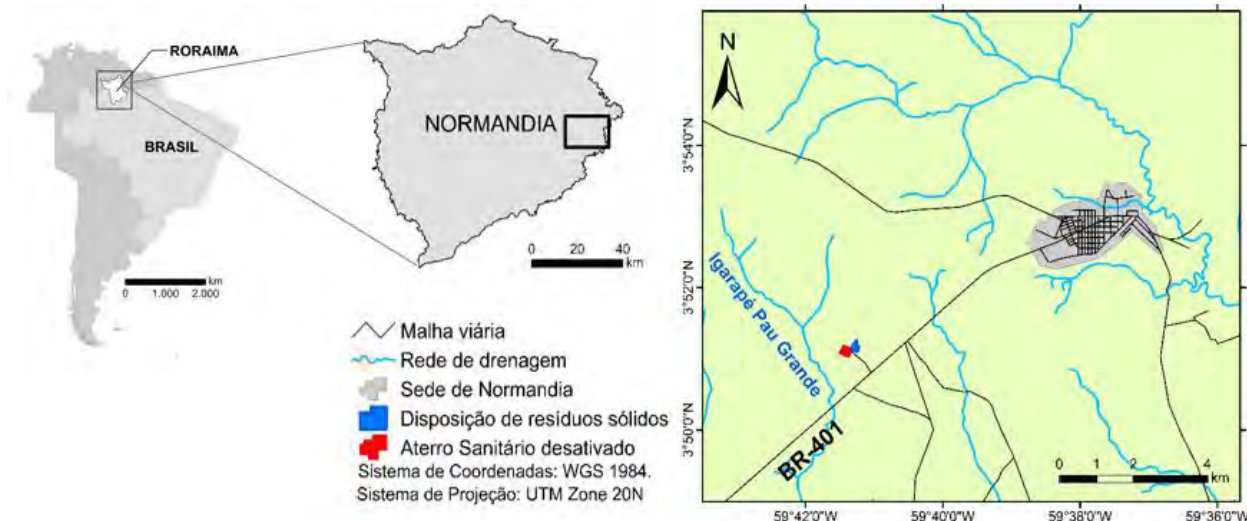


Figura 1. Área de estudo - Município de Normandia.

### Aspectos fisiográficos

O clima de Roraima é principalmente tropical (Alvares *et al.*, 2014), intercalando-se anos úmidos e secos, em associação aos eventos do *El Niño* e *La Niña* (Silva *et al.*, 2015). Conforme a classificação Köppen-Geiger o município de Normandia é de clima tropical de savana (Aw). Ao longo do ano, de acordo com Nimer (1991), o regime de precipitação é definido por duas estações: seca (de outubro a março) e chuvosa (de abril a setembro). A temperatura média de Normandia é de 27,3 °C e a precipitação média anual é de 1,219 mm.

O município de Normandia encontra-se numa área de savana, que são caracterizadas pela predominância de gramíneas, permeadas por arbustos, tendo sua composição florística influenciada pela topografia e lençol freático (Barbosa e Campos, 2011), favorecidas pelo relevo plano, recorrência de fogo, apesar das condições climáticas que favorecerem formação de florestas (Schaefer, 1997).

Os solos da área no entorno do Município são classificados como planossolo háplico distrófico, que se caracterizam como mal drenados, com horizonte superficial, textura mais leve, seguido de um horizonte adensado e com alta concentração de argila dispersa, favorecendo a retenção de água (Santos *et al.*, 2018). Estes ocorrem em áreas de relevo plano, que favorecem, sazonalmente, o excesso de água, mesmo que de curta duração. A combinação destas características performam o ambiente lacustre desta porção do lavrado, com predominância de planícies, com cotas altimétricas que não atingem 250 m (Carvalho *et al.*, 2016).

A área próxima à sede do município de Normandia está inserida em ambiente sedimentar nos contornos da Formação Boa Vista, situa-se numa superfície aplainada, que é resultado de um fenômeno de pediplanação sobre a Bacia Sedimentar do Tacutu, esculpida em rochas magmáticas ou metamórficas do embasamento. Sua rede de drenagem é composta por igarapés intermitentes e lagos, que em período chuvoso se encontram interconectados tanto entre si quanto com a rede de drenagem, separando-se em períodos de estiagem (Carvalho *et al.*, 2016; Ladeira e Dantas, 2014).

O sistema aquífero que está a jusante é o Sistema Aquífero Boa Vista-SABV, este tem características granulares com produtividade gradualmente variável. Os reservatórios de águas subterrâneas caracterizam-se por serem descontínuos, cujas informações ainda são escassas, sendo que as áreas mais altas do relevo são responsáveis pela recarga dos aquíferos, assumindo valores de condutividade hidráulica entre  $10^{-6}$  e  $10^{-5}$  cm/s, com produtividade localmente baixa, com vazão variando entre 1 e 10 m<sup>3</sup>/h, isto é, o fornecimento contínuo dificilmente é garantido, com base em dados do Serviço Geológico do Brasil (CPRM, 2016a; 2016b).

### Morfometria

Todo o sistema de drenagem pode ser facilmente afetado por contaminantes, e a compreensão do grau de vulnerabilidade destes depende de se conhecer os diversos padrões de drenagem e suas relações com o meio geológico, porque estes permitem compreender a tendência de mineralização ou dispersão dos contaminantes, dependendo de aspectos topográficos e pedológicos e suas interações com os corpos hídricos, o que caracteriza o estudo morfométrico (Amaral e Lana, 2017).

A morfometria une parâmetros físicos de uma bacia hidrográfica e harmoniza estes com os possíveis fatores condicionantes a essas características (Christofolletti, 1980). Os parâmetros apresentados nas equações (1) a (3) estão intrinsecamente ligados aos aspectos físicos da bacia de drenagem e as equações (4) a (6) ligados aos cursos d'água, conforme Villela e Mattos (1975).

A equação (1) apresenta o coeficiente de compacidade ( $K_c$ ). Quanto mais próximo de 1, mais circular é a bacia, menor o tempo de concentração e maior a tendência de haver picos de enchente. O índice de circularidade ( $I_c$ ) é a relação entre o perímetro da bacia e o perímetro de um círculo de mesma área que a bacia conforme equação (2). Este parâmetro refere-se à medida de tendência de uma bacia hidrográfica se aproximar da forma circular. O fator de forma ( $K_f$ ), na equação (3), indica maior propensão a enchentes quanto mais próximo do valor unitário.

$$K_c = 0.28 \cdot \frac{P}{\sqrt{A}}$$

Equação (1)

$$Ic = 12.57 \cdot \frac{A}{P^2} \quad \text{Equação (2)}$$

$$Kf = \frac{A}{Le^2} \quad \text{Equação (3)}$$

Em que:

Kc: coeficiente de compacidade da bacia;

Ic: índice de circularidade;

Kf: fator de forma

P: perímetro da bacia;

A: área da bacia.

Os cursos d'água foram classificados para que se empregasse as equações (4) e (5) para que se obtivesse o curso d'água principal. O critério de *Horton* é empregado para tal finalidade, em que os cursos d'água de primeira ordem são aqueles que não possuem afluentes. Os de segunda ordem são aqueles que possuem apenas afluentes de primeira ordem, e assim sucessivamente. Neste critério de classificação, a maior ordem acaba sendo designada ao rio principal da bacia hidrográfica, valendo esta classificação em todo seu comprimento, desde a nascente até a saída da bacia (Christofolletti, 1980).

O índice de sinuosidade ( $I_s$ ) corresponde à razão entre o comprimento total do curso d'água principal e a distância vetorial entre o exutório e a nascente do curso (comprimento do talvegue), expresso na equação (4). Quanto mais próximo de 1, mais retilíneo é o canal. A densidade de drenagem ( $D_d$ ) - equação (5) - reflete as influências das características topográficas, litológicas e da cobertura vegetal possibilita saber se a bacia tem boa drenagem ou não e, desta forma, inferir a sua tendência para a ocorrência de cheias.

$$I_s = \frac{L}{L_t} \quad \text{Equação (4)}$$

$$D_d = \frac{\sum L}{A} \quad \text{Equação (5)}$$

Outra variável importante para a caracterização morfométrica é o Fator de Assimetria (FA), que é apresentado na equação (6), mostrada por Hare e Gardner (1985) e empregada por Souza e Rossetti (2011). Quanto mais próximo de 50, mais simétrica é a bacia, quanto mais distante, menos simétrica e mais controlada tectonicamente, sendo complementar ao estudo das anomalias de drenagens, que são manifestações em corpos hídricos que incluem variação abrupta de direção de escoamento, ou meandros comprimidos isolados ou consecutivos.

$$FA = \frac{Ad}{A} \cdot 100$$

Equação (6)

Em que:

Is: índice de sinuosidade;

L: comprimento do curso d'água principal;

Lt: comprimento do talvegue;

ΣL: somatório de todos os cursos d'água da bacia;

Dd: densidade de drenagem;

FA: fator de assimetria;

Ad: área da bacia do bordo direito do curso d'água principal;

A: área da bacia.

### Métodos

A área foi visitada no dia 14 de junho de 2019 para localização, inspeção prévia e visualização na estação chuvosa, e nos dias 13 e 14 de dezembro de 2019 para a verificação das características no período seco.

Para a caracterização morfométrica da área de estudo, foram empregados ferramentas indiretas de análise - os dados de sensoriamento remoto - que consiste em imagens orbitais de satélite *Landsat 8 ETM+*, disponíveis no site *Earth Explorer* (<http://earthexplorer.usgs.gov/>), de 7 de dezembro de 2015, com 30 metros de resolução espacial, e Modelos Digitais de Elevação (MDE), com 30 metros de resolução espacial adquiridas da Missão Topográfica de Radar *Shuttle* (SRTM), também por meio do site *Earth Explorer*, obtidas em 29 de agosto de 2019.

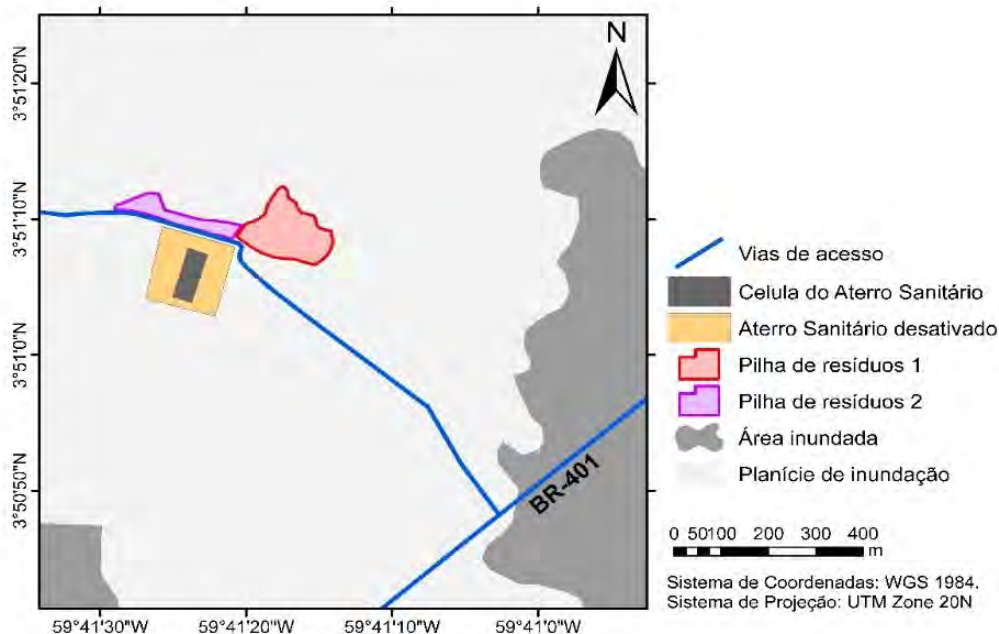
No *software ArcMap 10.5* aplicou-se o reconhecimento dos elementos naturais da paisagem, que refletem a organização estrutural da área. As feições superficiais foram vetorizadas e individualizadas para a geração de mapas temáticos e, assim, ter a configuração da disposição dos corpos hídricos superficiais. Além disso, empregou-se a extensão *ArHydro 10.5* para extração dos corpos hídricos superficiais e inclinação das vertentes e, assim, delimitar as sub-bacias hidrográficas e compreender sua dinâmica hídrica e calcular os parâmetros morfométricos relativos à geometria da bacia e à rede de drenagem apresentados nas equações (1) a (6).

Posteriormente, os parâmetros morfométricos foram empregados para compor mapas de declividade e de hipsometria. Esses mapas foram utilizados para a interpretação quanto a seus parâmetros morfométricos quanto para a descrição dos padrões de drenagem e suas relações com o meio geomorfológico e geológico, assim como realizado por Souza e Rossetti (2011), Cruz *et al.* (2017), Lacerda *et al.* (2018), Lorandi *et al.* (2019), Motta *et al.* (2017) e Rodrigues *et al.* (2020).

## Resultados e discussão

### Descrição do aterro e dos resíduos

Como já mencionado, apesar de haver um aterro sanitário construído, os resíduos são dispostos em dois locais de empilhamento na área externa (Figura 2). O primeiro localizado a margem direita da via de acesso ao aterro sanitário desativado, é o que apresenta o maior volume de resíduos, este disperso por uma extensa área, formando empilhamento espreado, sendo que os resíduos evidenciam ter passado por incineração, visto que os materiais de vidro e metal oxidado são predominantes (Figura 3). Grande parte dos resíduos está coberto pela vegetação na estação chuvosa e com acúmulo de água, o mesmo acontece com a pilha de resíduos 2 (Figura 3).



**Figura 2.** Croqui da área de disposição de resíduos sólidos do município de Normandia, Roraima.

### Parâmetros morfométricos

A área de disposição de resíduos sólidos está situada a leste do Igarapé Pau Grande (Figura 4), que desagua no rio Maú, que desagua no rio Tacutu. A rede de drenagem na área no entorno da disposição dos resíduos apresenta padrão de drenagem predominantemente paralelo, que se concentra na porção central e leste da área, com a formação de lagos, como o Caracaranã, que é um dos pontos turísticos do município de Normandia.



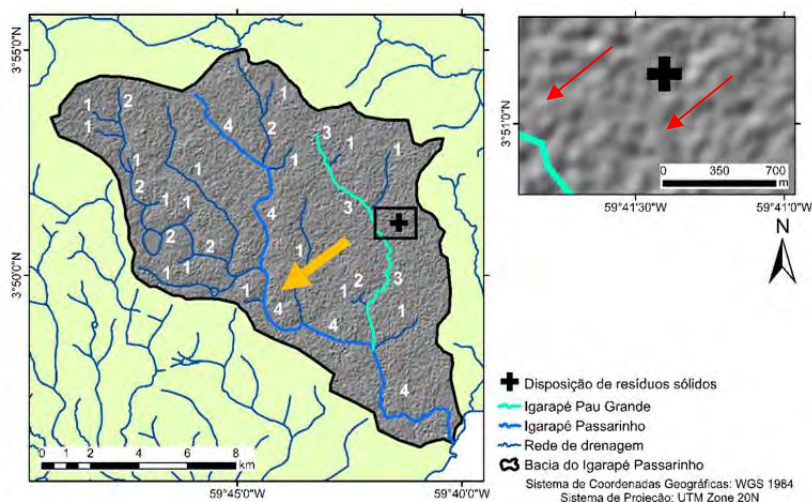


**Figura 3.** Área de disposição de resíduos sólidos de município de Normandia, Roraima. (A) Vista frontal da entrada do aterro sanitário desativado à esquerda e a pilha de resíduos sólidos à direita. (B) e (C) Resíduos encontrados nas pilhas de resíduos (estação chuvosa).

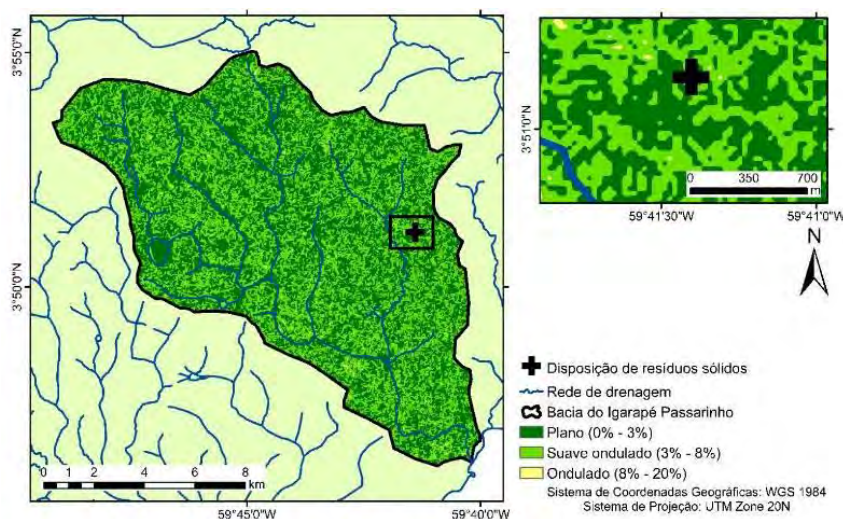
O igarapé Passarinho, rio principal da bacia que contém a área de disposição de resíduos sólidos (Figura 4) possui 23.82 km de extensão e possui sinuosidade de 1.34, indicando que o canal é relativamente retilíneo, proporcionando bom transporte de sedimentos. O relevo sombreado (ângulo azimutal de 315° e zenital de 45°) da bacia indica vertentes de escoamento no sentido NE-SW preferencialmente e a classificação dos cursos d'água por *Horton*, descreve a bacia como de 4ª ordem.

A análise dos parâmetros morfométricos permitiu verificar que esta, em condições naturais, possui o coeficiente de compacidade de 1.36 e o fator de forma com valor baixo, de 0.32, e isto significa que a bacia possui baixa propensão atribuída à sua forma alongada (Rodrigues *et al.*, 2020). Baixa densidade de drenagem, 0.58 km/km<sup>2</sup>, é outro aspecto que expressa boa capacidade de percolação do material precipitado no meio litológico, compatibilizando-se com o aspecto sedimentar do local (Formação Boa Vista).

As vertentes da bacia variam desde planas (0% a 3%) a suave-onduladas (3% a 8%) totalizando, respectivamente, 56.89% e 42.55% da área da bacia. As vertentes onduladas representam uma parcela inexpressiva (0.56%) em pontos isolados na porção setentrional às adjacências da área de alocação dos resíduos. Este panorama indica alta tendência de inundação pontual (Figura 5).

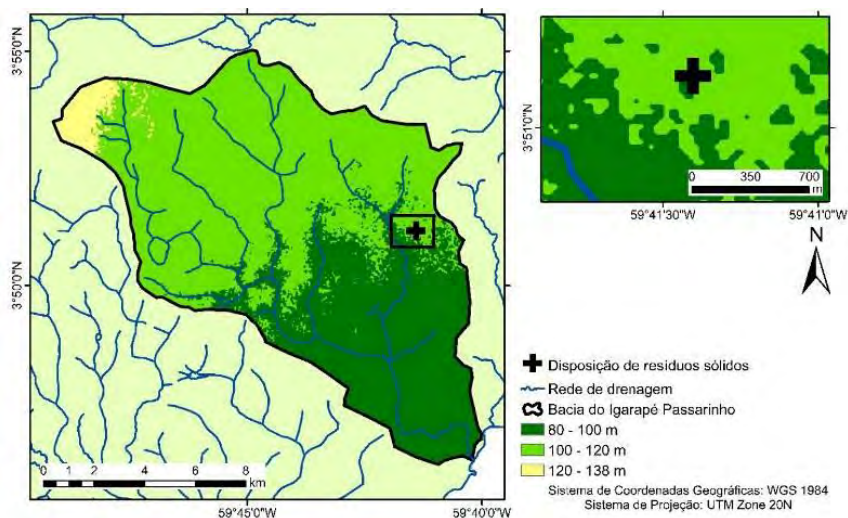


**Figura 4.** Relevo sombreado da bacia do Igarapé Passarinho (Normandia, Roraima). Os valores numéricos indicam a ordem dos canais, conforme a classificação de Horton. A seta laranja indica o basculamento da bacia. As setas vermelhas indicam o sentido preferencial de escoamento a partir do sombreado das vertentes.



**Figura 5.** Mapa de declividade (inclinação das vertentes) da bacia do Igarapé Passarinho (Normandia, Roraima).

A bacia do igarapé Passarinho (Figura 6) apresenta-se com baixa amplitude altimétrica, sendo o ponto mais baixo a 80 m e o mais alto a 138 m, e altitude média de 103.12 m, sendo que 59.32% da área se concentra entre as cotas de 100 a 120 m, aspecto característico da região, que se caracteriza como superfícies aplainadas (Ladeira e Dantas, 2014), isso é favorecido pelo formato alongado ( $I_c = 0.53$ ), que favorece o escoamento superficial, apresentando médio risco de enchente em condições normais de precipitação, conforme Villela e Mattos (1975).



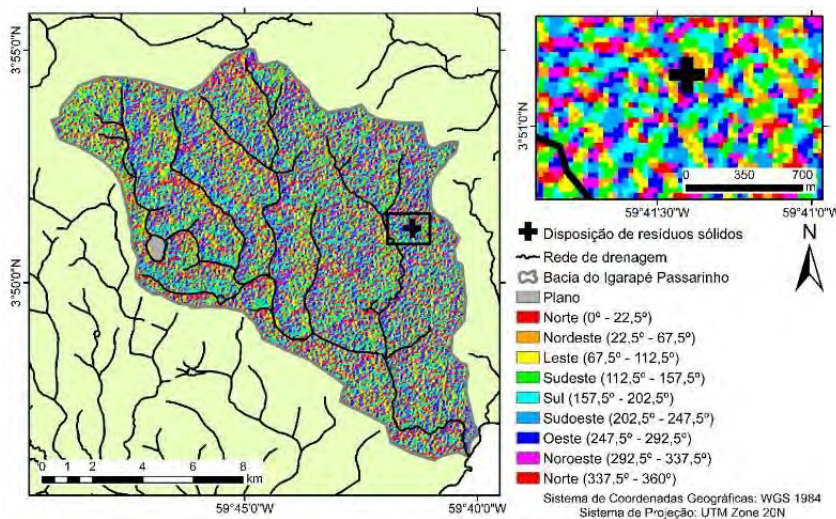
**Figura 6.** Mapa de hipsometria (altimetria) da bacia do igarapé Passarinho (Normandia, Roraima).

No que diz respeito à orientação das vertentes (Figura 7), para análise do comportamento da superfície em função da incidência de radiação solar ao longo do dia e do ano (Motta *et al.*, 2017), tem-se que o subtotal das vertentes leste, nordeste, norte, oeste e noroeste contemplam 59.14% da área da bacia. Ao realizar um enfoque no entorno da área utilizada para alocação de resíduos, nota-se entre os corpos hídricos retilinearidade dos canais, o que favorece o transporte de sedimentos em suspensão.

O total das vertentes direcionadas ao sudeste, sul e sudoeste perfazem 38.82% da área da bacia, que são de menor incidência de radiação solar. Portanto, a bacia, de maneira geral, tem alta tendência de dispersão de umidade, sendo que no entorno da área de disposição final nota-se uma incidência maior vertentes de conservação de umidade, o que se difere de seu comportamento holístico.

Ainda que os parâmetros morfométricos indiquem para baixa propensão a enchentes, a geomorfologia predominante aponta baixa capacidade de absorção de água em locais com nível

freático raso, como Morais e Carvalho (2015) descrevem Normandia, além de possuírem planícies de inundação que, quando associadas à baixa amplitude altimétrica proporcionam alta propensão a enchentes em pontos isolados, o que corrobora com as observações realizadas *in situ* (Figura 3).



**Figura 7.** Mapa de hipsometria (altimetria) da bacia do igarapé Passarinho (Normandia, Roraima).

## Conclusão

Com base na análise morfométrica da área no entorno da disposição de resíduos sólidos do município de Normandia, que tem seus resíduos dispostos em formato de lixão a céu aberto, ressalta-se as implicações ambientais do atual panorama.

A consideração dos padrões de drenagem e parâmetros morfométricos permitiram verificar que a bacia de drenagem do igarapé Passarinho caracteriza-se como plana, mal drenada, com vertentes de dispersão de umidade e fluxo preferencial na direção NE-SW, com predominância de vertentes de conservação de umidade no perímetro da área de disposição, o que favorece a infiltração.

Ainda que esteja estrategicamente posicionado distante de corpos hídricos, a área se situa numa cobertura sedimentar, que há uma alta vulnerabilidade de contaminação das águas subterrâneas, além de ser uma área inundável, que propicia a diluição dos contaminantes em superfície, podendo atingir os igarapés e lagos adjacentes.

## Agradecimentos

Ao grupo de pesquisa Caimbé-Geociências de Roraima, em especial a João Antônio, Luis, Dennyson e Clínia, graduandos do curso de Geologia da UFRR, pelo apoio durante as coletas em campo. À Universidade Federal de Roraima (UFRR), ao Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais (Pronat), por tornar possível a realização da pesquisa, e à CAPES/CNPq, pelo incentivo por meio da bolsa de estudos.

## Referências bibliográficas

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., Sparovek, G. (2014) Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, **22**(6), 711-728.
- Amaral, D. G. P., Lana, C. E. (2017) Uso de geoprocessamento para indicação de áreas favoráveis à construção de aterro sanitário no município de Ouro Preto (MG). *Caderno de Geografia*. Belo Horizonte, **27**(49), 368-382.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT. (2010) *NBR 15849: Aterros sanitários de pequeno porte: diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento*. Rio de Janeiro: ABNT.
- Barbosa, R. I., Campos, C. (2011) Detection and geographical distribution of clearing areas in the savannas ('lavrado') of Roraima using Google Earth web tool. *Journal of Geography and Regional Planning*, **4**(3), 122-136.
- Brasil. (2019) Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2017-2018*. São Paulo: ABRELPE.
- Brasil. (2015) Fundação Nacional de Saúde. *Manual de saneamento*. 4. ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde.
- Canata, R. E., Ferreira, F. J. F., Stevanato, R., Salvador, F. A. S., Souza Filho, O. A. (2018) Integração dos métodos geofísicos de eletrorresistividade, polarização induzida e eletromagnético Aterro Sanitário de Guaratuba-PR. *Boletim Paranaense de Geociências*, **74**(1), 11-27.
- Carvalho T. M., Carvalho, C. M., Morais, R. P. (2016) Fisiografia da Paisagem e Aspectos Biogeomorfológicos do Lavrado, Roraima, Brasil. *Rev. Bras. Geomorfol.*, **17**(1), 93-107.
- Christofoletti, A. (1980) *Geomorfologia*. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher.
- Coker, A. O., Sridhar, M. K. C., Donnett, C. J. (2016) Solid Waste Management Practices at a Private institution of Higher Learning in Nigeria. *Procedia Environmental Sciences*, **35**(1), 28-39.
- CPRM. Serviço Geológico do Brasil. (2016a) *Carta Hidrogeológica. Folha NA-20*. Brasília. Escala 1:1.000.000.
- CPRM. Serviço Geológico do Brasil. (2016b) *Carta Hidrogeológica. Folha NA-21*. Brasília. Escala 1:1.000.000.
- Cruz, A., Martins, M., Gomes, A., Dinis, P. (2017) Análise Morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Caculuar (Angola). *8º Congresso Nacional de Geomorfologia*. Porto: Faculdade de Letras da Universidade do Porto.
- Franceschi, F. R. A., Santiago, C. D., Lima, T. Q., Pugliesi, E. (2017) Panorama dos resíduos sólidos no Brasil: uma discussão sobre a evolução dos dados no período 2003-2014. *Revista DAE*, **206**(2), 62-68.
- Gomes, M. G. S.; Silva Filho, P. A. (2020) Diagnósticos dos resíduos sólidos do estado de Roraima visando a potencialidade para a reciclagem e o grau de impactos gerados. *XIX Encontro do Programa de Iniciação Científica*. Boa Vista, Universidade Federal de Roraima.
- Hare, P. W., Gardner, I. W. (1985) Geomorphic indicators of vertical neotectonism along converging plate margins. Nicoya Peninsula, Costa Rica. *Tectonic geomorphology. Boston: Proceedings 15. Annual Binghamton Geomorphology Symposium*. Allen and Unwin.
- IBGE. (2019) *Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2019*. Rio de Janeiro: IBGE.
- Lacerda, H. C., Fonseca, H. P., Faria, A. L. L. (2018) Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Xopotó: utilizando imagens PALSAR e Sentinel-2. *III Simpósio de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul*. Juiz de Fora: Associação Brasileira de Recursos Hídricos.

- Ladeira, L. F. B., Dantas, M. E. (2014) Compartimentação Geomorfológica. *Geodiversidade do estado de Roraima*. Manaus: CPRM.
- Lorandi, R.; Santos, F. M.; Lollo, J. A. (2019) Processo Investigativo do Potencial de Contaminação de Aquíferos por Atividades Antrópicas da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Pedras (SP). *Revista Brasileira de Geografia Física*, **12**(7), 2741-2751.
- Manzano, M. N., Ferreira, A. T. S., Saad, A. R., Pizzato, E., Queiroz, W., Dalmas, F. B. (2019) Fragilidade a inundações da Bacia Hidrográfica do Rio Baquirivu-Guaçu (Guarulhos, SP). *Pesquisas em Geociências*, **46**(3), 1-12.
- Moreira, C. A., Braga, A. C. O. (2009) Aplicação de métodos geofísicos no monitoramento de área contaminada sob atenuação natural. *Engenharia Sanitária Ambiental*, **14**(2), 257-264.
- Motta, P. N. S. D., Gloaguen, T. V., Santos, M. S. T., Ferreira, A. T. S. (2017) Análise Morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Subaé, Bahia, Brasil. *Ambiência*. **13**(2), 470-485.
- Nimer, E. (1991) Clima. *Geografia do Brasil: Região Norte*. Rio de Janeiro, IBGE, 61-71.
- Porciúncula, R. J.; Leal, L. R. B. (2019) Geoelectric characterization for implantation a landfill in Simões Filho, Bahia, Brazil. *Brazilian Journal of Geophysics*, **37**(4), 481-487.
- Santos, H. G., Jacomine, P. K. T., Anjos, L. H. C., Oliveira, V. A., Lumbreras, J. F., Coelho, M. R., Almeida, J. A., Araújo Filho, J. C., Oliveira, J. B., Cunha, T. J. F. (2018) *Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos*. 5 ed. Brasília: Embrapa.
- Schaefer, C. E. G. R. (1997) Ecogeography and human scenario in Northeast Roraima, Brazil. *Ci. Cult.*, **49**(1), 241-252.
- Schiavinato; V. M. S.; Gonzalez, A. Z. D. (2019) Avaliação ambiental de nascentes na sub-bacia hidrográfica do córrego das Pitas-MT, Brasil. *Revista Equador*, **8**(3), 260-278.
- Silva, D. A., Sander, D. Araújo Júnior, A. C. R., Wankler, F. L. (2015) Análise dos ciclos de precipitação na região de Boa Vista – RR nos anos de 1910 a 2014. *Revista Geográfica Acadêmica*, **9**(1), 35-49.
- Rodrigues, A. C. F., Silva, C. W. G., Rodrigues, E. S., Galvão, S. R. S., Caldas, A. M. (2020) Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Terra Nova – PE. *Revista Semiárido De Visu*, **8**(1), p. 3-14.
- Souza, L. S. B., Andrade, G. G. (2018) Resistividade no entorno do aterro sanitário municipal de Boa Vista, Roraima, Brasil: implicações ambientais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, **13**(3), 435-452.
- Souza, L. S. B., Carvalho, F. W. S. (2017) Contextualização geológica da porção sudoeste do Sistema Aquífero Boa Vista, estado de Roraima, Brasil, a partir de sondagens elétricas verticais rasas. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.*, **12**(1), 91-107.
- Souza, L. S. B.; Rossetti, D. F. (2011) Caracterização da rede de drenagem na porção leste da ilha de Marajó e implicações tectônicas. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, **12**(1), 69-83.
- Villela, S.M., Mattos, A. (1975) *Hidrologia aplicada*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil.
- Wankler, F. L., Evangelista, R. A. O., Sander, C. (2012) Sistema Aquífero Boa Vista: “estado da arte” do conhecimento e perspectivas. *ACTA Geográfica*, **6**(12), 21-39.
- Zaini, M. S. I., Ishak, M. F., Zolkepli, M. F. (2019) Forensic assessment on landfills leachate through electrical resistivity imaging at Simpang Renggam in Johor, Malaysia. *The 2nd International Conference on Green Civil and Environmental Engineering, Series: Materials Science and Engineering*, 669. Malang: Universitas Negeri Malang.

# REVISTA AIDIS

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

## EVALUACIÓN DE LA PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN PLAYAS DEL RÍO DEL LA PLATA: CIUDAD DE BUENOS AIRES Y ALREDEDORES

Judith Elizabeth Lacava <sup>1,2</sup>  
Agustina Schmaedke <sup>3</sup>  
María Azul Denaro <sup>3</sup>  
Pamela Romina Bernabeu <sup>3</sup>  
\* Romina Mariel Gargarello <sup>1,4</sup>

## EVALUATION OF THE PRESENCE OF MICROPLASTICS IN BEACHES OF LA PLATA RIVER BASIN: BUENOS AIRES CAPITAL CITY AND SURROUNDINGS

Recibido el 28 de septiembre de 2021. Aceptado el 15 de febrero de 2022

### Abstract

*Due to their low cost and wide use, plastics are nowadays an unavoidable consumable. The effects microplastics have on the environment is a recent field of research in Argentina. Two campaigns for studying microplastics presence in La Plata River (Buenos Aires, Argentina) coastal sediments were managed during winter and spring 2019: beaches in Buenos Aires Capital City and surroundings (AMBA) were selected, sampled and characterized. Presence of microplastics were confirmed, classified, and characterized according to their morphology and color. Microplastics were separated by flotation techniques and visually identified by microscopy observation. The winter campaign reported more microplastic items (a total of 464 over 280 of the spring campaign) with fibers and microbeads being the most representative. Although this is a preliminary work, microplastic found are consistent with economic activities of the studied area and hydrogeological dynamics of La Plata River basin. Monitoring should continue to elaborate an environmental base line, elucidate microplastics origin and fate, and implement control actions.*

**Keywords:** AMBA, microplastics, monitoring, beaches, La Plata River Basin.

<sup>1</sup> Universidad Argentina de la Empresa (UADE), Instituto de Tecnología (INTEC), Buenos Aires, Argentina.

<sup>2</sup> CONICET, Buenos Aires, Argentina.

<sup>3</sup> Universidad Argentina de la Empresa (UADE), Facultad de Ingeniería y Ciencias Exactas (FAIN), Buenos Aires, Argentina.

<sup>4</sup> Eurecat, Centro Tecnológico de Cataluña, Water, Air and Soil Unit, España.

\* *Autor correspondiente:* Eurecat, Centro Tecnológico de Cataluña, Water, Air and Soil Unit, 08242 Manresa, España.

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

## Resumen

Debido a su bajo costo y amplio uso, los plásticos son hoy en día un consumible ineludible. Los efectos de los microplásticos en el medio ambiente es un campo de investigación reciente en Argentina. Durante el invierno y la primavera de 2019 se gestionaron dos campañas de estudio de presencia de microplásticos en sedimentos costeros del Río de la Plata: se seleccionaron playas de la Capital Federal y alrededores (AMBA), los sedimentos se muestrearon y caracterizaron. Se confirmó, clasificó y caracterizó la presencia de microplásticos según su morfología y color. Los microplásticos se separaron mediante técnicas de flotación y se identificaron visualmente mediante observación microscópica. La campaña de invierno reportó más ítems de microplástico (un total de 464 sobre los 280 de la campaña de primavera), siendo las fibras y microesferas las más representativas. Si bien este es un trabajo preliminar, los microplásticos encontrados son consistentes con las actividades económicas del área de estudio y la dinámica hidrogeológica de la cuenca del Río de la Plata. El monitoreo debe continuar para elaborar una línea de base ambiental, dilucidar el origen y el destino de los microplásticos e implementar acciones de control.

**Palabras clave:** AMBA, microplásticos, monitoreo, playas, Río de La Plata.

## Introducción

Los plásticos son una realidad inevitable en la sociedad moderna debido a su bajo costo de fabricación y su resistencia (Sharma y Chatterjee, 2017). De acuerdo con PlasticsEurope (2020), durante 2019 la producción anual global de plásticos alcanzó los 370 millones de toneladas.

En el ambiente pueden ser encontrados en diferentes tamaños: i) Megaplásticos (>100 mm), ii) Macroplásticos (>20–100 mm), iii) Mesoplásticos (5–20 mm) y iv) Microplásticos (<5 mm) (Machovsky-Capuska *et al.*, 2019). De acuerdo con su origen los Microplásticos (MPs) pueden ser primarios o secundarios. Los primarios son aquellos conformados por partículas microscópicas que se añaden a productos cosméticos, pastas dentales y otros. Los secundarios se originan por la abrasión física de los elementos plásticos de mayor tamaño (Shim y Thomposon, 2015).

Estudios recientes sugieren que los MPs presentan mayor peligro que otros plásticos de mayor tamaño debido a la ingesta de éstos en los niveles tróficos más bajos. Una vez presentes en ambientes tanto terrestres como acuáticos pueden ser ingeridos fácilmente por organismos que habitan en éstos, causando efectos negativos sobre su aptitud y supervivencia, debido a procesos de bioacumulación (Ivar do Soul y Costa, 2013, Boots *et al.*, 2019). Sin embargo, el análisis de los efectos que los MPs tienen en el ambiente es un campo reciente de indagación en Argentina. Estudios realizados por Blettler *et al.* (2017) demostraron la presencia de MPs en ambientes costeros. Teniendo en cuenta que el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) presenta alta densidad poblacional (INDEC, 2010); que en las costas del Río de la Plata se desarrollan actividades turísticas y recreativas; y debido a su régimen climático e hídrico, caracterizado por su variabilidad climática y eventos de sudestada (Escobar *et al.*, 2004), es esperable la presencia de MPs en sedimentos costeros.



En el período invernal de 2019 el grupo de trabajo encontró evidencia positiva ante la presencia de MPs durante un monitoreo estacional realizado en playas costeras del AMBA (Lacava *et al.*, 2021). El presente trabajo amplía la información, sumando la caracterización del sustrato costero y los resultados de la identificación cualitativa y cuantitativa de MPs, y suma un muestreo estacional más (primavera) en tres playas costeras representativas del AMBA en el año 2019.

## Metodología

### Localización y Muestreo

Durante el año 2019 fueron realizadas dos campañas de muestreo, correspondientes a las temporadas de Invierno (CI2019, 21 de junio a 20 de septiembre) y Primavera (CP2019, 21 de septiembre a 20 de diciembre). Fueron muestreados tres sitios localizados en las Zonas Norte, Centro y Sur del AMBA. Estos corresponden a las comunas de Vicente López (VL, 34°29'52.800"S 58°28'37.200"W), Puerto Madero (PM, 34°42'25.200"S 58°13'44.400"W) y Quilmes (Q, 34°37'04.800"S 58°20'45.600"W) respectivamente (Figura 1). Los sitios fueron delimitados utilizando Sistemas de Posicionamiento Global (GPS). Dicha información fue utilizada como datos primarios para el análisis mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG) utilizando ArcGIS Desktop ESRI 2011.



**Figura 1.** Localización de los puntos de muestreo distribuidos a lo largo de la costa del Río de la Plata, Buenos Aires, Argentina. Fuente: elaboración propia, imagen satelital obtenida de Morales (2012).

Todos los sitios muestreados son de acceso público, con importante actividad turística y deportiva. Cada punto de muestreo se compuso por un cuadrante de 0.25 m de lado (Wessel *et al.*, 2016) y 0.05 m de profundidad (Karthik *et al.*, 2018). Ocasionalmente, el cuadrante muestreado debió ser acondicionado, removiendo manualmente la biomasa vegetal dispersa sobre el horizonte superficial. Las muestras recolectadas fueron almacenadas en envases de metal y trasladadas al laboratorio para su análisis.

### Caracterización del Sedimento Costero

El sedimento costero fue analizado según su tamaño y textura de partícula (TyTP), además fueron determinadas su humedad (%H) y Materia Orgánica presente (MO).

- Cálculo de la Humedad del Suelo (%H)

Una porción de 5 g de sedimento fue trasvasada en frasco de vidrio e incubada en estufa a 105 °C hasta alcanzar peso constante (Flores Delgadillo y Alcalá Martínez, 2010). El porcentaje de humedad se calculó por diferencia de peso entre la muestra inicial y final. El procedimiento fue realizado por triplicado.

- Determinación de Materia Orgánica (MO)

La medición de MO se llevó a cabo según Storer (1984). Una muestra de 1 g de sustrato seco, previamente tamizado (poro de 500 µm de apertura), fue incubada en mufla a 500 °C por 2 h, por triplicado. El % MO fue calculado por diferencia de peso inicial y final.

- Determinación del Tamaño y Textura de Partícula (TyTP)

La caracterización del TyTP del sustrato fue realizada en base al protocolo descrito por Gee y Bauder (2006).

En tubos Falcon fueron homogeneizados 2 g de suelo seco, por muestra, en 40 mL de solución de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> 0.2 M. Para favorecer la precipitación de las partículas en suspensión, se agitó por 30 segundos. El sistema se mantuvo en reposo por 50 segundos ( $t_{50''}$ ), luego se extrajeron 2.5 mL de sobrenadante a una profundidad de 2.5 cm y fueron colocados en un vaso de precipitados (PLA, Peso Limo-Arcilla). Tras 40 minutos ( $t_{40'}$ ), se procedió con la segunda toma de la alícuota de 2.5 mL a una profundidad de 1 cm, para luego transferirlo a un vaso de precipitado (PA, Peso Arcilla). Ambos vasos de precipitados se colocaron en estufa a 105 °C durante 24 h. Los pesos obtenidos se introdujeron en las Ecuaciones 1, 2 y 3:

$$\% \text{ Arcilla} = \frac{V_m \times PA}{V_a \times PM} \times 100$$

Ecuación (1)

$$\% \text{ Limo} = \frac{V_m \times (PLA - PA)}{V_a \times PM} \times 100$$

Ecuación (2)

$$\% \text{ Arena} = 100 - (\% \text{ Limo} + \% \text{ Arcilla})$$

Ecuación (3)

Donde

PLA = Peso  $t_{50}$  (g)PA = Peso  $t_{40}$  (g)

PM = Peso muestra (g)

 $V_a$  = Volumen de alícuota (mL) $V_m$  = Volumen preparación (mL)

Los datos obtenidos fueron utilizados para calcular la Textura del sustrato mediante el Calculador Textural de Suelos (USDA, 2021).

### Identificación y Caracterización de Microplásticos (MPs)

Las muestras de sedimentos costeros fueron tratadas con una solución hipersalina de composición 250 g NaCl/L H<sub>2</sub>O<sub>d</sub>. El total de la muestra húmeda fue procesada añadiendo solución hipersalina a razón de 1L/Kg de sedimento húmedo, en recipientes libres de contaminación por plásticos (Ng y Obbard, 2006). Luego de efectuarse la homogeneización de forma manual, la mezcla se dejó decantar durante 48 h. El sobrenadante fue filtrado al vacío con equipo Buchner-Kitasato y papel filtro Whatman 41 (poro de aproximadamente 25-30  $\mu$ m de apertura). El filtro se secó en estufa a 60 °C por 10 minutos. El material retenido fue analizado visualmente en lupa con un aumento de 100X, registrando ítems de microplásticos /Kg de sedimento húmedo.

La identificación de ítems de MPs fue cualitativa. Los ítems se catalogaron según su morfología y color. Las morfologías fueron: i) Fibras, ii) Microperlas, iii) Otros. Las categorías i) y ii) fueron subdivididas según ia) Fibras Finas, ib) Fibras Gruesas; iia) Microperlas Pequeñas ( $\leq 5.99 \mu$ m) y, iib) Microperlas Grandes ( $\geq 6.00 \mu$ m); y la categoría "Otros" en iia) Trozos y, iib) Otros (Films, Escobillas Plásticas, otros). Los colores evidenciados durante el procesamiento de muestras fueron: Blanco, Negro, Azul, Transparente, Rojo, entre otros (rosa, violeta, verde, otros).

Los ítems de MPs se diferenciaron de otros elementos retenidos a partir de su morfología, color, brillo característico, dureza (realizando presión con pinza de acero sobre la partícula estudiada), entre otros. A modo de doble verificación el material filtrado fue suspendido nuevamente en solución hipersalina y filtrado para descartar pequeñas partículas no plásticas retenidas durante el primer filtrado.

## Resultados

### Características de los Sedimentos Costeros

La caracterización del sustrato aportó datos referidos al % H, % MO y Tipo de Suelo (Tabla 1). El % H presentó gran variabilidad entre muestras de las distintas campañas. Los procedimientos fueron realizados por sextuplicado (N=6). El sitio muestreado localizado en Zona Centro, PM,

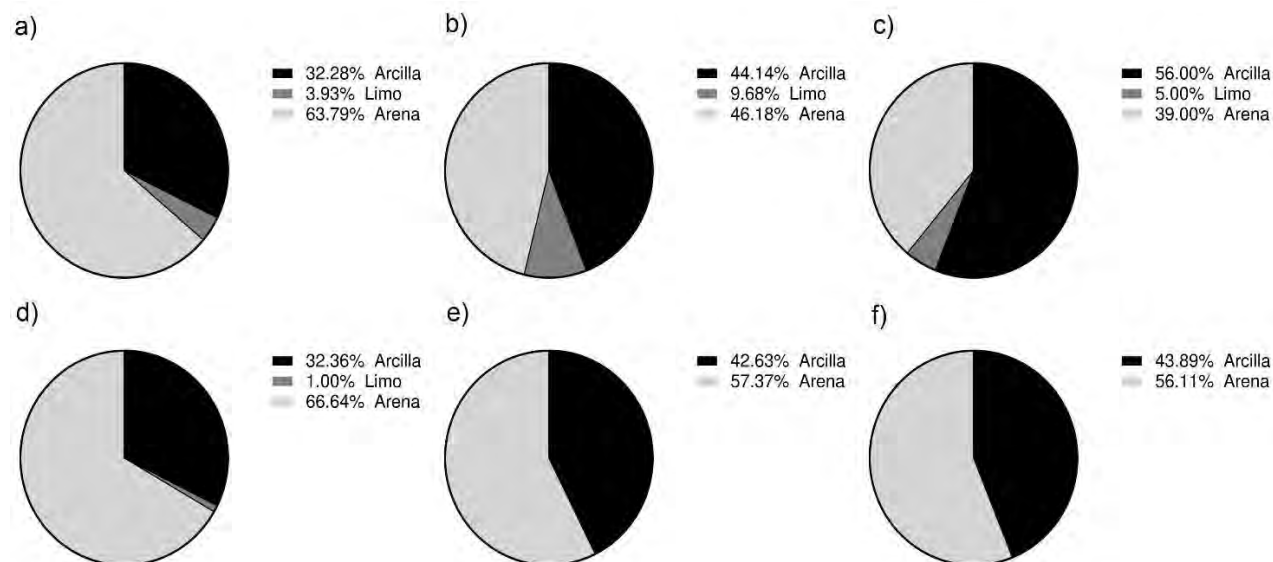
presentó menor presencia de MO con un valor promedio  $0.69 \pm 0.26$  y  $1.16 \pm 0.62$  para la CI2019 y CP2019 respectivamente. En cambio, los sitios de muestreo localizados en Zona Norte, VL, y Zona Sur, Q, presentaron mayor presencia de MO en sendas campañas.

El punto de muestreo VL presentó un sustrato del tipo Franco-Arcillo-Arenoso. En cambio, el punto de muestreo PM presentó un suelo del tipo Arcillo-Arenoso y el punto de muestreo Q del tipo Arcilloso/Arcillo-Arenoso. Dicha clasificación se corresponde con los valores porcentuales de Arcilla, Limo y Arena obtenidos (Figura 2).

**Tabla 1.** Caracterización del Sustrato.

Parámetros	CI2019			CP2019		
	VL	PM	Q	VL	PM	Q
% H (promedio $\pm$ SD)	$31.13 \pm 2.10$	$2.70 \pm 0.62$	$21.37 \pm 2.67$	$4.00 \pm 3.54$	$2.93 \pm 0.46$	$2.32 \pm 0.29$
% MO (promedio $\pm$ SD)	$3.55 \pm 0.91$	$0.69 \pm 0.26$	$3.17 \pm 0.45$	$2.57 \pm 0.14$	$1.16 \pm 0.62$	$2.92 \pm 0.41$
Tipo de Suelo	Franco-Arcillo-Arenoso	Arcillo-Arenoso	Arcilloso	Franco-Arcillo-Arenoso	Arcillo-Arenoso	Arcilloso / Arcillo-Arenoso

*Nota: la caracterización fue realizada sobre una muestra N=6.*



**Figura 2.** Caracterización de sedimentos muestreados: Tamaño y Textura de Partícula por sitio de muestreo y campaña. a) VL CI2019, b) PM CI2019, c) Q CI2019, d) VL CP2019, e) PM CP2019, y f) Q CP2019.

### Identificación, Clasificación y Caracterización de Microplásticos (MPs)

En relación con los ítems de MPs identificados durante las campañas realizadas en 2019, se informa evidencia positiva ante la presencia de Fibras, Microperlas y Otros tipos de MPs en los tres puntos de muestreo durante las campañas realizadas (Tabla 2). Los resultados se informan como % ítems de Microplásticos /Kg de sedimento húmedo, a menos que se aclare lo contrario.

**Tabla 2.** Rango mínimo-máximo de ítems de MPs identificados en CI- y CP2019 por Kg de sedimento húmedo

Ítem de MPs	CI2019			CP2019		
	VL	PM	Q	VL	PM	Q
Fibras	1 – 9	1 – 83	1 – 65	1 - 23	1 – 61	1 – 29
Microperlas	2 – 65	1-187	1 – 89	1 - 26	1 - 7	1 – 6
Otros	1 - 15	1 - 7	5 - 37	1 - 22	1 – 6	3 - 23

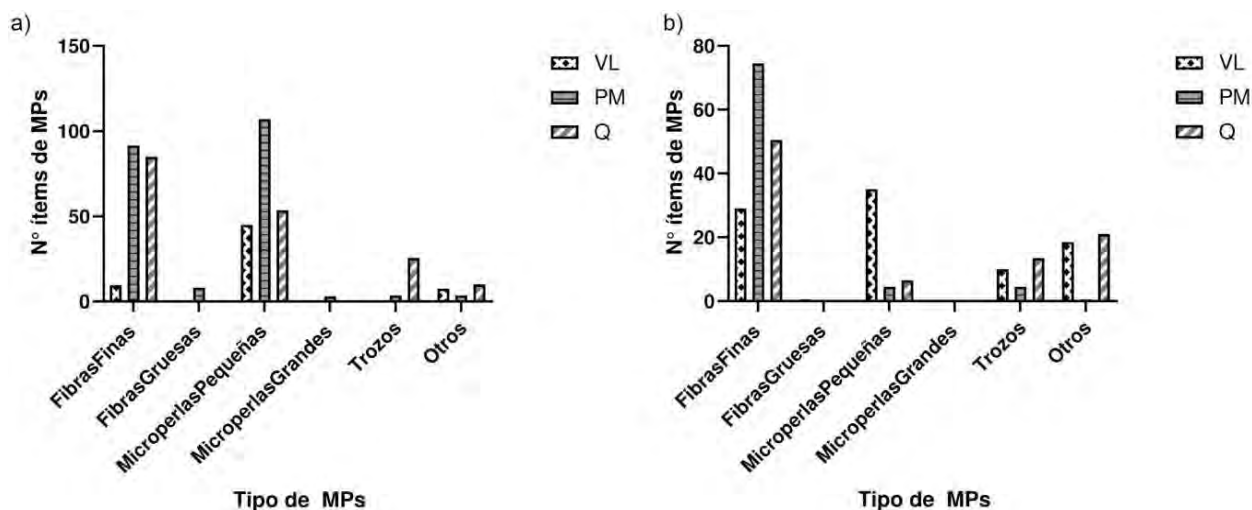
Durante la CI2019 la fracción porcentual predominante corresponde a Fibras (43.1%), siendo las Fibras Finas las más representativas con un total de 372 ítems de MPs. Dicha fracción se evidenció en los puntos de muestreo PM, Q y en menor medida VL, siendo PM el único punto de muestreo donde se identifica la presencia de Fibras Gruesas. Los autores atribuyen este hallazgo al origen de del sitio de muestro, cuyas playas se asientan sobre un relleno artificial realizado con residuos áridos y domiciliarios, en conjunto con la deposición natural de sedimentos del Río Paraná (Davis, 2018). Las fibras gruesas provendrían de la degradación de objetos plásticos de diferente composición y tamaño (por ejemplo, bolsas, empaques, botellas y botellones).

La segunda fracción porcentual predominante, 45.26% del total de ítems de MPs, corresponde a las Microperlas, siendo las de tamaño pequeño las más representadas (98.6%). Finalmente, la fracción restante se corresponde con la categoría “Otros” compuesta en mayor medida por Trozos plásticos y otros ítems de MPs como los films (Figura 3 y Figura 4).



**Figura 3.** Ítems de MPs identificados durante CI2019. a) Trozo de MPs de coloración blanca, b) Microperlas de distintos tamaños (grandes y pequeñas) y de coloración transparente y blanca, y c) Fibra Fina de coloración azul.

La campaña realizada durante la primavera del 2019 presentó 62.42% de Fibras, siendo los puntos de muestreo VL y PM los más afectados con un total de 157 y 75 ítems de MPs respectivamente. La fracción porcentual correspondiente a la categoría “Otros” representa el 24.40% del total de ítems de MPs informados durante la campaña. Finalmente, en menor proporción se evidenciaron Microperlas, siendo las pequeñas las representadas en esta categoría con un total de 43 ítems de MPs (Figura 4).

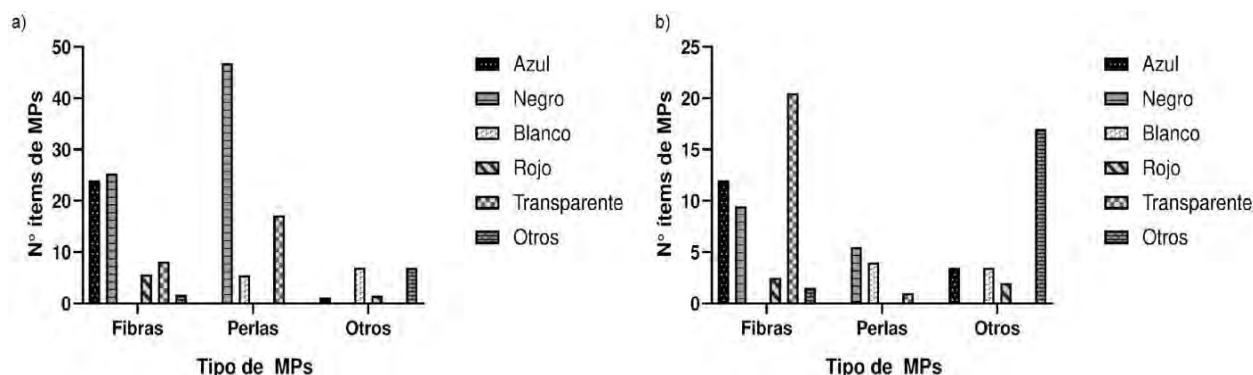


**Figura 4.** Identificación de ítems de MPs por tipo y sitio de muestreo. a) MPs identificados durante la CI2019, y b) MPs identificados durante CP2019.

La identificación cualitativa de los ítems de MPs por color y tipo se observa en la Figura 4. En la CI2019 se informa un total de 464 ítems de MPs. Las Microperlas, 210 ítems de MPs, se distribuyen porcentualmente en un 67.4% de coloración oscura, 24.7% transparente y el 7.9% restante color blanco. Las Fibras plásticas halladas fueron 200, distribuidas porcentualmente por color según: 39.4% rojo, 37.3% negro, 12.7% blanco, 8.8% transparentes, la fracción restante se compone de fibras de color azul y violeta. La categoría “otros” se representó por 54 ítems de MPs en un kilogramo de sedimento húmedo en su mayoría de color blanco, 41.6%, y en menor medida azul con un 6.9%, otros colores representados en esta categoría fueron el rosa, marrón, rojo, transparente, etc.

La CP2019 presentó un total de 280 ítems de MPs, siendo las Fibras los ítems más representados con un total de 159 ítems. El 34.49% de las fibras presentaron coloración trasparente, seguido del color azul con el 30.82% y del negro con un 16.98%, en menor medida el color rojo (6.29%) y otros colores como el violeta (1.89%). La fracción porcentual del 15.62% del total de ítems de MPs

identificados corresponde a la categoría Otros, con un total de 72 ítems; en cuanto a su distribución por color, el 41.94% presentó coloración blanca, seguido del color azul con un 32.26% y del color rojo (22.58%). Sin embargo, destacan otros tipos de MPs de coloración rosada, marrón y verde (Figura 5).



**Figura 5.** Identificación de ítems de MPs según coloración y tipo para las campañas realizadas durante el 2019. a) Ítems de MPs - CI2019, y b) Ítems de MPs - CP2019.

Cabe señalar que tanto las Microperlas como los Trozos plásticos presentes en las muestras presentaron signos de degradación, evidenciando procesos de erosión, fisuras superficiales y, en menor medida, subsuperficiales (Figura 3, b).

Estudios futuros y más exhaustivos son necesarios a fin de caracterizar fisicoquímicamente los ítems hallados y establecer vínculos con la historia económico-social de la región. Sin embargo, es muy reciente la discusión sobre la relevancia y rigurosidad con la que se debe abordar esta relación, siendo que la contaminación por microplásticos se considera proveniente de fuentes difusas.

## Conclusiones

El monitoreo realizado durante el invierno y primavera del 2019 en tres sitios representativos del Área Metropolitana de Buenos Aires demuestra la incidencia de Microplásticos en sedimentos de las playas del Río de la Plata. Los ítems de Microplásticos identificados se presumen de origen tanto primario como secundario. Los trozos de Microplásticos son de origen secundario producto de la abrasión física de elementos plásticos más grandes, en cambio las Microperlas se asocian a un origen primario, procedentes de efluentes domésticos e industriales descargados directamente en el Río de la Plata. Sin embargo, la presencia de Fibras se asocia tanto a un origen

primario como secundario. Las Fibras de coloración azul, transparente y negra se asocian a actividades deportivas, como la pesca, y por tanto son consideradas de origen secundario. En cambio, las Fibras de color rojo, violeta, entre otros se presumen procedentes de efluentes urbanos y aguas grises.

Mientras que la Materia Orgánica en todos los puntos se mantuvo en el mismo orden de magnitud, la diferencia en humedad observada entre las Campaña Invierno y Primavera para Vicente López y Quilmes podría deberse a disminución en precipitaciones, eventos hidrológicos y temperaturas elevadas. Puerto Madero presenta menor humedad debido a la composición arenosa del sedimento. Los puntos Vicente López y Quilmes, de tendencia arcillosa, consecuentemente presentaron mayor porcentaje de humedad. La diferencia observada en cantidad de Microperlas para todos los puntos muestreados podría deberse a eventos de descarga -acumulación y lavado de las zonas en periodos de lluvia o avance hídrico. Estos Microplásticos podrían acumularse en verano y otoño coincidiendo con un mayor uso y presencia en aguas grises. Entre otoño y primavera -las estaciones más lluviosas y mayor ocurrencia de inundación por avance del Río de la Plata (Escobar *et al.*, 2004)- los sedimentos se movilizan, la región sufre un recambio y en consecuencia los Microplásticos pueden ser removidos del horizonte superficial del suelo. En el caso de las Microperlas, su morfología hidrodinámica sería determinante para una mayor movilidad ambiental, mientras que las fibras podrían quedar retenidas físicamente en los intersticios de los sedimentos. Estas observaciones de carácter preliminar precisan mayor análisis y formar parte de un programa estacional de monitoreo para generar una línea de base ambiental; y así aportar mayor comprensión sobre el destino y efectos negativos de los Microplásticos en el ambiente.

### Agradecimientos

*El presente trabajo fue realizado en el marco del Proyecto "A19T10 - Evaluación de la presencia de microplásticos en playas arenosas de Lima y Buenos Aires" financiado por la Universidad Argentina de la Empresa (UADE). El equipo de trabajo agradece especialmente a los técnicos de laboratorio de la Universidad Argentina de la Empresa (UADE), Guillermina Zola, Pablo Vieczn, Lucas Beron e Ignacio Fernández por su colaboración.*

### Referencias bibliográficas

- Blettler, M., Ulla, M.A., Rabuffetti, A.P., Garello, N. (2017) Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso- and microplastic debris in a floodplain lake. *Environmental Monitoring and Assessment*, **189**, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6305-8>
- Boots, B., Russell, C. W., Green, D. S. (2019) Effects of Microplastics in Soil Ecosystems: Above and Below Ground. *Environmental Science & Technology*, **53**(19), 11496-11506. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03304>



- Davis, B. (2018). The asymmetry of landscape: Aesthetics, agency, and material reuse in the Reserva Ecológica de Buenos Aires. *Journal of Landscape Architecture*, **13**(3), 78–89. <https://doi.org/10.1080/18626033.2018.1589145>
- Escobar, G., Vargas, W., Bischoff, S. (2004) Wind tides in the Rio de la Plata estuary: Meteorological conditions. *International Journal of Climatology*, **24**(9), 1159–1169. <https://doi.org/10.1002/joc.1026>
- Flores Delgadillo, L., Alcalá Martínez, J. R. (2010) Manual de procedimientos analíticos – Laboratorio de Física de Suelos. Instituto de Geología, Departamento de Edafología, Universidad Autónoma de México (UNAM).
- Gee, G. W., Bauder J. W. (2006) Particle size analysis. Part 1 p. 383-409. In Klute, A. (ed.). *Methods of soil analysis*. Am. Soc. Agron. Madison, Wisconsin, USA. Particle Size Analysis. Handbook of Soil Analysis, 15–63. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-31211-6\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-540-31211-6_2)
- Instituto Nacional de Estadística y Censos – INDEC (2012) Censo nacional de población, hogares y viviendas 2010: censo del Bicentenario: resultados definitivos. Serie B nº 2. - 1a ed. - Buenos Aires.
- Karthik, R., Robin, R.S., Purvaja, R., Ganguly, D., Anandavelu, I., Raghuraman, R., Hariharan, G., Ramakrishna, A., Ramesh, R. (2018) Microplastics along the beaches of southeast coast of India. *Science of the total environment*, **645**, 1388-1399. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.242>
- Lacava J. E., Schmaedke, A., Denaro, M. A., Gargarello, R. M. (2021) Microplásticos en costas rioplatenses. Experiencias realizadas en Argentina. En León Pulido J., Gargarello R.M., Santillan L. (Eds.), *Evaluación de la Presencia de Microplásticos: Una Mirada a las Playas Arenosas de Lima, Buenos Aires y Cartagena* [en prensa], Universidad Ean, Cartagena, Colombia, 2.
- Ivar do Sul, J. A., Costa, M. F. (2007) Marine debris review for Latin America and the Wider Caribbean region: from the 1970s until now, and where do we go from here? *Marine Pollution Bulletin*, **54**, 1087-1104.
- Machovsky-Capuska, G. E., Amiot, C., Denuncio, P., Grainger, R., Raubenheimer, D. (2019) A nutritional perspective on plastic ingestion in wildlife. *Science of the Total Environment*, **656**, 789-796. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.418>
- Morales, A. (2012) ESRI imagery/Satellite. [Imágen Satelital] Plugin QuickMapServices. Herramienta XYZ Tiles. Mapa base. MappingGIS.
- Ng, K. L., Obbard, J. P. (2006) Prevalence of microplastics in Singapore’s coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, **52**(7), 761–767. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.11.017>
- Plastics Europe. (2020) Plastics – the Facts 2020: An analysis of European plastics production, demand and waste data.
- Sharma, S., Chatterjee, S. (2017) Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health: a short review. *Environmental Science and Pollution Research*, **24**, 21530–21547. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9910-8>
- Shim, W. J., Thomposon, R. C. (2015) Microplastics in the Ocean. *Archives of environmental contamination and toxicology*, **69**(3), 265-268. <https://doi.org/10.1007/s00244>
- Soil Texture Calculator. (2021). United States Department of Agriculture. Estados Unidos. Consultado el 22 de septiembre de 2021, disponible en: [https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2\\_054167](https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2_054167)
- Storer, D. A. (1984) A simple high sample volume ashing procedure for determination of soil organic matter. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **15**(7), 759–772. <https://doi.org/10.1080/00103628409367515>
- Wessel, C. C., Lockridge, G. R., Battiste, D., Cebrian, J. (2016) Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, **109**(1), 178–183. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.002>

# REVISTA AIDIS

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

## BIOFILTRAÇÃO DE METANO EM BIOGÁS DE ATERRO SANITÁRIO: UM ESTUDO DE CAMPO

## BIOFILTRATION OF METHANE IN LANDFILL BIOGAS: A FIELD STUDY

\* Waldir Nagel Schirmer<sup>1</sup>  
Erivélton César Stroparo<sup>1</sup>  
Douglas Luiz Mazur<sup>1</sup>  
Matheus Vitor Diniz Gueri<sup>2</sup>  
José Fernando Thomé Jucá<sup>3</sup>  
Kelly Geronazzo Martins<sup>1</sup>

Recibido el 30 de septiembre de 2021. Aceptado el 9 de marzo de 2022

### Abstract

*The release of landfill biogas (LFG) into the atmosphere as fugitive emissions (through the cover layer) is quite representative. Given the high potential of biogas in the greenhouse effect (GHG), the study of different technologies for its use in energy production has been increasingly studied. In addition to the biogas recovery to the energy purposes, use of biosystems (biocovers, biofilters, etc.) in cover layers aimed at optimizing the biotic consumption of methane, the main component of biogas in terms of global warming potential (GWP), has also been widely evaluated as a system complementary in GHG mitigation. Thus, the present study evaluated the performance, in terms of methane oxidation efficiency, of a biofilter filled with conventional landfill soil enriched with scum from a domestic wastewater treatment plant. This "improved" biofilter, with high organic matter content ( $\approx 4.5\%$ ) in the upper portion of the bed, was compared to a "control" biofilter, containing only conventional landfill soil and therefore with low organic matter content. ( $\approx 0.5\%$ ). Both biofilters were fed with a loading rate of  $\approx 44 \text{ g}_{\text{CH}_4} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  over nine monitoring campaigns. Parameters as methane concentration in raw biogas (LFG), moisture and temperature of biofilter beds were also related to the methane oxidation efficiencies. The average efficiency of methane oxidation in the improved biofilter was 95.2%, compared to the control biofilter (84.7% efficiency), confirming the effectiveness of WWTP scum as a cover layer soil amendment in GHG mitigation.*

**Keywords:** atmospheric pollution, biotreatment, greenhouse gases, methane, solid wastes valorization.

<sup>1</sup> Department of Environmental Engineering, Midwestern State University (UNICENTRO), Irati, Paraná State, Brazil.

<sup>2</sup> Latin American Institute of Infrastructure and Territory, Federal University of Latin American Integration (UNILA), Foz do Iguaçu, Paraná State, Brazil.

<sup>3</sup> Department of Civil Engineering, Federal University of Pernambuco (UFPE), Recife (Pernambuco State), Brazil.

\* *Corresponding author.* Department of Environmental Engineering, Midwestern State University (UNICENTRO), Maria Roza de Almeida Street, Irati, Paraná State, Brazil, 84505-677. Email: [wanasch@hotmail.com](mailto:wanasch@hotmail.com)

## Resumo

O lançamento do biogás gerado para atmosfera em aterros sanitários na forma de emissões fugitivas (pela camada de cobertura) é bastante representativo. Dado o elevado potencial do biogás como gás de efeito estufa (GEE), o estudo de diferentes tecnologias de seu aproveitamento para a produção de energia tem sido cada vez mais estudado. Além do aproveitamento do biogás, o emprego de biosistemas (biorrecobrimientos, biofiltros, etc.) em camadas de cobertura visando à otimização do consumo biótico de metano, principal componente do biogás em termos de potencial de aquecimento global, também tem sido amplamente avaliado como sistema complementar na mitigação de GEE. Desta forma, o presente estudo avaliou o desempenho, em termos de eficiência de oxidação de metano, de um biofiltro preenchido com solo convencional do aterro enriquecido com espuma de estação de tratamento de efluentes domésticos. Este biofiltro “melhorado”, com elevado teor de matéria orgânica ( $\approx 4.5\%$ ) na porção superior do leito, foi comparado a um biofiltro “controle”, contendo apenas solo convencional do aterro e, portanto, com baixo teor de matéria orgânica ( $\approx 0.5\%$ ). Ambos os biofiltros foram alimentados com carga de  $\approx 44 \text{ g}_{\text{CH}_4} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  ao longo de nove campanhas de monitoramento. Parâmetros como concentração de metano no biogás bruto, umidade e temperatura dos leitos biofiltrantes também foram relacionados às eficiências de oxidação de metano. A eficiência média de oxidação de metano no biofiltro melhorado foi de 95.2%, comparativamente ao biofiltro controle (84.7% de eficiência), ratificando a eficácia de espuma de ETE como agregado do solo de camada de cobertura na mitigação de GEE.

**Palavras-chave:** biotratamento, gases de efeito estufa; metano, poluição atmosférica, valorização de resíduos sólidos.

---

## Introdução

Aterros sanitários são, reconhecidamente, uma das principais fontes antropogênicas de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera. Nestas plantas, sistemas de coleta de biogás para aproveitamento energético constituem-se uma importante estratégia de controle de emissões de GEE (Duan *et al.*, 2022; Franqueto *et al.*, 2019; Kaza *et al.*, 2018; Sadasivam e Reddy, 2014). Entretanto, mesmo em aterros de grande porte que possuem algum sistema de extração e aproveitamento energético, boa parte do biogás gerado nas células do aterro escapa pela camada de cobertura na forma de emissões fugitivas. Além disso, independentemente da eficiência do sistema de extração de biogás (nos aterros que o dispõem), as emissões residuais de gases pela camada de cobertura podem persistir por várias décadas, mesmo após o encerramento do aterro, exigindo a implementação de sistemas complementares de controle (Cabral *et al.*, 2010; Kjeld, 2013; Sadasivam e Reddy, 2014). Emissões de natureza fugitiva são ainda mais preocupantes em aterros antigos (com operação já finalizada) ou mesmo de pequeno porte, onde o aproveitamento energético do biogás não é economicamente viável (Cabral *et al.*, 2010; Huber-Humer *et al.*, 2008; Huber-Humer *et al.*, 2009).

No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010) define, como um de seus princípios e objetivos, o aproveitamento energético do resíduo doméstico como “destinação final ambientalmente adequada”. Entretanto, o que se observa tanto no cenário brasileiro como em

grande parte dos países em desenvolvimento é a quase predominância do uso de drenos verticais como único sistema de drenagem do biogás formado nas células do aterro. Nessas unidades, não há qualquer sistema de aproveitamento do biogás (apenas combustão do biogás, na forma de sistemas de “flaring”), o que potencializa ainda mais as emissões de GEE. Nesses sistemas de queima do biogás, além da conversão do metano em dióxido de carbono, vários outros poluentes secundários podem ser gerados concomitantemente, como monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio, óxidos de enxofre, material particulado e até dioxinas (Nikiema e Heitz, 2009; Olaguer, 2021; USEPA, 2011), atestando essa tecnologia como menos ambientalmente correta.

A aplicação de biosistemas em aterros sanitários visa à otimização do consumo biótico de metano, através do melhoramento das condições de oxidação passiva desse composto no solo de cobertura original. O processo de biotratamento consiste na transferência do contaminante da fase gasosa para uma fase líquida (biofilme, aderido à superfície de um meio sólido poroso) onde microrganismos predominantemente aeróbios estão presentes. O resultado é a biodegradação de compostos orgânicos (como o metano) em dióxido de carbono e água (Deviny *et al.*, 1999; USEPA, 2011).

A capacidade de oxidação de metano pela população metanotrófica presente na camada de cobertura do aterro tem sido objeto de estudo de diversos trabalhos (Brandt *et al.*, 2016; Cabral *et al.*, 2010; Franqueto *et al.*, 2019; Kjeld, 2013; Lee *et al.*, 2018; Mei *et al.*, 2015; Ndanga *et al.*, 2015; etc.). Nesse contexto, vários parâmetros do processo de bio-oxidação devem ser observados de modo a otimizar a atividade metanotrófica, como temperatura, umidade do meio, etc. Independentemente do biosistema avaliado (biojanela, biorrecobrimento, biofiltro), os teores de matéria orgânica e nutrientes do sistema biótico também têm mostrado elevada relação com a eficiência de oxidação de metano presente no biogás (Abushammala *et al.*, 2014; Huber-Humer *et al.*, 2008). Fatores como aumento da porosidade do substrato (meio filtrante), retenção da umidade do meio e suprimento de macro e micronutrientes para a manutenção da biomassa metanotrófica estão diretamente relacionados ao teor de matéria orgânica do biosistema (Huber-Humer *et al.*, 2008; Humer e Lechner, 1999; Kettunen *et al.*, 2006).

Costa *et al.* (2018) avaliaram a eficiência de oxidação de metano em colunas de laboratório (biofiltros de PVC) sob duas condições: uma coluna com 60 cm de camada de solo convencional (matéria orgânica  $\approx 4.3$  g/Kg) e outra com 30 cm desse mesmo solo mais 30 cm de uma mistura de solo + composto na proporção 1:1 (matéria orgânica  $\approx 53.1$  g/Kg). Os autores concluíram que a eficiência de oxidação do metano na coluna com o composto foi superior, em função do maior teor de matéria orgânica do meio. Rose *et al.* (2012) avaliaram, em colunas de laboratório (tubos de PVC), a capacidade de oxidação de metano em solo de aterro enriquecido com composto em diferentes proporções. Os autores também observaram uma relação direta entre o teor de matéria orgânica no leito filtrante e a remoção de metano presente no biogás.

Em relação aos demais parâmetros, a literatura diverge bastante em relação àqueles que mais influenciam na eficiência de oxidação do metano. A própria faixa de valores desses parâmetros pode variar bastante no que se refere ao ambiente mais favorável à atividade metanotrófica, a depender das condições do processo e características do meio onde ocorre a bio-oxidação. No que se refere à umidade do meio filtrante, por exemplo, os trabalhos trazem diferentes faixas ótimas para a oxidação de metano, com valores que podem variar desde 11-32% (Abushammala *et al.*, 2014) até 66% (Shangari e Agamuthu, 2012).

Comparativamente a estudos de laboratório, como a grande maioria dos trabalhos reportados na literatura, em que o processo de biotratamento ocorre sob condições controladas (umidificação uniforme do leito, fluxo constante de alimentação do biogás, temperatura do leito e ambiente constantes, etc.), os biosistemas de campo apresentam, como diferenciais, um melhor diagnóstico do desempenho da população metanotrófica no que se refere às reais condições de trabalho (La *et al.*, 2018). Van Tienen *et al.* (2021) avaliaram o desempenho de dois biofiltros instalados diretamente sobre a célula do aterro sanitário municipal de Guarapuava (PR). Uma das colunas (usada como controle) foi preenchida com 60 cm do solo original do aterro (com baixo teor de matéria orgânica,  $\approx 0.8\%$ ) enquanto que a coluna avaliada foi preenchida com 45 cm do solo original do aterro mais 15 cm de uma mistura solo convencional e composto (perfazendo um total de  $\approx 6.0\%$  de matéria orgânica na porção superior da coluna). Como resultado, os autores observaram uma eficiência de até  $\approx 95\%$  na oxidação de metano no biofiltro enriquecido e de  $\approx 71\%$  de oxidação no biofiltro controle, confirmando a eficiência de substratos enriquecidos (de elevado teor de matéria orgânica) como agregado do solo na otimização da oxidação de gases de efeito estufa (Van Tienen *et al.*, 2021).

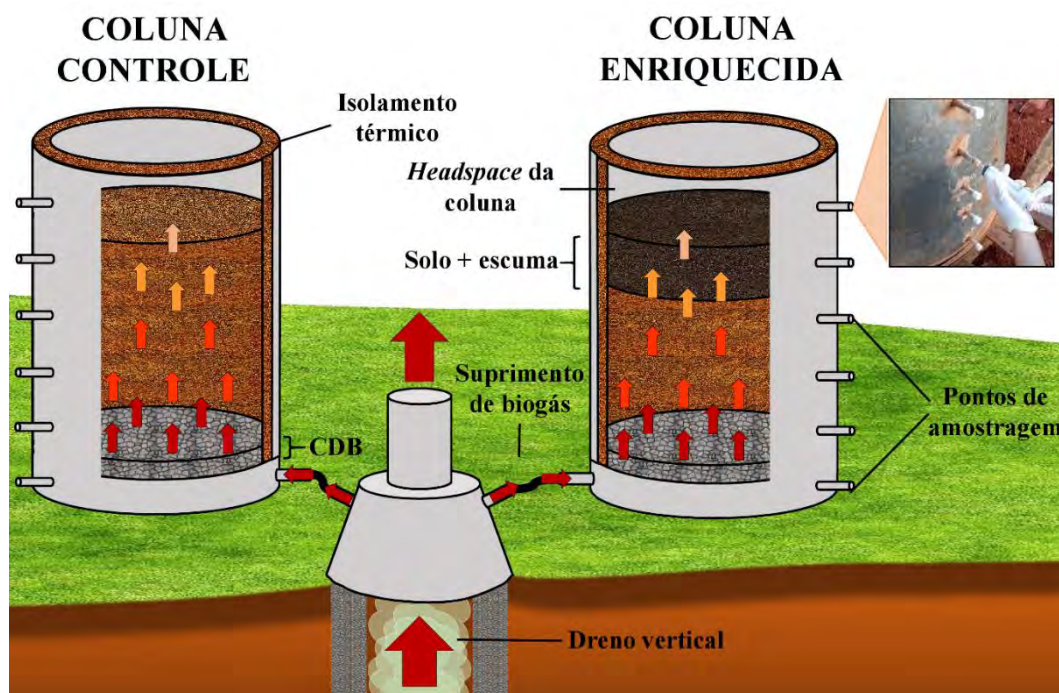
A grande maioria dos estudos empregando biosistemas na oxidação de metano é avaliada em países de clima temperado (América do Norte e Europa) e, portanto, sob condições climáticas completamente diferentes daquelas observadas em países de clima tropical, como o Brasil. Além dos fatores climáticos, cabe salientar também que a performance de sistemas bióticos como aquele aqui proposto depende ainda de fatores operacionais, incluindo características dos resíduos, parâmetros internos e externos à célula do aterro, etc., muitas vezes específicos do local de estudo.

A espuma é considerada um resíduo sólido e é comumente destinada a aterros sanitários (mas apenas para descarte). Por possuir um elevado teor de matéria orgânica, apresenta um grande potencial como complemento do solo na oxidação de metano emitido a partir da camada de cobertura na forma de emissões fugitivas. Neste cenário, o presente estudo teve como objetivo avaliar o uso de espuma de estação de tratamento de efluentes doméstico como agregado do solo de aterro sanitário na oxidação passiva de metano emitido pela camada de cobertura na forma de emissões fugitivas.

## Metodologia

### Local de estudo e aparato experimental

O experimento foi instalado sobre uma célula com tempo de cobertura final de quatro anos, no aterro sanitário municipal de Guarapuava (PR). O aparato experimental consistiu de duas colunas (biofiltros) de aço inoxidável com 1 m de altura e 60 cm de diâmetro; a lateral de ambos foi isolada termicamente com uma camada de 20 cm de solo, de modo que apenas a parte superior dos biofiltros permanecesse aberta e, portanto, sujeitas às condições ambientais. Sob os leitos filtrantes (ambos de 60 cm de altura) foi colocada uma camada de 3 cm de brita #2, de modo a melhorar a distribuição do biogás pela coluna (camada de distribuição de biogás – CDB). As duas colunas eram passivamente alimentadas com biogás proveniente de um dos drenos da célula a uma carga de  $\cong 44 \text{ g}_{\text{CH}_4} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , nas condições normais de temperatura e pressão (CNTP). Esse valor de carga era periodicamente verificado (com medidor de fluxo) e foi adotado em função dos seguintes critérios: a) valores médios de carga aplicados à camada de cobertura em aterros norte-americanos e canadenses ( $\cong 28 \text{ g}_{\text{CH}_4} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , de acordo com Capanema e Cabral, 2012); b) o aterro sob estudo não conta com um sistema de extração (por bombeamento) e aproveitamento de biogás, apenas o sistema de “flares” convencionais nos drenos verticais, o que tende aumentar a carga de biogás aplicada sob a camada de cobertura da célula escolhida. A Figura 1 apresenta os detalhes do experimento.



**Figura 1.** Aparato experimental (biofiltros) usado no biotratamento de metano. *Fonte: Os autores.*

Os dois leitos biofiltrantes, aqui denominados controle e melhorado, tinham a seguinte composição:

- *Controle*: 60 cm de solo convencional do aterro (com baixo teor de matéria orgânica,  $\approx 0.5\%$ );
- *Melhorado*: 45 cm de solo convencional do aterro mais uma camada superior (15 cm) de uma mistura de solo do aterro e espuma seca de estação de tratamento de efluentes domésticos (teor final de matéria orgânica da porção enriquecida  $\approx 4.5\%$ ). Esse leito foi usado para avaliar o desempenho do substrato enriquecido (espuma) como agregado ao solo do aterro na oxidação do metano, comparativamente ao solo convencional do aterro. Originalmente, a espuma utilizada apresentava um teor de matéria orgânica de 35%.

### Monitoramento dos biofiltros

Os dois biofiltros foram monitorados de 08 de março a 25 de agosto de 2018 (num total de 9 campanhas), de modo a relacionar o desempenho de ambos com as estações do ano (e, portanto, temperaturas ambiente e dos meios filtrantes). Vale ressaltar que os biofiltros já estavam em operação desde 2017, operando nas mesmas condições de carga. Desse modo, a população metanotrófica já estava aclimatada às condições do processo antes mesmo do início do período de monitoramento do presente estudo. Os biofiltros eram mantidos em local coberto (cobertura de lona plástica feita sobre a célula) e eram periodicamente umedecidos (em média duas vezes por mês), de modo a manter as condições de umidade mínimas para a atividade metanotrófica. Embora fosse sempre o mesmo para as duas colunas, o volume de água adicionado entre as campanhas variou em função das condições climáticas (períodos mais secos exigiam adição de mais água) e desempenho das colunas na oxidação do metano.

O teor de matéria orgânica dos dois leitos foi caracterizado de acordo com Cantarella *et al.* (2001). Além da matéria orgânica, outros parâmetros avaliados: carbono total (Walkley e Black, 1934) e nitrogênio total (Cantarella e Trivelin, 2001), determinados no início e ao final do experimento. As amostras de substrato para essas análises foram retiradas da porção superior dos leitos.

Sensores de umidade (*Decagon* ECH2O CE-5) foram instalados a 10 cm abaixo da superfície dos leitos; termômetros de mercúrio a 10 e 40 cm abaixo da superfície. Umidade e temperaturas das colunas eram verificadas no início de cada campanha. Temperaturas médias ambientes dos dias das campanhas foram obtidas junto ao Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR, 2020).

As amostras de gás eram coletadas a partir dos pontos superior (gás tratado, no “headspace” do leito) e inferior (biogás bruto) das colunas (Figura 1). Desse modo, foi possível avaliar a performance das colunas melhorada e controle no que se refere à eficiência global de oxidação de metano (Equação 1) (Fedrizzi *et al.*, 2018; Huang *et al.*, 2011):

$$Ef_{ox} = \frac{(C_{in} - C_{out})}{C_{in}} \times 100(\%)$$

**Equação (1)**onde:  $C_{in}$ : concentração de metano na entrada do biofiltro (biogás bruto), % $C_{out}$ : concentração de metano na saída do biofiltro (gás tratado), %

Para a avaliação do perfil vertical de oxidação de metano ao longo dos leitos filtrantes, as amostras foram retiradas de seis pontos de amostragem: superior (“headspace”), inferior (biogás bruto) e mais quatro pontos centrais, em contato direto com os leitos (Figura 1). Neste caso, foram determinadas as concentrações de metano e oxigênio do ponto amostrado.

As amostras do “headspace” só eram coletadas 30 minutos após a cobertura total da parte superior das colunas (até que se atingisse o estado estacionário do gás no meio). As amostras eram coletadas com uma seringa de 60 mL e imediatamente injetadas num analisador de biogás da marca *Columbus Instruments*, com sensor de infravermelho para detecção de metano (0 a 100%<sub>vol</sub>) e precisão de ±2% para metano e dióxido de carbono.

### Análise estatística

Para testar se as temperaturas dos leitos filtrantes e do ar, umidade do solo, concentração de metano no biogás bruto, carga e o enriquecimento do substrato da coluna (razão C/N) influenciaram significativamente a eficiência de oxidação de metano, os dados foram avaliados por meio de uma análise de componentes principais (ACP), em que os autovalores maiores que 1 foram considerados significativos, conforme critério de Kaiser (Johnson e Wichern, 1988). Para confirmar os resultados observados na ACP, as eficiências de oxidação entre as duas colunas (controle e melhorada) foram contrastadas pelo teste t-Student. Também foram calculadas análises de correlação de Pearson. O nível de significância para todas as análises foi de 5%. A premissa de Gaussianidade foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilks e o de homogeneidade de variâncias pelo teste de Fligner-Killeen. O resultado é expresso pelo valor “p” (um valor <0.05 indica que há diferença estatística). As análises foram feitas com o software RStudio, versão 4.0.2 (RStudio, 2020).

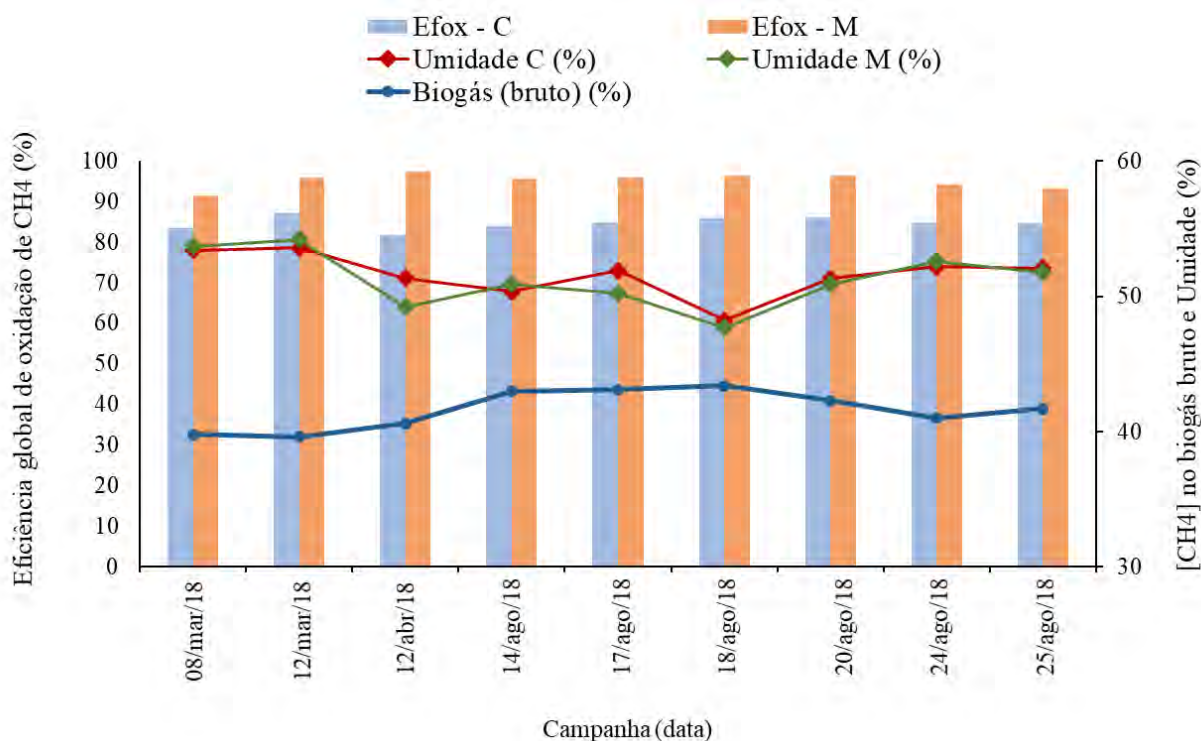
### **Resultados e discussão**

A Figura 2 apresenta as eficiências globais de oxidação de metano nas colunas enriquecida com a espuma (melhorada - M) e controle (C), bem como os teores de umidade dos leitos biofiltrantes e a concentração de metano no biogás bruto.

A concentração de metano no biogás, ao longo das 9 campanhas, variou de 39.6 a 43.4%. Entretanto, vê-se, pela Figura 2, que essa flutuação nas concentrações de metano não interferiu nas eficiências de oxidação deste composto, independentemente da coluna avaliada ( $r=0.15$  e



$p=0.70$ ; para coluna controle e  $r=0.37$  e  $p=0.36$  para melhorada). A aplicação de um baixo valor de carga ao sistema contribuiu para a obtenção de elevadas taxas de oxidação de metano. De fato, a eficiência do processo em muitos estudos reportados na literatura tem sido associada à aplicação de baixas cargas de metano (Capanema e Cabral, 2012).



**Figura 2.** Eficiências de oxidação de CH<sub>4</sub>, umidade dos leitos C e M e teor de CH<sub>4</sub> no biogás bruto. *Fonte: Os autores.*

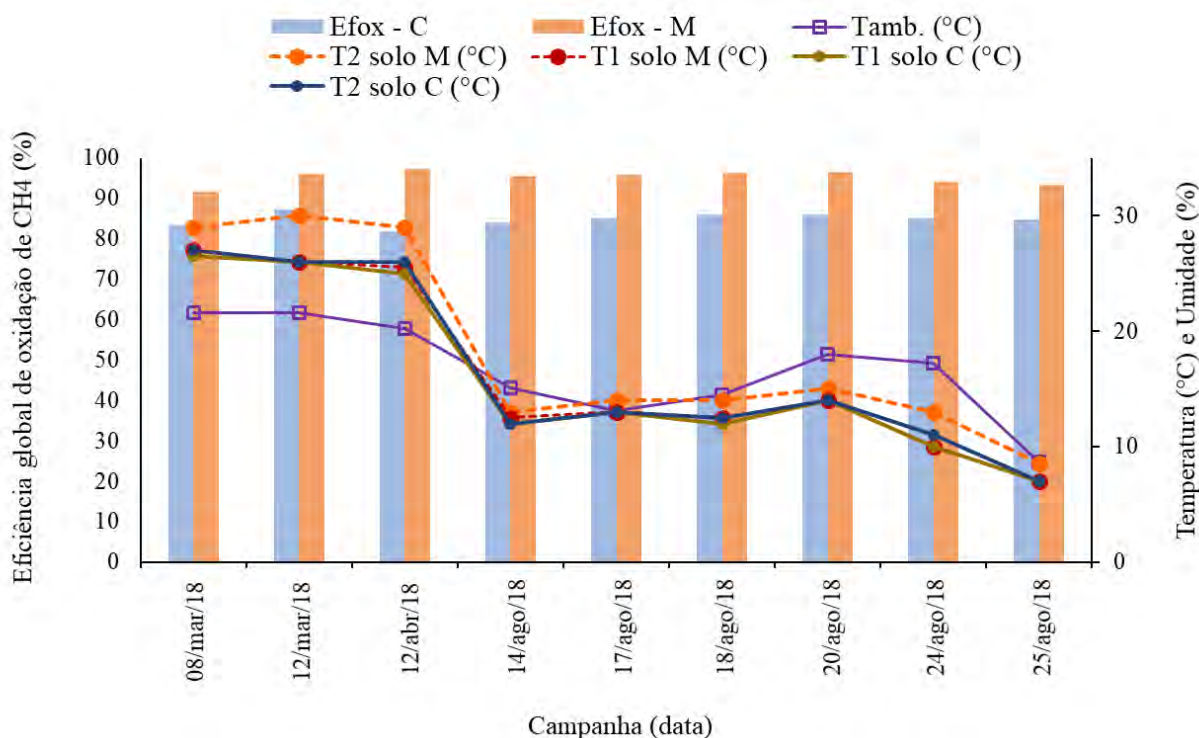
Muitos trabalhos sobre biofiltração de metano reportam a relação entre a carga de biogás aplicada ao biosistema com a eficiência de oxidação de metano (Brandt *et al.*, 2016; Ferdowsi *et al.*, 2016; Nikiema e Heitz, 2009). A maior parte desses estudos aponta uma considerável redução na eficiência de remoção de metano com o aumento da carga e/ou concentração de metano. Cargas elevadas de biogás aplicadas ao biofiltro estão associadas a altas velocidades superficiais de biogás pelo leito filtrante. Essa rápida passagem de biogás pelo leito implica diretamente em um menor tempo de residência dos componentes do biogás (como o metano) no meio e, portanto, menor transferência desses componentes da fase gasosa ao biofilme, meio onde estão imobilizados os microrganismos responsáveis pela degradação do metano (Devinny *et al.*, 1999; Brandt *et al.*, 2016; La *et al.*, 2018). A estes fatores soma-se ainda a baixa solubilidade do metano

em meio aquoso o que, por si só, exige um tempo de residência adequado (suficientemente elevado) do biogás no leito biofiltrante (Albanna e Fernandes, 2009; Gebert *et al.*, 2003). Park *et al.* (2009), por exemplo, investigaram a eficiência de remoção do CH<sub>4</sub> ao variar parâmetros como fluxo de biogás ( $\cong 31$  a  $557 \text{ g}_{\text{CH}_4} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ ) e a concentração de metano na entrada da coluna em um biofiltro em escala de laboratório operando com solo de aterro como leito filtrante. Os autores observaram que a eficiência de remoção de CH<sub>4</sub> foi de até 100% para cargas inferiores a  $278.5 \text{ g}_{\text{CH}_4} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ . Portanto, no que se refere à manutenção da eficiência de oxidação de metano, o valor reduzido de carga utilizado no presente estudo (os  $44 \text{ g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  equivalem a  $3.1 \text{ g}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$  nas condições trabalhadas) se sobrepôs às pequenas variações observadas nas concentrações de metano ao longo das campanhas.

Por ser um experimento de campo, ambos os leitos estavam constantemente sujeitos a grandes variações nos principais parâmetros do processo, como temperatura e umidade. Mesmo tentando manter um nível de umidade constante entre as campanhas, o fato de não estarem sob condições controladas de umidificação (como ocorre em colunas de laboratório) fez com que os teores de umidade dos leitos oscilassem entre  $\approx 48$  e  $54\%$  em ambas as colunas. Ainda assim, os teores de umidade apresentaram valores mínimos suficientes para manter as eficiências de oxidação de metano superiores a  $82\%$  na coluna controle e  $92\%$  na melhorada. Como já comentado anteriormente, os valores ótimos de umidade podem variar muito, de acordo com as propriedades do meio onde ocorre o biotratamento. Vê-se ainda, pela Figura 2, que não houve uma relação direta entre os teores de umidade do meio e a eficiência de oxidação de metano, independentemente do biofiltro avaliado ( $r=0.02$  e  $p=0.96$  para a controle e  $r=0.20$  e  $p=0.60$  para a melhorada).

A Figura 3 apresenta as eficiências globais de oxidação de metano nas colunas enriquecida com a espuma (M) e controle (C), e sua relação com as temperaturas ambiente e dos leitos filtrantes. Durante o período de monitoramento, a temperatura média diária mínima registrada em Guarapuava foi de  $6.9^\circ\text{C}$  (em 10-agosto-2018); já a média diária máxima foi de  $23.8^\circ\text{C}$  (em 24-março-2018) (IDR, 2020). Essa oscilação nas temperaturas ambientes influenciou fortemente as temperaturas dos leitos filtrantes ( $r=0.87$  e  $p<0.01$  para ambas as colunas com T1 e  $r=0.86$  e  $p<0.01$  para as duas colunas com T2). Entretanto, assim como ocorreu com a umidade, essa grande variação de temperatura também não perturbou as eficiências de oxidação de metano ( $r=0.24$ ;  $p=0.54$  para controle com T1;  $r=0.25$ ;  $p=0.50$  para melhorada com T1 e  $r=-0.25$ ;  $p<0.49$  para controle com T2 e  $r=-0.26$  e  $p=0.49$  para melhorada com T2). Muitos trabalhos têm reportado uma forte dependência da eficiência de oxidação de metano com a temperatura do meio (Capanema e Cabral, 2012; Fedrizzi *et al.*, 2018; Lee *et al.*, 2018; Scheutz *et al.*, 2009). A população metanotrófica, de características mesofílicas, preferem ambientes com temperaturas na faixa de  $20$  a  $37^\circ\text{C}$  (Humer e Lechner, 1999),  $25$  a  $35^\circ\text{C}$  (Park *et al.*, 2009; Scheutz *et al.*, 2009) ou  $\approx 30^\circ\text{C}$  (Spokas e Bogner, 2011). Em geral, um aumento na temperatura do meio implica

diretamente no aumento na eficiência de oxidação de metano; da mesma forma, a redução da temperatura do sistema pode reduzir consideravelmente a atividade metanotrófica. Esse comportamento, entretanto, não pode ser encarado como padrão, uma vez que características (físico-químicas) importantes do meio e do processo, como teor de matéria orgânica e nutrientes do material usado como suporte (leito) e a própria vazão de metano pelo biossistema, podem se sobrepor a outros parâmetros atrelados ao ambiente no que se refere à oxidação de metano (Van Tienen *et al.*, 2021).



T1 e T2: Temperaturas a 40 e 10 cm da superfície dos leitos, respectivamente.

**Figura 3.** Eficiências de oxidação de CH<sub>4</sub>, temperaturas ambiente e dos leitos C e M. *Fonte: Os autores*

Trabalhos anteriores (dados ainda não publicados) utilizando as mesmas colunas, os mesmos leitos, com biogás proveniente do mesmo dreno, e sob condições operacionais bastante similares àquelas aqui apresentadas demonstraram a mesma independência da oxidação do metano em relação às temperaturas. Gebert *et al.* (2003) explicam que, de fato, a população metanotrófica presente no biossistema pode se adaptar a variações de temperatura podendo, inclusive, alterar a faixa ótima (de temperatura) de operação das metanotróficas de acordo com as novas características do meio, garantindo a eficiência de oxidação do metano. Aqui, vê-se que a faixa

de temperatura de operação dos biofiltros foi bastante ampla (de  $\approx 10$  a  $30^{\circ}\text{C}$ ) entre as diferentes estações do ano; ainda assim, não foi observada uma relação direta entre as temperaturas (ambiente e substratos) e as eficiências de oxidação de metano ( $r=-0.10$ ;  $p=0.81$  para controle;  $r=0.07$ ;  $p=0.86$  para melhorada), independentemente do biofiltro avaliado.

A Tabela 1 apresenta as relações C/N de ambos os leitos. Substratos com elevados níveis de matéria orgânica constituem-se uma importante fonte de carbono e nutrientes para o crescimento e metabolismo das metanotróficas (Albanna e Fernandes, 2009; Humer e Lechner, 1999; Nikiema e Heitz, 2009) e estão diretamente relacionados a elevadas taxas de oxidação de metano (Abushammala *et al.*, 2014; Czepiel *et al.*, 1995; Huber-Humer *et al.*, 2008). No que se refere à relação C/N, a literatura tem reportado que razões C/N menores estão associados a maiores eficiências de oxidação de metano (La *et al.*, 2018; Sadasivam, e Reddy, 2014). A Tabela 1 mostra que, além do maior teor de carbono associado ao acréscimo da espuma (inicialmente com 35% de matéria orgânica), as razões C/N do biofiltro enriquecido apontam, ainda, uma maior disponibilidade de macronutrientes (N) no meio, do início ao fim do período de monitoramento. Vê-se, ainda, que a redução de N no biofiltro controle foi bem superior àquela observada no melhorado, evidenciando uma maior demanda de nutrientes por parte da população metanotrófica acrescida na porção enriquecida deste biofiltro (M). Essa maior atividade microbiológica corroborou, de fato, para a maior eficiência de oxidação do metano no biofiltro melhorado ( $t=-12.90$ ;  $p<0.01$ ), o que pode ser observado claramente nas Figuras 2, 3 e 4. Esta última apresenta os perfis verticais de oxidação de metano nas duas colunas avaliadas, bem como as concentrações de metano e oxigênio disponível no meio ao longo dos leitos biofiltrantes.

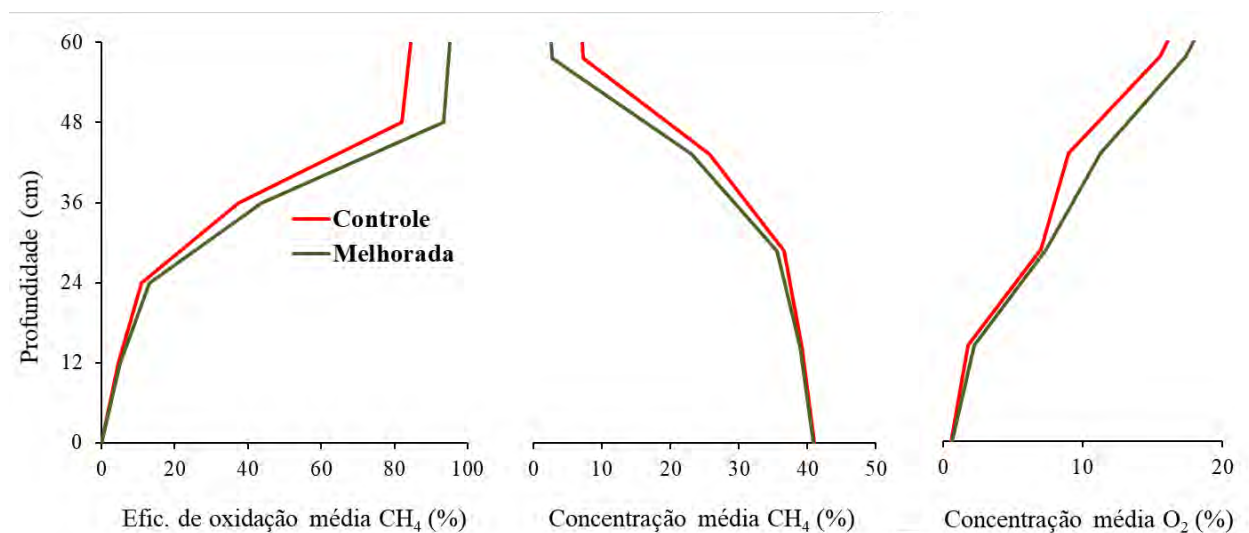
**Tabela 1.** Caracterização dos leitos no início e ao final do período de monitoramento.

Parâmetro	Biofiltro			
	Controle		Melhorado <sup>(1)</sup>	
	Inicial	Final	Inicial	Final
C/N	14.4	19.7	9.4	10.6

(1) Essa composição refere-se apenas aos 15 cm superiores do leito melhorado (camada enriquecida do biofiltro)

A Figura 4 revela que a zona de oxidação do metano foi mais intensa no biofiltro melhorado já a partir do primeiro ponto de amostragem em contato com o leito (de baixo pra cima). Embora apenas a porção superior do biofiltro melhorado tenha recebido a espuma, a umidificação do leito (sempre a partir da sua superfície) durante o período de monitoramento também agiu como agente carreador, tanto das metanotróficas quanto da matéria orgânica e nutrientes, ao longo do

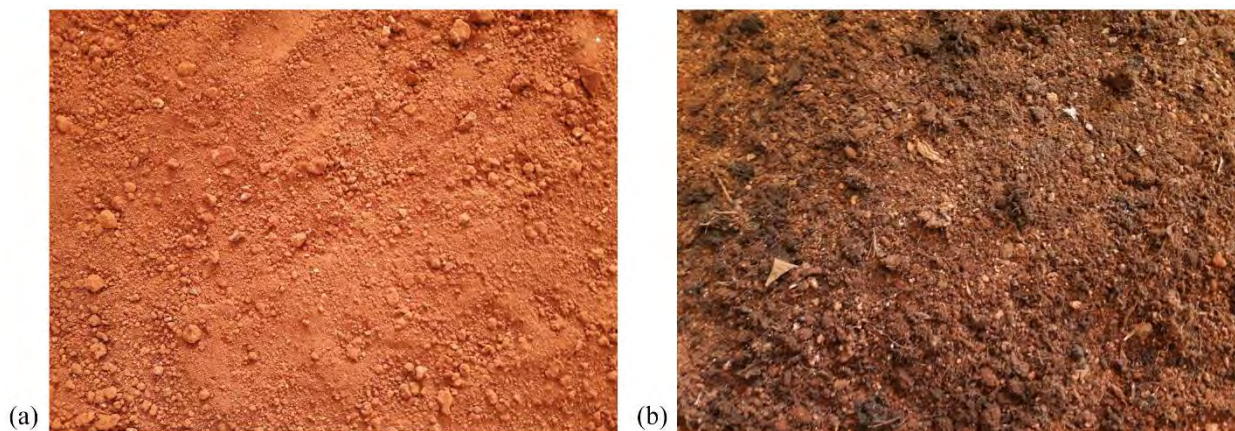
leito. Este fato, no caso do leito enriquecido, contribuiu para uma eficiência de oxidação de metano maior ao longo do leito, e não apenas nos primeiros 15 cm (inicialmente com maior teor de matéria orgânica).



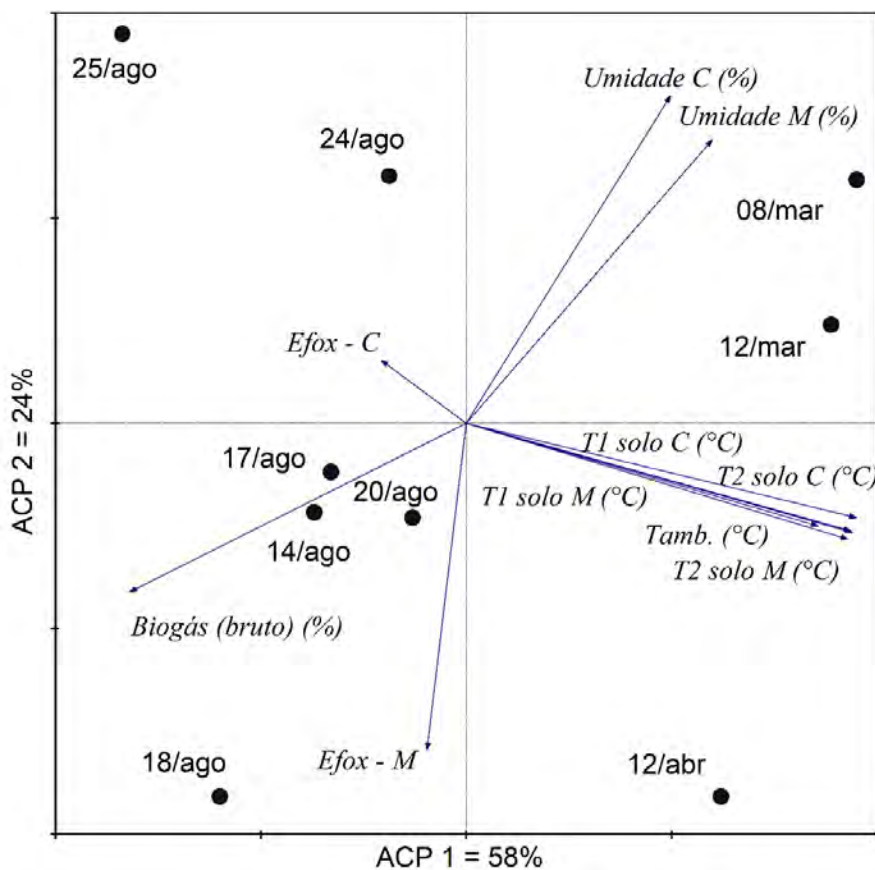
**Figura 4.** Perfis verticais de oxidação de CH<sub>4</sub> e concentração de CH<sub>4</sub> e O<sub>2</sub> nos biofiltros. *Fonte: Os autores.*

No que se refere à porosidade dos meios biofiltrantes, a literatura reporta que a presença de materiais mais grosseiros no leito (como a espuma – Figura 5) está relacionada à maior porosidade do meio e, portanto, maior capacidade de oxidação do metano (Abushammala *et al.*, 2014; Huber-Humer *et al.*, 2008). A maior porosidade do substrato favorece a distribuição e a troca gasosa (de O<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>) em profundidades maiores do leito (Huber-Humer *et al.*, 2008; Kjeld, 2013; La *et al.*, 2018). Assim, mesmo não tendo sido avaliada no contexto deste trabalho, é muito provável que a maior porosidade (pelo menos da porção superior do leito enriquecido) também favoreceu uma maior oxidação do biofiltro melhorado. De fato, o perfil de concentração de O<sub>2</sub> ao longo do leito (Figura 4) acompanhou o perfil de eficiência de oxidação de metano, ratificando a importância da textura do substrato como coadjuvante do processo de oxidação.

Por meio da análise de componentes principais (Figura 6), foi possível observar a ausência de correlações significativas entre as colunas controle e melhorada com qualquer variável amostrada (concentração de metano no biogás bruto, umidades dos solos e temperaturas dos solos e ambiente). Também é possível observar que as temperaturas de ambas as colunas, assim como as umidades, apresentaram correlações entre si, uma vez que tais vetores estão muito próximos no gráfico de ordenação.



**Figura 5.** Aspecto dos substratos (superfície dos leitos): a) biofiltro controle; b) biofiltro melhorado. Fonte: Os autores



**Figura 6.** Análise de componentes principais do biogás nos dois biofilros (controle e melhorado).

O vetor que representa a eficiência de oxidação de metano na coluna melhorada (Efox-M) ocupou o quadrante inferior do gráfico de ordenação, enquanto o vetor que representa a eficiência de oxidação de metano na coluna controle (Efox-C), ocupou o quadrante superior, o que demonstra eficiências de oxidação distintas entre as colunas. Assim, os resultados da ACP corroboram a hipótese de que as eficiências de oxidação são distintas devido aos nutrientes e à microbiota das colunas estudadas.

### Conclusão

Este estudo avaliou o desempenho de um biofiltro com solo convencional de camada de cobertura de aterro sanitário enriquecido com espuma de estação de tratamento de efluentes domésticos (com elevado teor de matéria orgânica). Todo o experimento foi realizado no próprio aterro e, portanto, sujeito a variações nos principais parâmetros do processo, como temperatura, umidade e concentração de metano no biogás. A eficiência média de oxidação de metano verificada no biofiltro melhorado (com espuma) ao longo das nove campanhas de monitoramento foi de 95.2%, comparativamente ao biofiltro controle (84.7%, contendo apenas o solo original do aterro), confirmando a biofiltração como um biosistema eficaz na mitigação de gases de efeito estufa emitidos a partir da camada de cobertura de aterros sanitários.

No que se refere aos parâmetros monitorados do processo, o maior teor de matéria orgânica (e nutrientes) presentes na porção superior do biofiltro melhorado demonstrou estreita relação com o desempenho desse biosistema, ratificando a influência da matéria orgânica e razão C/N na eficiência de oxidação do metano. Por outro lado, pelo menos para as condições avaliadas do experimento, não se observou relação entre o desempenho dos biofiltros com a concentração do metano no biogás, bem como a umidade e temperaturas dos leitos filtrantes.

Mesmo sendo uma ferramenta viável e de baixo custo na gestão de gases de efeito estufa em aterros sanitários (uma vez que pode se valer do uso dos mais variados substratos orgânicos como agregado do solo), a aplicação de sistemas bióticos em aterros brasileiros voltados à mitigação de GEE ainda é bastante incipiente. No contexto da nova Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que pressupõe a total substituição de vazadouros a céu aberto por aterros sanitários, a expectativa é de que a demanda por pesquisas e projetos que contemplem a implementação de biosistemas *in loco* voltados especificamente ao controle de GEE seja cada vez mais frequente.

### Agradecimentos

*Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior” (CAPES, no âmbito do Programa Ciência Sem Fronteiras – CsF, Processo #88881.030497/2013-01) e à Fundação Araucária do Paraná (no âmbito da Chamada Pública 09/2016) pelo suporte financeiro concedido ao projeto.*

## Referências

- Abushammala, M.F.M., Basri, N.E.A., Irwan, D., Younes, M.K. (2014) Methane oxidation in landfill cover soils: a review. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, **08**(01), 1-14. <https://doi.org/10.5572/ajae.2014.8.1.001>
- Albanna, M., Fernandes, L. (2009) Effects of temperature, moisture content, and fertilizer addition on biological methane oxidation in landfill cover soils. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management*, **13**(03), 187-195. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-025X\(2009\)13:3\(187\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-025X(2009)13:3(187))
- Brandt, E.M.F., Duarte, F.V., Vieira, J.P.R., Melo, V.M., Souza, C.L., Araújo, J.C., Chernicharo, C.A.L. (2016) The use of novel packing material for improving methane oxidation in biofilters. *Journal of Environmental Management*, **182**(01), 412-420. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.075>
- Brasil. Presidência da República – Casa Civil (2010) *Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências*. Brasília, DF. Acesso em 06 de fevereiro 2021, 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)
- Cabral, A.R, Moreira, J.F.V., Jugnia, L.-B. (2010) Biocover performance of landfill methane oxidation: experimental results. *Journal of Environmental Engineering*, **136**(08), 785-793. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000182](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000182)
- Cantarella, H., Quaggio, J.A., Raji, B.V. (2001) Determinação de matéria orgânica. In Raji B.V., Andrade, J.C., Cantarella, H., Quaggio, J.A. (Eds.) *Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais*, Instituto Agrônomo, Campinas (SP, Brasil), 173-180.
- Cantarella, H., Trivelin, P.C.O. (2001) Determinação de nitrogênio total em solo. In Raji B.V., Andrade J.C., Cantarella, H., Quaggio, J.A. (Eds.) *Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais*, Instituto Agrônomo, Campinas (SP, Brasil), 262-269.
- Capanema, M.A., Cabral, A.R. (2012) Evaluating methane oxidation efficiencies in experimental landfill biocovers by mass balance and carbon stable isotopes. *Water, Air, & Soil Pollution*, **223**(09), 5623-5635. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1302-6>
- Costa, M.D., Mariano, M.O.H., Araújo, L.B., Jucá, J.F.T. (2018) Estudos laboratoriais para avaliação do desempenho de camadas de cobertura de aterros sanitários em relação à redução de emissões de gases e infiltrações. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(01), 77-90. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018160393>
- Czepiel, P.M., Crill, P.M., Harriss, R.C. (1995) Environmental factors influencing the variability of methane oxidation in temperate zone soils. *Journal of Geophysical Research*, **100**(D5), 9359-9364. <https://doi.org/10.1029/95JD00542>
- Devinsky, J.S., Deshusses, M.A., Webster, T.S. (1999) *Biofiltration for Air Pollution Control*. CRC Lewis Publishers, Boca Raton (USA), 299pp.
- Duan, Z., Kjeldsen, P., Scheutz, C. (2022) Efficiency of gas collection systems at Danish landfills and implications for regulations. *Waste Management*, **139**(15), 269-278. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.12.023>
- Fedrizzi, F., Cabana, H., Ndanga, É.M., Cabral, A.R. (2018) Biofiltration of methane from cow barns: Effects of climatic conditions and packing bed media acclimatization. *Waste Management*, **78**(08), 669-676. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.038>
- Ferdowsi, M., Veillette, M., Ramirez, A.A., Jones, J.P., Heitz, M. (2016) Performance evaluation of a methane biofilter under steady state, transient state and starvation conditions. *Water, Air & Soil Pollution*, **227**(168), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2838-7>
- Franqueto, R., Cabral, A.R., Capanema, M.A., Schirmer, W.N. (2019) Fugitive methane emissions from two experimental biocovers constructed with tropical residual soils: field study using a large flux chamber. *Detritus*, **07**, 119-127. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2019.13844>
- Gebert, J., Groengroeft, A., Miehllich, G. (2003) Kinetics of microbial landfill methane oxidation in biofilters. *Waste Management*, **23**(07), 609-619. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00105-3](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00105-3)



- Huang, Q., Zhang, Q., Cicek, N., Mann, D. (2011) Biofilter: A promising tool for mitigating methane emission from manure storage. *Journal of Arid Land*, **03**(01), 61-70. <https://doi.org/10.3724/SP.J.1227.2011.00061>
- Huber-Humer, M., Gebert, J., Hilger, H. (2008) Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. *Waste Management & Research*, **26**(01), 33-46. <https://doi.org/10.1177/0734242X07087977>
- Huber-Humer, M., Röder, S., Lechner, P. (2009) Approaches to assess biocover performance on landfills. *Waste Management*, **29**(07), 2092-2104. 10.1016/j.wasman.2009.02.001
- Humer, M., Lechner, P. (1999) Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfills. *Waste Management & Research*, **17**(06), 443-452. <https://doi.org/10.1177/0734242X9901700607>
- Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR) (2020) *Solicitação de dados meteorológicos* – UNICENTRO [mensagem pessoal]. Recebido por <sam@idr.pr.gov.br> em 10 de junho 2020.
- Johnson, R.A., Wichern, D.W. (1988) *Applied multivariate analysis*. 2nd ed. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 607 pp.
- 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*. Urban Development; Washington, DC: World Bank. 272p. Acesso em 17 de fevereiro 2022, disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>
- Kettunen, R.H., Einola, J.-K.M., Rintala, J.A. (2006) Landfill methane oxidation in engineered soil columns at low temperature. *Water, Air, and Soil Pollution*, **177**(01), 313-334. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9176-0>
- Kjeld, A. (2013) *Microbial methane oxidation at the Fífholt landfill in Iceland*. Tese (Mestrado em Engenharia Ambiental), Faculty of Civil and Environmental Engineering, University of Iceland, Reykjavik, Iceland, 87pp.
- La, H., Hettiaratchi, J.P.A., Achari, G., Dunfield, P.F. (2018) Biofiltration of methane. *Bioresource Technology*, **268**(11), 759-772. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.043>
- Lee, Y.-Y., Jung, H., Ryu, H.-W., Oh, K.-C., Jeon, J.-M., Cho, K.-S. (2018) Seasonal characteristics of odor and methane mitigation and the bacterial community dynamics in an on-site biocover at a sanitary landfill. *Waste Management*, **71**(01), 277-286. 10.1016/j.wasman.2017.10.037
- Mei, C., Yazdani, R., Han, B., Mostafid, M.E., Chanton, J., VanderGheynst, J., Imhoff, P. (2015) Performance of green waste biocovers for enhancing methane oxidation. *Waste Management*, **39**(05), 205-215. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.042>
- Ndanga, E.M., Bradley, R.L., Cabral, A.R. (2015) Does vegetation affect the methane oxidation efficiency of passive biosystems? *Waste Management*, **38**(04), 240-249. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.031>
- Nikiema, J., Heitz, M. (2009) The influence of the gas flow rate during methane biofiltration on an inorganic packing material. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, **87**(01), 136-142. <https://doi.org/10.1002/cjce.20131>
- Olague, E.P. (2021) The potential ozone impacts of landfills. *Atmosphere*, **12**, 877. [10.3390/atmos12070877](https://doi.org/10.3390/atmos12070877)
- Park, S., Lee, C.-H., Ryu, C.-R., Sung, K. (2009) Biofiltration for reducing methane emissions from modern sanitary landfills at the low methane generation stage. *Water, Air & Soil Pollution*, **196**, 19-27. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9754-4>
- Rose, J.L., Mahler, C.F., Izzo, R.L.S. (2012) Comparison of the methane oxidation rate in four media. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, **36**(03), 803-812. 10.15 <https://doi.org/90/S0100-06832012000300011>
- RStudio Team (2020). RStudio. Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>
- Sadasivam, B.Y., Reddy, K.R. (2014) Landfill methane oxidation in soil and bio-based cover systems: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, **13**(01), 79-107. <https://doi.org/10.1007/s11157-013-9325-z>
- Scheutz, C., Kjeldsen, P., Bogner, J.E., De Visscher, A., Gebert, J., Hilger, H.A., Huber-Humer, M., Spokas, K. (2009) microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Management & Research*, **27**(05), 409-455. <https://doi.org/10.1177/0734242X09339325>
- Shangari, G.S., Agamuthu, P. (2012) Enhancing methane oxidation in landfill cover using brewery spent grain as Biocover. *Malaysian Journal of Science*, **31**(02), 91-97. <https://doi.org/10.22452/mjs.vol31no2.8>
- Spokas, K.A., Bogner, J.E. (2011) Limits and dynamics of methane oxidation in landfill cover soils. *Waste Management*, **31**(05), 823-832. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.12.018>



- United States Environmental Protection Agency – USEPA (2011) *Available and emerging technologies for reducing greenhouse gas emissions from municipal solid waste landfills*. 28 p. Acceso em 14 de fevereiro 2021, disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/landfills.pdf>
- Van Tienen, Y.M.S., de Lima, G.M., Mazur, D.L., Martins, K.G., Stroparo, E.C., Schirmer, W.N. (2021) Methane oxidation biosystem in landfill fugitive emissions using conventional cover soil and compost as alternative substrate - a field study. *Clean Technologies and Environmental Policy*, **23**, 2627-2637 <https://doi.org/10.1007/s10098-021-02179-9>
- Walkley A., Black, I.A. (1934) An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, **37**(01), 29-38. <https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>



# REVISTA AIDIS

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

## ADAPTAÇÃO DO INDICADOR DE SALUBRIDADE AMBIENTAL (ISA): ESTUDO DE CASO NO POVOADO BOM JARDIM, ITABAIANA – SE

Jordan de Melo França<sup>1</sup>  
\* Taísa Andrade Barbosa<sup>1</sup>  
Luciana Coelho Mendonça<sup>1</sup>

### ADAPTATION OF THE INDICATOR OF ENVIRONMENTAL HEALTH (ISA): A CASE STUDY IN POVOADO BOM JARDIM, ITABAIANA – SE

Recibido el 15 de octubre de 2021. Aceptado el 8 de febrero de 2022

#### Abstract

*Environmental health is a citizen right and must be ensured by public policy. This work aim to adapt the original model of the Environmental Salubrity Indicator (ISA) and to apply in a rural community called Bom Jardim, in Itabaiana/SE, Brazil. The proposed model (ISA/BJ) contains eight sub-indicators that take into account characteristics of the study's area, and data were collected though the application of questionnaire. The community status was of "Average Health", with a final score of 66.97 points. The main weaknesses found were in relation to aspects of basic sanitation, such as water supply, sewer systems, irregular final disposal of solid waste and lack of vector control, besides deficient level of education. In contrast, it was identified a great level of solids waste collection, acceptable public space, admissible housing conditions for majority and population apparently satisfied with their residences. Thus, it was considered that investments in the region should be prioritized to improve basic sanitation conditions, considering the direct impact of these aspects on environmental health conditions and low values encountered.*

**Keywords:** basic sanitation, rural development, sub-indicators.

---

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe. Av. Marechal Rondon, s/n – Jardim Rosa Elze, São Cristóvão, Sergipe. CEP: 49.000-100. Brasil. Email: [taisacivil@gmail.com](mailto:taisacivil@gmail.com)

## Resumo

A salubridade ambiental é um direito de todo cidadão e deve ser garantida pelo poder público. Este trabalho teve como objetivo adaptar o modelo original de Indicador de Salubridade Ambiental e aplicá-lo na comunidade rural Povoado Bom Jardim, em Itabaiana/SE, Brasil. O modelo proposto (ISA/BJ) contém oito sub-indicadores que atendem às características da área de estudo e os resultados foram obtidos por meio da aplicação de questionários. A comunidade foi classificada como de “Média Salubridade”, atingindo pontuação final de 66.97 pontos. As principais fragilidades encontradas foram com relação aos aspectos do saneamento básico, como abastecimento de água, medidas de esgotamento sanitário, disposição final irregular dos resíduos sólidos e baixo controle de vetores, além de baixo nível de escolaridade da população. Em contrapartida, a área de estudo apresentou bom gerenciamento de coleta de resíduos sólidos, espaço público aceitável, condições admissíveis de moradia em sua grande maioria e população aparentemente satisfeita com suas residências. Dessa forma, considera-se que os investimentos na região devem ser priorizados para melhoria das condições de saneamento básico, tendo em vista o impacto direto desses aspectos nas condições de salubridade ambiental e baixos valores encontrados.

**Palavras-chave:** desenvolvimento rural, saneamento básico, sub-indicadores.

## Introdução

A salubridade ambiental pode ser definida como a condição de um local onde a população que ali reside é capaz de viver de forma plena e saudável. Uma forma de promover salubridade em um ambiente habitado, rural ou urbano, é através das infraestruturas de saneamento básico - abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, drenagem urbana e manejo de resíduos sólidos, e de fatores como condições de moradia, espaço público, renda familiar e a capacidade de prevenir, minimizar ou até mesmo impedir a ocorrência de epidemias (Funasa, 2015).

Segundo Rocha *et al.* (2019), a utilização de instrumentos como o uso de indicadores ambientais é uma ferramenta importante para a aferição da salubridade ambiental e, conseqüentemente, para o estabelecimento de medidas públicas efetivas. Para Daltro Filho e Sales (2005), as ações de saneamento devem ser iniciadas no domicílio, pois a falta de salubridade nas residências aumenta a ocorrência de doenças, e estas não apenas ocorrem nas periferias dos centros urbanos como também na zona rural que, muitas vezes, não são atendidas com serviços de saneamento.

Os indicadores de meio ambiente são muito específicos e devem ser escolhidos de forma apropriada para que representem fielmente o que se deseja quantificar e qualificar, não podendo ser aplicado em outros estudos diferentes ao que foi designado (Bakkes *et al.*, 1994). Desta forma, a Câmara Técnica de Planejamento do Conselho Estadual de Saneamento do Estado de São Paulo (CONESAN) criou, em 1999, o ISA – Indicador de Salubridade Ambiental – de forma que o modelo abarcasse os serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, resíduos sólidos, controle de vetores, recursos hídricos e socioeconômicos (Costa, 2010).

Cunha (2012) aponta que o ISA foi desenvolvido de modo que pudesse ser adaptado às diferentes realidades do objeto de estudo e diversos autores já propuseram modelos para validação que representassem a área de estudo desejada, a saber: ISA/PAR para Programas de Arrendamento Residencial (Buckley e Daltro filho, 2012); ISA/OE para Áreas de Ocupação Espontânea (Dias *et al.*, 2004); ISA/F para Favelas (Almeida e Abiko, 2000); ISA/CG para o município de Campina Grande/PR (Rocha *et al.*, 2019), dentre outros.

Nesse contexto, essa pesquisa teve como propósito adaptar o Indicador de Salubridade Ambiental criado inicialmente pelo CONESAN para atender as particularidades do povoado Bom Jardim, no município de Itabaiana (Sergipe/Brasil), criando, assim, o Indicador de Salubridade Ambiental de Bom Jardim (ISA/BJ). Busca-se, portanto, averiguar as condições de salubridade dessa comunidade rural e identificar os pontos mais vulneráveis, de modo a servir de subsídio para o desenvolvimento de políticas públicas em áreas rurais do país.

## Metodologia

### Área de estudo

A área de estudo escolhida foi o Povoado Bom Jardim. É uma área tipicamente rural inserida em Itabaiana – SE (Figura 1). O povoado se estende nos limites do Parque Nacional Serra de Itabaiana e possui traços de agricultura e pecuária, tanto para comércio quanto para subsistência e, segundo a Associação de Moradores do Povoado Bom Jardim, contém 380 habitações.



**Figura 1.** Localização do povoado Bom Jardim em relação ao município de Itabaiana-SE, estado de Sergipe e Brasil.

Devido à dificuldade de obtenção de informações cadastrais, foi elaborado um questionário para ser aplicado com os moradores da região, contendo informações de importância para caracterização e avaliação da habitação, condições de saneamento básico e entorno. A

amostragem da pesquisa foi do tipo probabilística aleatória estratificada. Utilizando-se imagem de satélite, foram determinadas subáreas na região tendo como base a detecção de aglomeração das casas, de modo a se ter uma amostragem espacialmente distribuída. Considerou-se a Equação 1 utilizada por Buckley e Daltro Filho (2012), Santos (2016) e Albuquerque e Daltro Filho (2015) para obtenção do número representativo de casas. O valor encontrado foi de 77 casas.

$$n \geq \frac{z^2 \cdot p \cdot q \cdot N}{Er^2 \cdot (N-1) + z^2 \cdot p \cdot q} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:  $n$ : tamanho da amostra;  $z$ : área da curva normal para o nível de confiança adotado em 95% (igual a 1,96);  $p$ : é o nível de ocorrência da principal característica observada (adotada em 0.50);  $q$ : é o nível de não ocorrência da característica pesquisada por  $p$  (adotada em 0.50);  $N$ : é o número total da população;  $Er$ : é o erro amostral, adotado como 10%.

### Composição do ISA/BJ

O ISA/CONESAN compreende seis sub-indicadores que informam quali-quantitativamente as características de saneamento ambiental. A partir da revisão da literatura e com base em autores como Batista e Silva (2006), Buckley e Daltro Filho (2012), Dias *et al.* (2004), Almeida e Abiko (2000), Santos (2016) e Rocha *et al.* (2019), foi proposta a formulação do Indicador de Salubridade Ambiental para a Comunidade Rural de Bom Jardim - ISA/BJ (Equação 2). Assim como em outros estudos, os maiores pesos adotados foram para abastecimento de água e esgoto sanitário tendo em vista os impactos imediatos desses fatores na salubridade ambiental. Também se procurou valorizar o peso para resíduos sólidos e controle de vetores por terem interferência direta. Os demais indicadores obtiveram menores pesos por serem considerados como informações complementares e de interferência indireta para a salubridade ambiental.

$$ISA/BJ = 0,20 I_{AA} + 0,20 I_{ES} + 0,15 I_{RS} + 0,15 I_{CV} + 0,10 I_{EP} + 0,10 I_{CM} + 0,05 I_{SM} + 0,05 I_{SC} \quad \text{Equação (2)}$$

Onde:  $I_{AA}$ : Sub-indicador de Abastecimento de Água;  $I_{ES}$ : Sub-indicador de Esgoto Sanitário;  $I_{RS}$ : Sub-indicador de Resíduos Sólidos;  $I_{CV}$ : Sub-indicador de Controle de Vetores;  $I_{EP}$ : Sub-indicador de Espaço Público;  $I_{CM}$ : Sub-indicador de Condições de Moradia;  $I_{SM}$ : Sub-indicador de Satisfação com a Moradia;  $I_{SC}$ : Sub-indicador Socioeconômico e Cultural.

Em relação ao ISA/CONESAN foram mantidos  $I_{AA}$ ,  $I_{ES}$ ,  $I_{RS}$  e  $I_{CV}$  por estes serem considerados como os mais diretamente relacionados com o saneamento básico. O  $I_{EP}$  foi retirado do ISA/PAR (Buckley e Daltro Filho, 2012), porém não em sua forma integral, e o  $I_{CM}$  foi primeiramente usado no ISA/OE (DIAS *et al.*, 2004). Com relação ao  $I_{CM}$  do ISA/OE, não foram consideradas as componentes “condicionamento da água no domicílio” e “qualidade da água no domicílio” porque esses aspectos já foram considerados com outra nomenclatura no  $I_{AA}$ .

No  $I_{SM}$  foi utilizada a ideia da componente “percepção individual” do ISA/PAR, alterando-se a nomenclatura para “condições de vida”, pois não se objetivou neste estudo restringir a percepção

do entrevistado quanto às melhoras apenas dos demais sub-indicadores, mas também da intervenção e preocupação do poder público quanto a esses aspectos. Já o sub-indicador “Socio-Econômico” foi alterado para  $I_{SC}$  por envolver mais variáveis do que as consideradas no modelo original, como “renda mensal familiar”, “escolaridade do cabeça da família da habitação” e “tempo de residência na habitação” (Dias *et al.*, 2004).

### Cálculo do ISA/BJ

Cada componente (fator) dos sub-indicadores propostos no ISA/BJ avaliou uma ou mais variáveis que puderam ser obtidas com informações fornecidas pelos próprios moradores de Bom Jardim. A pontuação de cada sub-indicador, como também suas componentes e variáveis, variou de 0 a 100 pontos, de modo que a pontuação final do ISA/BJ fosse um número igual ou compreendido entre os dois valores. Após a obtenção do resultado, a área de estudo pode ser classificada com base nos limites expostos na Tabela 1, que teve como referencial mais influente os estudos de Dias (2003), Buckley (2010) e o próprio ISA/CONESAN.

**Tabela 1.** Faixas de salubridade ambiental consideradas em função da pontuação do ISA/BJ.

Situação de Salubridade	Pontuação do ISA/BJ
Insalubre	0,00 – 30.00
Baixa Salubridade	30.01 – 50.00
Média Salubridade	50.01 – 80.00
Salubre	80.01 – 100.00

### **Resultados e discussões**

A partir da Tabela 2 observa-se a composição para pontuação dos sub-indicadores relacionados ao saneamento básico. A situação de abastecimento de água foi uma das que se mostrou mais problemática,  $I_{AA} = 56.30$  pontos. Verificou-se que não existe rede pública de abastecimento e a grande maioria das residências utilizava água proveniente de uma nascente que se origina na Serra de Itabaiana, sendo o abastecimento inconstante. Esses resultados mostram que o povoado está fragilizado nesse quesito em comparação com a cobertura do estado. Segundo o painel do Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento, referente ao ano de 2019 (SNIS, 2020), o estado de Sergipe possui um índice de atendimento com rede de água de 86%, considerando a população como um todo, e de 94.8% quando se considera a população urbana. Além disso, apesar de boa parte dos entrevistados afirmarem não se incomodar com a qualidade da água que ingerem, nenhuma das situações ideais (filtrada ou mineral) foi encontrada, o que pode ser um risco à população, já que a água adquirida é de procedência duvidosa e a aprovação de características exclusivamente organolépticas (cor, odor, sabor) não garante à sua potabilidade (Brasil, 2005).

**Tabela 2.** Componentes, variáveis e ponderações consideradas para os sub-indicadores  $I_{AA}$ ,  $I_{ES}$ ,  $I_{RS}$  e  $I_{CV}$ .

$I_{AA} = 0.15QA + 0.30FA + 0.30AB + 0.25RI$		$I_{ES} = 0.50DS + 0.50AS$		$I_{RS} = 0.45AD + 0.55RC$		$I_{CV} = 0.20OE + 0.20OI + 0.20OL + 0.20OT + 0.20ID$	
Fator	Variável/ peso	Fator	Variável/ peso	Fator	Variável/ peso	Fator	Variável/ peso
Qualidade da Água (QA)	Aspecto da água captada/ 1.00	Destino dos Desejos Sanitários (DS)	Destinação/ 0.50	Acondicionamento Doméstico (AD)	Presença de lixeira/ 1.00	Ocorrência de vetores de dengue (OE)	Existência de mosquito/ 1.00
Frequência de Abastecimento (FA)	Ocorrência de falta de água/ 1.00		Problemas com instalações/ 0.30			Ocorrência de vetores de Desintéria (OI)	Existência de moscas e formigas/ 1.00
Procedência da Água que bebe (AB)	Água ingerida/ 1.00		Manutenção das instalações/ 0.20			Ocorrência de vetores de Desintéria (OI)	Existência de moscas e formigas/ 1.00
Reservação Interna (RI)	Existência de reservação de água/ 1.00	Águas servidas (AS)	Destinação/ 0.50	Regularidade de Coleta (RC)	Frequência da coleta/ 1.00	Ocorrência de vetores de Leptospirose (OL)	Existência de ratos/ 1.00
			Problemas com instalações/ 0.50			Ocorrência de vetores de Toxoplasmose (OT)	Existência de baratas, gatos e cachorros / 1.00
						Incidência de doenças (ID)	Frequência de doenças/ 1.00
$I_{AA} = 56.30$ pontos		$I_{ES} = 68.25$ pontos		$I_{RS} = 74.44$ pontos		$I_{CV} = 43.77$ pontos	

$I_{AA}$ : sub-indicador de Abastecimento de Água;  $I_{ES}$ : sub-indicador de Esgoto Sanitário;  $I_{RS}$ : sub-indicador de Resíduos Sólidos;  $I_{CV}$ : sub-indicador de Controle de Vetores

Com relação ao  $I_{ES}$  (Tabela 2), de modo geral, os moradores afirmaram não ter problema com as instalações de esgoto. Todavia, poucas casas faziam a manutenção e limpeza de todos os componentes de esgotamento. Apenas 10.39% das residências possuíam um sistema fossa-sumidouro e 89.61% fazia uso somente de sumidouro, evidenciando grande vulnerabilidade nesse ponto. Segundo Andrade Neto (1997), as fossas sépticas têm eficiências variando entre 40 a 70% na remoção de matéria orgânica e de 50% a 80% na remoção de sólidos suspensos totais, que podem ser afetadas negativamente devido à falta de manutenção. Porém, mesmo com baixas eficiências e elevada presença de patógenos nesses efluentes, essas estruturas têm sido adotadas em regiões onde não existem redes de esgotamento por serem de construção simples e de baixo custo (Ávila, 2005). Já o sumidouro, de acordo com a NBR 7.229 (ABNT, 1993, p. 3), é definido como um “poço seco escavado no chão e não impermeabilizado, que orienta a infiltração de água residuária no solo”, tratando-se, principalmente, de uma disposição final que geralmente é



utilizado após algum tratamento, tendo em vista a possibilidade de contaminação do solo e lençol freático. Além disso, verificou-se que as águas servidas eram principalmente destinadas para os quintais, onde ocorria a infiltração no solo e, embora tenha sido detectada a existência de rede pública para recebimento dessas águas, estas se encontravam apenas nas ruas principais do povoado e atendia à minoria das habitações.

O  $I_{RS}$  obteve nota de 74.44 pontos e foi verificado que 62.34% dos moradores acondicionavam seus resíduos de forma apropriada (lixeira com tampa), enquanto 35.06% atestaram armazenar os resíduos sólidos em lixeiras sem tampa, e em 2 casos não se acondicionavam os resíduos em nenhum recipiente específico. Todas das casas possuíam coleta de lixo regular, porém apenas 28 moradores tinham conhecimento do destino final do lixo e afirmaram ser em um lixão do município de Itabaiana. Em relação aos trabalhos de Buckley (2010), Santos (2016), Albuquerque (2013) e Dias (2003), a componente de “RS” ficou abaixo apenas do primeiro e o resultado final do sub-indicador ficou abaixo de apenas duas das nove comunidades estudada pelo último. Já comparando o resultado da componente de “AD”, a pontuação foi equiparada à do primeiro e superior à do terceiro. Isso indica que a gestão de resíduos sólidos no Povoado Bom Jardim é equiparada ao encontrado em comunidades de Programas de Arrendamento Residencial – PAR. Com relação os dados de esgotamento e manejo de resíduos sólidos do SNIS (2020) para o estado, constatou-se que apenas 21% da população total de Sergipe possui atendimento com rede de esgoto, dado esse que exclui atendimento com sistemas alternativos, e 86.7% possui cobertura de coleta domiciliar de resíduos sólidos. Isto é, os resultados desses sub-indicadores em Bom Jardim refletem essa realidade, tornando-se mais preocupante, no caso dos resíduos sólidos, a questão da sua destinação final.

A nota do  $I_{CV}$  foi baixa, 43.77 pontos (Tabela 2), o que já era esperado devido à forte presença de insetos nas habitações. Este fato se tornou mais preocupante por conta da considerável utilização de lixeiras sem tampa pela comunidade, oferecendo maior possibilidade de as moscas espalharem patógenos. Não foi verificada grande quantidade de casas com possíveis transmissores de toxoplasmose. Com relação aos ratos, a maioria dos entrevistados afirmou não evidenciar a sua existência dentro ou na periferia das residências, entretanto, ainda foram verificados alguns casos com presença de roedores (20.78%). Em nenhuma casa foi detectada a existência de barbeiros, fato este que pode ser explicado pelo avanço das técnicas de construção, a exemplo do reboco nas paredes e a extinção das casas de taipa. Em se tratando das doenças associadas à falta de saneamento, 72.73% dos entrevistados afirmaram que a incidência diminuiu ou não perceberam mudança. As notas para ocorrências de vetores de dengue e disenteria foram pouco abaixo das encontradas por Buckley e Daltro Filho (2012) e para as ocorrências de vetores de leptospirose e toxoplasmose foram, em média, semelhantes. Proporcionalmente a detecção dos vetores nas residências foi semelhante aos percentuais obtidos por Santos (2016). Um ponto relevante, de acordo com Pruss-Ustun *et al.* (2016), é que aproximadamente um quarto dos

óbitos no mundo ocorrem por doenças que poderiam ser evitadas através do saneamento básico. A nota apurada para o fator “ocorrência de vetores de dengue” foi de apenas 14.29 pontos, sendo que 87.01% das residências tiveram um ou mais habitantes com casos de chicungunya e 28.57% tiveram casos de dengue, o que mostra muito bem a relação entre esses dois fatores.

A seguir, na Tabela 3, observa-se a composição para pontuação dos demais sub-indicadores.

**Tabela 3.** Componentes, variáveis e ponderações consideradas para os sub-indicadores I<sub>EP</sub>, I<sub>CM</sub>, I<sub>SM</sub> e I<sub>SC</sub>.

Fator		Variável/ peso		Fator		Variável/ peso	
Circulação (CI)		Vias de pedestre/ 0.35	Paredes/ (1/3)	Condições de Vida (CV)		Propriedade da Habitação (PH)	Habitação própria paga/ 1.00
Pavimentação (PA)		Acesso/ 0.30 Transporte público/ 0.35	Piso/ (1/3)	Status/ 1.00		Renda Mensal Familiar (RF)	Renda/ 1.00
Alagamento (AL)		Calçadas cimentadas/ 1.00	Teto/ (1/3)	Desejo de se mudar (DM)		Escolaridade do Cabeça da Família (ES)	Escolaridade/ 1.00
Iluminação Pública (IP)		Existência de inundações/ 1.00	Aglomeracão (AG)	Desejo/ 1.00		Tempo de Residência (TR)	Tempo/ 1.00
Lazer (LA)		Presença de iluminação/ 1.00		Habitante por domicílio/ 1.00			
Serviços (SE)		Praça, áreas verdes, quadra/ 0.25 cada					
		Comércio variado, escolas, igreja/ 0.2 cada					
I <sub>EP</sub> = 80.67 pontos		I <sub>CM</sub> = 87.12 pontos		I <sub>SM</sub> = 85.06 pontos		I <sub>SC</sub> = 65.97 pontos	

I<sub>EP</sub>: sub-indicador de Espaço Público; I<sub>CM</sub>: sub-indicador de Condições de Moradia; I<sub>SM</sub>: sub-indicador de Satisfação com a Moradia; I<sub>SC</sub>: sub-indicador Socioeconômico e Cultural

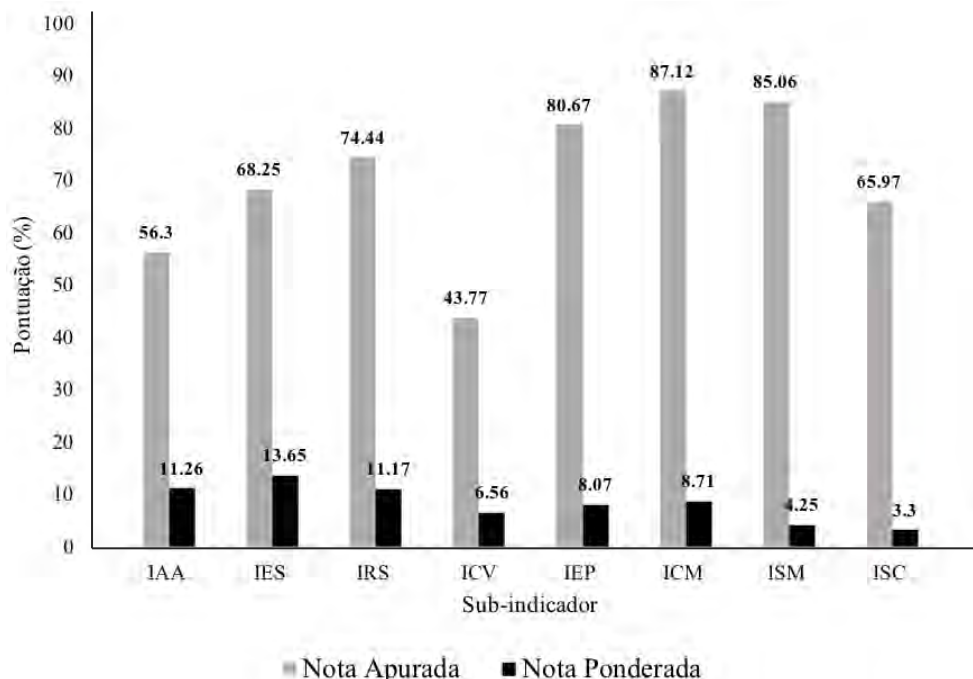
Muitas variáveis, como existência de áreas verdes, parque infantil, escola, igreja, praça, etc, receberam nota máxima, favorecendo a pontuação final do I<sub>EP</sub> (Tabela 3). Apenas três entrevistados não se mostraram satisfeitos com a iluminação pública e, segundo os moradores, todos os habitantes tinham acesso a transporte público com qualidade. Segundo

Páramo *et al.* (2018), o espaço público, como local onde se desenvolvem práticas sociais que contribuem para o encontro das pessoas, deve ser habitável e, portanto, ter impacto na qualidade de vida. Nesse sub-indicador foram avaliadas não apenas a questão do lazer, como também do espaço público como meio de circulação e de assistência de necessidades básicas. As situações mais críticas em Bom Jardim foram a carência de calçadas cimentadas e comércio pouco variado. As calçadas cimentadas eram encontradas apenas nas ruas que circundavam a praça e nas casas que foram construídas recentemente, e quanto ao comércio, a grande maioria afirmava ter que se deslocar para a sede de município para complementar compras de alimentos utilidades domésticas.

Quanto ao  $I_{CM}$  e  $I_{SM}$ , os resultados foram satisfatórios, com 87.12 e 85.06 pontos, respectivamente (Tabela 3), o que mostra a relação entre a condição a satisfação com a moradia. Para o sub-indicador  $I_{CM}$ , verificou-se alguns extremos quanto à qualidade das construções, pois havia casas construídas há pouco tempo que não apresentavam patologias e foram construídas com materiais adequados (telhas de cerâmica e forro, paredes de alvenaria de blocos cerâmicos e rebocadas, piso com cerâmica ou em cimento queimado), como também casas em que não havia revestimento argamassado e a pavimentação se encontrava apenas no contrapiso. Contudo, a satisfação com a moradia, em geral, foi elevada e a maior parte não mostrou desejo de se mudar. O  $I_{SC}$ , por outro lado, obteve nota igual a 65.97 pontos e o comprometimento dessa nota foi em decorrência da baixíssima pontuação da variável “ES”, que obteve apenas 19.48 pontos, tendo em vista que 80.52% dos cabeças da família não possuíam o primeiro grau completo. No entanto, a renda mensal familiar de muitas habitações foi superior a um salário mínimo e 93.51% tinha casa própria, elevando a nota final desse sub-indicador e mostrando certo avanço socioeconômico para a comunidade. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (Pruss-Ustun *et al.*, 2016), existe uma forte relação entre aspectos socioeconômicos e ambientais que é determinante para a saúde de uma comunidade.

Finalmente, aplicando os resultados dos sub-indicadores com suas respectivas ponderações, de acordo com a Equação 2, obteve-se o resultado final do indicador ( $ISA/BJ = 66.97$  pontos), atingindo a faixa de “Média Salubridade”.

Ao analisar a Figura 2 é possível observar as notas de cada sub-indicador e sua respectiva relevância na composição final do  $ISA/BJ$ . Percebe-se que embora os sub-indicadores  $I_{CM}$  e  $I_{SM}$  tenham tido as maiores notas apuradas, quando aplicada a ponderação, esses sub-indicadores tiveram um peso menor na nota final do  $ISA/BJ$ . Logo, cabe destacar que para que Bom Jardim alcance níveis de salubridade considerado desejáveis, isto é, acima de 80 pontos, é necessário priorizar medidas de saneamento básico, principalmente com relação ao abastecimento de água, esgotamento sanitário e controle de vetores.



**Figura 2.** Notas apuradas e ponderadas do ISA/BJ.

No Brasil, o saneamento básico é assegurado pela Constituição Federal e um dos princípios da Lei nº 11.445 é a elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico como instrumento de planejamento para a prestação dos serviços, buscando a universalização (Brasil, 2007). Em Bom Jardim, evidencia-se como a carência do saneamento básico influencia na salubridade ambiental, impactando de tal forma que mesmo com resultados positivos nas condições de espaço público, moradia e coleta de resíduos, o povoado não alcança índices de salubridade satisfatórios. Dessa forma, por meio de uma visão geral acerca dos pontos críticos e do entendimento sobre a opinião dos habitantes da região, que é extrema importância para a qualidade de vida almejada na salubridade ambiental, espera-se que esse estudo contribua para a elaboração das políticas públicas de saneamento.

### Conclusão

O resultado final do ISA/BJ, com pontuação igual a 66.97 pontos, ficou dentro da faixa de “Média Salubridade”, afastando-se consideravelmente do cenário desejado, que seria de um ambiente “Salubre”, ou seja, com pontuação acima de 80 pontos.

Os setores que apresentaram maior vulnerabilidade e que, portanto, necessitam de medidas mais urgentes foram o abastecimento de água ( $I_{AA} = 56.3$  pontos), esgotamento sanitário ( $I_{ES} = 68.25$ ) e controle de vetores ( $I_{CV} = 43.77$  pontos). Os aspectos socioeconômicos e culturais ( $I_{SC}$ ) também ficaram aquém do desejado, com pontuação final de 65.97 pontos, principalmente em função da baixa escolaridade dos moradores. O manejo dos resíduos sólidos ( $I_{RS} = 77.44$  pontos) apresentou o melhor resultado, embora não ideal, dentre os setores do saneamento básico, em função da elevada coleta de resíduos, mas com disposição final inadequada. Em contrapartida, os aspectos relacionados às condições e satisfação de moradia ( $I_{CM}$ ,  $I_{SM}$ ) e espaço público ( $I_{EP}$ ) foram os que alcançaram as maiores notas, com valores acima de 80 pontos, o que demonstra que, de forma geral, a população está satisfeita com o ambiente em que vive.

Por fim, espera-se que os resultados do ISA/BJ sirvam como ferramenta para construção de política públicas efetivas na região, além de poder ser utilizado para estudo das condições de salubridade ambiental em cidades de porte e características semelhantes.

### Referencias bibliográficas

- Albuquerque M.M, Daltro Filho J. (2015) Adaptador do Indicados de Salubridade Ambiental (ISA) como ferramenta de análise da salubridade do ambiente da comunidade Saramém-Brejo Grande/SE, *Scientia Plena*, **11**(11), 1-9. doi: <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2015.113308>
- Almeida M.A.P., ABIKO A.K. (2000) *Indicadores de salubridade ambiental em favelas localizadas em áreas de proteção aos mananciais: o caso da favela Jardim Floresta*. Acesso em 15 de fevereiro de 2021, disponível em: [http://www.pcc.usp.br/files/text/publications/BT\\_00264.pdf](http://www.pcc.usp.br/files/text/publications/BT_00264.pdf)
- Andrade Neto C. O. (1997) *Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES, Rio de Janeiro.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993) *NBR 7.229 - Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*, Rio de Janeiro.
- Ávila R. O. (2005) *Avaliação do desempenho de sistemas tanque sépticofiltro anaeróbico com diferentes tipos de meio suporte*, Tese de mestrado, Programa de Mestrado em Ciências em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 166 pp.
- Bakkes J.A., Born V.D.G.J., Helder J.C, Swart R.J, Hope C.W., Parker J.D.E. (1994) *An overview of environmental indicators: state of the art and perspectives*. UNEP/RIVM, Nairobi, 72 pp.
- Batista M.E.M., Silva T.C. (2016) O modelo ISA/JP – indicador de performance para diagnóstico do saneamento ambiental urbano. *Revista Eng. Sanit. Ambient*, **11**(1). Acesso em 05 de abril de 2020, disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v11n1/29138.pdf>
- Brasil (2005) *Resolução CONAMA nº 357*. Publicado no Diário Oficial da União – D.O.U.
- Brasil (2007) *Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007*. Publicado no Diário Oficial da União – D.O.U.
- Buckley C.F.O., Daltro Filho J. (2012) Adaptação do Indicador de Salubridade ambiental - ISA para análise de empreendimentos do programa de arrendamento residencial em Aracaju – SE. *Revista DAE*, **189**, 16-25.
- Costa R.V. F. (2010) *Desenvolvimento do índice de salubridade ambiental (ISA) para comunidades rurais e sua aplicação e análise na comunidade de Ouro Branco – MG*, Tese de mestrado, Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, 184 pp.

- Cunha T.B. (2012) *Análise integrada de salubridade ambiental e condições de moradia: aplicação no município de Itaguaçu da Bahia*, Tese de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba (UFPB), 127 pp.
- Daltro Filho J., Sales A.T.C. (2005) Proposta de um modelo para avaliação do nível de salubridade de habitações. 23<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, Brasil.
- Dias M.C., Boria P.C., Moraes L.R.S. (2004) Índice de salubridade ambiental em áreas de ocupação espontâneas: estudo em Salvador, Bahia, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **9** (1), 82-92.
- FUNASA, Fundação Nacional de Saúde (2015) *Manual de Saneamento*. 4. ed. Brasília: FUNASA.
- Páramo P., Burbano A., Jiménez-Domínguez B., Barrios V., Pasquali C., Vivas F., Moros O., Alzate M., Fayad J. C. J., Moyano E. (2018) La habitabilidad del espacio público en las ciudades de América Latina. *Avances en Psicología Latinoamericana / Bogotá*. **36**(2), 345 – 362, <http://dx.doi.org/10.12804/revistas.urosario.edu.co/apl/a.4874>
- Prüss-Ustün A., Wolf J., Corvalán C., Bós R., Neira M. (2016) *Preventing disease through healthy environments: A global assessment of the burden of disease from environmental risks*. Organización Mundial de Saúde, Ginebra. Acesso em 20 de maio de 2020, disponível em: [http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/204585/1/9789241565196\\_eng.pdf?ua=1](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/204585/1/9789241565196_eng.pdf?ua=1)
- Rocha L.A., Rufino I.A.A., Barros Filho M.N.M. (2019) Indicador de salubridade ambiental para Campina Grande, PB: adaptações, desenvolvimentos e aplicações. *Engenharia Sanitária Ambiental*, **24**(2), pp. 315–326, <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019166209>
- Santos F.F.S. (2016) *Adaptação do Indicador de Salubridade Ambiental (ISA) para análise do saneamento básico na cidade de Brejo Grande/SE*, Tese de mestrado. Núcleo de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Universidade Federal de Sergipe (UFS), 157 pp.
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - 2019. (2020) *Painel de Informações*. Ministérios de Desenvolvimento e Meio Ambiente. Acesso em 23 de novembro de 2020, disponível em: <http://snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-setor-saneamento>.



# REVISTA AIDIS

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

**ANÁLISE SAZONAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DO  
AÇUDE AYRES DE SOUSA, CEARÁ, BRASIL**

Brenda de Assis Ferreira Carvalho <sup>1</sup>

\* Waleska Martins Eloi <sup>1</sup>

Deborah Mithya Barros Alexandre <sup>2</sup>

**SEASONAL ANALYSIS OF WATER QUALITY IN THE AYRES DE  
SOUSA RESERVOIR, CEARÁ, BRAZIL**

Recibido el 20 de octubre de 2021. Aceptado el 8 de febrero de 2022

## Abstract

*Water is an indispensable resource for the maintenance of terrestrial life, however this resource has been inadequately treated, compromising the quality and various uses of water bodies. Given this scenario, the objective of this research is to evaluate the effect of seasonality on the water quality of the Ayres de Sousa reservoir, seeking to identify the variables that may be interfering with the natural state of this water body. The data used for analysis belong to the water quality monitoring database of the Water Resources Management Company - COGERH, and the period from 2016 to 2020 was analyzed, with data representative of the rainy (first semester) and dry periods (second half). The parameters used for the characterization of the weir water were: pH, dissolved oxygen (DO), electrical conductivity of water (EC), chlorophyll a, cyanobacteria, Escherichia coli, total nitrogen, total phosphorus, chlorides, color, magnesium, potassium, sodium, total solids and turbidity. To assess the quality of the water body, descriptive statistical analyzes were applied in the construction of box-plot graphs in seasonal periods, in order to represent the behavior of the water quality variables. Most of the values found are within the limits allowed by CONAMA Resolution 357/05 for class 2 fresh waters, the parameters total phosphorus, dissolved oxygen, Escherichia coli, chlorophyll and cyanobacteria did not meet the CONAMA resolution. The results point to possible changes due to seasonality, as well as contamination by anthropogenic interference, since the variables that did not comply with the legislation are indicative of contamination by organic matter.*

**Keywords:** monitoring, water resource, reservoir, seasonal variation.

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Tecnologia e gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, campus Fortaleza, Brasil.

<sup>2</sup> Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos, COGERH, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Programa de Pós-graduação em Tecnologia e gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – campus Fortaleza. Av. Treze de Maio, 2081, Benfica. Fortaleza, CE. CEP: 60040-215. Email: [waleska@ifce.edu.br](mailto:waleska@ifce.edu.br)

## Resumo

A água é um recurso indispensável para a manutenção da vida terrestre, entretanto este recurso vem sendo tratado de maneira inadequada, comprometendo a qualidade e os diversos usos dos corpos hídricos. Diante deste cenário, o objetivo desta pesquisa é avaliar o efeito da sazonalidade na qualidade da água do reservatório Ayres de Sousa, buscando identificar as variáveis que possam estar interferindo no estado natural deste corpo d'água. Os dados utilizados para análise pertencem ao banco de dados de monitoramento de qualidade da água da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos – COGERH, e foi analisado o período de 2016 a 2020, com dados representativos dos períodos chuvosos (primeiro semestre) e de estiagem (segundo semestre). Os parâmetros utilizados para a caracterização da água do açude foram: pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica da água (CE), clorofila a, cianobactérias, *Escherichia coli*, nitrogênio total, fósforo total, cloretos, cor, magnésio, potássio, sódio, sólidos totais e turbidez. Para avaliar a qualidade do corpo hídrico, foram aplicadas análises estatísticas descritivas na construção de gráficos box-plot nos períodos sazonais, com o intuito de representar o comportamento das variáveis de qualidade da água. A maioria dos valores encontrados estão dentro dos limites permitidos pela Resolução 357/05 CONAMA para águas doces classe 2, os parâmetros fósforo total, o oxigênio dissolvido, *Escherichia coli*, clorofila a e cianobactérias não atenderam a resolução CONAMA. Os resultados apontam possíveis alterações devido a sazonalidade, bem como contaminações por interferência antrópica, já que as variáveis que não atenderam a legislação são indicativas de contaminação por matéria orgânica.

**Palavras-chave:** monitoramento, recurso hídrico, reservatório, variação sazonal.

## Introdução

Nas últimas décadas a preocupação do ser humano com o recurso hídrico cresceu, principalmente em função de atividades impróprias e do uso irracional da água, que causa uma série de prejuízos a sociedade. Segundo Bernardini *et al.*, (2021) a interferência humana influencia de forma direta ou indireta na qualidade da água em um alcance maior, ou seja, os impactos ambientais negativos que acontecem devido a ocupação e atividades antrópicas perto de um rio, dependendo do grau e intensidade, modificam os padrões de qualidade do curso da água como um todo.

Situação que pode se agravar na região semiárida, devido a disponibilidade hídrica ser mais escassa pela pouca incidência e má distribuição de precipitações. Conforme Fernandes *et al.*, (2016) para atenuar a problemática da escassez hídrica na região Nordeste, foram realizadas grandes obras de açudagem pelo poder público com o objetivo de abastecer toda a população, como também prover água para outras finalidades, como a irrigação.

As águas superficiais têm suas demandas aumentadas no tempo e no espaço, em razão dos seus usos múltiplos, principalmente em terras secas do semiárido brasileiro, que sofre com escassez periódicas, e com a distribuição das precipitações acarretando os regimes fluviais temporários e intermitentes (Nascimento, 2012). Segundo Araújo (2003), o abastecimento hídrico da região semiárida depende em grande parte das águas acumuladas em reservatórios. No estado do Ceará, por exemplo, 93% da água ofertada a população vem dos açudes. Sendo de extrema importância



a conservação da qualidade e quantidade da água acumuladas nos reservatórios, para o desenvolvimento sustentável da região.

Segundo Barretos *et al.*, (2007) em reservatórios que são formados por vários afluentes, o monitoramento se torna indispensável, como também complexo, sendo necessário a análise dos parâmetros de qualidade, para se obter o controle e monitoramento da qualidade da água adequado, e identificar as possíveis fontes poluidoras quando ocorrer. Assim, o monitoramento e a avaliação da qualidade das águas superficiais são fatores primordiais para a adequada gestão dos recursos hídricos (Trindade *et al.*, 2017).

O monitoramento da qualidade da água é um dos instrumentos essenciais que permite suporte a uma política de planejamento e gestão de recursos hídricos, visto que funciona como um sensor que torna possível o acompanhamento do processo de uso dos corpos hídricos, apresentando seus efeitos sobre as características qualitativas das águas. Podendo, também ser definido como o processo de amostragem, de determinação de parâmetros de interesse e de armazenamento de dados contemplando as características físicas, químicas e biológicas das águas de um corpo hídrico. Entretanto, para se conhecer a qualidade real da água de um corpo hídrico é indispensável não somente a avaliação pontual de suas características, mas também o monitoramento de sua variabilidade sazonal (Maia *et al.*, 2019; Guedes *et al.*, 2012; Bertossi *et al.*, 2013).

A chuva é o principal agente regulador dos cursos de água, espera-se também que ela seja uma variável considerável em estudos envolvendo a qualidade da água de rios e tributários (Silva *et al.*, 2008). Além disso, os cursos de águas estão susceptíveis a mudanças, podendo variar de acordo com as épocas do ano, o que faz necessário a periódica verificação de sua qualidade.

O açude Ayres de Sousa foi construído com a finalidade de abastecer a cidade de Sobral -CE e outras localidades, como também para irrigação. Nos dias atuais desenvolve-se outras atividades, como a criação intensiva de peixes (tilápia), agricultura, pecuária, captação de água pela prefeitura de Sobral em carro pipa. É relevante destacar que as margens do açude sofrem por contaminação por efluentes de origem doméstica e disposição inadequada de resíduos sólidos produzidos pelo distrito Jaibaras (Gomes *et al.*, 2015).

O período de chuvas escassas desde o ano de 2009 possibilitou o surgimento de áreas propícias para construção civil, que associado ao crescimento do distrito de Jaibaras ocasionou a construção de moradias irregulares às margens do açude Ayres de Sousa. Muitas dessas moradias não possuem saneamento básico, o que interfere diretamente na qualidade da água, pois estes efluentes acabam sendo lançados para adentro do reservatório (Herculano *et al.*, 2020).

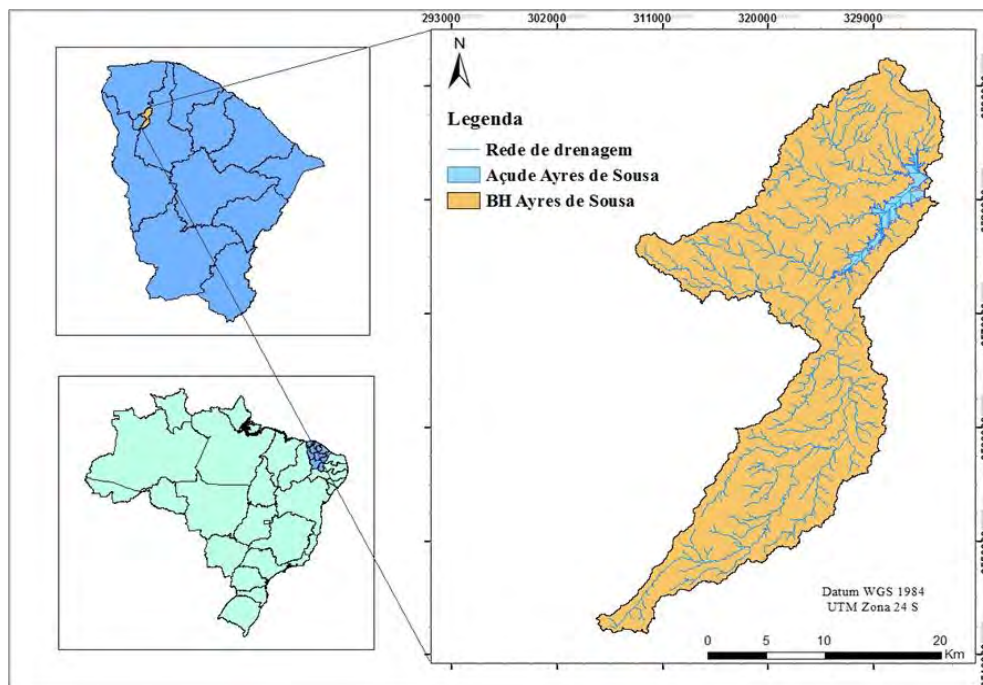
Mascoli Junior *et al.*, (2020) relatam que as atividades antrópicas suscitam a degradação da qualidade da água dos corpos hídricos, tornando de extrema importância a análise dos parâmetros químicos, físicos e biológicos para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos. Além de destacarem que ações mitigadoras e programas governamentais devem ser aplicados para melhoria e preservação da qualidade ambiental, além de um monitoramento contínuo desses corpos hídricos.

Diante das informações descritas, nota-se a importância do monitoramento adequado dos corpos hídricos, bem como de se considerar a influência das variações sazonais nos parâmetros de qualidade da água, destarte o objetivo da pesquisa foi analisar o efeito sazonal da qualidade da água no Açude Ayres de Sousa.

## Metodologia

### Área de estudo

O açude Ayres de Sousa está inserido na bacia do Acaraú, localizada no oeste do Estado do Ceará (Figura 1). Para a delimitação da bacia hidrográfica, utilizou-se o programa ArcGIS versão 10.2, MDE da SRTM com pixel de 30 m, baixados gratuitamente do sítio EarthExplorer do United States Geological Survey (<https://earthexplorer.usgs.gov>).



**Figura 1.** Açude em estudo na bacia do Acaraú, Ceará, Brasil.

Na região predominam os sertões, com topografia plana e levemente ondulada, clima semiárido e domínio fisiográfico das caatingas (Figueirêdo *et al.*, 2006). De acordo com Köppen (1918), a classificação do clima na área estudada é do tipo Aw', tropical chuvoso, com chuvas de verão-outono, apresentando temperatura média anual de 28.1°C, mínima de 22.8°C e máxima de 34.7°C. A região apresenta precipitação anual média de 960 mm, com precipitações concentradas entre os meses de janeiro a julho e evaporação potencial de aproximadamente 1600 mm anuais, com umidade relativa média anual de 70% (Carvalho *et al.*, 2020).

O açude Ayres de Sousa, mais comumente chamado de Jaibaras, barra o rio Jaibaras, estando localizado em Sobral, foi construído em 1936 (SRH, 2006). Suas águas são utilizadas na irrigação, criação de tilápia em gaiolas e no abastecimento de vários municípios, dentre eles Sobral, o maior município da região.

#### Análise dos dados

Os dados utilizados para análise pertencem ao banco de dados de monitoramento de qualidade da água da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos – COGERH. Foi considerado o período de 2016 a 2020, com dados representativos dos períodos chuvosos (primeiro semestre) e de estiagem (segundo semestre) de cada ano do estudo

Para caracterização qualitativa das águas no açude Ayres de Sousa foram utilizados os seguintes parâmetros: pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica da água (CE) e a transparência da água obtida por meio do Disco de Secchi. Já para análise em laboratório, a profundidade de coleta das amostras foi subsuperficial (0.30 m) no ponto próximo à captação do açude Ayres de Sousa (latitude: -03° 42' 00" longitude: -40° 20' 00") os parâmetros analisados foram: clorofila a, cianobactérias, fósforo totais, nitrogênio total, cloretos, cor, magnésio, potássio, sódio, sólidos totais, turbidez e *Escherichia coli*. Os procedimentos laboratoriais foram baseados no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA; AWWA; WEF, 2005).

#### Análise estatística

A etapa inicial constou na tabulação dos conjuntos de dados das variáveis analisadas, as quais foram tabeladas em planilhas eletrônicas no software Microsoft Excel para a organização e pré-tratamento dos dados. Após a consolidação do banco de dados, foram realizadas análises estatísticas descritivas.

Nas variáveis que compõe o estudo foram aplicadas análises descritivas juntamente na construção de gráficos box-plot nos períodos sazonais, com o intuito de representar o comportamento das variáveis de qualidade da água. Essas análises foram aplicadas com a finalidade de observar o comportamento dos parâmetros analisados nos períodos sazonais entre os anos de 2016 e 2020, e posteriormente, comparou-se as concentrações de determinadas variáveis analisadas com os valores máximos permitidos (VMPs), conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005.

## Resultados e discussões

### Análise Sazonal das Variáveis Físico-químicas nos Açudes

A variável condutividade elétrica apresentou diferenças sazonais, em que todas as coletas tiveram um aumento progressivo dos valores no período chuvoso, exceto no ano de 2016 (Figura 2A). Cenário que pode ser justificado pelo aporte de íons nas águas do reservatório por escoamento superficial, em épocas de maiores precipitações. Resultado divergente foi encontrado nos estudos de Feitosa (2011) nos açudes Paus Branco e Mel e de Pacheco (2009) no açude Acarape do Meio do Ceará, em que a condutividade elétrica apresentou maiores valores no período seco, justificado pela maior concentração de sais, devido a redução do volume do reservatório.

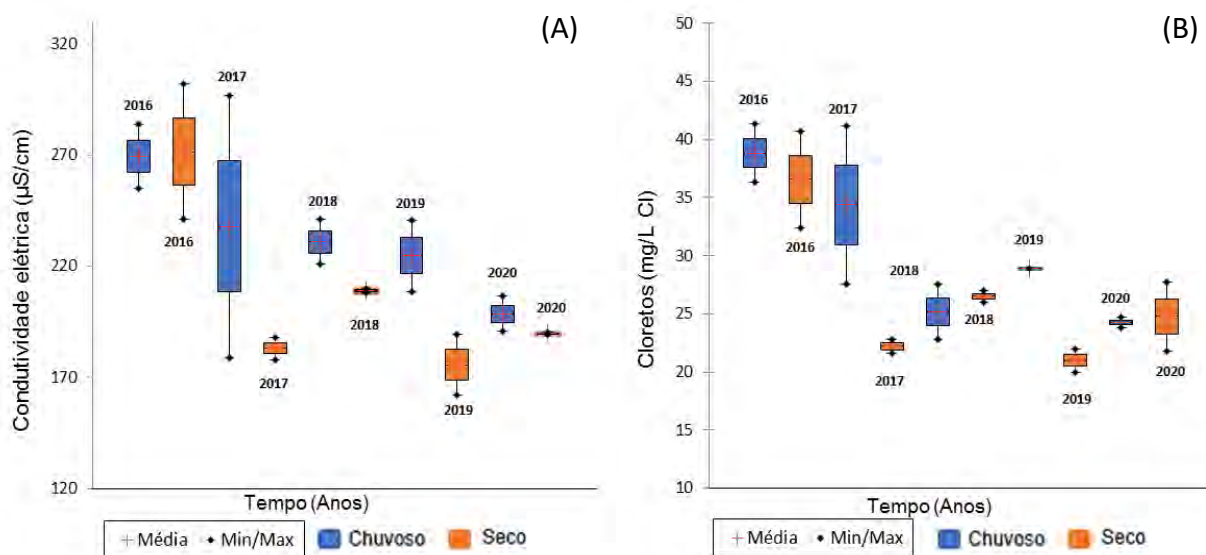


Figura 2. Representação do período sazonal da condutividade elétrica (A) e cloreto (B)

A condutividade elétrica tem correlação com a presença de íons dissolvidos no meio aquoso. Logo, quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica (Buzelli *et al.*, 2013). Segundo Cetesb (2009) águas que apresentam concentrações superiores a 100 µS/cm, indicam ambientes impactados por atividades antrópicas. Todas as coletas apresentaram valores superiores a 100 µS/cm, onde supõe-se a existência de atividades antrópicas no entorno do reservatório, que contribuem para o aporte de íons nas águas pela ação do escoamento superficial em períodos chuvosos, indicando possível impacto de atividades antrópicas.

As variações da variável cloreto são observadas na Figura 2B, e as maiores concentrações foram obtidas no período chuvoso. De acordo Piratoba *et al.*, (2017) o cloreto pode ter origem antrópica

e geológica, sendo a lixiviação de rochas, esgotos domésticos e industriais a sua principal origem. Segundo o limite estabelecido pela Resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente, que é de até 250 mg/L, todas as concentrações de cloreto atenderam o valor máximo permitido.

Na Figura 3A, os sólidos totais apresentaram, em sua maioria, valores maiores no período chuvoso, o que era esperado devido a ação do escoamento superficial, que traz consigo matéria orgânica e sedimentos. Segundo os autores Silva e Souza (2013) os sólidos totais têm relação direta com a sazonalidade, uma vez que os valores de ST são maiores no período chuvoso, o que significa um maior incremento dos teores de sais minerais neste período. Cogerh (2010) apresenta amostras coletadas no ano de 2010 no açude Ayres de Sousa com dados representativos no período chuvoso e seco, com 106.7 mg/L e 96.7 mg/L, respectivamente. Os dados revelam pouca variação entre os períodos, resultado divergente desta pesquisa, como visto na Figura 2A, em que os dados são mais expressivos no período chuvoso.

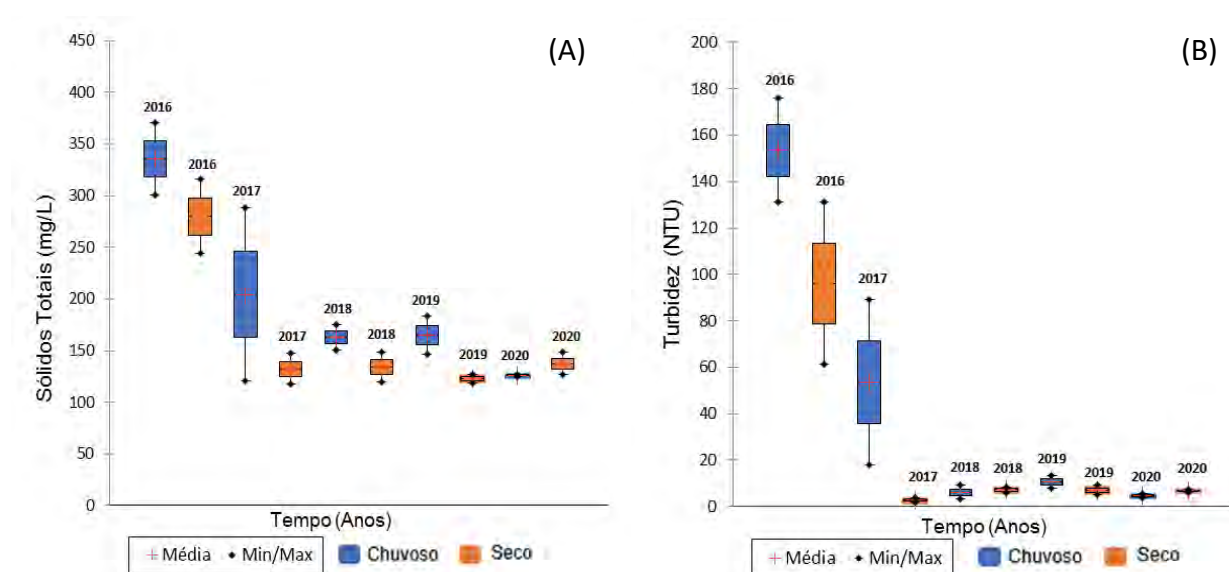


Figura 3. Representação do período sazonal do sólidos totais (A) e turbidez (B).

De acordo com a resolução CONAMA 357/05 os limites aceitos para o parâmetro de sólidos totais para águas doces de Classe 2 devem ser até 500 mg, diante disso, observa-se que os valores obtidos no açude Ayres de Sousa atenderam a legislação.

A variável turbidez, de um modo geral, apresentou maiores concentrações no período chuvoso (Figura 3B); resultado similar foi encontrado no estudo de reservatórios, situados no

estado do Sergipe (Lima, 2015). Cogerh (2010) também apresentou dados representativos do açude Ayres Sousa no período seco e chuvoso, com 2.8 e 7.3 (NTU), respectivamente. É válido ainda ressaltar, que estes dados comparados ao desta pesquisa, como visto na Figura 2B, não foram consideravelmente expressivos.

Segundo Cetesb (2009) o aumento da turbidez em estações chuvosas geralmente acontece devido à movimentação do sedimento em locais rasos, erosão das margens por falta de vegetação ripária, folhagens e galhos de árvores que são levados para dentro do corpo hídrico por ação dos ventos e da correnteza. Destaca-se que todas as concentrações de turbidez atenderam a Resolução CONAMA 357/2005, que estabelece um valor de até 100 UNT para águas doces de classe 2.

A variável cor apresentou maiores concentrações no período seco, exceto nas coletas dos anos de 2016 e 2017, como visto na Figura 4A. Segundo Cetesb (2009), a cor está associada à presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico. Diante disso, valores mais altos no período de estiagem, ocorrem pela diminuição do volume do reservatório e, em consequência disso, as concentrações destes materiais se tornam mais elevadas.

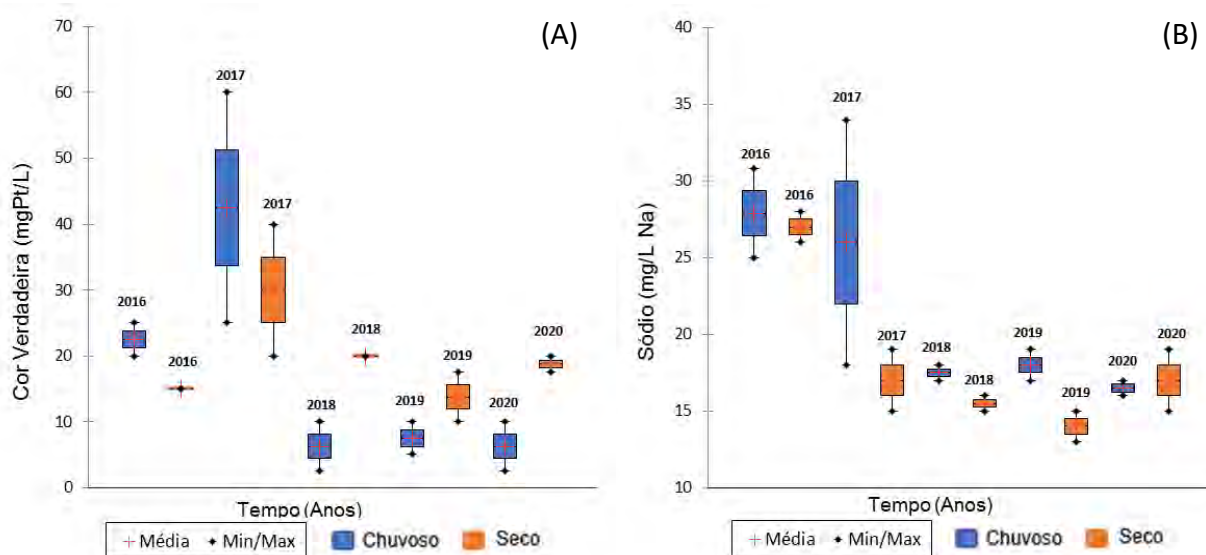


Figura 4. Representação do período sazonal da cor verdadeira (A) e sódio (B).

Segundo o limite estabelecido pela Resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente, que é de até 75 mg Pt/L, todas as concentrações de cor nos períodos sazonais atenderam à legislação. Segundo Lima (2017) a cor verdadeira pode ser de origem natural, resultante da

presença de substâncias húmicas e/ou compostos inorgânicos de ferro e manganês, como também sofre influências antrópicas, como despejos industriais, como curtumes, tecelagens, tinturarias e esgotos domésticos.

Observa-se na Figura 4B, que maiores concentrações de sódio aconteceram no período chuvoso. Lima (2015) teve resultado semelhante em seu estudo, no qual houve uma elevação na concentração de sódio no período chuvoso. O sódio é um dos elementos mais abundantes na terra e seus sais são muito solúveis, por isso toda água natural contém sódio. Em corpos hídricos superficiais as concentrações de sódio são inferiores à 50 mg/L (Lima e Garcia, 2008), observando a Figura 4B, todas as coletas não ultrapassaram à 50 mg/L. Segundo Piratoba *et al.*, (2017) o sódio pode entrar nos corpos hídricos, por meio da lixiviação das rochas (fontes naturais) e por esgotos sanitários, efluentes industriais e/ou atividades agrícolas (fontes antrópicas).

Como visto na Figura 5A, o potássio apresentou maiores concentrações no período chuvoso. O potássio é um elemento que está em baixas concentrações nas águas naturais, sendo a lixiviação das rochas a sua principal fonte natural, entretanto a fonte antrópica é uma das suas fontes, visto que é um elemento utilizado na indústria e na agricultura (Piratoba *et al.*, 2017). Segundo Lucas *et al.*, (2014) as concentrações de potássio encontradas em corpos hídricos são baixas, pois rochas que contêm potássio são relativamente resistentes ao intemperismo. Segundo Cetesb (2009) as concentrações de potássio em águas naturais são usualmente menores que 10 mg/L. Observando a Figura 5A, verifica-se que as maiores concentrações de potássio obtidas nos anos em estudo, foram menores que 10 mg/L.

O magnésio é um elemento comum em águas naturais, tendo origem de rochas calcárias (Lucas *et al.*, 2014). A variável magnésio apresentou valores mais altos no período chuvoso, exceto no ano de 2020 (Figura 5B). Resultado divergente foi obtido por Lima (2015), onde as maiores concentrações de magnésio ocorreram durante a estiagem em todos os reservatórios, que é explicado pela diminuição do volume do reservatório, o que acarreta a uma concentração maior de sais de magnésio.

Observa-se na Figura 6A o comportamento do pH no período chuvoso e seco; as águas se mostram em sua maioria, tendência ao pH básico no período chuvoso. O aumento das precipitações gera uma tendência crescente do pH, o qual se aproxima da neutralidade. Isto acontece por ter maior diluição dos compostos dissolvidos e escoamento mais rápido, pois existe o maior volume de água que faz com que a acidez da água diminua (Carvalho *et al.*, 2000). Já no estudo de Almeida *et al.*, (2006) foram coletadas amostras nos períodos sazonais nos anos de 2004 e 2005 no açude Ayres de Sousa, e os valores da variável pH se mantiveram constante em todo o período, tendo pouca variação no período sazonal.

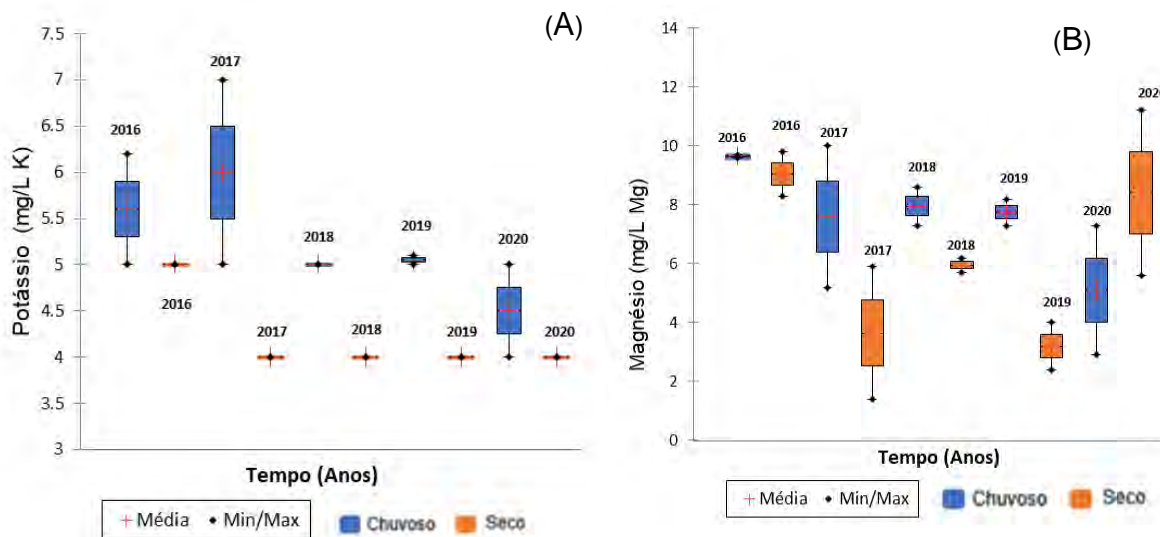


Figura 5. Representação do período sazonal do potássio (A) e magnésio (B).

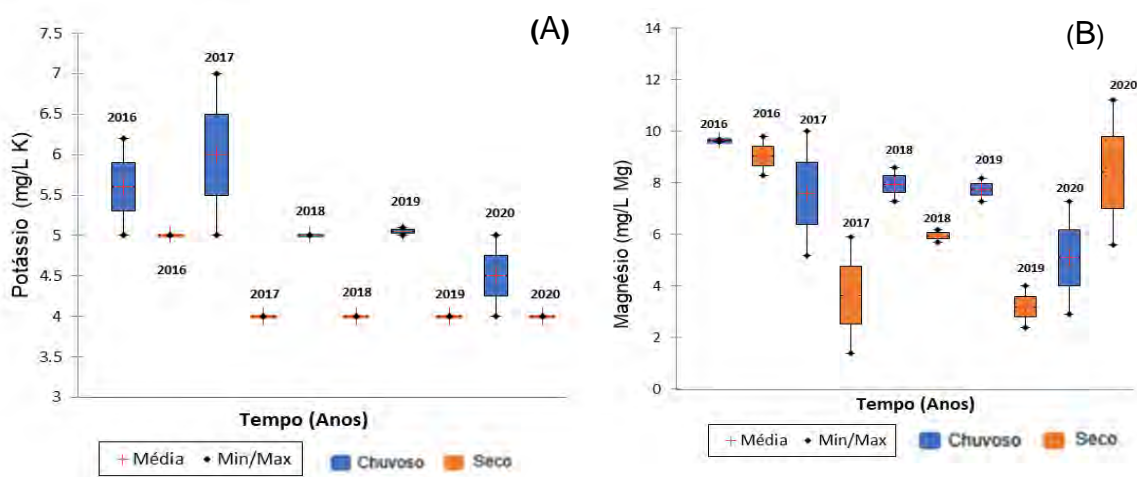


Figura 6. Representação do período sazonal do pH (A) e oxigênio dissolvido (B).

De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, os limites aceitos para o parâmetro de pH para águas doces de Classe 2, devem estar entre 6 e 9. A variação dos valores no açude Ayres de Sousa nos períodos sazonais atendem à legislação.



A variável OD é bastante relevante, pois permite avaliar o nível de poluição por matéria orgânica. O período seco caracterizou-se por concentrações relativamente maiores (Figura 6B), quando comparado a estação chuvosa. Barreto e Garcia (2010) em sua pesquisa no açude do Buri, no estado de Sergipe, observaram que a concentração de oxigênio se elevou no período seco. Resultado similar foi tido por Almeida *et al.*, (2006) em que o Ayres de Sousa teve maiores valores no período de estiagem entre os anos 2004 e 2005, e todos os valores obtidos estiveram em conformidade com os padrões estabelecidos para a classe 2 pela Resolução N°357/2005 do CONAMA.

Conforme a Resolução CONAMA 357/2005, os limites permitidos para o parâmetro de oxigênio dissolvido (OD) para águas doces de Classe 2 não devem ser inferiores a 5 mg/L O<sub>2</sub>. No açude Ayres de Sousa no ano de 2017, as concentrações obtidas não atenderam à legislação, com valor de 2.40 e 4.30 mg/L O<sub>2</sub>, no período seco e chuvoso, respectivamente. Segundo ANA (2021) águas poluídas por esgotos apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido, pois este é consumido no processo de decomposição da matéria orgânica.

Os resultados obtidos para o fósforo total demonstram que de uma forma geral as maiores concentrações foram registradas no período chuvoso (Figura 7A), o que pode ser justificado pela ocorrência de escoamento superficial favorecendo o aporte de matéria orgânica nos açudes. Resultado similar foi obtido por Machado e Silva (2015), que realizou coletas nos anos de 2012 e 2013 no açude Ayres, em que apresentou concentrações médias maiores no período chuvoso. Da mesma maneira, Almeida *et al.*, (2006) encontram em seu estudo valores de fósforo total mais expressivos no período chuvoso, e todos os valores ultrapassaram os limites estabelecidos para fósforo total para ambientes lênticos de águas doces, classe 2 da Resolução CONAMA N°357/2005.

Segundo Feitosa (2011) concentrações mais altas de fósforo total no período chuvoso, podem ser devido a entrada de matéria orgânica, bem como do fósforo adsorvido no sedimento por meio do escoamento superficial, além destes fatores, outra causa seria a ressuspensão do material do fundo do açude, que contém fósforo e libera para o meio, a partir da turbulência causada pelas precipitações.

Conforme a Resolução CONAMA 357/2005, os limites aceitos para o parâmetro de Fósforo total para águas doces de Classe 2 devem ser menores que 0.030 mg/L P, para ambientes lênticos. O açude Ayres de Sousa apresentou em todos os anos em estudo, concentrações maiores que o valor máximo permitido.

Destaca-se que no Ayres de Sousa são realizadas atividades de piscicultura, os valores mais altos de fósforo total podem ser justificados pelo aporte de ração com altos teores de fósforo e os excrementos dos peixes liberados no reservatório (Marcelo e Silva; 2015)

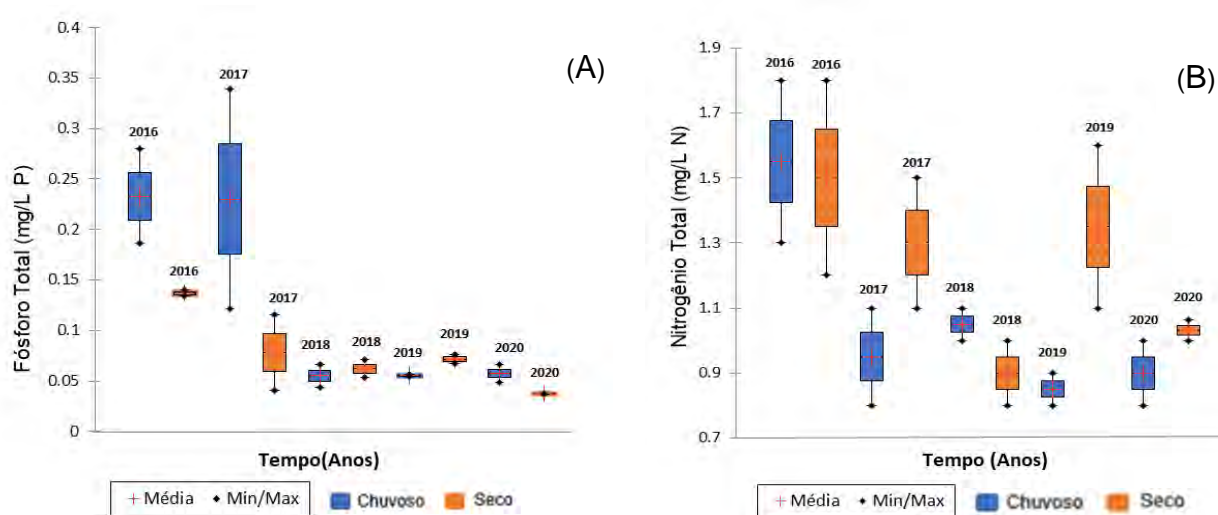


Figura 7. Representação do período sazonal do fósforo total (A) e nitrogênio total (B).

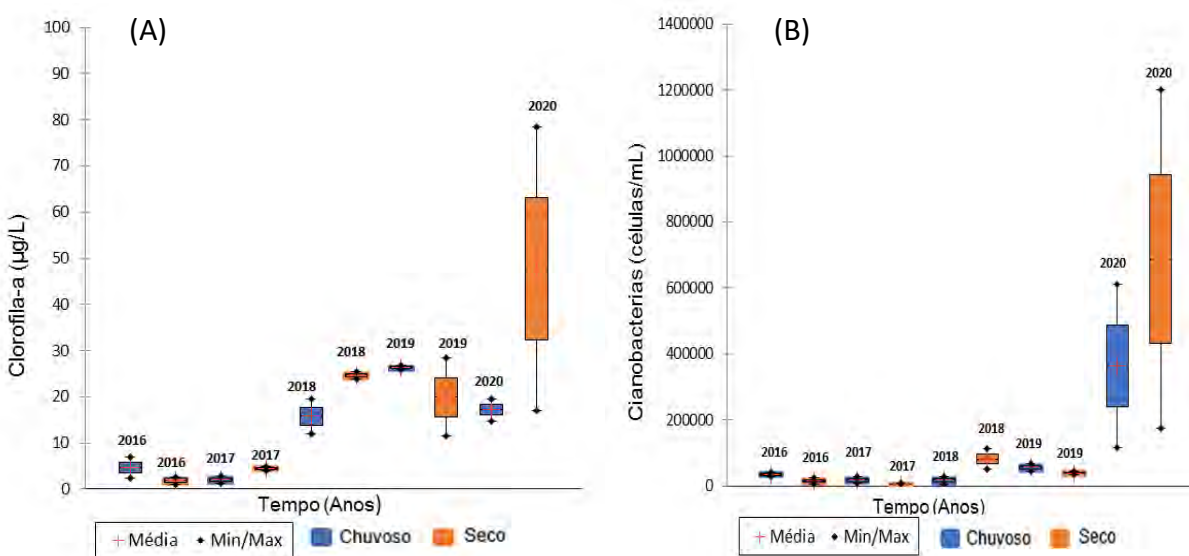
Na figura 7B, observa-se o comportamento no nitrogênio total sobre o efeito da sazonalidade. O nitrogênio total, de um modo geral, apresentou concentrações maiores na estação de estiagem. Resultado semelhante foi obtido pela Cogerh (2010) no açude Ayres de Sousa, em que no período de estiagem foi obtido valor mais alto no período de estiagem. Segundo ANA (2021) as principais fontes de nitrogênio para o ambiente aquático, acontece por lançamento de esgotos sanitários e efluentes indústrias. Em regiões agrícolas, o escoamento da água das chuvas em solos que receberam fertilizantes também é uma fonte de nitrogênio, assim como a drenagem de águas pluviais em áreas urbanas.

#### Análise Sazonal das Variáveis Biológicas

As variações sazonais das concentrações de clorofila “a” são observadas na Figura 8A, onde as maiores concentrações foram registradas no período seco. Resultado similar foi encontrado por Buzelli *et al.*, (2013), em que concentrações mais altas de clorofila *a* foram tidas no período de estiagem, nas águas do reservatório de Barra Bonita, São Paulo. Segundo Oliveira (2013), a clorofila *a* tem forte correlação com fator climático, onde se têm períodos com maior incidência solar, terá maiores valores de clorofila *a*.

Conforme a Resolução CONAMA 357/2005, os limites aceitos para o parâmetro de clorofila *a* para águas doces de Classe 2 devem ser até 30 µg/L, pode-se observar que os valores do referido parâmetro estão dentro dos padrões estabelecidos, na maioria das análises, com exceção do ano de 2020 no período seco no açude Ayres de Sousa com valor de 78.50 µg/L. Machado e Silva (2015) avaliou a qualidade da água do açude Ayres de Sousa, e observou valores médios de clorofila *a* mais expressivos no período seco, condição semelhante às obtidas neste estudo.

Na figura 8B, observa-se o comportamento das cianobactérias sobre o efeito da sazonalidade. De um modo geral, o período chuvoso caracterizou-se por concentrações relativamente maiores, quando comparado a estação seca.

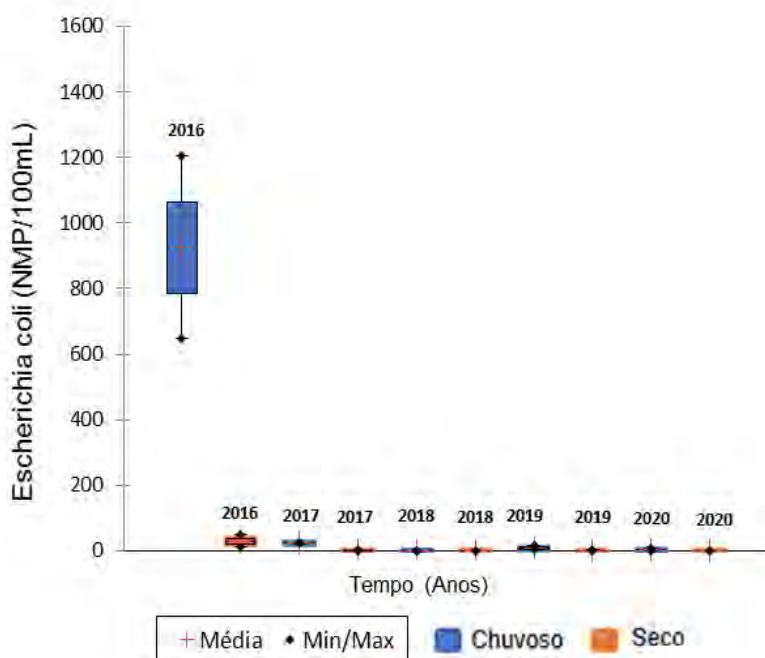


**Figura 8.** Representação do período sazonal da clorofila *a* (A) e cianobactérias (B).

Conforme a Resolução CONAMA 357/2005, os limites aceitos para o parâmetro de cianobactérias para águas doces de Classe 2 devem ser até 50000 cel/mL. Verifica-se que algumas coletas não atenderam a legislação, as quais ocorreram nos seguintes períodos: (2018-seco, 2019-chuvoso e 2020-seco e chuvoso).

Segundo Buzelli *et al.*, (2013) a concentração elevada de nutrientes no meio aquático, provenientes de lançamento de efluentes domésticos sem tratamento, de efluentes agrícolas (defensivos e fertilizantes), bem como dos processos naturais, favorecem o desenvolvimento e proliferação de algas. O aumento das concentrações de cianobactérias em corpos hídricos, utilizados para abastecimento público se torna preocupante pela capacidade desses microorganismos produzirem e liberarem toxinas (cianotoxinas), as quais podem afetar a saúde humana, caso o tratamento da água não seja eficiente na remoção dessas toxinas.

Na figura 9, observa-se o comportamento da *E. coli* sobre o efeito da sazonalidade. A *E. coli*, de um modo geral, apresentou concentrações maiores na estação chuvosa. Os coliformes termotolerantes são representados principalmente pela *Escherichia coli*, e com os limites estabelecidos pelo CONAMA 357/05 o valor máximo permitido é de 1000 NMP para 100 mL.



**Figura 9.** Representação do período sazonal da *E.coli*.

Durante o período analisado para os açudes, as concentrações atenderam a resolução, exceto no ano de 2016, onde teve um valor bem expressivo, que indica um provável lançamento de efluentes domésticos. Segundo Cetesb (2008) a presença de *E. coli* em corpos hídricos, indica contaminação de origem exclusivamente fecal, estando sempre presente, em densidades elevadas nas fezes de humanos, mamíferos e pássaros.

### Agradecimentos

As autoras agradecem à Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH), pelo fornecimento dos dados do seu banco de dados de monitoramento qualitativo.

## Conclusão

A qualidade da água do açude Ayres Sousa relativa a seus parâmetros físicos, químicos e biológicos, no período avaliado para a maioria dos parâmetros estão dentro dos limites permitidos pela Resolução 357/05 do CONAMA para águas doces classe 2.

Os parâmetros fósforo total, oxigênio dissolvido, *Escherichia coli*, clorofila a e cianobactérias não atenderam a resolução CONAMA, resultados apontam possíveis contaminações por interferência antrópica.

Nota-se durante o período analisado uma interferência da sazonalidade nos valores dos parâmetros avaliados.

## Referências bibliográficas

- ANA, Agência Nacional de Águas (2021) *Indicadores de qualidade - Índice de qualidade das águas (IQA)*. Acesso em 13 de maio de 2021, disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-idade-aguas.aspx>.
- Almeida, M. M. M., Alexandre, A. M. B., Araújo, L. F. P., Figueiredo, M. C.B., Rosa, M. F. (2006) Influência da sazonalidade na qualidade da água dos reservatórios da Bacia do Acaraú. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo, setembro, 1-11. Acesso em 21 de janeiro de 2022, disponível em: [https://abrh.s3.saeast1.amazonaws.com/Sumarios/19/3b03ca80d8b7e132daf5867c18be71a8\\_63fa802f8c72fc193469eb414ca5b143.pdf](https://abrh.s3.saeast1.amazonaws.com/Sumarios/19/3b03ca80d8b7e132daf5867c18be71a8_63fa802f8c72fc193469eb414ca5b143.pdf)
- Araújo, J. C. de. Assoreamento em reservatórios do semiárido: modelagem e validação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, (8 2), 39-56, 2003. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v8n2.p39-56>
- Barreto, W. J., Scarmínio, I., Solci., M. C., Ishikawa, D. N., Ogasawara., M. T., Nomi., S. N., Barreto., S. R. C. (2007) Analysis of Physical and Chemical Parameters for Discrimination of Water Origin in a Hydroelectric Reservoir. *CLEAN – Soil, Air, Water*, (35, n.3, p.239-245. <https://doi.org/10.1002/clen.200700015>
- Bernardini, C. S. M., Silva, F. J. A., Farrapeira Neto, C. de A., Albuquerque, G. de L. S., Alencar. I. F. de O., Sales, R. J. de M., Toniolli, L. de S. (2021) Qualidade da água como retrato da vulnerabilidade socioambiental: o caso do rio cocó-Fortaleza/Ce. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, (14)1. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.70470>
- Bertossi, A. P. A., Menezes, J. P. C., Cecílio, R. A., Garcia, G, O., Neves, M. A. (2013) Seleção e agrupamento de indicadores da qualidade de águas utilizando Estatística Multivariada. *Semina: Ciências Agrárias*, (34)5, 2025-2036. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n5p2025>
- Buzelli, G. M., Cunha-Santino, M. B. da. (2013) Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. *Revista Ambiente & Água*, (8)1, 186-205. <https://doi.org/10.4136/ambiente-agua.930>
- Carvalho, A. R., Schlittler, F. H. M., Tornisielo, L. (2000) Relação da atividade agropecuária com parâmetros físico-químicos da água. *Química Nova*, (23)5, 618-622. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422000000500009>
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. (2009) *Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem*. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo, 44. Acesso em 08 de outubro de 2021, disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>

- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. (2008) *Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo*. Apêndice D. Índice de qualidade das águas. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo, 32. Acesso em 15 de outubro de 2021, disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wpcontent/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>
- COGERH, Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. (2010). *Inventário Ambiental do açude Ayres de Souza: Fatores condicionantes da qualidade da água*. COGERH, Fortaleza – CE, 2010, 35 p. Acesso em 20 de janeiro de 2022, disponível em: [http://cdn.funceme.br/hidroce/data/arquivos/inventarios\\_synced\\_201605/Inventario%20Ambiental%20do%20Acude%20Ayres%20de%20Souza-dez%202010.pdf](http://cdn.funceme.br/hidroce/data/arquivos/inventarios_synced_201605/Inventario%20Ambiental%20do%20Acude%20Ayres%20de%20Souza-dez%202010.pdf)
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2005) Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial [da] União n. 53, 18 mar. 2005, 58-63.
- Feitosa, L. S. (2011) *Aspectos limnológicos da pequena açudagem no semiárido: estudo de caso dos açudes do assentamento 25 de Maio*, Madalena-CE. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Universidade Federal do Ceará, 130 pp.
- Fernandes, W. S., Filho, F. A. S., Studart, T. M., Silveira, CL. S. (2016) Avaliação do impacto das mudanças climáticas no balanço hídrico na bacia do Orós usando os modelos de mudanças climáticas do IPCC-AR<sub>4</sub> para o cenário A1B. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, (9)1,28-48. <https://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2016.9.1.49791>
- Figueiredo, M.C.B., Vieira, (P. P. B., Mota, S., Rosa, M. F., Araújo, L. F. P., Girão, Ê., Ducan, B. L. (2008) Monitoramento comunitário da qualidade da água: uma ferramenta para a gestão participativa dos recursos hídricos no semi-árido. *Revista de Gestão de Água da América Latina*. Porto Alegre, (5), n.1, p.51-60.
- Garcia, C. A. B., Barreto, R. (2010) Caracterização da qualidade da água do açude Buri–Frei Paulo/SE. *Scientia Plena*, (6)9.
- Guedes, H. A. S., Silva, D. D., Elesbon, A. A. A., Ribeiro, C. B. M., Matos, A. T. de, Soares, J. H. P. (2012) Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, (16)5,558-563. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000500012>
- Gomes, F. B. M., Clemente, T. M. de P., Santiago, R. D.B., Pessoa, E. ((2015) VI-112–avaliação da qualidade da água e conformidades com a legislação ambiental do açude Ayres de Sousa, Sobral-Ceará. 28° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, Brasil.
- Herculano, J. W. do N., Sousa, I. M. I., Araújo, F. E. R., Sales, J. S. (2020) Construções às margens do açude Ayres de Sousa e os riscos que elas acarretam para seus habitantes e para o próprio açude. *Ciências da saúde no Brasil [recurso eletrônico]: impasses e desafios 9*, Editora Atena, Paraná, Brasil, 1-388–416. <https://doi.org/10.22533/at.ed.23820280922>
- Lima, R. S., Foncesa, L. C., Macedo, L. C. B., Alves, J. P. H. (2015) Qualidade da água dos reservatórios situados na bacia hidrográfica dos rios Piauí–Real: uma avaliação com base em técnicas estatísticas multivariadas e razões iônicas. In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos; 2015 Nov 17 –22; Brasília (DF)
- Lima, W.S., Garcia, C.A.B. (2008) Qualidade da Água em Ribeirópolis-SE: o Açude do Cajueiro e a Barragem do João Ferreira. *Scientia Plena*, (4)12,1-24.
- Lucas, A. A. T., Moura, A. S. A., Netto, A de O. A., Facciol, G. G., Sousa, I. F. (2014) Qualidade da água no riacho Jacaré, Sergipe e Brasil usada para irrigação. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, (8)2,98-105. <http://dx.doi.org/10.7127/RBAI.V8N200228>

- Machado, F. N. A., Silva, M. E. (2015) IV-067- Avaliação do grau de trofia dos três maiores reservatórios da bacia do Acaraú-Ce através do Índice de Estado Trófico (IET). *28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro, Brasil.
- Maia, K. P., Silva, G. A., Libânio, Marcelo. (2019) Aplicação de análise multivariada no estudo da frequência de amostragem e do número de estações de monitoramento de qualidade da água. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, (24)5,1013-1025. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019175743>
- Mascoli Junior, R., Anjos, R. C. dos, Sousa, Y. de L., Ribeiro, M. L. (2020) Análise temporal da qualidade da água de corpos hídricos urbanos. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, (13)2,263-272. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.2.64563>
- Nascimento, F. R. do. (2012) Os recursos hídricos e o trópico semiárido no Brasil. *GEOgraphia*, (14)28,82-109. <https://doi.org/10.22409/GEOgraphia2012.v14i28.a13644>
- Oliveira, A. C. B. de. (2013) *Avaliação da qualidade das águas do açude Santo Anastácio*. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal do Ceará, 124 f.
- Piratoba, A. R. A., Ribeiro, H. M. C., Morales, G. P., Gonçalves, W. G. (2017) Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, (12)3,435-456. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1910>
- Silva, A. E. P., Angelis, C. F., Machado, L. A. T., Waichaman, A. (2008) Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. *Acta Amazônica*, (38)4,733-742. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000400017>
- Trindade, A. L. C., Almeida, K. C. B., Barbosa, E., Oliveira, S. M. A. C. (2017) Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, (22)1,13-24. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016131457>



# REVISTA AIDIS

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

## PROPOSIÇÃO DE UMA METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA E DE SENSIBILIDADE DE PARÂMETROS ATRAVÉS DO MODELO SWAT

\* Francisco Miquéias S. Nunes <sup>1</sup>  
Vajapeyam S. Srinivasan <sup>2</sup>  
Ricardo de Aragão <sup>3</sup>  
Yáscara Maia Araújo de Brito <sup>4</sup>

## APPLICABILITY OF THE SWAT MODEL FOR HYDROSEDIMENTOLOGICAL AND PARAMETER SENSITIVITY ASSESSMENT IN THE SUCURU RIVER BASIN

Recibido el 1 de noviembre de 2021. Aceptado el 20 de junio de 2022

### Abstract

Many environmental problems, especially in the northeast region of Brazil, are a direct consequence of the frequent droughts and contamination of water sources in these regions, as well as the growing demand for water resources recorded in recent decades. Human activities have caused several changes in watersheds and environments, leading to changes in climate and hydrology. Changes in land use and occupation affect the behaviour of surface runoff. This work aims to develop a methodology to quantify surface runoff and soil erosion related to sediment production in a semi-arid basin, taking into account variations in land use conditions and variations in rainfall when fluvimetric data are unavailable. Therefore, the SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model is used as a tool for these assessments. This study evaluated the Sucuru River Basin downstream of the Sumé Dam using precipitation data, temperature and maps of soil type, land use and occupation and observed changes during this period, from 1994 to 2015. According to the rainfall series used for the simulation, 8 of the 22 years of analysis had annual rainfall below the historical average, with 500 mm in the Cariri region of Paraíba. On the other hand, seven years has a marked yearly total around the standard. The most sensitive parameters of the model are those related to physical properties and soil management, such as available water capacity.

**Keywords:** modeling, sediment production, semiarid, surface runoff, water resources.

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

<sup>2</sup> Programas Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental - PPGECA, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.

<sup>3</sup> Unidade Acadêmica de Engenharia Civil - UAEC, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.

<sup>4</sup> Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil.

\*Autor correspondente: Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campus Universitário, s/n, Bodocongó, Campina Grande/PB, CEP: 58109-790, Brasil. Email: [miqueias2103@hotmail.com](mailto:miqueias2103@hotmail.com)



## Resumo

Muitos problemas ambientais, principalmente na região nordeste do Brasil, são consequência direta das frequentes secas e contaminação dos mananciais nessas regiões, bem como da crescente demanda por recursos hídricos registrada nas últimas décadas. As atividades humanas têm causado diversas mudanças em bacias hidrográficas e ambientes, levando a mudanças no clima e na hidrologia. As mudanças no uso e ocupação do solo afetam o comportamento do escoamento superficial. Este trabalho tem por objetivo desenvolver uma metodologia para quantificar o escoamento superficial e a erosão do solo, relacionados à produção de sedimentos em uma bacia semiárida, levando em conta as variações nas condições do uso do solo e as variações na pluviosidade quando não existem dados fluviométricos. Portanto, o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) é utilizado como ferramenta para essas avaliações. Este estudo avaliou a Bacia do Rio Sucuru a jusante da Barragem de Sumé usando dados de precipitação, temperatura e mapas de tipo de solo, uso e ocupação do solo e mudanças observadas durante esse período, de 1994 a 2015. De acordo com a série pluviométrica utilizada para a simulação, 8 dos 22 anos de análise tiveram precipitação anual abaixo da média histórica, com 500 mm na região do Cariri da Paraíba. Por outro lado, 7 anos apresenta um total anual acentuado em torno da média. Os parâmetros mais sensíveis do modelo são aqueles relacionados às propriedades físicas e ao manejo do solo, como a capacidade de água disponível.

**Palavras-chave:** escoamento superficial, modelagem, produção de sedimentos, recursos hídricos, semiárido.

## Introdução

A água é um elemento abundante e renovável vital para a sobrevivência de todos os seres vivos na Terra. No entanto, a água disponível para consumo humano tem se tornado cada vez mais escassa. Entre outras razões, esse problema inclui a poluição da água, desmatamento e resíduos, e distribuição desigual da água no espaço e no tempo, principalmente da urbanização e industrialização (Sajikumar e Remya, 2015; Queiroz *et al.*, 2020; Meena *et al.*, 2020).

Nas últimas décadas, houve um aumento da demanda por recursos hídricos, em contrapartida a uma redução da oferta ocasionada por eventos de seca e poluição das fontes de captação, vem acarretando inúmeros problemas ambientais, em especial na região Nordeste do Brasil. Por outro lado, as ações antrópicas têm causado diversas transformações nas bacias hidrográficas e no meio ambiente, o que acarreta mudanças no clima e no regime. Além disso, houve mudanças severas no uso e ocupação do solo e, conseqüentemente, modificações nos aspectos hidrossedimentológico e nos comportamentos ecológicos (Khare *et al.*, 2017; Luan *et al.*, 2018; Fontes Júnior e Montenegro, 2019; Šípek *et al.*, 2020), que no geral estão relacionados às atividades antrópicas (Worku *et al.*, 2017; Aleixo e Silva Neto, 2018).

Nas bacias hidrográficas nordestinas, em especial naquelas localizadas na zona semiárida, as chuvas apresentam uma grande irregularidade interanual e ocorrem, na maioria das vezes, em um quadrimestre chuvoso. Devido a essa irregularidade, a oferta hídrica na região é basicamente proveniente da acumulação de água em reservatórios, que estão sujeitos a perdas por

evaporação. Além disso, o volume acumulado de água depende do uso e ocupação do solo e do rendimento pluvial das bacias (Nunes, 2018; Abaker *et al.*, 2018).

Essas regiões são as mais vulneráveis às mudanças no uso da terra devido aos frequentes anos de precipitações abaixo da média e de secas severas (Cunha *et al.*, 2015), como a ocorrida entre 2012 e 2018, no Semiárido Brasileiro (SAB) (Marengo *et al.*, 2018). No semiárido brasileiro, os períodos de seca afetam o crescimento e produção vegetal e tem substanciais impactos sociais e econômicos na população local (Ribeiro *et al.*, 2016).

Nesse contexto, é necessário conhecer melhor os processos deposicionais hidrológicos na região para melhor aproveitamento dos escassos recursos hídricos. Portanto, são necessários estudos de diferentes escalas que considerem as influências antrópicas e as mudanças climáticas. As estimativas da produção de escoamento superficial e de sedimentos, nas bacias hidrográficas, são fundamentais para um eficiente planejamento e gerenciamento dos recursos naturais, além de permitir melhor convivência com a variabilidade climática característica da área (Aragão *et al.*, 2013; Silva, *et al.*, 2016).

Diante desse cenário, uma possibilidade para melhorar a compreensão do comportamento hidrológico, consiste na utilização de tecnologias, como por exemplo, os sistemas computacionais, tais como a integração do um Sistema de Informações Geográficas (SIG) com a modelagem hidrológica. O SIG é um sistema abrangente de informações que evoluiu e ainda se desenvolve paralelamente às tecnologias avançadas.

Modelos hidrossedimentológicos têm sido aplicados a bacias hidrográficas existentes no mundo todo e no Brasil, essa realidade não é diferente, como pode-se ver nos estudo de: Pereira *et al.*, (2016), que simulou a vazão em uma pequena bacia hidrográfica localizada no sudeste do Brasil; Nunes *et al.* (2018) analisaram a influência do uso e ocupação do solo sobre o escoamento superficial e a erosão do solo numa bacia hidrográfica localizada em região semiárida; Paz *et al.* (2018), analisou a sensibilidade e calibrou o modelo SWAT para uma bacia hidrográfica no nordeste do Brasil, usando dados climáticos observados; Dias *et al.* (2018), que analisou o escoamento superficial utilizando o modelo SWAT na bacia hidrográfica do Rio Grande; Castro e Machado (2019) que analisaram a sensibilidade dos parâmetros hidrológicos do modelo SWAT para a bacia hidrográfica do Rio das Pedras Guarapuava-PR) e Farias *et al.* (2020), que avaliaram as mudanças no uso do solo e seus efeitos sobre a evapotranspiração, o escoamento superficial e os sedimentos na Bacia Hidrográfica do rio Mundaú - PE), como ferramenta para auxiliar na gestão dos escassos recursos hídricos ali existentes.

O modelo SWAT (Soil And Water Assessment Tool), desenvolvido por Neitsch *et al.* (2005) é um modelo matemático, de domínio público, e está entre os modelos de base física e distribuído.

Este modelo foi desenvolvido por pesquisadores *Agricultural Research Service (ARS)* e pela *Texas A&M University (TAMU)*, em 1996, nos Estados Unidos da América. O SWAT é bastante utilizado em várias partes do mundo (EUA, China e Brasil) para simular processos hidrológicos e hidrossedimentológicos (Douglas-Mankin *et al.*, 2010; Yu *et al.*, 2018). No Brasil, o modelo SWAT já foi aplicado a bacias de diversas regiões como Sudeste, Norte e Nordeste (Bressiane *et al.*, 2015; Fukunaga *et al.*, 2015; Dias *et al.*, 2018; Marmontel *et al.*, 2019). Devido suas características, o modelo ganhou destaque nas regiões semiáridas do nordeste brasileiro, nos estados de Pernambuco e Paraíba (Dantas *et al.*, 2015; Nunes *et al.*, 2018; Paz, *et al.*, 2018; Farias *et al.*, 2020). Para melhor aproveitamento dos recursos naturais, por meio de planejamento e gerenciamento adequados, são necessárias informações sobre a quantidade dos recursos naturais disponíveis e dados básicos de demanda destes recursos. No SAB, assim como em outras regiões, sem estimativa razoável da produção do escoamento superficial e da erosão do solo, planejamento racional e manejo adequado das bacias hidrográficas torna-se impossível.

Diante do exposto, o objetivo do presente trabalho foi parametrizar o modelo SWAT para a bacia hidrográfica do rio Sucuru, sem dados de vazão, demonstrar a importância de métodos confiáveis para quantificar o escoamento superficial e a erosão do solo em bacias hidrográficas do semiárido brasileiro, levando em consideração mudanças históricas ou projetadas no uso e ocupação do solo. A importância deste trabalho está no desenvolvimento de métodos para estudos hidrossedimentares em áreas onde não há dados sobre escoamento superficial ou sedimentos produzidos pela erosão. Destaca-se que o artigo é fruto da dissertação do autor Nunes (2018), intitulada “Avaliação hidrossedimentológica de uma bacia sem dados de vazão utilizando o modelo SWAT”.

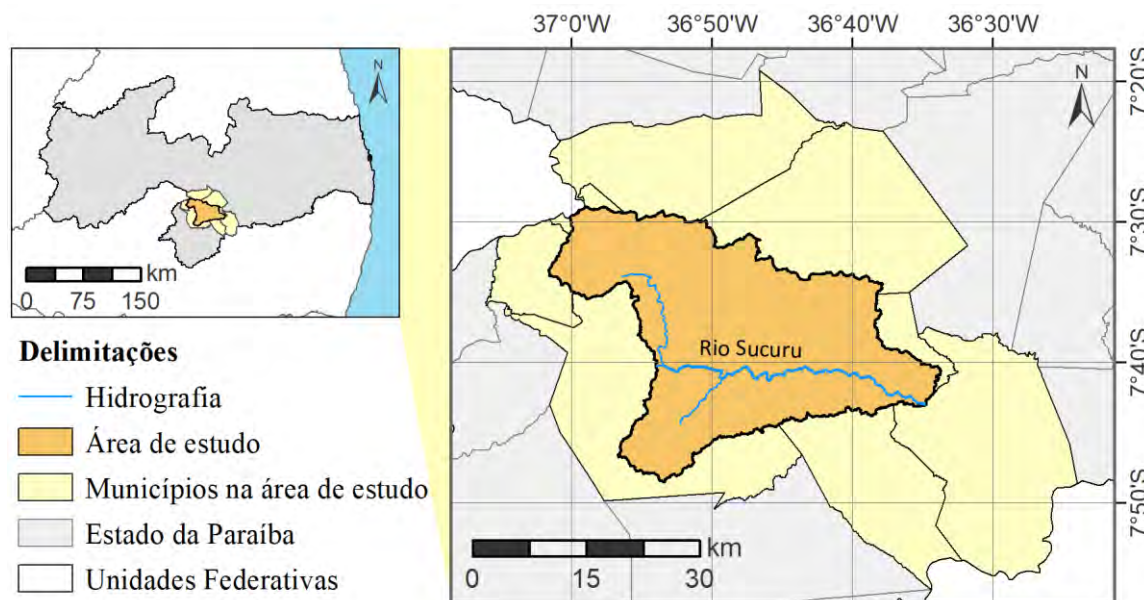
## Material e métodos

### A área de estudo e suas características

A área em estudo é a porção da sub-bacia do rio Sucuru, localizada no semiárido paraibano, à jusante do Reservatório Sumé, que leva o nome do município. (Figura 1). O açude localiza-se, na microrregião do Cariri Paraibano, pertencente à região Semiárida do Estado da Paraíba, no Nordeste do Brasil. A bacia do rio Sucuru tem uma área de 1.682 km<sup>2</sup>, dos quais 55.8% correspondem à parte jusante do açude de Sumé, alvo do presente estudo. A temperatura média anual, na área em estudo, oscila entre 21 e 32 °C, enquanto a precipitação média anual fica em torno de 400 a 600 mm.

Sete municípios estão inseridos nesta bacia hidrográfica (Amparo, Congo, Coxixola, Caraúbas e São José dos Cordeiros, Serra Branca, Sumé), e compreendem uma população em torno de 100.000 habitantes. Os principais afluentes são o riacho do Buraco, riacho dos Pilões, riacho Pedra Cumprida e o rio Sucuru, o principal curso de água. A grande maioria dos rios são intermitentes,

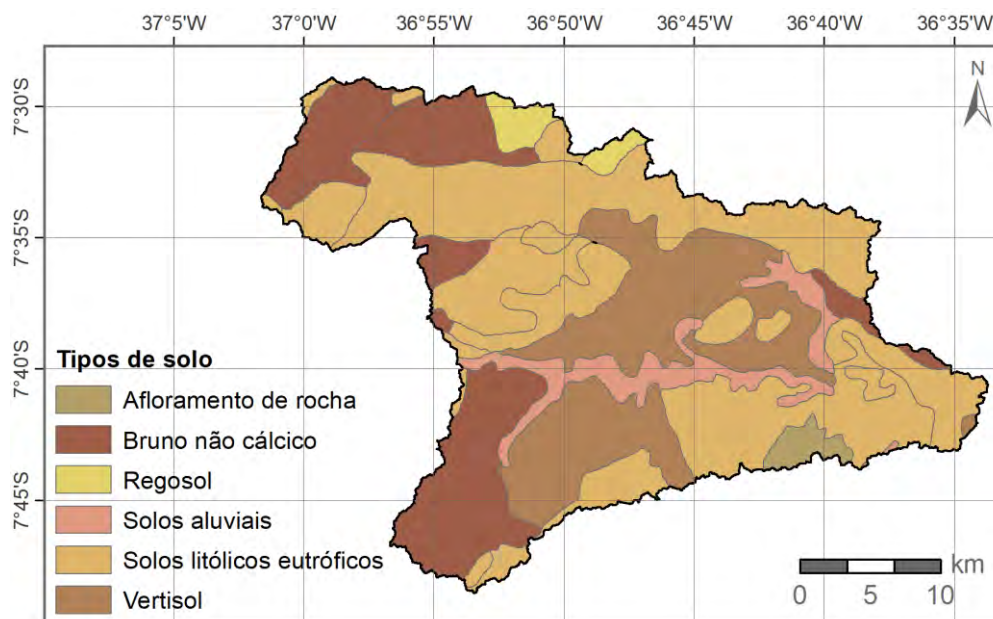
com escoamento significativo apenas em períodos chuvosos, e extensos períodos de seca (vazão nula), em virtude das características climáticas da região. Nesta bacia existem apenas aquíferos aluviais ou fissurais.



**Figura 1.** Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Sucuru, com destaque aos municípios que fazem parte da delimitação.

A vegetação predominante na área é a Caatinga, bioma exclusivamente brasileiro, com uma forte incidência das seguintes espécies: Macambira (*Bromelia Laciniosa*), Marmeleiro (*Cydonia Ablonga*), Umburana (*Commiphora Leptolophloeos*), Catingueiro (*Caesalpinia Pyramidalis*), Xique-xique (*Pilosocereus Polygonus*), Facheiro (*Pilosocereus Pachycladus*), Jurema (*Mimosa Tenuiflora*). Todas são espécies características do clima Semiárido e resistem mesmo em períodos de seca, devido às características fisiológicas (CPRM, 2000).

O solo na área da Bacia Hidrográfica é raso, com um subsolo rochoso em embasamento cristalino que, de acordo com a Embrapa (1999) e o Ministério da Agricultura (1979), dentre as os tipos de solos ali encontrados, os mais frequentes são (Figura 2): neossolos (47.06%), vertissolos (22.08%) e luvisolos (20.86%).



**Figura 2.** Tipos de Solo da Bacia.

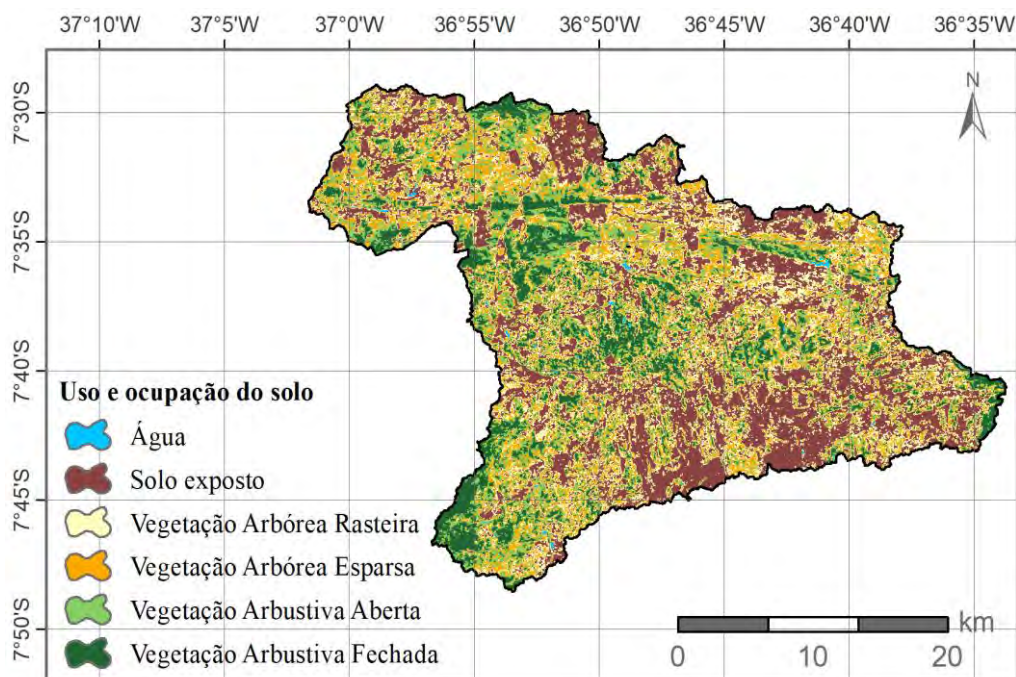
### Dados de entrada do modelo

Os dados de uso e ocupação do solo foram obtidos a partir do processamento de imagens do satélite LANDSAT 5 TM, órbita 215, ponto 65 (nas datas de 18/06/1990 e 11/02/2002) e LANDSAT 7 (2013), associados a visitas in loco para validar os usos do solo. A partir da análise dessas imagens, foram determinados os seguintes usos e ocupação, exposto na Figura 3: Solo exposto, vegetação rasteira, vegetação arbórea esparsa, vegetação arbórea aberta, vegetação arbórea fechada e água.

Como as categorias de uso e ocupação do solo ilustrados na Figura 3 não foram encontradas no banco de dados do modelo SWAT. Procurou-se classes equivalentes são estabelecidas como critério para obtenção dos valores dos parâmetros, através de um processo de tentativa e erro. São selecionadas as categorias com o maior número de características semelhantes. As classes e suas associações, bem como as suas siglas estão descritas na Tabela 1.

Os dados de precipitação foram obtidos a partir de 13 postos pluviométricos localizados na bacia ou próximos a esta, para o período que se estende de 1994 a 2015. Os dados climatológicos, por sua vez, foram coletados em uma estação climatológica localizada na cidade de Monteiro, mesma região da bacia. A partir dos dados climáticos, médias mensais histórica são calculadas, a fim de alimentar o gerador de clima WGEN (Neitsch, 2005), interno ao modelo, foi utilizado para o

preenchimento as falhas de dados climatológicos (precipitação, temperatura, umidade relativa e velocidade do vento), caso existam. Embora o modelo SWAT disponibilize metodologias de determinação da evapotranspiração potencial, como por exemplo, Penman monteith, utilizou-se dados obtidos em um tanque classe A, como dado diário de evapotranspiração potencial, provenientes da estação climatológica de São João do Cariri.



**Figura 3.** Mapa de uso e ocupação do solo da bacia para o ano de 1990.

**Tabela 1.** Porcentagem (%) das tipologias de uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do rio Sucuru para os anos de 1990, 2002 e 2013.

Uso das imagens	Uso banco de dados SWAT	1990	2002	2013
Água	Water	0.30%	0.75%	0.10%
Solo exposto	Barren	30.07%	31.88%	13.36%
Vegetação arbórea rasteira	Barren or Sparsely vegetated	21.26%	17.45%	16.95%
Vegetação arbórea esparsa	Range Brush	18.42%	14.74%	17.53%
Vegetação arbustiva aberta	Forest Deciduos	16.74%	14.80%	21.66%
Vegetação arbustiva fechada	Mixed grassland Shrub	13.21%	20.38%	30.40%

A bacia hidrográfica e suas sub-bacias são discretizadas automaticamente com base no Modelo Digital de Elevação (MDE), oriundo do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), que tem resolução espacial de 30 metros. O SWAT discretiza a área em sub-bacias e gera tipologias que possibilitam diferenciar as características hidrológicas da região.

Os dados do solo (textura, número de camadas e suas respectivas profundidades, capacidade de campo, condutividade hidráulica e fatores de erodibilidade) foram obtidos a partir de um levantamento exploratório de solos no Estado da Paraíba (Ministério da Agricultura, 1972). Segundo Williams (1969), a disponibilidade hídrica é estimada, enquanto a condutividade hidráulica é calculada a partir dos teores de areia, silte e argila extraídos dos levantamentos anteriores e com base no perfil do solo mais adequado ao tipo de solo existente nessa área. Para esses cálculos utilizou-se software com essa finalidade. O fator de erodibilidade do solo foi calculado em função da textura, conforme o método de Williams (1995).

#### Inicialização e parametrização do modelo

As simulações cobriram o período 1994-2015 e, como a série de precipitação é curta (21 anos), os dados de precipitação relativos ao ano de 1994 foram triplicados para permitir o aquecimento do modelo em um período de três anos, e assim estabilizar os valores dos parâmetros e os valores das variáveis de saída (escoamento superficial e produção de sedimentos), sendo descartados do valor final os resultados obtidos dentro deste período de aquecimento, e importados apenas para o período 1994-2015.

Para a parametrização, dados observados de vazão são empregados, para fins de comparação com os resultados fornecidos pelo modelo. No entanto, na bacia hidrográfica do rio Sucuru não há dados de vazão. Os modelos SWAT são sensíveis a diversas variáveis físicas e climáticas. Arnold *et al.* (2000) relatam que os modelos SWAT são sensíveis a mais de 100 variáveis relacionadas à vegetação, manejo do solo, pedologia, clima, aquíferos, canais e reservatórios.

Os métodos de variação são: substituição direta, adição e multiplicação. Na substituição direta, o modelo altera um valor existente para outro; em um método é adicionado ao valor inicial do parâmetro adicionando um novo valor; e no caso de multiplicação, a mudança de valor é estabelecida alterando o valor inicial por um percentual de (Viana, 2019). Os parâmetros que geralmente apresentam maior sensibilidade são os descritos no Manual do Modelo SWAT (Meaurio *et al.*, 2015). As variáveis utilizadas nesse estudo são descritas na Tabela 2, variáveis essas que foram representativas e influentes para o parâmetro de escoamento superficial como indicado por Arnold *et al.*, (2012).

**Tabela 2.** Parâmetros influentes sobre o escoamento indicados por Arnold *et al.* (2012).

Parâmetros	Descrição	Faixa de valores
CANMX	Quantidade máxima de água interceptada pela vegetação	50 a 90 mm
GWQMN	Profundidade da água subterrânea necessária para ocorrer fluxo de retorno	1000 a 5000 mm
GW_REVAP	Coefficiente de controle do fluxo da água entre as zonas saturada e não saturada	0.02 a 0.2 mm
REVAPMN	Limite de água no solo para ocorrência da ascensão capilar na zona saturada	0 a 1000
RCHRG_DP	Fração de água percolada para o aquífero profundo	0 a 0.08
SURLAG	Tempo de retardo de escoamento superficial	0 a 5 dias
ESCO	Coefficiente de compensação da evaporação de água no solo	0.2 a 0.7
EPCO	Fator de compensação de água no dossel das plantas	0.1 a 1
CN	Número inicial da curva de escoamento do scs para a condição de umidade II	Min 35 e Max 98
SHALLST	Profundidade inicial de água no aquífero raso	0 a 5000 mm
DEEPST	Profundidade inicial de água no aquífero profundo	0 a 10000 mm
GW_DELAY	Coefficiente de atraso da água subterrânea	0 a 500 dia
ALPHA_BF	Fator alfa de fluxo de base	0 a 1 dia

No modelo SWAT, após a delimitação e definição das Unidades de Respostas Hidrológicas (HRUs), cada um dos parâmetros listados assume um valor *default*, que são: CN (57), CANMX (65 mm), GWQMN (1000 mm), GW\_REVAP (0.02 mm), REVAPMN (1), RCHRG\_DP (0.05), SURLAG (4 dias), ESCO (0.95), EPCO (1), GW\_DELAY (31dias). Contudo, como não há dados observados de vazão, para a determinação dos valores ótimos destes parâmetros, a metodologia utilizada baseia-se em ajustar os valores dos parâmetros citados por Arnold *et al.* (2012), a fim de que a lâmina escoada levasse a um rendimento da bacia (coeficiente de escoamento superficial) entre 5 e 10%, que são os valores sugeridos por Viana (1986), para a região semiárida do Nordeste.

O período de 1994 a 2015, para o qual existem dados ininterruptos de precipitação, foi simulado a partir de dados de três mapas de uso do solo, para os anos 1990, 2002, 2013), individualmente. As simulações são realizadas para todo o período, com cada mapa de uso de solo, com o propósito de avaliar as influências relativas, no período como um todo e nos anos individuais.

Simula-se escoamento superficial considerando, para o período de dados de precipitação, os anos mais próximos a cada ano dos mapas de uso do solo, com o objetivo de avaliar a influência das mudanças do uso do solo ao longo de um período que englobasse a data de coleta de cada mapa de uso e ocupação do solo. Assim, o período entre 1994-2001 foi empregado para simular o escoamento com os dados do mapa de uso de 1990; o período 2002 – 2012 (mapa de uso de 2002) e 2013 – 2015 (mapa de uso de 2013). Visto que o uso e ocupação do solo em 1990 se



aproxima daquele mostrado no mapa de 2002, os resultados obtidos com o mapa de 1990 foram tomados como base para comparação.

Para uma estabilização dos parâmetros do modelo, nas condições iniciais de distribuição da umidade do solo e nas condições reais da evapotranspiração, foi necessária uma inicialização de “aquecimento”, que consistia em simular os processos com três anos e, em seguida, adotar o período de interesse, ignorando os resultados dos três primeiros anos de simulação.

Devido a falta de dados medidos de vazão, considerou-se que os principais parâmetros que influenciam o processo de escoamento são aqueles citados por Arnold *et al.* (2012), Cadier *et al.* (1982) e Viana (1986). Estes fizeram uma extensa pesquisa sobre a hidrologia das bacias hidrográficas do SAB e concluíram que o tipo de solo exerce um papel fundamental no escoamento superficial e, conseqüentemente, no rendimento da bacia. Para estes autores, o rendimento médio anual (RMA) da bacia varia entre 2.8 e 10%, podendo atingir 20%, em alguns casos.

Portanto, após repetidos testes e levando em consideração as características do solo, geologia e clima da bacia, os parâmetros acima foram ajustados, e por fim o valor do parâmetro GWQMN foi ajustado para 2000 mm, pois nenhum levantamento na bacia mostrou que a profundidade do solo era maior que isso (Ministério da Agricultura, 1972). Os parâmetros CANMX, ESCO, EPCO e CN mostraram-se muito influentes, pois qualquer pequena alteração em seus valores levaria mais ou menos a superestimação e/ou subestimação da placa de drenagem, exigindo assim múltiplas tentativas para obter seu valor (Tabela 3). A influência de cada um destes parâmetros foi avaliada através da variação individual de cada um para baixo e para cima a partir do valor ajustado anteriormente.

**Tabela 3.** Parâmetros ajustados após tentativa e erro.

Parâmetro do SWAT	Faixa de variação	Valor Inicial ( <i>default</i> )	Valor Ajustado
CANMX	0 – 100 mm	0	80 mm
GWQMN	0 – 5000 mm	1000 mm	2000 mm
GW_REVAP	0.02 – 0.2	0.02	0.2
REVAPMN	0 – 1000 mm	1 mm	0
RCHRG_DP	0 – 1 mm	0.05 mm	0
SURLAG	0 – 24 dias	4 dias	0
ESCO	0 – 1	0.95	0.3
EPCO	0 – 1	1	1
CN	0 – 100%	100% do CN obtido	100% do CN obtido
SHALLST	0 – 5000mm	1000 mm	0
DEEPST	0 – 10000mm	1000 mm	0
GW_DELAY	0 – 500 dia	10 dias	3 dia
ALPHA_BF	0 – 1 dia	0.048 dia	0.048 dia

### Simulação da variação climática

A mudança climática influenciada pelo homem tem dois fatores, a saber: mudanças nos padrões de chuva e aumento na evapotranspiração, ambos causados pelo aumento das temperaturas globais (Assis et al., 2015; Pereira et al., 2017; Flato et al., 2017). As mudanças que ocorrem nas condições de chuva são incertas se estão mudando ou mudando com as mudanças climáticas. Nesse sentido, os sinais de anormalidade não são definitivos, pois podem ser positivos ou negativos. Por esta razão, decidiu-se analisar o que acontece com as mudanças na precipitação. Outro aspecto da análise é o aumento da evaporação.

Estudos relacionados às mudanças climáticas apontam o aumento das temperaturas como a principal causa do aumento da evapotranspiração. No entanto, para este trabalho, a temperatura não foi considerada devido à falta de estudos para quantificar seu aumento em escala regional ou local. As simulações são realizadas com uma variação direta admitindo faixas de variação de precipitação e evapotranspiração. Para uma avaliação do comportamento da evapotranspiração, o aumento é efetuado diretamente nos valores da evapotranspiração potencial (PET).

O intervalo de variação da precipitação foi de -10 a +10 %, com simulações efetuadas considerando um possível aumento e/ou diminuição no regime pluviométrico da seguinte forma: -10%, -7, -5, -3, -2, 0, +2, +3, +5, +7, +10%; em uma escala que fosse possível analisar condições extremas de anos úmidos e secos. Tais valores visam refletir o comportamento dos parâmetros analisados, quando submetidos a situações extremas de precipitação. Para tanto, eleva-se o valor da evapotranspiração potencial (PET) em 0.1; 0.3 e 0.5 mm, que são valores que permitem visualizar bem esse comportamento.

### **Resultados e discussão**

As simulações realizadas após a parametrização mostram que o modelo SWAT reproduz de forma consistente a relação entre a precipitação e a lâmina escoada (Tabela 3). Considerando o mapa de uso e ocupação do solo de 1990 para a realização das simulações de referência ou padrão, é possível verificar que a maioria dos escoamentos estavam dentro na faixa entre 5 e 10% em nível anual, bem como a média anual do período como um todo. A Figura 4 demonstra a relação entre o total precipitado e a lâmina escoada, utilizando para tanto o mapa de uso e ocupação do solo de 1990. Nota-se nesta figura que, para alguns anos, o valor de precipitação ultrapassou os 600 mm.

De acordo com a série pluviométrica utilizada para as simulações, dentre os 22 anos de análise, 8 apresentaram totais anuais precipitados abaixo da média história, para a região do Cariri paraibano, que é de 500 mm. Por outro lado, 7 anos apresentaram totais anuais precipitados em torno da média e outros 7 anos totais precipitados anuais acima da média, e foram considerados assim como anos úmidos.

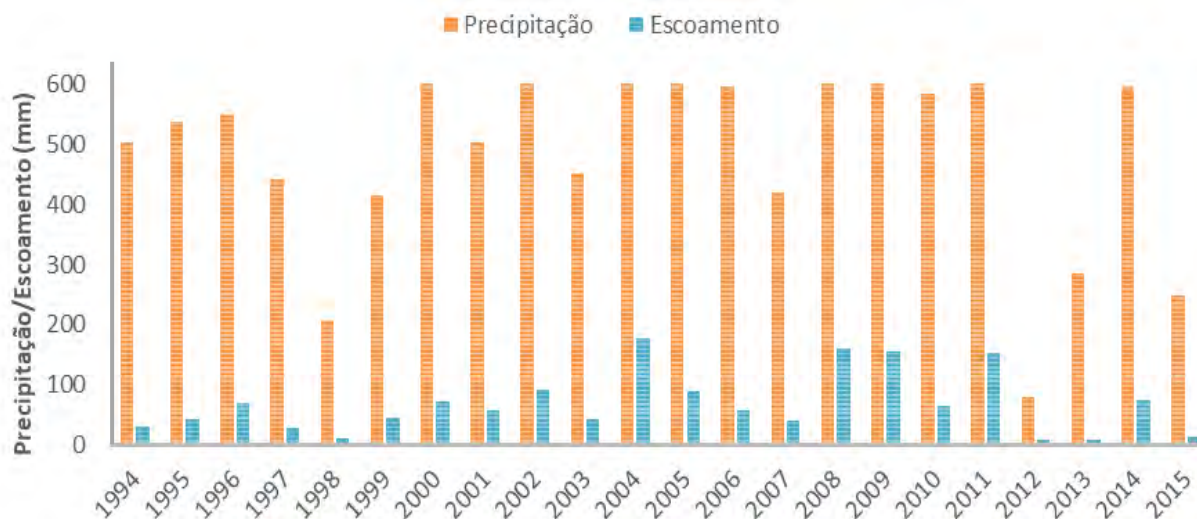


Figura 4. Relação entre o total precipitado e a lâmina escoada.

De acordo com a série pluviométrica utilizada para as simulações, dentre os 22 anos de análise, 8 apresentaram totais anuais precipitados abaixo da média histórica, para a região do Cariri paraibano, que é de 500 mm. Por outro lado, 7 anos apresentaram totais anuais precipitados em torno da média e outros 7 anos totais precipitados anuais acima da média, e foram considerados assim como anos úmidos.

A Tabela 4 expõe os valores anuais de escoamento e produção de sedimentos para todo o período de estudo, resultante das simulações com os três mapas. Os anos de 2000 a 2011, em sua maioria, registra valores de precipitação acima da média histórica da região. Grandes volumes de chuva, em conjunto com áreas sem cobertura vegetal, resultam em uma maior lâmina escoada, condição essa registrada com os mapas de 1990 e 2002. Já o mapa de 2013, por apresentar o solo bem mais protegido, apresenta valores de lâmina escoada inferior aos demais anos.

Quanto maior a umidade do solo, maior é o escoamento superficial e, conseqüentemente, mais rápida é a transferência de água precipitada. Caso contrário, se a taxa de infiltração for alta, essa transferência passa a ser subterrânea e a ocorrer mais lentamente. Dessa forma, se o modelo não simular adequadamente a umidade do solo, os valores resultantes não se aproximarão dos valores observados, o que resulta tanto em superestimação quanto em subestimação dos resultados (Marmontel *et al.*, 2019).

Quanto maior a umidade do solo, maior é o escoamento superficial e, conseqüentemente, mais rápida é a transferência de água precipitada. Caso contrário, se a taxa de infiltração for alta, essa

transferência passa a ser subterrânea e a ocorrer mais lentamente. Dessa forma, se o modelo não simular adequadamente a umidade do solo, os valores resultantes não se aproximarão dos valores observados, o que resulta tanto em superestimação quanto em subestimação dos resultados (Marmontel *et al.*, 2019).

**Tabela 4.** Valores de escoamento e sedimento para os diferentes mapas de uso do solo.

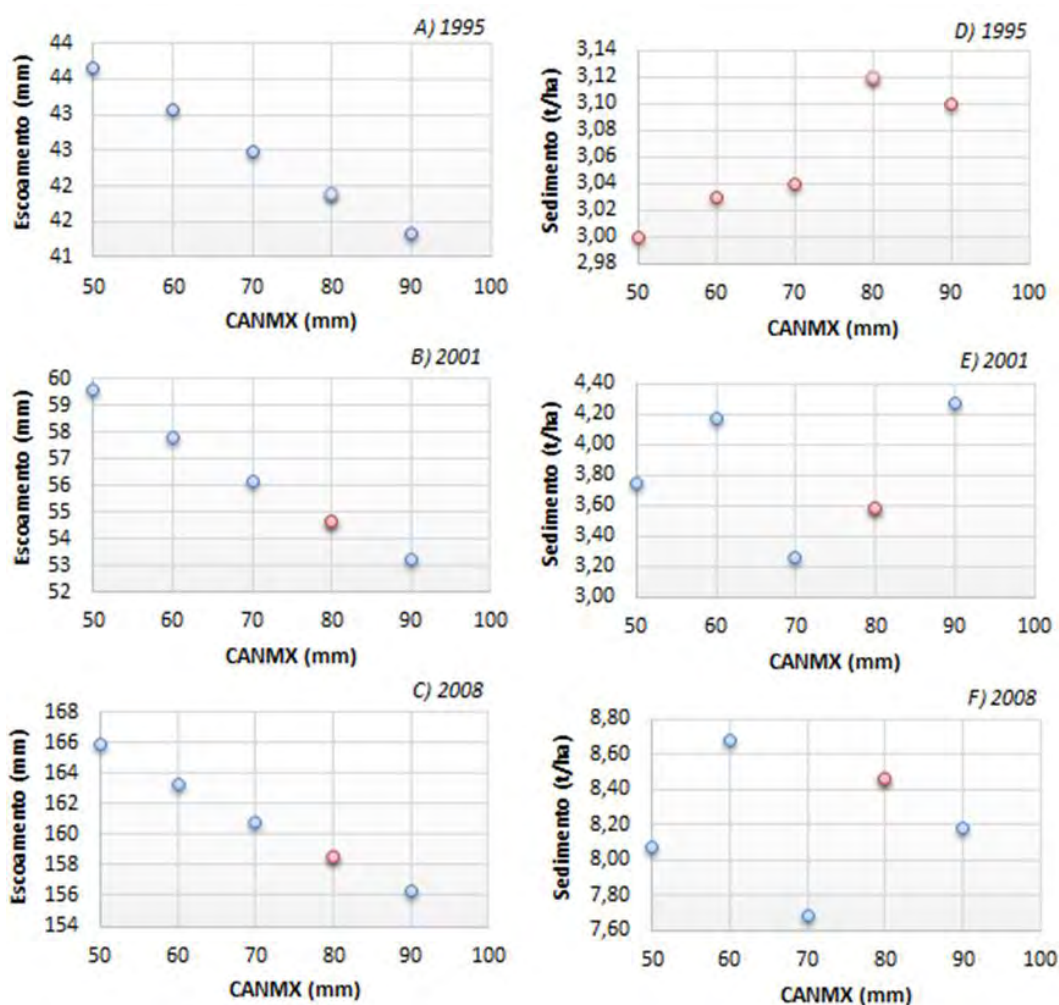
Ano	P (mm)	Mapa de 1990		Mapa de 2002		Mapa de 2013	
		E (mm)	S (t/ha)	E (mm)	S (t/ha)	E (mm)	S (t/ha)
1994	502.90	29.36	1.59	28.28	1.63	19.29	0.7
1995	538.03	43.25	2.64	44.81	2.89	25.37	1.13
1996	549.99	69.38	3.37	67.6	3.35	51.99	1.84
1997	442.99	27.69	1.35	28.38	1.54	17.31	0.66
1998	206.45	10.77	0.56	9.26	0.53	6.48	0.25
1999	414.23	44.57	2.83	46.25	3.11	31.02	1.86
2000	757.08	72.35	4.08	67.69	3.97	49.41	2.13
2001	502.84	56.48	3.1	54.99	3.22	37.35	1.51
2002	664.86	91.26	4.81	86.75	4.77	68.27	2.76
2003	451.86	42.39	2.8	38.71	2.84	26.37	1.34
2004	810.2	176.28	8.03	178.2	8.59	144.95	5.23
2005	664.84	89.39	4.31	90.62	4.68	61.56	2.38
2006	595.84	57.87	3.76	66.51	5.16	35.8	1.63
2007	420.04	40.68	1.96	36.57	1.97	30.22	1.26
2008	826.97	161.04	7.59	162.97	8.63	128.88	4.62
2009	969.35	154.51	7.38	153.99	7.92	115.94	3.79
2010	585.01	64.84	3.12	67.06	3.39	43.21	1.42
2011	886.81	152.65	7.25	157.72	8.24	115.78	4.49
2012	79.41	8.43	0.78	11.85	1.23	5.85	0.47
2013	284.78	8.77	0.36	9.31	0.46	5.05	0.14
2014	595.97	74.27	4.97	72	5.09	53.25	2.18
2015	248.83	12.14	0.68	15.49	1.01	7.12	0.35

*P = precipitação; S = Sedimentos; E = Escoamento Superficial.*

Foi utilizada uma parametrização das 13 variáveis mais sensíveis da área de estudo. Outros parâmetros são baseados em valores fornecidos pelo próprio modelo (padrão). Quanto mais sensíveis forem os parâmetros, mais relevante será sua inserção no modelo, devendo-se ter o cuidado de ajustar seus valores na fase inicial quando possível. Parâmetro "Número de Curvas" vs. Condição de Umidade II (CN2), Coeficiente de Compensação de Evaporação do Solo (ESCO), Armazenamento Máximo de Água do Dossel (CANMX), Profundidade do Aquífero Raso Responsável pelo Retorno (GWQMN), Constante de Decaimento da Vazão Base (ALPHA\_BF), o coeficiente de controle de fluxo de água entre zonas

saturadas e não saturadas (GW\_REVAP), e o limite de água para infiltração em aquíferos rasos (REVAPMN) são considerados os dez mais sensíveis à bacia hidrográfica do rio Sucuru.

Assim, como observado por Daggupati *et al.* (2015), nem todos os parâmetros considerados importantes na análise de sensibilidade precisarão ser ajustados. Devem ser avaliados segundo a experiência do modelador ou de resultados da literatura. A Figura 5 demonstra os resultados das simulações para os anos de 1995, 2001 e 2008. Na análise do escoamento superficial em diferentes anos, pode-se notar que, seja em anos secos, úmidos ou moderados, o aumento dos parâmetros CANMX leva à diminuição da profundidade de drenagem, esse comportamento também é observado na análise das alterações do CANMX em escoamento médio anual.



**Figura 5.** Variação do CANMX em relação ao comportamento da precipitação em anos de chuva média na bacia – (A e D) 1995; abaixo da média – (B e E) 2001) e acima da média - (C e F) 2008 para o escoamento superficial e produção de sedimentos.

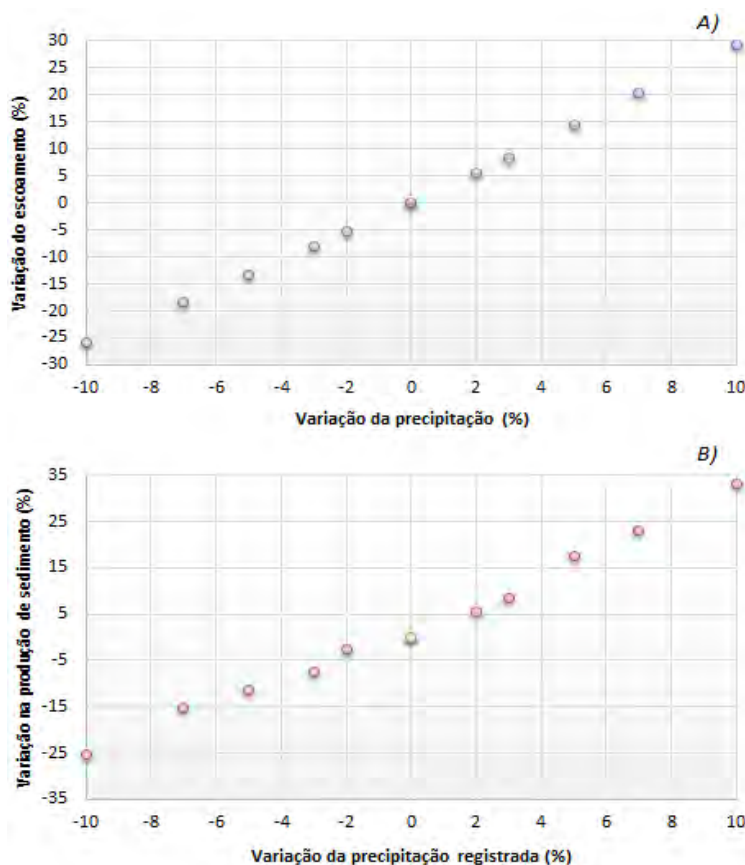
Mudanças na produção de sedimentos em função do CANMX nos anos de análise acima mencionados. Cabe destacar que a produção de sedimentos é fortemente influenciada pelas chuvas, pois apresenta comportamento não linear, ao contrário do que ocorre com o escoamento superficial, que é quase linear independentemente do ano. Esse padrão já é esperado devido à relação não linear entre escoamento superficial e erosão do solo. No entanto, na análise média anual, embora não linear, o comportamento segue a mesma tendência para diferentes variações de CANMX.

De acordo com a Tabela 3, estudo realizado em bacia hidrográfica do Nordeste do Brasil, mostraram que os parâmetros mais sensíveis à parametrização também foram identificados e utilizados para calibração. Portanto, analisando esses estudos, determinou-se que os parâmetros mais sensíveis à Bacia do Rio Sucuru correspondem aos parâmetros determinados por Andrade *et al.*, (2017); Medeiros *et al.*, (2018); Silva *et al.*, (2018), Carvalho Neto (2018) e Paz *et al.*, (2018). Vale ressaltar ainda que os parâmetros relacionados às águas subterrâneas foram recorrentes, na maior parte dos trabalhos, assim como o CN2.

O impacto das mudanças climáticas na variação da precipitação, acima ou abaixo das observações da série histórica, reflete a produção de escoamento e erosão do solo. No entanto, parece que para a mesma porcentagem de mudança de precipitação, um aumento na precipitação resulta em um aumento muito maior no escoamento do que uma diminuição na mesma porcentagem de precipitação.

O efeito da variabilidade da precipitação foi simulado para o período de 1994 a 2015, utilizando apenas o mapa de 2013, para fins comparativos dos efeitos dessas mudanças. A Figura 6 mostra a variação média anual do escoamento e a produção média anual de sedimentos, em relação à variação da precipitação entre -10% e +10%.

A produção de sedimentos reflete os efeitos das águas pluviais e do escoamento. Portanto, à medida que a precipitação aumenta ou diminui, a produção de sedimentos aumentará ou diminuirá, respectivamente. Pode-se observar que à medida que os valores de precipitação aumentam ou diminuem, os valores de escoamento e a produção de sedimentos também aumentam ou diminuem. A precipitação aumenta em 10% e o escoamento aumenta em cerca de 30%. No entanto, com uma diminuição de 10% na precipitação, o escoamento diminuiu em 25%. No caso da produção de sedimentos, um aumento de 10% na precipitação resulta em um aumento de quase 35% nos sedimentos, enquanto uma diminuição de 10% na precipitação resulta em uma redução de 25% na produção de sedimentos. Com base em evidências empíricas, pode-se observar que aumentos ou diminuições nos valores de precipitação também aumentam ou diminuem os valores de escoamento e produção de sedimentos (Nunes *et al.*, 2018a; Nunes *et al.*, 2018b; Nunes *et al.*, 2019).



**Figura 6.** Porcentagem de precipitação registrada e porcentagem de lâmina escoada (A) e Porcentagem de precipitação registrada e porcentagem de produção de sedimento (B).

Assim como observado por Nunes et al (2018), comparado as simulações usando a série de precipitação utilizando -10% a +10% dos valores da série observada, vale a pena notar que enquanto a série observada (padrão) resultou em uma simulação de escoamento de 49,1 mm, um aumento de 10% de precipitação rendeu um Escoamento de 63,5 mm (aumento de 29,32%). Por outro lado, uma redução de 10% na precipitação produziria 6,47 mm de escoamento (redução de 25,72%). Ou seja, a variação na drenagem da lâmina é de +/-25%. Em termos de rendimento de sedimentos, uma tendência semelhante foi observada para a profundidade de drenagem, onde, para a simulação padrão, obteve-se um rendimento de sedimento de 1.915 t/ha. Um aumento de 10% resultou em um aumento na produção de sedimentos de 2.546 t/ha (aumento de 32,95%). Uma redução de 10% na precipitação reduz a produção de sedimentos para 1.432 t/ha (redução de 25,32%).

## Conclusões

O modelo SWAT é uma excelente ferramenta por si só, não apenas para modelagem de escoamento superficial em bacias hidrográficas, mas também para avaliações hidrossedimentares quantitativas e comparativas. Para a Bacia do Rio Sucuru, a parametrização pode ser realizada satisfatoriamente mesmo sem dados de vazão para calibrar o modelo, o que demonstra a versatilidade do modelo.

A proposição metodológica utilizando o modelo SWAT demonstra a aplicabilidade do modelo como ferramenta de planejamento e gestão de políticas públicas de recursos hídricos em bacias hidrográficas do Nordeste. Os parâmetros mais sensíveis são aqueles relacionados às propriedades físicas e ao manejo do solo, como capacidade de água disponível e números de curvas.

## Referências bibliográficas

- Abaker, W.E., Berninger, F., Starr, M., (2018) Changes in soil hydraulic properties, soil moisture and water balance in Acacia senegal plantations of varying age in Sudan. *Journal of Arid Environments*, 150, 42-53. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.12.004>
- Aleixo, N.C.R., Silva Neto, J.C.A., (2018) Vegetation Index and Air Temperature Behavior in Tefé-Amazonas, Brazil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 11(3), 864-876. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v11.3.p864-876>
- Andrade, C. W. L., Montenegro, S. G. L., Lima, J. R. S., Montenegro, A. A.A., Srinivasan, R. (2017) Análise de sensibilidade de parâmetros do modelo SWAT em uma sub-bacia da Região Nordeste, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 10(2), 440-453. <https://doi.org/10.5935/1984-2295.20170027>
- Arnold, J.G., Moriasi, D.N., Gassman, P.W., Abbaspour, K.C., White, M.J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R.D., Van Griensven, A., Van Liew, M.W., Kannan, N. and Jha, M.K. (2012) SWAT: model use, calibration and validation. *Transactionsofthe ASABE*, 55(4): p.1491-1508. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.42256>
- Aragão, R., Cruz, M. A. S., Amorim, J. R. A., Mendonça, L. C., Figueiredo, E. E., Srinivasan, V. S. (2013) Análise de Sensibilidade dos Parâmetros do Modelo SWAT e Simulação dos Processos Hidrossedimentológicos em uma Bacia no Agreste Nordestino. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 37(4), 1091-1102. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000400026>
- Assis, J. M. O., Souza, W. M., Sobral, M. C. M. Climate analysis of the rainfall in the lower-middle stretch of the São Francisco river basin based on the rain anomaly index. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 2, 188-202.
- Bajjali, W (2018) Introduction to GIS. Em Bajjali, W., *ArcGIS for Environmental and Water Issues*. Spring, Cham, 1-10. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61158-7>
- Bressiane, D. A., Gassman, P. W., Fernandes, J. G., Garbossa, K. H. P., Srinivasan, R., Bonumá, N. B., Mediondo, E. M. (2015) "Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects". *Int J Agric & Biol Eng*, 8(3), 9-35. <https://doi.org/10.3965/j.ijabe.20150803.1765>
- Cadier, E., Freitas, B.J., Leprun, J.C. (1982) *Bacia experimental de Sumé, instalação e primeiros resultados*. Recife: SUDENE, Série Hidrologia, v. 16.
- CPRM, Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais/Serviço Geológico do Brasil (2000) *SUMÉ – FOLHA SB-24-Z-D-V*, Brasília – DF.
- Carvalho Neto, J.G. (2018) *Modelagem e valorização de serviço ambiental hidrológico na Bacia Hidrográfica do Rio Uma, Pernambuco*, Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 205 pp.



- Cunha, A.P.M.A., Alvalá, R.C.S., Kubota, P.Y., Vieira, R.M.S.P. (2015) Impacts of land use and land cover changes on the climate over Northeast Brazil. *Atmospheric Science Letters*, **16**(3), 219–227. <https://doi.org/10.1002/asl2.543>
- Daggupati, P., Pai, N., Douglas-Mankin, K. R., Zeckoski, R.W., Jeong, J., Parajuli, P. B., Saraswat, D., Youssef, M. A. (2015) A recommended calibration and validation strategy for hydrologic and water quality models. *Transactions of the ASABE*, **58**(6), 1705-1719. <http://dx.doi.org/10.13031/trans.58.10712>
- Dantas, J. C., Silva, M. A., Silva, R. M., Vianna, P. C. G. (2015) Simulação vazão-erosão usando o modelo SWAT para uma grande bacia da região semiárida da Paraíba. *Geociências*, **34**(4), 816-827.
- Dias, V. De. S., Luz, M. P. Da., Medeiros, G. M., Nascimento, D. T. F., Oliveira, W. N. De., Merelles, L. R. De. O. (2018) Historical Streamflow Series Analysis Applied to Furnas HPP Reservoir Watershed Using the SWAT Model. *Water*, **10**(4), 458. <https://doi.org/10.3390/w10040458>
- Douglas-Mankin, K. R., Srinivasan, R., Arnold, J. G. (2010) Soil and water assessment tool (SWAT) model: current developments and applications. *Transactions of the ASABE*, **53**(5), 1423-1431. <https://doi.org/10.13031/2013.34915>
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1999) *Sistema Brasileiro De Classificação De Solos*, Centro Nacional De Pesquisa De Solos, Brasília, 412 pp.
- Farias, C. W. L. De. A., Montenegro, S. M. G. L., Montenegro, A. De. A., Lima, J. R. De. S., Srinivasan, R., Jones, C. A. (2020) Modeling runoff response to land-use changes using the SWAT model in the Mundaú watershed, Brazil. *Journal of Environmental Analysis and Progress*. **5**(2), 194-206. <https://doi.org/10.24221/jeap.5.2.2020.2828.194-206>
- Fontes Júnior, R., Montenegro, A.A.A., (2019) Impact of Land Use Change on the Water Balance in a Representative Watershed in the Semiarid of the State of Pernambuco Using the Swat Model. *Engenharia Agrícola*, **39**, 110-117. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v39n1p110-117/2019>
- Fukunaga, D. C., Cecilio, R. A., Zanetti, S. S., Oliveira, L. T., Caiado, M. A. C. (2015) Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. *Catena*, **125**(2), 206-213. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.10.032>
- Flato, M., Muttarak, R., Pelsler, A. (2017) Women, Weather, and Woes: The Triangular Dynamics of Female-Headed Households, Economic Vulnerability, and Climate Variability in South Africa, *World Development*, **90**(17), 41–62. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2016.08.015>
- Khare, D., Patra D., Mondal, A., Kundu, S. (2017) Impact of landuse/land cover change on runoff in the catchment of a hydro power project. *Appl Water Sci*, **7**(2), p. 23–35. <http://dx.doi.org/10.1007/s13201-015-0292-0>
- Leite, P.A.M., Souza E.S., Santos E.S., Gomes, R.J., Cantalice, J.R., Wilcox, B.P., (2018) The influence of forest regrowth on soil hydraulic properties and erosion in a semi-arid region of Brazil. *Ecohydrology*, **11**(3). <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1910>
- Luan, X-B., Wu, P-T., Sun, S-K., Li, X-L., Wang, Y-B., Gao, X-R., (2018) Impact of Land Use Change on Hydrologic Processes in a Large Plain Irrigation District. *Water Resource Management*, **32**, 3203 – 3217. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-1986-5>.
- Marengo, J.A., Alves, L.M., Alvalá, R.C.S., Cunha, A.P., Brito, S., Moraes, O.L.L. (2018) Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. **90**, 1973-1985. <https://doi.org/10.1590/0001.3765201720170206>
- Marmontel, C. V. F., Pissarra, T. C. T., Ranzini, M., Rodrigues, V. A. (2019) Aplicabilidade Do Modelo Hidrológico SWAT Na Bacia Hidrográfica Do Rio Paraíba, SP – Brasil. *Irriga*, **24**(3), 594-609. <https://doi.org/10.15809/irriga.2019v24n3p594-609>
- Meaurio, M., A. Zabaleta, J. Uriarte, R. Srinivasan And I. Antigüedad. (2015) Evaluation of SWAT models performance to simulate streamflow spatial origin. The case of a small forested watershed. *Journal of Hydrology*, **525**, 326–334. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.050>
- Meena, A., Hanief, M., Dinakaran, J., Rao, K.S., (2020) Soil moisture controls the spatiotemporal pattern of soil respiration under different land use systems in a semi-arid ecosystem of Delhi, India. *Ecological Processes*, **9**, 1-13. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-0218-0>

- Medeiros, I. C., Silva, J. F. C. B.C; Silva, R. M., Santos, C. A. G. (2018) Run-off-erosion modelling and water balance in the Epitácio Pessoa Dam river basin, Paraíba State in Brazil. *International Journal of Environmental Science and Technology*. **16**, 3035–3048. <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-018-1940-3>
- Ministério da Agricultura (1972) *Levantamento Exploratório –Reconhecimento de solos do Estado da Paraíba*, Convênio de mapeamento de solos MA/ EPE-SUDENE, Rio de Janeiro, 670 pp.
- Mirzaei, M., Huang, Y. F., El-Shafie, A., Shatirah, A. (2015) Application of the generalized likelihood uncertainty estimation (GLUE) approach for assessing uncertainty in hydrological models: A review. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, **29**, 1265–1273. <http://dx.doi.org/10.1007/s00477-014-1000-6>
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R. (2005) Soil and Water Assessment Tool. Theoretical documentation version 2005. Temple, Blackland Research Center, Soil and Water Research Laboratory, Texas, 494 pp.
- Nunes, F.M.S (2018) *Avaliação hidrossedimentologica de uma bacia sem dados de vazão utilizando o modelo SWAT*, Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 188 p.
- Nunes, F.M.S., Srinivasan, V.S.; Aragão, R. (2018) Avaliação da Influência do uso e ocupação do Solo Sobre o Escoamento Superficial e a Erosão do Solo numa Bacia Semiárida. *Xiv Simpósio De Recursos Hídricos Do Nordeste*. Maceió, A.L.
- Nunes, F.M.S., Srinivasan, V.S., Aragão, R. (2019). Avaliação da Influência da Variabilidade da Precipitação no Rendimento de uma bacia Semiárida. In anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (ISSN 2318-0358), Foz do Iguaçu, PR.
- Paz, Y. M., Galvêncio, J. D., Holanda, R. M., Srinivasan, R., Jones, C. A. (2018) Sensitivity analysis and calibration of the SWAT model for a basin in northeastern Brazil using observed and reanalysis climatic data. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **11**(1), 371-389.
- Pereira, D. R., Martinez, M. A., Pruski, F. F., Silva, D. D. (2016) Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil Using the SWAT model part I: calibration and validation tests. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, **7**(3), 14-37. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2016.05.002>
- Pereira, M. L.T., Soares, M. P. A., Silva, E. A., Montenegro, A. A. A., Souza, W. M. De. (2017) Variabilidade climática no Agreste de Pernambuco e os desastres decorrentes dos extremos climáticos. *Journal of Environmental Analysis and Progress*. **2**(4), 394-402. <https://doi.org/10.24221/jeap.2.4.2017.1452.394-402>
- Queiroz, M.G., Silva, T.G.F., Zolnier, S., Jardim, A.M.R.F., Souza, C.A.A., Araújo júnior, G.N., Moraes, J.E.F., Souza, L.S.B. (2020) Spatial and temporal dynamics of soil moisture for surfaces with a change in land use in the semiarid region of Brazil. *Catena*, **188**, p. 104457. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104457>
- Sajikumar, N., Remya, R. S. (2015) Impact of land cover and land use change on runoff characteristics. *J. Environ. Manag.*, **161**, 460-468. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.041>
- Ribeiro, K., Sousa-Neto, E.R., Carvalho, J.A., Lima, J.R.S., Menezes, R.S.C., Duarte-Neto, P.J., Guerra, G.S., Ometto, J.P.H.B. (2016) Land cover changes and greenhouse gas emissions in two different soil covers in the Brazilian Caatinga. *Science of the Total Environment*, **571**, 1048 - 1057. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.095>
- Silva, SAF. (2016). Análise Multicritério Espacial no Gerenciamento dos Recursos Hídricos no Perímetro Irrigado de Sumé-PB. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 152 pp.
- Silva, R. M., Henrique, I. G. N., Cazé, J. F. (2018) Simulação das mudanças de uso e ocupação do solo e seus efeitos nas características hidrossedimentológicas em uma Bacia do Bioma Caatinga. *Revista de Geografia (Recife)*, **35**(1), 158-179. <https://doi.org/10.51359/2238-6211.2018.229325>
- Šípek, V., Hnilica, J., Vlček, L., Hnilicová, S., Tesař, M. (2020) Influence of vegetation type and soil properties on soil water dynamics in the Šumava Mountains (Southern Bohemia). *Journal of Hydrology*, **582**, 124285. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124285>

- Viana, J.P.S. (2019) *Impactos das Mudanças do Uso da Terra sobre o Balanço Hidrossedimentológico: Bases para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos na Bacia do Rio Pirapama*. Tese (doutorado), Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 192 pp.
- Viana, F.L (1986) *Comportamento hidrológico das pequenas bacias do Nordeste*, Dissertação, Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 166 pp.
- Williams, J.R. (1995) The EPIC model. Em: Singh, V. P. (ed), *Computer models of watershed hydrology*. Water Resources Publications, 909-1000.
- Williams, J. R. (1969) Flood Routing with Variable Travel Time or Variable Storage Coefficients. *Transactions of the ASAE*. 12, p. 100-103. <https://doi.org/10.13031/2013.38772>
- Worku, T., Khare, D., Tripathi, S. K. (2017) Modeling runoff–sediment response to land use/land cover changes using integrated GIS and SWAT model in the Beressa watershed. *Environ. Earth Sci.*, 76 (550), p. 1-14. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-017-6883-3>
- Yu, B., Liu, G., Liu, Q., Wang, X., Feng, J., Huang, C. (2018) Soil moisture variations at different topographic domains and land use types in the semi-ardi Loess Plateau, China. *Catena*, **165**, 125-132. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2018.01.020>

# REVISTA AIDIS

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

## IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS FAVORÁVEIS A IMPLANTAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS ENTRE MUNICÍPIOS DO SERTÃO NO ESTADO DA PARAÍBA, BRASIL

\*José Ludemario da Silva Medeiro <sup>1</sup>

William de Paiva <sup>1</sup>

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

Maxsuel Bezerra do Nascimento <sup>1</sup>

Janaína Aparecida Cezario <sup>1</sup>

Daniele de Almeida Carreiro <sup>2</sup>

Laércio Leal dos Santos <sup>1</sup>

## IDENTIFICATION OF AREAS FAVORABLE FOR THE IMPLEMENTATION OF SANITARY LANDFILLS BETWEEN SERTÃO MUNICIPALITIES IN THE STATE OF PARAÍBA, BRAZIL

Recibido el 6 de noviembre de 2021. Aceptado el 25 de abril de 2022

### Abstract

*This work aimed to identify potential areas for the installation of landfills among the nine municipalities of the Region Geoadministrative of Pombal (RGP), located in the interior of the State of Paraíba, based on current environmental legislation. The methodology proposed for the study consists of the use of geotechnologies, mainly the Qgis software, version 3.10.12, for the preparation of thematic maps based on the minimum criteria for landfill implantation, established by the current environmental legislation and competent public agencies, which are standardized for the same unit, assigning weights according to their aptitudes, based on the Analytic Hierarchy Process (AHP) methodology, classifying them in proper, good, regular and inappropriate areas for the implementation of a landfill. Among the results obtained, it was found that the most suitable sites according to the established criteria correspond to 1.5% (4.5 thousand ha) of the total area of the RGP. On the other hand, the unsuitable localities cover about 47% (136 thousand ha) of the studied region. Finally, it is expected that the information collected from this study will serve as a technical and scientific basis for the preparation of projects and/or programs for the municipal solid waste sector in the municipalities of RGP.*

**Keywords:** landfill implementation, geoprocessing, solid waste, Geoadministrative Region of Pombal.

<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.

\*Autor correspondente: Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campus Universitário, s/n, Bodocongó, Campina Grande/PB, CEP: 58109-790, Brasil. Email: [joseludemariomedeiros@gmail.com](mailto:joseludemariomedeiros@gmail.com)

## Resumo

Este trabalho teve como objetivo realizar a identificação das áreas potenciais à instalação de aterros sanitário entre os nove municípios da Região Geoadministrativa de Pombal (RGP), localizada no sertão do Estado da Paraíba, com base na legislação ambiental vigente. A metodologia proposta para o estudo, consiste no uso das geotecnologias, principalmente o *software* Qgis, na versão 3.10.12, para a elaboração de mapas temáticos a partir dos critérios mínimos para implantação de aterro sanitário, estabelecidos pela legislação ambiental vigente e órgãos públicos competentes, sendo os mesmos padronizados para a mesma unidade, atribuindo pesos de acordo com suas aptidões, com base na metodologia *Analytic Hierarchy Process* (AHP), classificando-as em áreas próprias, boas, regulares e impróprias para implantação de aterro sanitário. Dentre os resultados obtidos, verificou-se que os locais mais adequados de acordo com os critérios estabelecidos correspondem a 1.5% (4.5 mil ha) da área total da RGP. Por outro lado, as localidades inaptas abrangem cerca de 47% (136 mil ha) da região estudada. Por fim, espera-se que as informações levantadas do presente estudo sirvam de base técnica e científica na elaboração de projetos e/ou programas para o setor municipal de resíduos sólidos dos municípios da RGP.

**Palavras-chave:** localização de áreas para aterro sanitário, geoprocessamento, resíduos sólidos, Região Geoadministrativa de Pombal.

## Introdução

No Estado da Paraíba, de acordo com o Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Estado da Paraíba (PGIRS-PB), a gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) é executada de modo incipiente, como na maioria das Unidades Federativas do Brasil, sendo que 91% dos municípios paraibanos dispõem seus RSU de forma inadequada em lixões que caracterizam-se pela disposição destes RSU sobre o terreno sem qualquer técnica especial de proteção para o meio ambiente ou à saúde pública, ocasionando, assim, a contaminação do solo, dos recursos hídricos e do ar (Serhmact, 2015).

Neste contexto, a problemática de geração de RSU está presente na Região Geoadministrativa de Pombal (RGP). De acordo com o último censo realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), publicado no ano de 2010, referente 2008, a população na RGP era cerca de 76.377 habitantes e a geração de RSU eram de 47 toneladas/dia (IBGE, 2010), com a estimativa para o ano de 2030 totalizando cerca de 54 toneladas por dia, sendo que o município de Pombal é responsável pela maior parte da geração. Vale ressaltar, que as cidades inseridas na RGP realizam a disposição final dos RSU de maneira inapropriada em lixões (Serhmact, 2015).

Diante deste cenário, os aterros sanitários constituem uma alternativa ambientalmente correta para a disposição final de resíduos sólidos. No entanto, faz-se necessário a seleção apropriada da área que se deseja implantar o referido aterro, devendo, aliado a isso, serem realizados diversos estudos, observando os critérios técnicos, ambientais e econômicos (Almeida, 2016).

A escolha de locais apropriados para essa destinação pode ser auxiliada por geotecnologias, que são capazes de coletar, tratar, manipular e apresentar dados georreferenciados, por meio de

técnicas de Sensoriamento Remoto (SR), Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e *Global Positioning System* (GPS) (Almeida, 2016). As geotecnologias constituíram-se, ao longo dos anos, em uma ferramenta importantíssima nas avaliações e planejamento em estudos ambientais, podendo ser utilizada, também, na gestão e gerenciamento dos RSU.

De acordo com Carvalho (2017), a utilização das geotecnologias em estudos de áreas para aterros sanitários, em especial o SIG, apresenta uma variedade de vantagens, como, por exemplo: permite construir bancos de dados e armazenar diferentes tipos de dados; permite análises espacial de extensas áreas em reduzido período de tempo; permite a integração de vários tipos de dados; e reduz o tempo de análise e os custos envolvidos.

Partindo destes pressupostos, este trabalho teve como objetivo identificar áreas favoráveis à implantação de um aterro sanitário entre os nove municípios da RGP, inserida na região do sertão do Estado da Paraíba, tendo em vista minimizar os efeitos negativos ao meio ambiente, bem como atender a legislação ambiental vigente, contribuindo, assim, para a qualificação da gestão dos RSU da RGP, além da preservação ambiental.

## Metodologia

### Localização da área de estudo

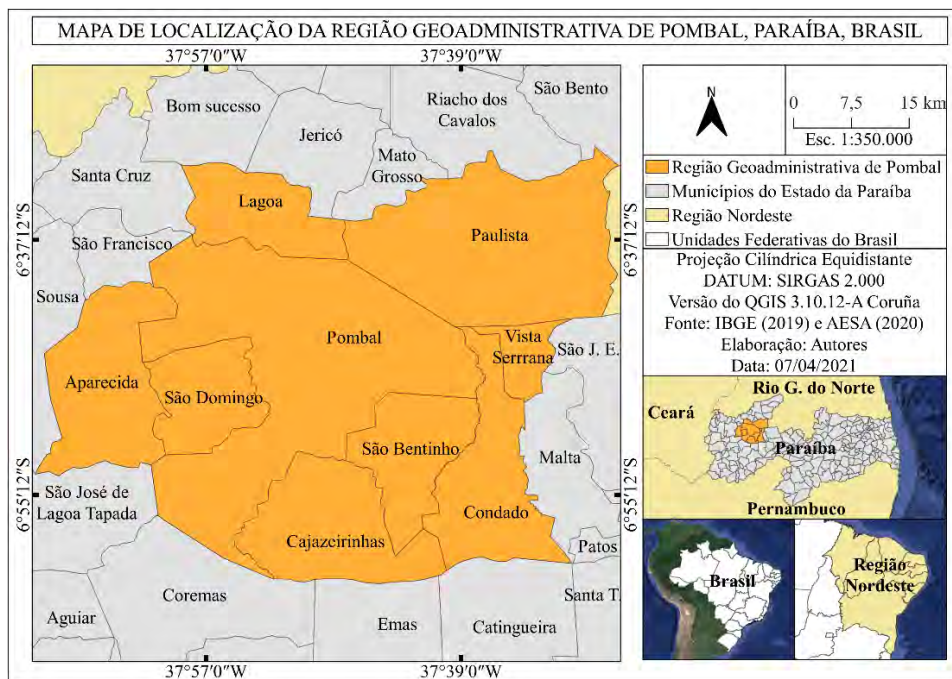


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo. Fonte: Autoria própria (2021).

A área de estudo situa-se na região Oeste do estado da Paraíba, na Mesorregião do Sertão Paraibano e na Microrregião de Sousa, sendo formada por nove municípios circunvizinhos: Cajazeirinhas, Pombal, São Bentinho, Lagoa, Vista Serrana, Aparecida, Condado, Paulista e São Domingos, como se pode observar na Figura 1. A RGP detém uma área de 2.935 km<sup>2</sup> e a população no ano de 2010, de acordo com o último censo do IBGE, era cerca de 76.377 habitantes (IBGE, 2010).

### Construção do banco de dados cartográficos digitais

Para o desenvolvimento desta pesquisa, se fez necessário construir um banco de dados digitais georreferenciados para a execução das atividades. Logo, a base de dados é apresentada na Tabela 1.

**Tabela 1.** Base de dados cartográficos.

Dado base	Resolução espacial	Fonte do dado
Imagem multiespectrais do satélite CEBERS-04A	8m	INPE <sup>1</sup>
Imagem pancromática do CEBERS-04A	2m	INPE
Modelo Digital de Elevação (MDE)	30m	TOPODATA <sup>2</sup>
Dado base	Escala	Fonte do dado
Limites municipais	1:1.000.000	IBGE
Pedologia	1:250.000	IBGE
Geologia	1:250.000	INPE
Sistema de aquífero	1:250.000	AESA <sup>3</sup>
Hidrografia	1:1.000.000	AESA
Rodovias	1:1.000.000	AESA

*Legenda: <sup>1</sup>Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais; <sup>2</sup>Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil; <sup>3</sup>Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Fonte: Autoria própria (2021).*

### Definição dos critérios para a seleção da área do aterro sanitário

Nessa etapa realizou-se um levantamento dos critérios, para identificação de áreas potenciais para implantação de aterros sanitários, com base na legislação ambiental vigente, como por exemplo, a ABNT NBR 13.896/97, que estabelece critérios para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos, Resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Além disso, foram utilizadas informações e dados obtidos através de pesquisa em plataformas digitais, trabalhos técnicos-científicos na temática e consulta a órgãos públicos, conforme exposto no Quadro 1.

**Quadro 1.** Critérios normatizados para a seleção de área para aterros sanitários na RGP.

Critérios ambientais	Restrições
Proximidade a cursos d'água relevantes	A NBR 13.896 (ABNT, 1997) estabelece uma distância mínima de 200 m dos aterros sanitários a qualquer coleção hídrica ou curso d'água, tais como, rios, lagos, lagoas e oceano. Também não poderão estar a menos de 50 metros de qualquer corpo d'água, inclusive valas de drenagem que pertençam ao sistema de drenagem.
Sistema de Aquíferos	As áreas com aquíferos sedimentares serão excluídas pelo fato que o solo desses locais possui alta porosidade, assim, conseqüentemente facilitando a infiltração do lixiviado do aterro no solo. Por outro lado, as áreas que possuem aquíferos cristalinos tornaram aptas, porém necessitará de estudos ambientais adicionais.
Declividade	A NBR 13.896 (ABNT, 1997) recomenda locais com declividade superior a 1% e inferior a 30% para instalação de aterro sanitário.
Uso do solo	O Manual de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (MGIRS) sugere que as áreas para instalação de aterro sanitário devem ter uso rural ou industrial e estar fora de Unidades de Conservação de acordo com a Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República (SEDU), (SEDU, 2001).
Solo	O MGIRS recomenda que o solo da área selecionada para instalação de aterro sanitário deve ter características argilosas jamais deverão ser arenosas (SEDU, 2001).
Distância de fraturas e/ou falhas geológicas	As áreas não devem estar a menos de 200 metros das fraturas ou falhas geológicas. Metodologia adotada por CALIJURI (2002) e DALMAS (2008).
Caracterização Climatológica (Temperatura e Precipitação)	A temperatura, quanto maior o valor da temperatura ambiente, menor será a probabilidade de promover a geração de lixiviados, pois à medida que a temperatura diminui a vazão aumenta.
Critérios Econômicos	Restrições
Distância de vias	Segundo Oliveira <i>et al.</i> (2021) a abertura de um novo acesso à área onera os custos de implantação e operação de um aterro, sendo importante a proximidade da área analisada com uma rodovia, diminuindo assim os custos com transporte. Dessa forma, quanto maior a proximidade da área com uma rodovia, mais apta esta será para a implantação de um aterro. Diante disso, Poague <i>et al.</i> (2018), recomenda-se uma distância mínima de rodovias e estradas de 100 m.
Critérios sociais	Restrições
Proximidade a núcleos residenciais urbanos	A NBR 13.896 (ABNT, 1997) estabelece que os aterros sanitários devem se localizar a uma distância superior a 500 m dos núcleos residenciais a fim de minimizar os efeitos negativos provenientes do impacto causado pelo aterro junto à população, dentre esses, o mau cheiro e a poeira oriunda do aterro.

Fonte: Autoria própria (2021).



### Elaboração e padronização dos mapas temáticos de acordo com os critérios

A partir dos critérios adotados para a instalação do aterro sanitário, foram confeccionados mapas temáticos para cada um dos critérios, com auxílio do *software* Qgis, versão 3.10.12, os quais foram padronizados para a mesma projeção cartográfica e sistema de referência de coordenadas.

Posteriormente, realizou-se padronização de todas as cartas para a mesma estrutura, vetorial, estabelecendo-lhes uma escala comum de valores de aptidão, variando de 0 a 1, sendo a nota zero atribuída às áreas que não atenderam aos critérios da legislação, já o peso um atribuído às áreas consideradas aptas para implantação de aterros sanitários, conforme exposto na Tabela 2.

**Tabela 2.** Pesos atribuídos para a padronização dos mapas temáticos dos critérios.

Aptidão	Pesos
Próprio	[0.8 - 1]
Ótimo	[0.6 - 0.8]
Bom	[0.4 - 0.6[
Regular	[0.2 - 0.4[
Impróprio	[0 - 0.2 [

Fonte: Autoria própria (2021).

### Ponderação dos critérios

Logo após a padronização das classes dos mapas temáticos, realizou-se a ponderação dos critérios atribuindo valores de importância da escala fundamental de Saaty, por meio do método *Analytic Hierarchy Process* (AHP).

### Combinação Linear Ponderada

Posteriormente à padronização dos mapas e à ponderação dos critérios, realizou-se a conversão vetor para *raster*, deixando-as todas as cartas cartográficas no formato matricial, com a finalidade de realizar a combinação linear ponderada, por meio da álgebra de mapas no *software* Qgis, através da calculadora *raster*.

Essa ferramenta possibilitou realizar uma média ponderada dos dados de entrada, resultando no mapa final com a indicação das áreas potenciais para implantação de aterros sanitários, conforme ilustrado na Figura 2.



**Figura 2.** Ilustração de uma operação de Combinação Linear Ponderada. Fonte: ESRI (2020).

## Resultados e discussão

### Padronização dos mapas dos critérios

A seguir, são apresentados os mapas, em formato *raster*, dos fatores padronizados. Dito isso, as faixas de distâncias e de declividades, bem como as notas atribuídas a cada uma delas, foram adaptadas de trabalhos sobre localização de áreas para aterros sanitários, assim como também, as classes e suas respectivas notas de aptidão para os mapas de solo e uso e cobertura do solo.

### Mapa de distância de recursos hídricos

Segundo Poague *et al.* (2017) aterros sanitários não devem estar localizados próximos a cursos d'água, de forma a garantir a segurança destes e diminuir o risco de contaminações. Nesse sentido, a NBR nº 13.896 estabelece que deve ser avaliada e estudada a possível influência do aterro na utilização e na qualidade das águas superficiais e subterrâneas nas imediações. Além disso, tal empreendimento deve se encontrar a uma distância mínima de 200 metros de qualquer coleção hídrica ou curso d'água.

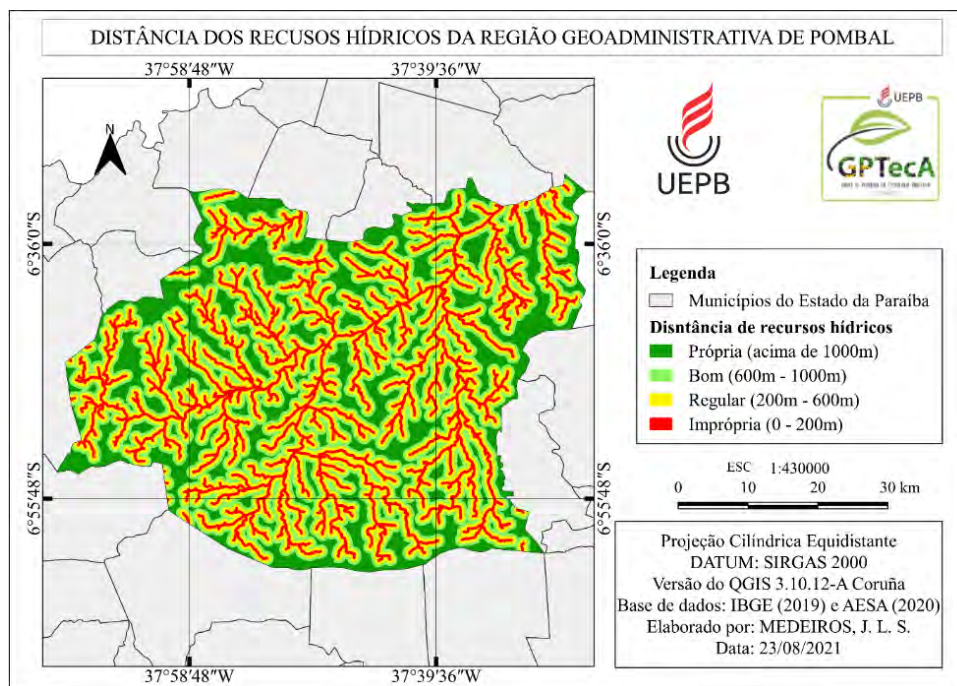
Mediante o exposto, na Tabela 3 estão apresentadas as distâncias reclassificadas com os respectivos pesos de adequação para a instalação de aterros sanitários na RGP. Partindo desse princípio, admitiu-se que as áreas situadas entre as distâncias de 200 e 600 metros possui aptidão mínima por estar mais próxima dos rios, ao passo que as áreas localizadas em distâncias superiores a 1000 metros possuem aptidão própria por oferecer menor risco de contaminação aos recursos hídricos.

**Tabela 3.** Pesos e designações de importância de distância de recursos hídricos.

Distância (m)	Peso	Legenda
0 até 200m	0	Impróprio
200m até 600m	0.3	Regular
600m até 1000m	0.5	Bom
Acima de 1000m	1	Próprio

Fonte: Autoria própria (2021).

A Figura 3 ilustra o mapa resultante com os intervalos de distância de recursos hídricos na área de estudo.



**Figura 3.** Mapa com os intervalos de distância dos recursos hídricos da RGP. *Fonte: Autoria própria (2021).*

### Mapa de Relevo

O relevo é considerado por alguns autores como o principal fator na perda do solo por erosão, principalmente no que se refere ao comprimento e à declividade da encosta (Valladares *et al.*, 2012).

A declividade está associada à estabilidade do terreno e, conseqüentemente, do aterro, visto que terrenos mais íngremes estão mais suscetíveis a processos erosivos. Além disso, a alta declividade pode prejudicar a operação do aterro, pois dificulta o transporte dos resíduos até o local (SNSA, 2008).

Em relação ao relevo da RGP, na Tabela 4, constata-se que o relevo é predominantemente plano na área do estudo, ocupando cerca de 52.2%, o que corresponde a 151.7 mil ha. Segundo Carvalho (2017), baixas declividades favorecem a operação de máquinas para a movimentação dos resíduos e do solo, além de oferecer condições menos crítica de drenagem, ou seja, a declividade pode facilitar ou dificultar na área do aterro. Além disso, de acordo com Sampaio (2019) esses locais geralmente concentram-se próximos aos cursos fluviais, nos leitos ou nos campos de várzea.

As faixas de relevo montanhoso e escarpado abrangem somente 2.2% (6.2 mil ha) do território. Segundo Silva (2019), as áreas mais declivosas não são indicadas para a construção de aterros sanitários, pois os custos envolvidos nesse tipo de empreendimento na construção e manutenção seria muito elevado.

**Tabela 4.** Intervalos de Declividade com respectivas denominações das classes, áreas e porcentagens correspondentes a cada uma, na RGP, Paraíba.

Declividade (%)	Relevo	Área (ha)	%
0 - 3	Plano	151,675.10	52.2
3 - 8	Suave ondulado	86,838.92	29.9
8 - 20	Ondulado	27,728.66	9.5
20 - 45	Forte ondulado	18,059.18	6.2
45 - 75	Montanhoso	5,433.6	1.9
>75	Forte montanhoso ou Escarpado	770.75	0.3
Total		290,506.21	100

Fonte: Autoria própria (2021).

Com base no contexto apresentado, os valores de declividade foram reclassificados e ponderados em cinco intervalos expostos na Tabela 5, e ilustrado na Figura 4.

**Tabela 5.** Pesos e designações de importância para a declividade da RGP.

Declividade (%)	Peso	Legenda
1 até 3	1	Própria
3 até 8	0.7	Ótimo
8 até 20	0.5	Bom
20 até 30	0.3	Regular
< 1% e > 30%	0	Imprópria

Fonte: Autoria própria (2021).

A figura 4 ilustra os intervalos de declividade apropriados para a instalação de aterros sanitários da área de estudo. Desta forma, cabe frisar que a NBR nº 13.896 recomenda que sejam escolhidos locais com declividade superior a 1% e inferior a 30%, pois esta característica é determinante na escolha do método construtivo e nas obras de terraplenagem para a construção de aterros sanitários (ABNT, 1997).

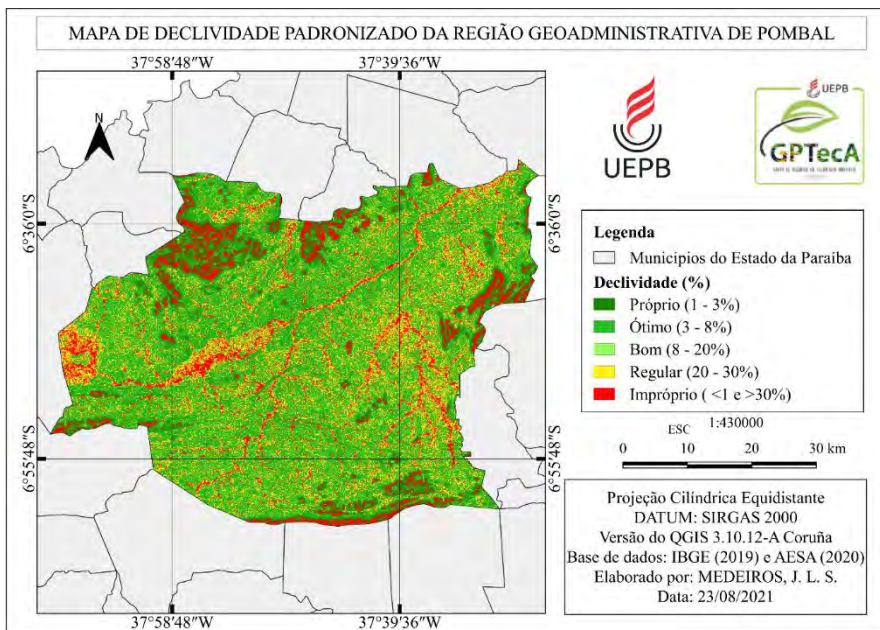


Figura 4. Mapa com os intervalos de declividade padronizado da RGP. Fonte: Autoria própria (2021).

### Mapa de Pedologia

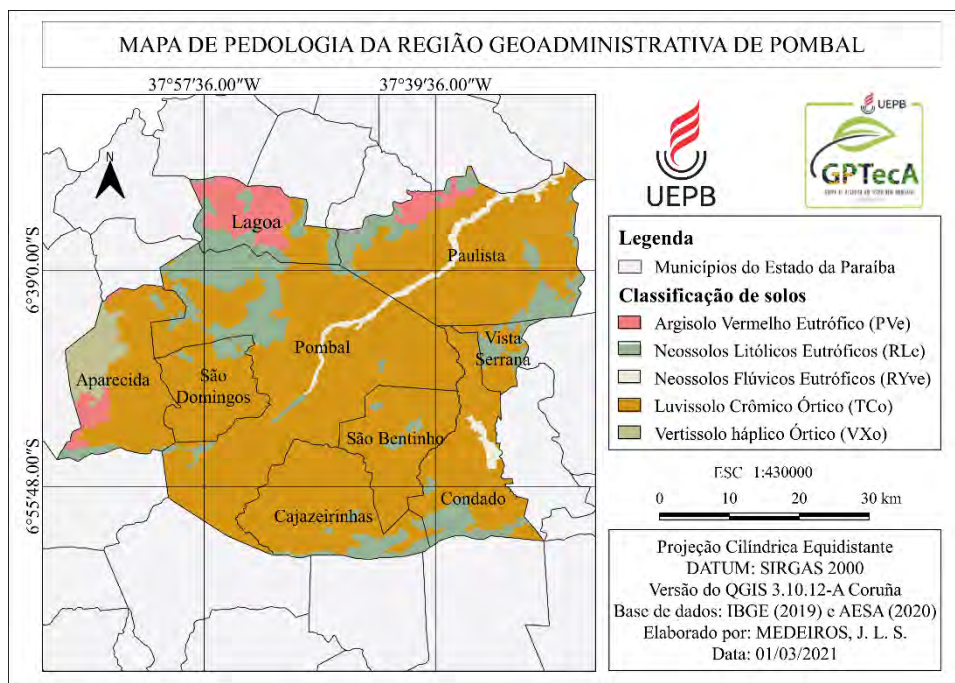
Segundo Carvalho (2017) é de grande relevância, nos estudos para instalação de aterros sanitários, que os solos da área a ser selecionada apresente uma certa impermeabilidade natural, com vistas a reduzir as possibilidades de infiltração e percolação do lixiviado e a contaminação do próprio solo e das águas subterrâneas. Desta forma, os locais selecionados devem possuir características argilosas e não deverão ser arenosas.

No que se refere aos aspectos pedológicos dos municípios da RGP, conforme ilustrado na Figura 5, observa-se que o tipo de solo predominante é do tipo Luvisolo Crômico Órtico (TCo), com 83.1% (2.2 mil km<sup>2</sup>) da área, seguido do Neossolo Litólico Eutrófico (RLe), com 13.9% (365.5 km<sup>2</sup>). Além disso, apresentam-se, em menor porção, solos do tipo Neossolo Flúvico Eutrófico (RYve), Argissolo Vermelho Eutrófico (PVe) e Vertissolo Háplico Órtico (VXo), com 2.1% (54.2 km<sup>2</sup>), 1% (26.9 km<sup>2</sup>) e 0.003% (0.07 km<sup>2</sup>), respectivamente.

Segundo Gomes *et al.* (2017), os solos do tipo Luvisolos Crômicos Órtico são solos minerais, não hidromórficos, de textura média no horizonte A e argiloso no B e ficam situados em localidades que apresentam basicamente relevo ondulado. Estes solos são caracterizados pela baixa profundidade, por fertilidade regular e alta erodibilidade. Diante disto, constata-se que estes tipos de solos não são os mais indicados para receber a implantação do aterro sanitário, devido apresentarem alta susceptibilidade a ocorrer processos erosivos de cunho hídricos.

No que tange aos Neossolos, de acordo com o Manual Técnico de Pedologia (MTP) do IBGE, ocorre em praticamente todas as regiões do Brasil, embora sem constituir representatividade espacial expressiva, ou seja, ocorrem de forma dispersa em ambientes específicos, como é o caso das planícies às margens de rios e córregos (Neossolos Flúvicos) e nos relevos muito acidentados de morrarias e serras (Neossolos Litólicos) (IBGE, 2015).

Portanto, os Neossolos não são os mais apropriados para a implantação de um aterro sanitário, visto que a maior limitação desse grupo é a proximidade aos cursos d'água, podendo acarretar a contaminação dos recursos hídricos, como também a dificuldade e os custos elevados para a construção e manutenção nos locais com valores elevados de declividade. Cabe frisar, que o ideal são solos impermeáveis, mas existem regiões onde não existem estes solos e a alternativa é a impermeabilização, que implica em custos, mas não inviabiliza o projeto.



**Figura 5.** Mapas dos tipos de solos da área de estudo. *Fonte: Autoria própria (2021).*

Em relação aos Vertissolos Háplicos Órticos, eles são solos mal drenados, apresentam uma impermeabilidade natural, fator de grande relevância para reduzir a infiltração do lixiviado proveniente dos aterros sanitários. Entretanto, suas principais limitações estão relacionadas ao uso de máquinas no período chuvoso, visto que estes solos são susceptíveis ao encharcamento

em razão da alta concentração de argila, assim restringindo o uso de maquinário pesado (EMBRAPA, 2021). Além disso, solos com essa característica tem menor aptidão para a instalação de aterros, já que não devemos implantar aterros em áreas sujeitas a alagamentos, devido a maior probabilidade de contaminação dos cursos d'água.

Os Argissolos Vermelhos Eutróficos, são solos que apresenta como característica marcante um aumento de argila do horizonte superficial A para o subsuperficial B, que é do tipo textural (Bt), geralmente acompanhado de boa diferenciação também de cores e outras características específicas. As cores do horizonte Bt variam de acinzentadas a avermelhadas e as do horizonte A, são sempre mais escuras (IBGE, 2015).

Em síntese, constata-se que os Argissolos Vermelhos são os mais indicados para receber a implantação do aterro sanitário, além do mais, este tipo se apresenta alto gradiente textural (Bt), deixando-o com uma impermeabilidade natural, sendo assim reduzindo as possibilidades de contaminação do solo, como também dos lençóis freáticos, o que o satisfaz as exigências que se espera para a área.

Mediante o exposto, as classes pedológicas foram padronizadas atribuindo pesos de aptidão para a instalação de aterros sanitários conforme exposto na Tabela 6, e ilustrado na Figura 6.

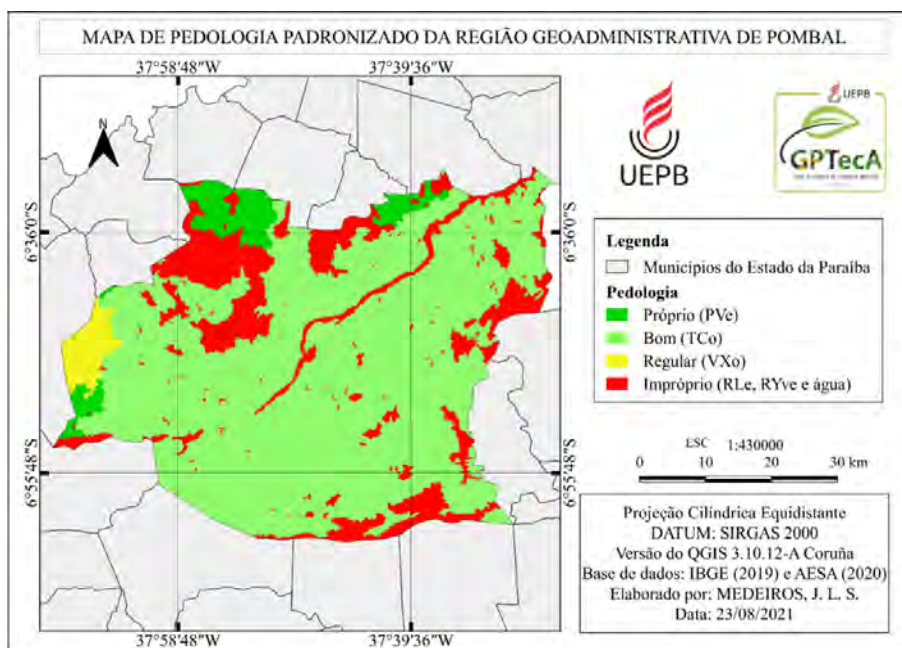


Figura 6. Mapa com os intervalos de classes de solos padronizado da RGP. Fonte: Autoria própria (2021).

**Tabela 6.** Pesos e designações de importância para cada classe pedológica.

Tipos de solos	Pesos	Legenda
Argissolos Vermelhos Eutróficos	1	Próprio
Luvissolo Crômico Órtico	5	Bom
Vertissolos Háplicos Órticos	2	Regular
Neossolos Lítico	0.15	Impróprio
Neossolos Flúvicos	0	Impróprio

Fonte: Autoria própria (2021).

### Mapa de sistemas de aquíferos

Os aquíferos são reservatórios naturais de grande importância para o abastecimento humano em todo o mundo, e sua má exploração pode causar danos irreversíveis ao mesmo. Nesse sentido, a NBR nº 13.896 estabelece que deve ser avaliada e estudada a possível influência do aterro sanitário na utilização e na qualidade das águas superficiais e subterrâneas nas imediações.

Em relação as águas subterrâneas da RGP, com base na Figura 7, constata-se a predominância do sistema de aquífero cristalino, formado por rochas ígneas e metamórficas, com cerca de 93.45%, o que corresponde a 2.7 mil Km<sup>2</sup> da área total. Além disso, cerca de 6.55% (193.78 km<sup>2</sup>) da área restante apresenta aquífero sedimentar, constituído por rochas sedimentares e sedimentos não consolidados.

No que diz respeito aos aquíferos sedimentares, de acordo com a Associação Brasileira de Águas Subterrâneas (ABAS), são aqueles formados por rochas sedimentares consolidadas, sedimentos inconsolidados ou solos arenosos, onde a circulação da água se faz nos poros formados entre os grãos de areia, silte e argila de granulação variada. Além disso, constituem os mais importantes aquíferos, pelo grande volume de água que armazenam, e por sua ocorrência em grandes áreas. Ainda mais, estas formações hidrológicas ocorrem nas bacias sedimentares e em todas as várzeas onde se acumularam sedimentos arenosos (ABAS, 2021).

Os sistemas de aquíferos cristalinos são formados por rochas ígneas, metamórficas ou cristalinas, duras e maciças, onde a circulação da água se faz nas fraturas, fendas e falhas, abertas devido ao movimento tectônico. Além disso, a sua capacidade de armazenar água é menor que os sedimentares, devido estar relacionada à quantidade de fraturas, aberturas e intercomunicação, permitindo a infiltração e fluxo da água (ABAS, 2021). Nestes aquíferos, geralmente a qualidade das águas é de baixa qualidade, não servindo para o consumo humano, por outro lado as formações hidrológicas porosas apresentam alta potabilidade para os seres humanos



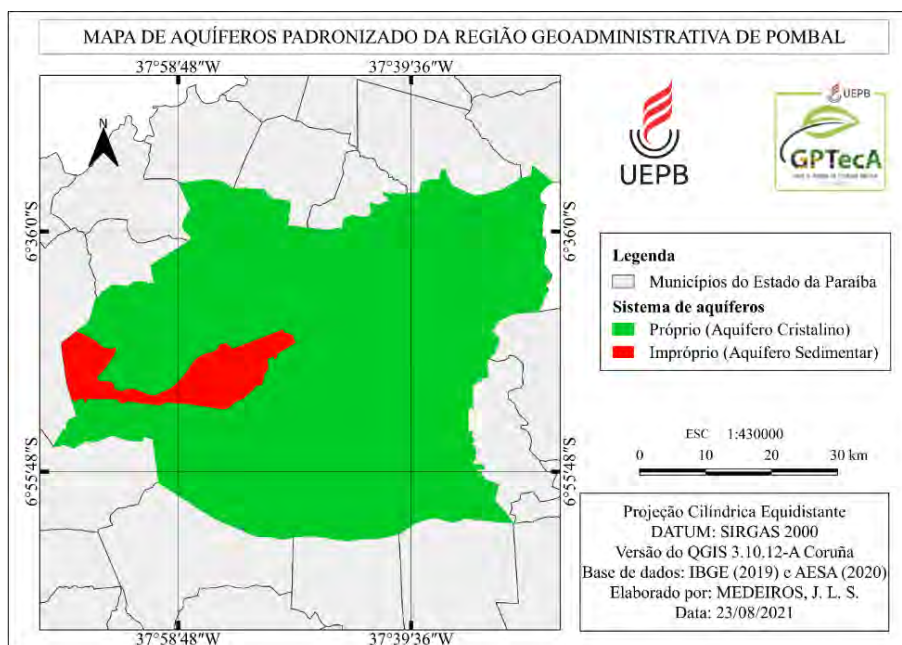
Portanto, verifica-se que os sistemas de aquíferos cristalinos são os mais apropriados para a implantação de aterros sanitários, visto que a maior limitação dessa formação hidrológica é a alta impermeabilidade decorrente dos materiais rochosos duros e maciços, além disso a quantidade e qualidade das águas desse tipo de aquífero são reduzidas (ABAS, 2021). Em síntese, as áreas que contém o sistema cristalino apresentam potencial para a instalação deste empreendimento, em virtude da grande importância que os sistemas sedimentares têm para o abastecimento dos centros urbanos, como também para outras atividades antrópicas.

Perante o exposto, as classes de aptidão para os sistemas de aquíferos, sedimentar e cristalino, para a instalação de aterros sanitários estão apresentadas na Tabela 7. A Figura 7 ilustra o mapa de sistema de aquíferos padronizado com os pesos de importância, com base na Tabela 7, para a identificação de áreas favoráveis a implantação de aterros sanitários na RGP.

**Tabela 7.** Pesos e designações de importância para cada classe de sistema de aquífero.

Sistema de aquíferos	Pesos	Legenda
Aquífero cristalino	1	Próprio
Aquífero sedimentar	0	Impróprio

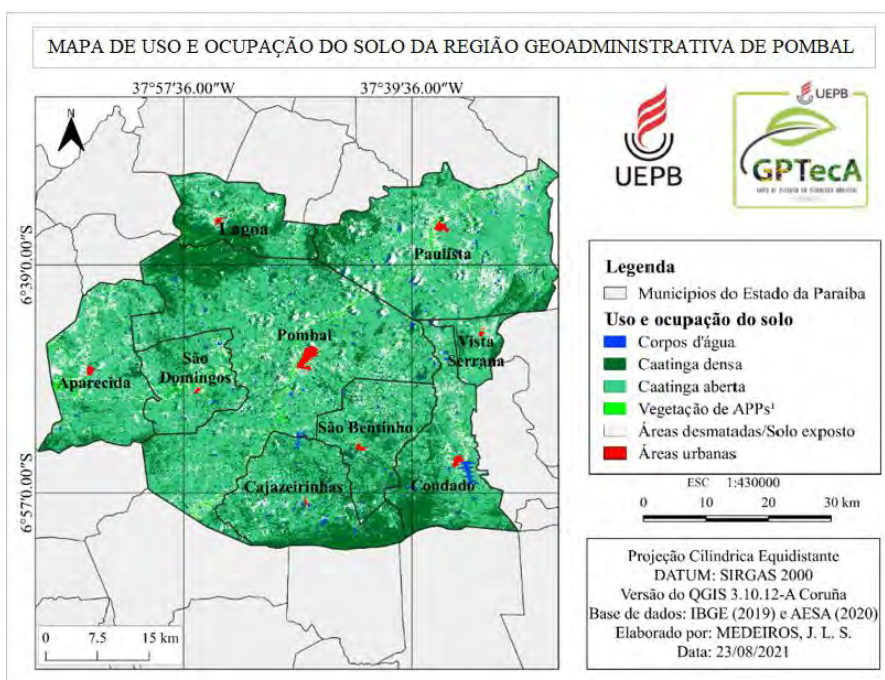
Fonte: Autoria própria (2021).



**Figura 7.** Mapa de sistema de aquíferos padronizados da RGP. Fonte: Autoria própria (2021).

### Mapa de uso e ocupação do solo

Em relação ao uso e ocupação do solo na área de estudo, na Figura 8 estão ilustrados os principais usos do solo identificados na RGP, dando destaque para a caatinga densa, que corresponde às áreas com substrato arbóreo - arbustivo fechado, cuja cobertura florestada densa alta predomina. Por outro lado, na caatinga aberta são as áreas com substrato arbustivo espaçado, com presença de vegetação herbácea e solo exposto, muitas vezes associada à presença de solos rasos com afloramentos rochosos.



**Figura 8.** Mapa de uso e ocupação da área de estudo. *Legenda:* <sup>1</sup> Áreas de Preservação Permanentes (Vegetação das margens de corpos hídricos e de topos de morros e/ou montanhas). *Fonte:* Autoria própria (2021).

Com base na Figura 8, e por meio do Tabela 8, verifica-se que o uso e ocupação predominante na área total da RGP é a caatinga aberta, ocupando aproximadamente uma faixa de 58.8% (1.7 milhão de Km<sup>2</sup>) do seu território. Além disso, o segundo maior uso, em termos percentuais, verificado na área em estudo, é a caatinga densa, totalizando cerca de 24.5% (713 mil Km<sup>2</sup>) da área do estudo.

Em relação as menores taxas percentuais de uso e ocupação do solo da RGP, verifica-se que as áreas desmatadas representam 12.4% (362 mil Km<sup>2</sup>), sendo que nessas localidades predomina o desenvolvimento de atividades de cunho agropecuário, destacando-se a pecuária extensiva e a

agricultura (Sequeiro e irrigada). Além disso, vale ressaltar que, a maior porção dessas localidades apresentam o solo sem nenhuma cobertura vegetal, desta forma, deixando-o vulnerável aos efeitos dos agentes naturais (chuvas, raios solares, ventos, entre outros) e às ações antrópicas, assim, favorecendo os processos erosivos que contribuem para sua degradação ambiental.

A literatura científica recomenda a utilização de áreas degradadas para serem utilizadas para receber a implantação de aterros sanitários (Poague *et al.*, 2018; Silva, 2019). Nesse sentido, a NBR n° 13.896 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.

Mediante o exposto, na Tabela 9 estão apresentados os pesos de aptidão para cada uso e ocupação do solo da RGP. Desta forma, verifica-se que as áreas com pouca ou nenhuma cobertura vegetal receberam os maiores valores de adequação para a implantação de aterros sanitários.

**Tabela 8.** Principais tipos de uso e ocupação do solo da área de estudo.

Tipos de usos/ocupação do solo	Área (Km <sup>2</sup> )	Área (%)
Corpos d'água	46,123	1.6
Caatinga preservada	713,950	24.5
Caatinga degradada	1.714,307	58.8
Vegetação das APPs	80,002	2.7
Áreas desmatadas/Solo exposto	362,001	12.4
Áreas urbanas	13,501	0.0005
Total	2,916,396.5	100

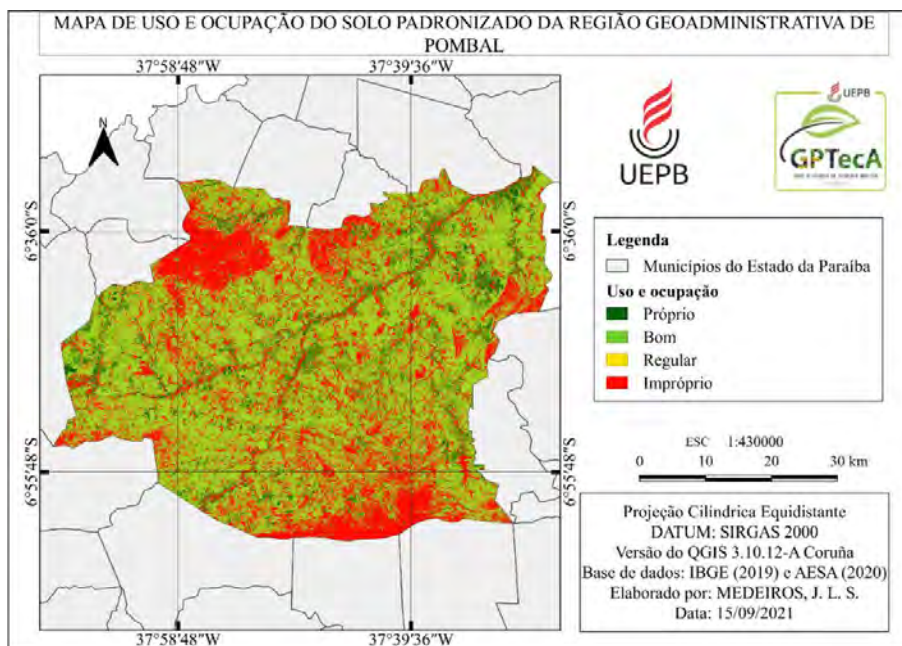
Fonte: Autoria própria, 2021.

**Tabela 9.** Pesos e designações de importância para cada classe de uso e ocupação do solo da RGP.

Uso e ocupação	Pesos	Legenda
Áreas desmatadas/Solo exposto	1	Próprio
Caatinga degrada	0.5	Bom
Áreas urbanas	0.25	Regular
Caatinga preservada. vegetação das APPs e Corpos d'água	0	Impróprio

Fonte: Autoria própria, 2021.

A Figura 9 ilustra as informações expostas na tabela 9, considerando a ponderação adotada.



**Figura 9.** Mapa de uso e ocupação do solo padronizado da RGP. *Fonte: Autoria própria (2021).*

### Mapa de distância de áreas urbanas

De acordo com a Deliberação Normativa Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) nº 118 de 2008, que determina que para a escolha da localização da área para a implantação e operação do aterro sanitário deve respeitar um limite mínimo de 500 metros de núcleos populacionais (Carrilo; Cândido; Souza, 2018 e Iglesias, 2021).

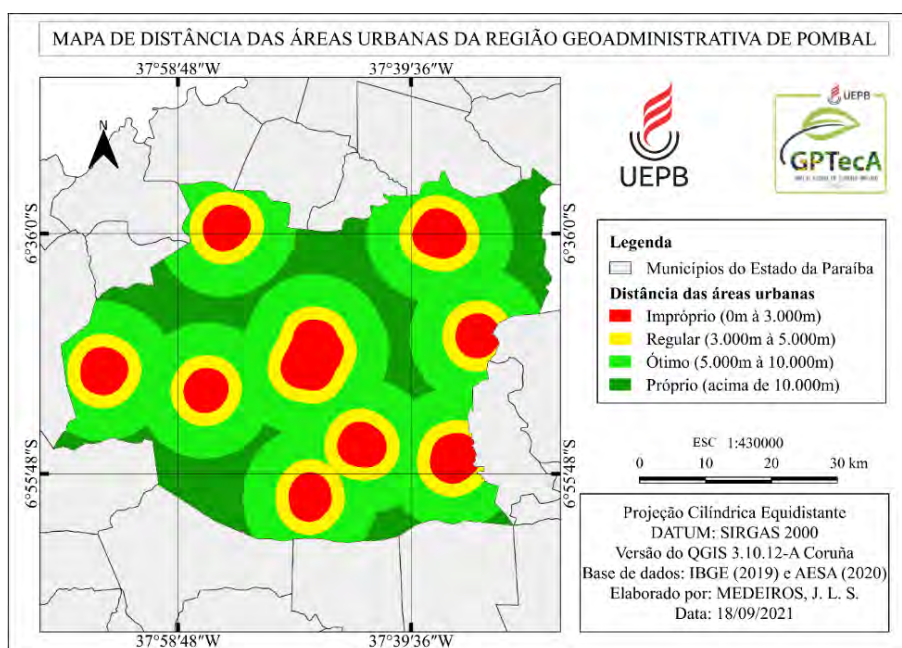
Desta forma, na Tabela 10 estão expostas as distâncias com as respectivas ponderações referentes aos distanciamentos com maior viabilidade socioambiental para a implantação do aterro sanitário. Partindo desse princípio, admitiu-se uma distância mínima de 3.000 metros de áreas urbanas, visando prevenir e/ou minimizar os efeitos dos impactos ambientais negativos que poderão vir a ocorrer nos locais ao entorno do aterro sanitário.

Na Figura 10, estão ilustradas as informações expostas na tabela 10 referentes as distâncias apropriadas para a implantação de aterros sanitários em relação aos centros urbanos da RGP.

**Tabela 10.** Pesos e designações de importância de acordo com o distanciamento das áreas urbanas da RGP.

Distância (m)	Pesos	Legenda
Acima de 10000m	1	Próprio
5000m até 10000m	0.7	Ótimo
3000m até 5000m	0.3	Regular
0m até 3000m	0	Impróprio

Fonte: Autoria própria, 2021.



**Figura 10.** Mapa com as distâncias das áreas urbanas da RGP. Fonte: Autoria própria, 2021.

### Mapa de distância de rodovias

Segundo Rezende (2015), as áreas aptas para a instalação de aterros sanitários devem estar perto de estradas, para facilitar o traslado de veículos pesados, orientando que o acesso ao terreno deve ter pavimentação de boa qualidade, sem rampas íngremes e sem curvas acentuadas. Além disso, as vias necessitam estarem próximas caso haja a necessidade de eventuais manutenções e transporte. Diante disto, de acordo com Iglesias (2021), para a implementação de aterros sanitários deve ser estabelecido uma distância mínima de 100 metros.

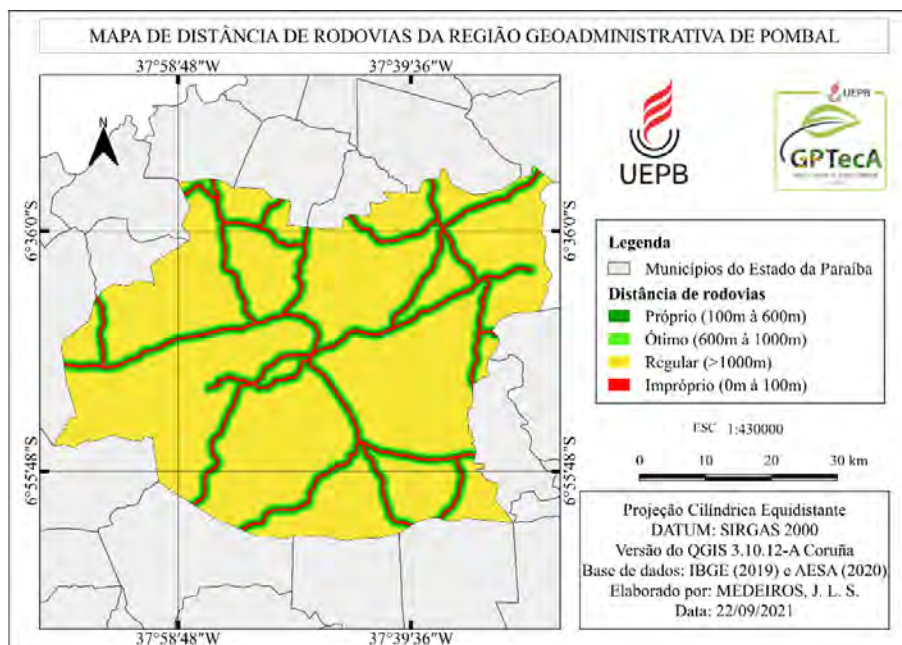
Assim, as distâncias apropriadas das rodovias em relação as áreas aptas para a instalação de aterros sanitários estão expostas detalhadamente na Tabela 11, e ilustrado na Figura 11.

**Tabela 11.** Pesos e designações de importância de acordo com o distanciamento das rodovias da RGP.

Distância (m)	Peso	Legenda
100m até 600m	1	Próprio
600m até 1000m	0.7	Ótimo
Acima de 1000m	0.3	Regular
0m até 100m	0	Impróprio

Fonte: Autoria própria, 2021.

A Figura 11 ilustra os distanciamentos padronizados das rodovias para a instalação de aterros sanitários.



**Figura 11.** Mapa de distância das rodovias da RGP. Fonte: Autoria própria, 2021.

### Mapa de distância de falhas geológicas

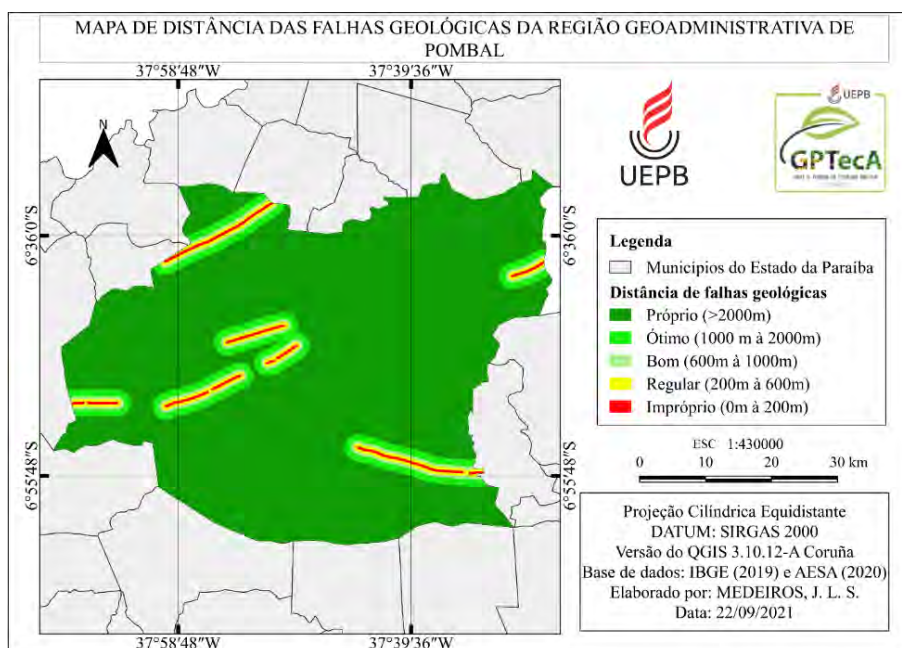
A NRB 13.896/97 diz que as áreas aptas para a instalação de aterros sanitários deve estar uma distância mínima de 200 metros. Assim sendo, a finalidade deste distanciamento visa preservar os caminhos preferenciais dos efluentes dos aterros sanitários. Diante disto, na Tabela 12 estão expostos os pesos de importâncias para as distâncias das falhas geológicas para a instalação de aterros sanitários da RGP.

**Tabela 12.** Pesos e designações de importância de acordo com o distanciamento das rodovias da RGP.

Distância (m)	Peso	Legenda
Acima de 2000m	1	Próprio
1000m até 2000m	7.5	Ótimo
600m até 1000m	5.5	Bom
200m até 600m	3.5	Regular
0m até 200m	0	Impróprio

Fonte: Autoria própria, 2021.

A Figura 12 apresenta o mapa padronizado das distâncias das falhas geológicas na RGP, com base na Tabela 12.



**Figura 12.** Mapa padronizado de distância das falhas geológicas da RGP. Fonte: Autoria própria, 2021.

### Mapa de precipitação

Segundo Araújo *et al.* (2020) a precipitação é um dos principais fatores para a produção de maior quantidade de lixiviado dos aterros sanitários. Além disso, ainda de acordo com os autores supracitados, estes locais podem proporcionar elevados gastos na implantação de sistemas de drenagem para as águas pluviais. Diante disto, fica evidente que as áreas que apresentam baixos índices pluviométricos são as mais aptas para a instalação de aterros.

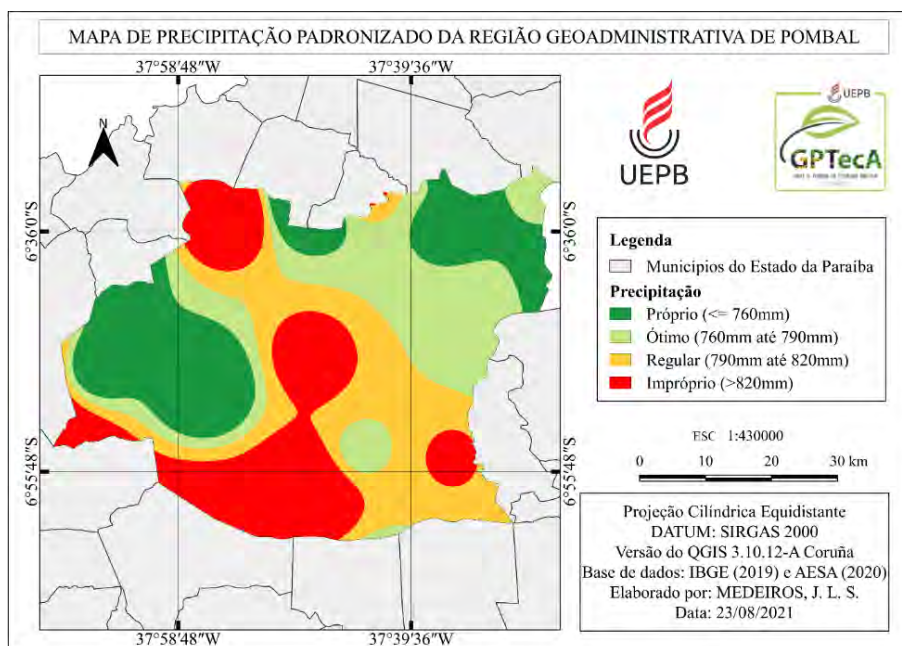
Logo, na Tabela 13 estão expostos os pesos de importância para os valores de precipitação para a indicação de áreas potenciais para a instalação de aterros sanitários na RGP.

**Tabela 13.** Pesos e designações de importância de acordo com a precipitação da RGP.

Precipitação (mm)	Peso	Legenda
Menor ou igual a 760mm	1	Próprio
760mm até 790mm	0.7	Ótimo
790mm até 820mm	0.4	Bom
Acima de 820mm	0.2	Impróprio

Fonte: Autoria própria (2021).

A Figura 13 ilustra o mapa de precipitação padronizado com os pesos de importância de acordo a Tabela 13.



**Figura 13.** Mapa de precipitação padronizado da RGP. Fonte: Autoria própria (2021).

### Mapa de temperatura

Na Tabela 14 estão apresentados os pesos de importância referentes as temperaturas ideais para a instalação de aterros sanitários na RGP.

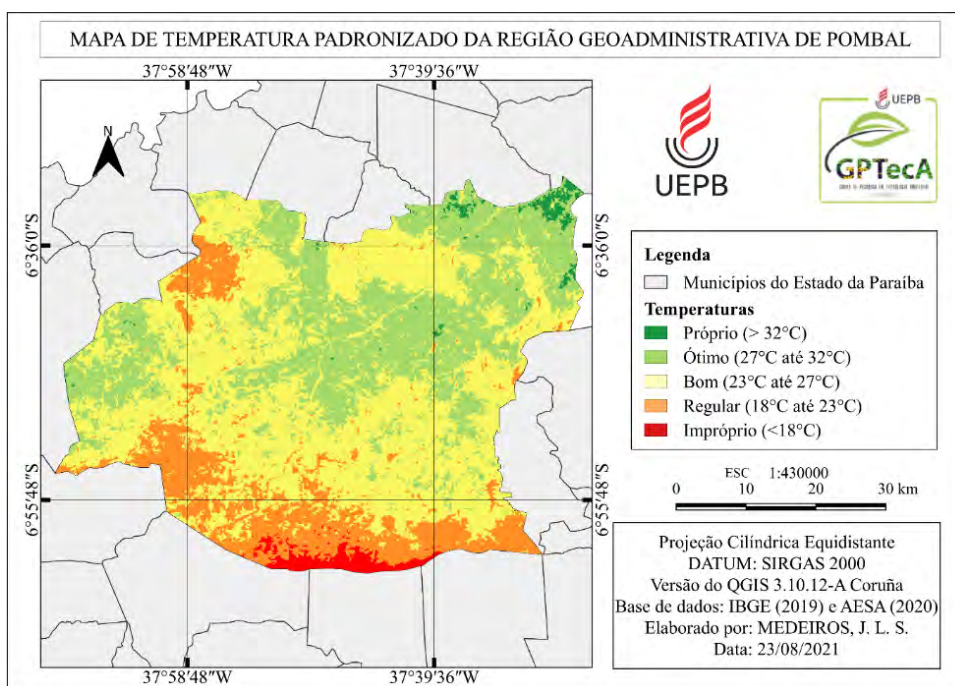


**Tabela 14.** Pesos e designações de importância das temperaturas anuais médias da RGP.

Temperatura (°C)	Peso	Legenda
Maior que 32°C	1	Próprio
27°C até 32°C	0.7	Ótimo
23°C até 27°C	0.5	Bom
18°C até 23°C	0.3	Regular
Menor ou igual a 18°C	0.1	Impróprio

Fonte: Autoria própria (2021).

A Figura 14 ilustra o mapa com os pesos de importância das temperaturas para a construção de aterros sanitários na RGP.



**Figura 14.** Mapa de temperatura padronizado da RGP. Fonte: Autoria própria (2021).

### Ponderação dos critérios

A metodologia AHP proporcionou a ponderação para cada critério comparado dentro da matriz. Diante disto, na Tabela 15 estão expostas as ponderações dos fatores ambientais, econômicos e sociais, e os pesos relativos deles.

**Tabela 15.** Matriz global das ponderações dos critérios ambientais, econômicos e sociais.

Critérios	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	Pesos
C1	1	0.3	0.1	0.1	2	2	2	0.3	1	1	0.2	0.036
C2	3	1	0.2	0.1	2	2	2	2	2	5	0.5	0.074
C3	9	5	1	0.5	9	9	9	2	7	9	3	0.240
C4	7	7	2	1	9	9	9	2	7	9	3	0.245
C5	0.5	0.5	0.1	0.1	1	3	3	0.2	0.3	3	0.3	0.047
C6	0.5	0.5	0.1	0.1	0.3	1	1	0.1	0.3	3	0.3	0.028
C7	0.5	0.5	0.1	0.1	0.3	1	1	0.2	0.2	1	0.3	0.020
C8	3	0.5	0.5	0.5	5	7	5	1	3	5	0.3	0.116
C9	2	0.5	0.1	0.1	3	3	5	0.3	1	3	0.3	0.069
C10	1	0.2	0.1	0.1	0.3	0.3	1	0.2	0.3	1	0.2	0.018
C11	5	2	0.3	0.3	3	3	3	3	3	5	1	0.107

*Legenda: (C1) Solos; (C2) Declividade; (C3) Distância de corpos d'água; (C4) Distância de fraturas e falhas geológicas; (C5) Distância de rodovias; (C6) Distância dos geradores de RSU; (C7) Distância de área urbana; (C8) Uso e ocupação do solo; (C9) Precipitação; (C10) Temperatura da superfície terrestre; (C11) Sistema de aquíferos. Fonte: Autoria própria (2021).*

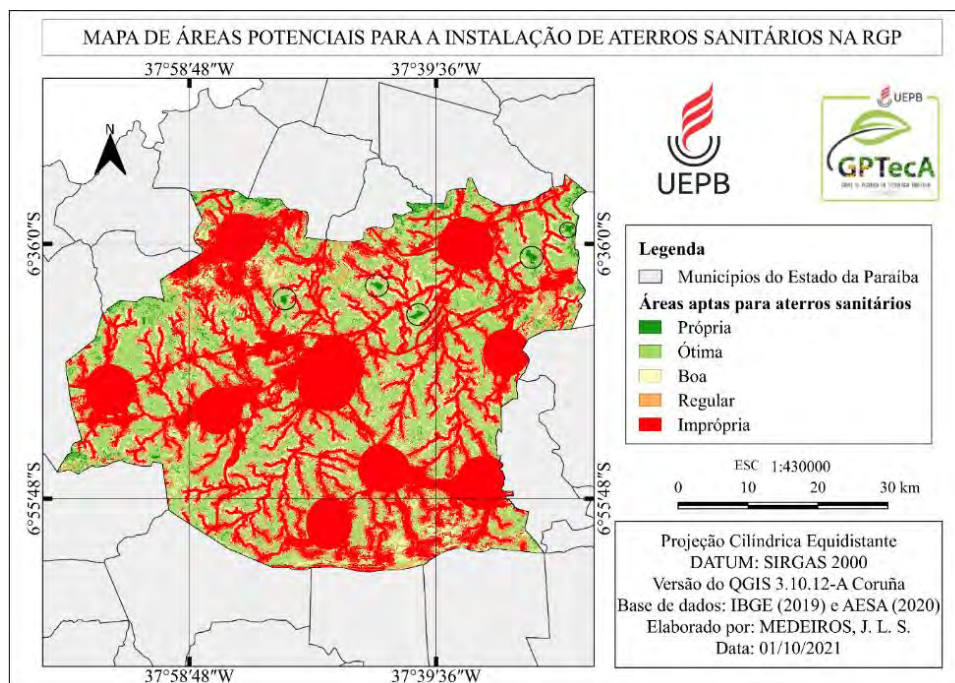
De acordo com a Tabela 15, observa-se que o critério distância de fraturas e falhas geológicas foi considerado o mais importante, atribuindo-se o peso de 0.245 (24.5%), seguido dos fatores distância de corpos d'água e uso e ocupação do solo, conferindo valores de 0.24 (24%) e 0.116 (11.6%), respectivamente cada. Por outro lado, constata-se que o fator temperatura da superfície terrestre foi julgado como menos importante, com nota de 0.018 (1.8%).

Portanto, os pesos determinados para cada um dos critérios se mostraram consistentes, pois, o IC e a RC foram de 0.1 e 0.08, respectivamente, ressaltando-se que os valores máximos permitidos para que haja consistência, nesse caso, é de 0.1.

#### Áreas potenciais para aterros sanitários

As áreas potenciais aptas para aterros sanitários são resultado das combinações lineares ponderadas dos mapas dos fatores ambientais, econômicos e sociais. Diante disso, a Figura 15 ilustra o mapa de áreas potenciais para a instalação de aterros, indicando as classes de aptidão: própria, ótima, boa, regular e imprópria.

A Tabela 16 apresenta a quantificação das áreas classificadas potenciais para aterros sanitários na RGP, em hectares e porcentagem.



**Figura 15.** Mapa de áreas potenciais para aterros sanitários. *Fonte: Autoria própria (2021).*

**Tabela 16.** Quantificação das áreas favoráveis e inaptas para a instalação de aterros sanitários na RGP.

Classificação	Área (ha)	(%)
Própria	4,491.00	1.54
Ótima	72,768,00	25.01
Boa	39,046.00	13.42
Regular	38,329.00	13.17
Imprópria	136,301.00	46.85
<b>Total</b>	<b>290,935.00</b>	<b>100</b>

*Fonte: Autoria própria (2021).*

De acordo com a Tabela 16, a melhor escolha corresponde às áreas próprias que representam um valor total de extensão aproximado de 4.5 mil ha com uma porcentagem de 1.5% da área total da RGP. Além disso, os locais classificados em ótimos e bons, juntos compreende cerca de 38% (111.8 mil ha) da área de estudo.

Por outro lado, as áreas regulares e impróprias representam 60% (174.6 mil ha) da área total do estudo, sendo que os locais inaptos detêm cerca de 47% (136 mil ha) da RGP, representando as restrições absolutas quanto à construção de aterros sanitários, diretamente ligadas a distância de

corpos d'água, distância de fraturas e falhas geológicas, tipo de solos e declividade do terreno. Cabe frisar, que estes fatores se não forem levados em consideração nos estudos ambientais prévios podem ocasionarem diversos impactos ambientais significativos nas fases de implementação e operação dos aterros sanitários.

Mediante o contexto apresentado, Iglesias (2021) realizou um estudo semelhante a esta pesquisa, no município de Veríssimo, no Estado de Minas Gerais. Entre os resultados obtidos, o autor destacou que as áreas mais propícias para a instalação de aterros sanitários detêm 23.48% do território total. Por outro lado, as localidades inaptas totalizam 29.5% da área que correspondem às áreas mais sensíveis em relação ao tipo de solo e geologia.

Oliveira *et al.* (2021), também realizaram um estudo no estado de Pernambuco, no município de Toritama, onde fez a identificação de áreas adequadas para a instalação de um aterro sanitário. Entre os resultados, os autores verificaram que 100% das áreas próximas ao perímetro urbano da cidade são classificadas como baixa ou nula aptidão à implantação de aterros sanitários, ocasionado essencialmente pela presença de corpos hídricos e terraços aluviais nessas localidades.

### Conclusões

O geoprocessamento em conjunto com a análise multicritério, método AHP, mostrou-se uma importante ferramenta prática e eficiente para estudos ambientais preliminares, na identificação de áreas favoráveis à implantação de aterros sanitários. Em síntese, auxiliou na tomada de decisão da seleção dos melhores locais para receber este tipo de empreendimento.

Com os resultados deste estudo, verificou-se que os locais mais adequados para receber a instalação de aterros sanitários de acordo com os critérios estabelecidos corresponde a 1.5% (4.5 mil ha) da área total da RGP. Por outro lado, as localidades inaptas abrangem cerca de 47% (136 mil ha) da região estudada.

Cabe ressaltar, que neste estudo há fatores que não foram considerados na análise, como por exemplo, direção e velocidade do vento e profundidade do lençol freático. Sendo assim, reitera-se a importância do uso de informações complementares no processo decisório para a implantação de aterros sanitários na RGP, a fim de obter uma segurança ambiental e menores custos relacionados ao projeto futuro.

Por fim, espera-se que as informações obtidas do presente estudo sirvam de base técnica e científica na avaliação de áreas potenciais a instalação de aterros sanitários na Região Geoadministrativa de Pombal, dentro do contexto de adequação das normas e leis ambientais vigentes.

## Agradecimentos

*Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos ao primeiro autor, e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).*

## Referências bibliográficas

- ABAS, Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. (2021) Águas subterrâneas o que são: Aquíferos. São Paulo - SP: ABAS, 2021. Acesso em 19/10/ 2021, disponível em: <https://www.abas.org/aguas-subterraneas-o-que-sao/>
- Araújo, L. G. S., de Souza Ferreira, R. P., Norberto, A. S, Mariano, M. O. H., Callado, N. H. (2020) Análise temporal de parâmetros ambientais do lixiviado do aterro sanitário de Maceió-AL, Brasil. *Research, Society and Development*, 9(7), 1-23. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i7.4435>
- Almeida, S. N. R (2016) *Aplicação de geoprocessamento na identificação de áreas para implantação de aterro sanitário para o município de Pombal-PB*, Dissertação (Mestrado em Sistemas Agroindustriais), Programa em Pós-Graduação em Sistemas Agroindustriais, Universidade Federal de Campina Grande, Pombal-PB, 88 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) *Norma Brasileira (NBR) 13.896: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação, 30 de junho de 1997*, ABNT, Rio de Janeiro, 12 pp.
- Branco, V. T. A., Schafer, A. G., LUCAS, E. A., Bresolin, S., ALONSO, C. M. (2015) Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Negro - RS no ano de 2003, In: *7º Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão da UNIPAMPA: Salão de Pesquisa - VII SIEPE*, Alegrete-RS, 24 a 26 de novembro de 2015. Acesso em 29/10/2021, disponível em: <https://periodicos.unipampa.edu.br/index.php/SIEPE/article/view/90037>
- ESRI, Environmental Systems Research Institute (2020) *Conjunto de Ferramentas de sobreposição: Overlay Ponderado, Ilustração*. Acesso em 29/10/2021, disponível em: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/weighted-overlay.htm>
- SNSA, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (2008) *Operação e manutenção de sistemas simplificados de tratamento de esgotos: Guia do profissional em treinamento: nível 2*, Ministério das Cidades, Brasília. Acesso em 29/10/2021, disponível em: [https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos\\_PDF/recesa/processosdetratamentodeesgoto-nivel1.pdf](https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/recesa/processosdetratamentodeesgoto-nivel1.pdf)
- SEDU, Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República - SEDU, (2001) *Gestão integrada de resíduos sólidos: Manual Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos*, IBAM, Rio de Janeiro, 204 pp.
- 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, 141 pp.
- Carrilho, A. N., Candido, H. G., Souza, A. D. (2018) Geoprocessamento aplicado na seleção de áreas para a implantação de aterro sanitário no município de Conceição das Alagoas (MG). *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 23(1), 201-206. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018142980>
- Calijuri, M. L., Melo, A. O., Lorentz, J. F. (2002) Identificação de áreas para implantação de aterros sanitários com uso de análise estratégica de decisão, *Informática Pública*, 4(2), 231-250. Acesso em 29/10/2021, disponível em: [http://pbh.gov.br/informaticapublica/ANO4\\_N2\\_PDF/ip0402calijuri.pdf](http://pbh.gov.br/informaticapublica/ANO4_N2_PDF/ip0402calijuri.pdf)
- Dalmas, F. B., Goveia, S. S., Oliveira, F. R., Amaral, C. H., Macedo, A. B. (2011) Geoprocessamento aplicado à gestão de resíduos sólidos na UGRHI-11-Ribeira de Iguape e Litoral Sul, *Geociências*, 30 (2), 285-299.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2021) *EMBRAPA Solos: Solos do Brasil*, EMBRAPA, Brasília. Acesso em 23/03/2021, disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/sibcs/solos-do-brasil>

- Gomes, N. A., Leite, J. C. A., Farias, C. A. S., Silva, A. P. O., Ismael, F. C. M. (2017) Diagnóstico ambiental qualitativo no “lixão” da cidade de Pombal, Paraíba, *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, **12**(1). <https://doi.org/10.22533/at.ed.5891908032>
- Iglesias, M. S. (2021) Diagnóstico de implantação de aterro sanitário no município de veríssimo-mg. *Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia*, **12**(1), 16-35. <https://doi.org/10.14393/OREG-v12-n1-2021-59058>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2015) *Manuais Técnicos de Geociências: Manual Técnico de Pedologia*, IBGE, Rio de Janeiro. Acesso em 19/03/2021, disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv95017.pdf>
- Oliveira, A. A. A. D.; Corrêa, S. D. S.; Mariano, M. O. H., Bezerra, S. D. 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. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.71086>
- Poague, K. I. H. M., Silva, W. R., Rezende, V. M., Pereira, A. P. M., Árabe, M. P. (2018) SIG na seleção de áreas para implantação de aterros sanitários: estudo de caso em Jundiáí-SP, *Revista DAE*, **66**(213), 59-75. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.032>
- SERHMACT, Secretaria do Estado de Recursos Hídrico, do Meio Ambiente e da Ciência e Tecnologia (2015) *Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Estado da Paraíba*, SERHMACT, João Pessoa-PB.
- Rezende, P. S.; Marques, D. V.; Oliveira, L. A. (2017) Construção de modelo e utilização do método de Processo Analítico Hierárquico - AHP para mapeamento de risco a inundação em área urbana, *Caminhos de geografia*, **18**(61), 01-18. <https://doi.org/10.14393/RCG186101>
- Silva, M. V. S. D. (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 (Graduação em Engenharia Cartográfica e de Agrimensura), Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA).
- Valladares, G. S., Gomes, A. S., Torresan, F. H.; Rodrigues, C. A. G.; Grego, C. R. (2012) Modelo multicritério aditivo na geração de mapas de suscetibilidade à erosão em área rural, *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **47**(9), 1376-1383. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2012000900023>



# REVISTA AIDIS

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

## PROGRAMA DE COLETA SELETIVA SOLIDÁRIA: INSTRUMENTOS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DE MATERIAIS RECICLÁVEIS COLETADOS EM UMA IES DA AMAZÔNIA BRASILEIRA

Risete Maria Queiroz Leão Braga<sup>1</sup>

\* Ana Isabela Lobato Teles<sup>1</sup>

Samara Avelino de Souza França<sup>2</sup>

Maria Ludetana Araújo<sup>3</sup>

Gabriel Hiromite Yoshino<sup>4</sup>

Lúcia Almeida<sup>4</sup>

## SOLIDARY SELECTIVE COLLECTION PROGRAM: ENVIRONMENTAL EDUCATION INSTRUMENTS IN THE QUALI-QUANTITATIVE ANALYSIS OF RECYCLABLE MATERIALS COLLECTED IN A HEI IN THE BRAZILIAN AMAZON

Recibido el 8 de noviembre de 2021. Aceptado el 31 de enero de 2022

### Abstract

*The generation of solid waste and its environmentally correct final disposal have been some of the biggest challenges currently faced in the world and has led to the creation of new public policies to improve waste management. In Brazil the Decree No. 5940/2006 stands out, which establishes the implementation of the program Solidary Selective Collection in federal public institutions. In the University City Prof. José da Silveira Netto - Universidade Federal do Pará (UFPA), the University City Prefecture is responsible for the program and forwards the recyclable materials collected from the Voluntary Delivery Places (VLP) of the institution to associations and cooperatives of collectors of recyclable materials from the Metropolitan Region of Belém. The objective of this study was to quali-quantitatively evaluate the recyclable materials contained in the UFPA's LEV in the years 2015, 2018 and 2019; to analyze the results of environmental education actions developed in this period; and to estimate the gross value with its possible commercialization. The results revealed that the portion of paper/cardboard was the most significant in terms of quantity in relation to the other recyclable materials. The estimated gross value for the commercialization of three categories of recyclable material (paper/paperboard, plastic and metal), by the associations and cooperatives in 2019, was almost R\$ 30,000.00 (thirty thousand reais).*

**Keywords:** gravimetric analysis, solidary selective collection, recyclable materials.

<sup>1</sup> Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, Brasil.

<sup>2</sup> Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil

<sup>3</sup> Instituto de Ciências da Educação, Universidade Federal do Pará, Brasil.

<sup>4</sup> Prefeitura Multicampi, Universidade Federal do Pará, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará. Rua Augusto Corrêa, 01 – Guamá, Belém, Pará. CEP: 66075-110. Brasil. Email: [isaloteles@gmail.com](mailto:isaloteles@gmail.com)

## Resumo

A geração de resíduos sólidos e sua disposição final ambientalmente correta têm sido alguns dos maiores desafios enfrentados atualmente no mundo e tem levado a criação de novas políticas públicas para melhorar a gestão e o gerenciamento destes resíduos. No Brasil se destaca o Decreto nº 5.940/2006, que estabelece a implantação da Coleta Seletiva Solidária (CSS) nas instituições públicas federais. Na Cidade Universitária Prof. José da Silveira Netto – Universidade Federal do Pará (UFPA), a CSS é de responsabilidade da Prefeitura Multicampi, que encaminha os materiais recicláveis recolhidos dos Locais de Entrega Voluntária (LEV) da Instituição para associações e cooperativas de catadores de materiais recicláveis da Região Metropolitana de Belém (RMB). O objetivo deste estudo foi avaliar quali-quantitativamente os materiais recicláveis constantes nos LEV da UFPA em três períodos, 2015, 2018 e 2019; analisar os resultados de ações de educação ambiental desenvolvidas nesse período; e estimar o valor bruto com a sua possível comercialização. Os resultados revelaram que a parcela de papel/papelão foi a mais significativa em termos de quantidade em relação aos demais materiais recicláveis. O valor bruto estimado para a comercialização de três categorias de material reciclável (papel/papelão, plástico e metal), pelas associações e cooperativas em 2019, foi de quase R\$ 30,000.00 (trinta mil reais).

**Palavras-chave:** materiais recicláveis, análise gravimétrica, coleta seletiva solidária.

## Introdução

A geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) variam de acordo com fatores socioeconômicos, condições climáticas, padrões de vida, cultura e hábitos alimentares (Denafas *et al.*, 2014; Kamran *et al.*, 2015; Gu *et al.*, 2017).

Por exemplo, na América do Norte, Bermudas, Canadá e Estados Unidos, produziram a maior quantidade média de resíduos per capita, com 2.21 kg/ hab.dia. Já as três regiões com um número considerável de países de baixa e média renda geraram a menor quantidade: África Subsaariana (0.46 kg/ hab dia), Sul da Ásia (0.52 kg/hab.dia), Leste da Ásia e Pacífico (0.56 kg/hab.dia). A América Latina e Caribe ocupou o terceiro lugar em geração média per capita, com 0,99 kg/hab.dia. Assim, estima-se que em 2016 a geração média de resíduos per capita no Mundo foi de 0.74 kg/hab.dia, mas variando amplamente, de 0.11 a 4.54 kg/hab.dia. (Kaza *et al.*, 2018).

Estes números podem ser justificados pelo maior desenvolvimento econômico, grau de industrialização e taxa de urbanização, geralmente fatores que refletem em maior quantidade os RSU produzidos, estando o nível de renda e a urbanização significativamente correlacionada à medida que a renda e o padrão de vida aumentam, crescendo o consumo de bens e serviços e a quantidade de resíduos gerados (OECD, 2020).

Em todo o mundo, quanto à destinação final, cerca de 19% dos países encaminham seus RSU para recuperação (13.5% para reciclagem e 5.5% para compostagem) e 11% são tratados por meio de incineração moderna. Nesse contexto, países-membros da União Europeia, Japão e outros países têm buscado melhorar seus métodos de gerenciamento para facilitar a recuperação e melhorar



a incineração dos RSU, além de incentivar nos fabricantes a responsabilidade por seus produtos pós-venda e introduzir metas de recuperação, reciclagem e monitoramento de suas ações por meio de indicadores (Kaza *et al.*, 2018; OECD, 2020; Rodrigues *et al.*, 2016).

O Brasil, quarto maior gerador de resíduos sólidos no mundo, produziu em 2019 aproximadamente 216438 toneladas de RSU por dia, com 40.5% desses resíduos destinados aos lixões e aterros controlados e 59.5% encaminhados para aterros sanitários (Silva *et al.*, 2017; ABRELPE, 2020). Logo, considerando que a disposição inadequada dos resíduos degrada o meio ambiente, afeta seus processos naturais, causam transtornos de ordem social, econômica e de saúde pública, a preocupação socioambiental quanto a esse cenário tem levado à criação de políticas públicas para impulsionar e/ou melhorar a gestão e gerenciamento dos RSU.

A Lei nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil estabelece os princípios, objetivos e instrumentos para gestão integrada e gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos, dentre os quais se destaca a coleta seletiva e o incentivo à criação de cooperativas e associações de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis como forma de destinação ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e a disposição ambientalmente adequada dos rejeitos em aterros (Brasil, 2010; Mmereki *et al.*, 2016).

Antes da PNRS, o Decreto nº 5.940/2006 já mencionava a importância de separar os materiais recicláveis gerados em órgãos públicos federais e destiná-los às associações e cooperativas de catadores de materiais recicláveis (Brasil, 2006). Para isso, instituições públicas federais têm proposto estudos sobre a caracterização física dos resíduos gerados em seus espaços, como estratégia para implantação ou melhoramento da Coleta Seletiva Solidária (CSS). Comumente são utilizadas análises gravimétricas para avaliar a possibilidade das parcelas recicláveis auxiliando a realidade do local e as condições do mercado para os materiais recicláveis (Menezes *et al.*, 2019).

Neste seguimento, estudos constataram que Instituições de Ensino Superior (IES) no Brasil possuem alto potencial para a geração de materiais recicláveis, com maior percentual verificado para o papel/papelão e plástico, provenientes de atividades administrativas e acadêmicas (Grando *et al.*, 2016; Cirne *et al.*, 2017; Fagnani e Guimarães, 2017; Ker *et al.*, 2017; Lima e Firkow, 2019; Nolasco *et al.*, 2020).

Verifica-se que os estudos consultados tiveram como foco de análise aspectos relacionados à geração, segregação, gravimetria e implantação de coleta seletiva. Contudo, este trabalho teve por objetivo expor uma abordagem diferenciada ao apresentar a evolução quali-quantitativa dos materiais recicláveis coletados em uma IES da Amazônia brasileira (Universidade Federal do Pará), considerando o contexto de ações de Educação Ambiental desenvolvidas no período de 2015 a

2019, com a perspectiva de aumentar cada vez mais a quantidade de materiais recicláveis a serem encaminhados às associações e cooperativas de catadores da Região Metropolitana de Belém (RMB) para a sua comercialização.

No que tange à contribuição deste estudo, esta pesquisa pode servir de base e/ou incentivo para que outras IES acompanhem a evolução da coleta seletiva em seus Campus, pois a partir da compreensão da evolução quali-quantitativa dos materiais recicláveis coletados, é possível traçar estratégias que contribuam para a melhor operacionalização e eficiência da coleta seletiva solidária na IES, de maneira a representar maior ganho econômico às associações e cooperativas atendidas pela Universidade.

#### Breve histórico da coleta seletiva solidária na UFPA

A coleta seletiva na UFPA teve início no segundo semestre de 2006, alguns meses antes da promulgação do Decreto Federal nº 5.940/2006, que a instituiu nos órgãos públicos federais. A iniciativa antecipada ao Decreto surgiu pela preocupação dos técnicos da Gerência Ambiental, atual Coordenadoria de Meio Ambiente da Prefeitura Multicampi, em atender uma antiga demanda relacionada à presença de catadores autônomos nas áreas livres da UFPA. Na época, foram realizadas atividades e ações em parceria com aqueles catadores para organizar a coleta dos materiais nos setores acadêmicos e administrativos da Instituição.

Com a promulgação do referido decreto, em janeiro de 2007, criou-se um plano de ação para a implantação da CSS na Universidade a partir de três fases: (i) formação da primeira Comissão; (ii) realização de um diagnóstico quantitativo e qualitativo dos resíduos gerados; e (iii) planejamento para a instalação dos Locais de Entrega Voluntária (LEV) e atividades de educação ambiental da comunidade universitária.

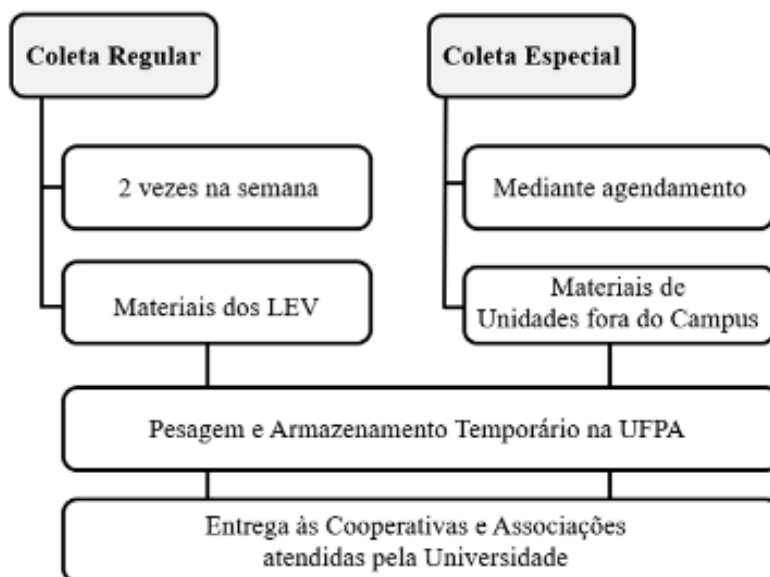
Em 2009, foi instituída a primeira comissão da CSS da UFPA, formada por docentes e técnicos administrativos e instalados 29 LEV em pontos estratégicos da universidade, cada um composto por quatro contêineres de 240 litros, identificados de acordo com a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente nº 275/2001, destinados ao metal (cor amarela), vidro (cor verde), papel/papelão (cor azul) e plástico (cor vermelha) (Brasil, 2001). No mesmo ano adquiriu-se um caminhão baú e convocaram-se dois funcionários da empresa terceirizada de limpeza da UFPA para realizar a coleta nos LEV. Também foi firmado acordo para a primeira destinação dos materiais recicláveis da Universidade à Cooperativa dos Catadores de Materiais Recicláveis, pois o primeiro Edital só aconteceu em 2011 (Santos, 2012).

Em 2017, com a reforma do local destinado ao armazenamento temporário dos resíduos e a aquisição de uma balança digital, a pesagem e o registro dos materiais recicláveis começaram a ser realizado por agentes da Prefeitura Multicampi. Em 2018 foram retirados todos os

contêineres de vidro dos LEV, pois as associações e cooperativas cadastradas na UFPA não manifestaram mais o interesse em recebê-los para a comercialização, uma vez que alegavam não existir compradores deste material na RMB, entretanto a coleta de vidro foi retomada em 2020, em função de novas empresas no mercado paraense.

### Operacionalização da Coleta Seletiva Solidária

A CSS da UFPA funciona em regime regular e especial. A coleta regular, dos materiais recicláveis depositados nos LEV, é realizada duas vezes na semana por dois funcionários da empresa terceirizada de limpeza, cujos materiais recicláveis são pesados de acordo com suas categorias, conforme a Figura 1.



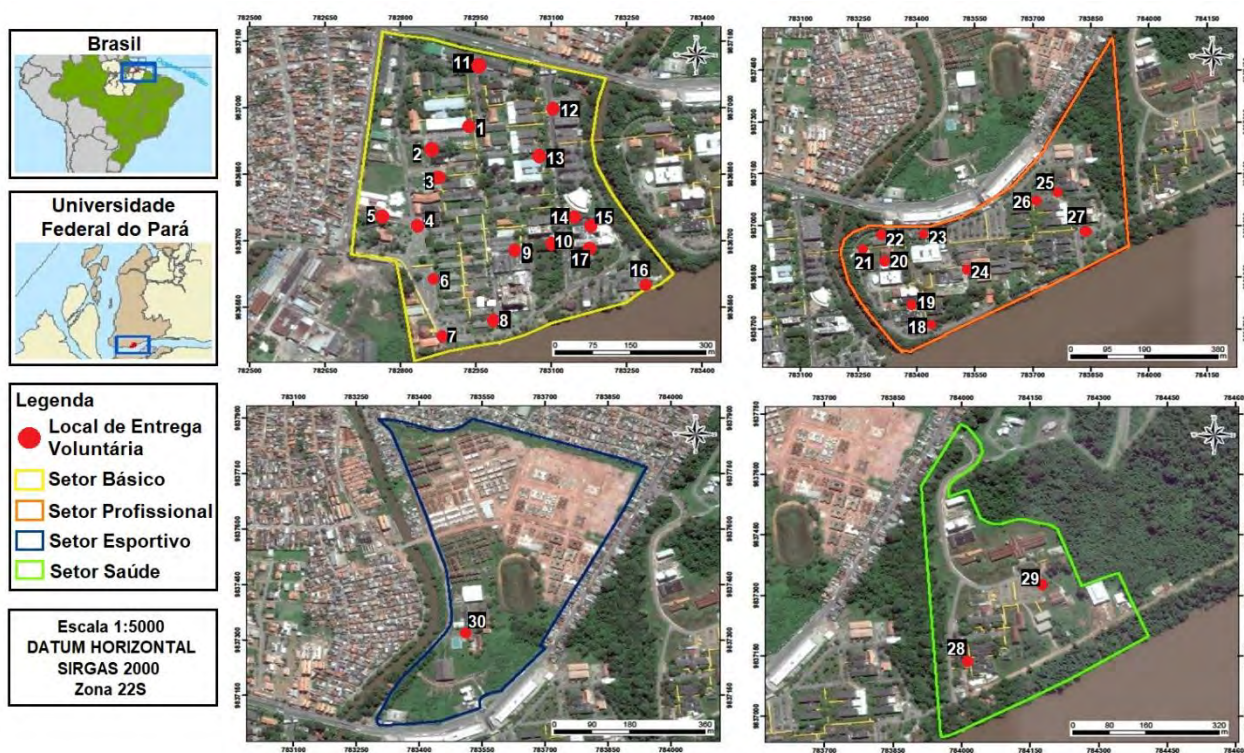
**Figura 1.** Operacionalização da CSS na UFPA. Fonte: Prefeitura Multicampi (2019).

Já o regime de coleta especial ocorre quando as unidades administrativas, localizadas dentro e fora da Cidade Universitária, agendam o recolhimento de grandes volumes. Todo material coletado é armazenado temporariamente em um galpão. A cada 30 dias, as cooperativas cadastradas a partir de um processo de licitação recebem, em sistema de rodízio, os materiais para comercialização, o que possibilita a geração de renda e a inclusão social dos catadores de materiais recicláveis.

## Metodologia

### Localização e área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Cidade Universitária Prof. José da Silveira Netto, Campus Belém da Universidade Federal do Pará, localizada no norte do Brasil. Com uma área de 450 hectares, atualmente o campus possui 15 institutos, 56 faculdades, 9 Núcleos, 36 bibliotecas e 1 hospital universitário, além de vários edifícios acadêmicos e administrativos. No Campus são alocados 30 LEV situados em pontos estratégicos nos quatro setores da Cidade Universitária: 17 no Setor Básico, 10 no Profissional, 2 no Setor Saúde e 1 no Esportivo (Figura 2).



**Figura 2.** Disposição dos LEV na Cidade Universitária Prof. José da Silveira Netto. *Fonte: Adaptado de Simão e Melo (2015).*

Em 2019, a comunidade universitária era de 24456 pessoas, sendo 20489 alunos matriculados, 1777 docentes e 2190 técnicos administrativos (UFPA, 2019). Ademais, diariamente a população paraense é atendida no Hospital Universitário Bettina Ferro de Souza. O Campus também é utilizado para prática de atividades física e lazer pela população do entorno.

### Etapas metodológicas

O estudo analisou as alterações quali-quantitativa de materiais recicláveis coletados na universidade, em três períodos: 2015, dados da pesquisa de Simão e Melo (2015), e 2018 e 2019, constantes no banco de dados da Prefeitura Multicampi e a relação dos impactos com as ações de educação ambiental na Universidade.

Para isso, seguiram-se quatro etapas metodológicas: (i) levantamento bibliográfico; (ii) caracterização física dos materiais recicláveis constantes nos LEV da UFPA; (iii) resultados das ações de educação ambiental na CSS; (iv) estimativa de valor bruto com a comercialização dos materiais recicláveis encaminhados às associações e cooperativas atendidas pela Universidade no ano de 2019.

### Levantamento bibliográfico

Consistiu em pesquisa na base de dados do Portal de Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e *ScienceDirect*, a fim de reunir artigos com a temática que envolvesse programas de coleta seletiva e caracterização dos materiais recicláveis em IES nos últimos 5 anos. Para isso, combinaram-se descritores em português e inglês: coleta seletiva solidária nas IES (selective collection higher education); caracterização de resíduos sólidos nas IES (solid waste characterization higher education); análise da gravimetria de resíduos sólidos em IES (gravimetric analysis, solid waste, higher education).

### Caracterização física dos materiais recicláveis constantes nos LEV UFPA em 2015, 2018 e 2019

Para 2015, utilizaram-se os resultados da pesquisa de Simão e Melo (2015), que empregaram a composição gravimétrica e o peso específico para caracterizar os materiais recicláveis coletados dos LEV da UFPA, no período de setembro de 2014 a maio de 2015. As autoras estimaram o volume de materiais encaminhados às associações e cooperativas, a partir da cubagem de um caminhão baú (utilizado na coleta desses materiais no Campus), pois na época não se contava com uma balança para tal aferição, sendo que a amostragem ocorreu em 52% dos 31 LEV distribuídos na UFPA naquele ano.

Os dados do período de 2018 e 2019 foram obtidos do banco de dados da Prefeitura Multicampi e são resultados das modalidades de coleta (regular e especial), sendo a regular referente a duas pesagens semanais.

### Impacto das ações de educação ambiental na coleta de recicláveis

Para analisar a relação entre as ações de educação ambiental e a coleta de recicláveis, levantaram-se as principais ações constantes na base de dados da Prefeitura Multicampi, de 2012 a 2019, considerando sua metodologia e caráter interdisciplinar. Isso porque metodologias participativas e dialógicas permitem uma educação ambiental inovadora ao considerar a

comunidade como protagonista de participação, diálogo e corresponsabilização nas questões ambientais, assumindo importante contribuição e revelando diferentes percepções e experiências (Jacobi, Tristão e Franco, 2009).

Nesse sentido, a Educação Ambiental assume uma vertente interdisciplinar, participativa e transformadora. Interdisciplinar, na medida que é direcionada para a resolução de problemas socioambientais diversos; participativa ao preconizar a ação em comunidade; e transformadora ao possibilitar a (re)construção de valores e atitudes por meio de novos hábitos e conhecimentos, sensibilizando sobre a importância do equilíbrio local e global na relação ser humano-sociedade-natureza (Guimarães, 2005).

#### Estimativa de valor bruto com a comercialização dos materiais recicláveis

Na quarta etapa foi estimado o valor bruto obtido com a possível comercialização dos materiais recicláveis encaminhados às cooperativas e associações em 2019. Para tanto, utilizou-se como referência o preço de mercado de materiais recicláveis em Belém do Pará (Tabela 1), sugerido pela Associação de Catadores da Coleta Seletiva de Belém (ACCSB). Ressalta-se, que devido o programa de coleta seletiva da universidade não tipificar os materiais para a classe metal (embalagens metálicas, latas e tampas), considerou-se apenas o valor do Aço nessa categoria, em função do maior valor econômico ser agregado ao alumínio.

**Tabela 1.** Preço de mercado de materiais recicláveis em Belém-PA

Material	Preço de Mercado (R\$/t)
Alumínio	3500.00
Papel	200.00
Plástico	787.50
Aço	350.00

Fonte: ACCSB (2019).

## Resultados e discussão

### Caracterização quali-quantitativa dos materiais recicláveis na UFPA

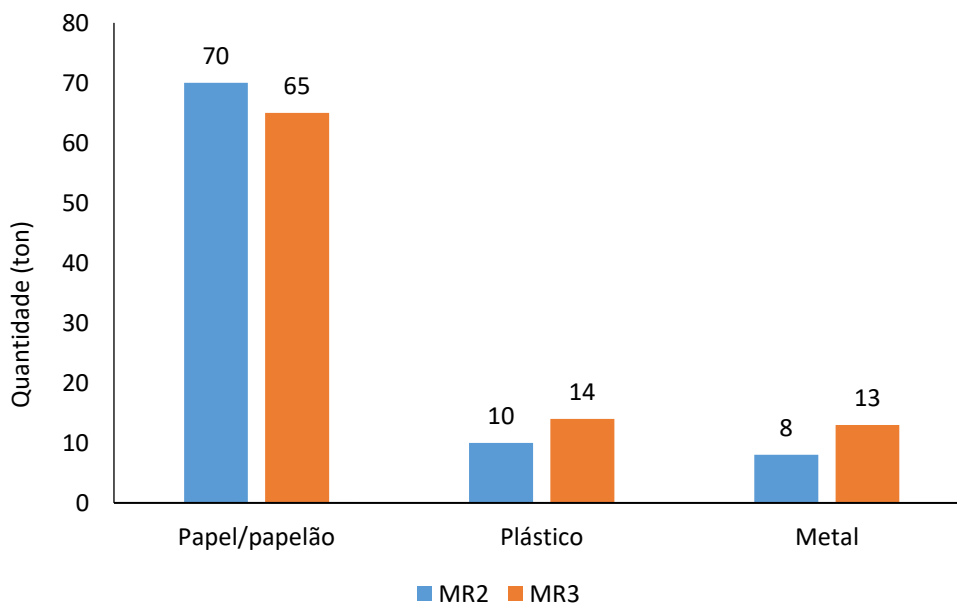
Para a simplificação na apresentação dos resultados estabeleceu-se uma nomenclatura para os três períodos em que foram realizados os levantamentos quali-quantitativos dos materiais recicláveis na UFPA. Adotaram-se as seguintes nomenclaturas: MR1 para os dados quantitativos de materiais recicláveis extraídos do estudo de Simão e Melo (2015), MR2 e MR3 para os dados quantitativos obtidos na Prefeitura Multicampi UFPA em 2018 e 2019, respectivamente.

Para fins de comparação de composição gravimétrica entre os três períodos foi necessária à retirada da parcela vidro dos resultados de MR1, pois em MR2 e MR3 não houve a contabilização desse material pela Prefeitura Multicampi, por desinteresse das associações/cooperativas de catadores na sua comercialização.

Assim como a parcela vidro, também não houve a inclusão da parcela outros, pois os materiais presentes em alguns contêineres como matéria orgânica, isopor e madeira não são objeto da CSS da UFPA. Com a retirada dessas parcelas, as demais cresceram sob o ponto de vista estatístico, mas o estudo pretendeu apenas identificar os materiais recicláveis comercializados pelas associações e cooperativa de catadores.

Para MR1 contabilizou-se um total de 53 toneladas de materiais recicláveis depositados nos LEV, sendo a maior quantidade encontrada de papel/papelão (42 toneladas), seguida da parcela plástico (7 toneladas) e metal (4 toneladas).

Para MR2 foi possível aferir um total de 88 t de materiais recicláveis, constantes nos 30 LEV da UFPA, encaminhados às cooperativas e associações, conforme a Figura 3. A maior quantidade também foi para a parcela papel/papelão (70 t), seguido das parcelas plástico (10 t) e metal (8 t).



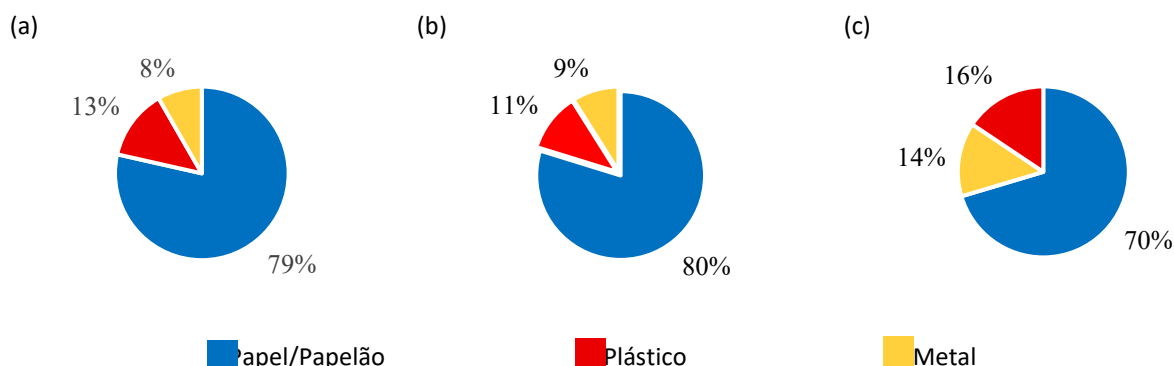
**Figura 3.** Quantidades de MR2 e MR3 coletados nos LEV da UFPA. Fonte: Prefeitura Multicampi (2019)

Novamente, em MR3, a maior parcela foi de papel/papelão (65 t), seguido de plástico (14 t) e metal (13 t), cuja soma anual correspondeu a 92 t de materiais recicláveis.

Nota-se que houve um aumento no total de MR2 para MR3, na ordem de 4 toneladas (4.5%), correspondentes ao aumento nas frações de plástico e metal; enquanto a fração de papel/papelão reduziu em 5 toneladas (7%).

De acordo com o Anuário Estatístico da UFPA, em 2015, a população universitária era de 25047, entre discentes, docentes e técnico-administrativos, passando a 24599 em 2018 (UFPA, 2019). Logo, identifica-se uma queda no número, 448 pessoas, fato que não justificaria o aumento da coleta dos materiais recicláveis desde 2015.

Conforme a Figura 4 pode-se notar que, não houve uma discrepância de resultados entre os três períodos em relação aos percentuais dos materiais recicláveis (papel/papelão, plástico e metal). Identifica-se apenas um decréscimo de percentual para MR3 em relação a papel/papelão, como já abordado anteriormente. Entretanto, esse material continua como a parcela mais expressiva entre os outros materiais recicláveis coletados na UFPA.



**Figura 4.** Composição gravimétrica: (a) MR1, (b) MR2 e (c) MR3. Fonte: (a) Simão e Melo (2015); (b-c): Prefeitura Multicampi (2018; 2019).

Análises gravimétricas realizadas em Universidades de países como Estados Unidos revelaram que a parcela de papel foi a mais significativa entre os materiais recicláveis (Smyth *et al.*, 2010). Em outras, houve uma variação entre as parcelas plástico e papel, como: (i) na Universidade de Lagos, na Nigéria as garrafas e sacolas plásticas representaram o maior percentual de material reciclável (Adeniran, Nubi e Adelo, 2017); (ii) nas IES da Arábia Saudita, o plástico (garrafas, bandejas e outras embalagens plásticas) ocupou a segunda posição na gravimetria, atrás do



percentual papel (Saleem *et al.*, 2019); (iii) já na Universidade Iberoamericana, no México, os coletores destinados ao plástico apresentaram um menor percentual entre os recicláveis (1.8%) (Morales, 2012), sendo que o autor destaca que o sistema de coleta da IES não é eficiente.

No Brasil se observa que a parcela papel, nas gravimetrias realizadas em IES, apresenta maior percentual (Grando *et al.*, 2016; Cirne *et al.*, 2017; Fagnani; Guimarães, 2017; Ker *et al.*, 2017; Lima e Firkow, 2019; Nolasco *et al.*, 2020). No que concerne a parcela plástico dos resíduos da UFPA houve um aumento no decorrer dos anos, passando de em 9% (MR1) para 11% (MR2) e 16% (MR3).

Com relação ao metal houve um aumento de geração na UFPA no decorrer dos anos, sendo de 9% em MR2 e passando para 14% em MR3, o que representa, em média, 5 toneladas a mais por ano. Os materiais que compõe essa parcela são oriundos principalmente de Institutos que solicitaram à CSS a coleta de materiais eletrônicos. Os materiais como latas de alumínio não são destinados às Cooperativas, pois são recolhidos antes por catadores de materiais recicláveis autônomos. Para fins de comercialização, geralmente, o plástico e o metal são subdivididos em categorias, haja vista o seu valor diferenciado de venda no mercado brasileiro de recicláveis.

Embora haja uma segregação dos materiais recicláveis nos LEV da UFPA verificou-se que existe uma segunda segregação, que fica sob a responsabilidade das associações e cooperativas atendidas pelo Programa de CCS da UFPA, pois observa-se uma destinação incorreta dos mesmos nos contêineres. Além disso, constatou-se outros materiais que não fazem parte do Programa de CSS. Foi inventariado um total de 433 kg de material que não são empregados em áreas administrativas e de serviços gerais (isopor, madeira, resto de tinta, tecido, toners e restos de alimentos), entre os meses de janeiro a agosto de 2018.

Destarte, a possibilidade que esteja ocorrendo um desconhecimento do público universitário ou simplesmente um descaso. Acredita-se que tanto a população acadêmica, quanto a externa à UFPA, que ao utilizar a área em atividades de caminhadas, cursos, consultas no hospital universitário etc., acabam por depositar nos contêineres dos LEV esse tipo de material. Assim, a presença de uma quantidade considerável de resíduos sólidos domiciliares nos contêineres implica na necessidade de campanhas educacionais permanentes na Cidade Universitária, para que a comunidade externa seja orientada a segregar e a destinar, de maneira adequada, os materiais nos LEV.

A pesquisa de Fagnani e Guimarães (2017), com aplicação de questionários sobre a Coleta Seletiva nas Faculdades de Engenharia Civil e Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), revelou que 38.4% dos participantes tinham dúvidas sobre a segregação e destinação de materiais como resíduos eletrônicos, toners, lascas de madeira, dentre outros

materiais que faziam parte do programa de coleta da Instituição. Portanto, a confecção de placas e informativos educativos de reciclagem, colocados junto aos LEV podem colaborar com os preceitos da CSS da UFPA.

Destaca-se também como uma dificuldade importante para a Prefeitura Multicampi da UFPA a recorrente presença de catadores autônomos (que não fazem parte das associações e cooperativas cadastradas na UFPA) na busca de materiais recicláveis na instituição, e que acabam interferindo no controle de dados de pesagem, e conseqüentemente, nas quantidades encaminhadas às cooperativas.

#### Ações de educação ambiental e coleta de materiais recicláveis

Foram realizadas importantes ações de Educação Ambiental, que possibilitaram aumento na quantidade de materiais recicláveis coletados na UFPA, mesmo com a diminuição da população universitária, onde destacam-se ações contínuas e permanentes, como: o Trote Solidário e Sustentável: O Papel do calouro da UFPA; Projetos de Extensão e Placas Informativas nos LEV; e Semana do Meio Ambiente (Figura 5).



Figura 5. Ações Educativas realizadas pela Prefeitura Multicampi. Fonte: Autores, 2021.

Desde 2012 ocorre anualmente o Trote, ação em que os alunos recém-chegados à UFPA são convidados a doar o papel utilizado na sua preparação para o vestibular. Eles têm a oportunidade de conhecer o Programa de CSS da Universidade, a importância da separação dos materiais e da sua destinação às cooperativas e associações de catadores. Salienta-se que, o Trote foi reconhecido em 2015, enquanto prática de referência em Educação Ambiental pelo Ministério do Meio Ambiente. Destarte, que até 2020 foram encaminhadas mais de 10 t de papel às associações e cooperativas (Prefeitura Multicampi, 2020).

As Placas Informativas, confeccionadas pelos funcionários da Empresa Terceirizada e fixadas nos LEV, esclarecem sobre quais tipos de materiais devem ser depositados em cada coletor, o que diminui as chances da presença de rejeitos ou de materiais incorretos nos mesmos. Esta ação tem contribuído com a mudança de atitudes, pois alerta para o descarte correto dos materiais recicláveis, práticas cotidianas de reutilização e fazem refletir sobre o papel do indivíduo nas questões ambientais na temática dos resíduos sólidos, além de torná-los agentes multiplicadores.

Outra instituição de ensino superior, dessa vez na Tailândia, implantou a estratégia dos 3Rs (reduzir, reutilizar e reciclar) em uma comunidade do campus, cujos um dos aspectos positivos foi a participação das pessoas quanto ao desperdício dos recursos públicos (insumos de atividades administrativas, como exemplo, o papel), o que permitiu a melhoria da gestão de resíduos e a consciência da aplicação do princípio dos 3Rs (Tangwanichagapong *et al.*, 2017).

No estudo de Campos *et al.*, (2019) realizado na Universidade do Estado de Minas Gerais - Campus Barbacena - a comparação da gravimetria dos resíduos descartados em 33 LEV, antes e após ações de educação ambiental, revelou sua influência na segregação correta dos resíduos pela comunidade acadêmica, onde perceberam que após as ações educativas houve uma melhora significativa na segregação, com um aumento de 19.63% na coleta de materiais recicláveis. Soares *et al.* (2017) descreveram a importância e a necessidade de campanhas informativas de Educação Ambiental que sejam capazes de elucidar as dúvidas existentes quanto aos diferentes tipos de materiais, que podem ser depositados nos LEV ou ainda reutilizados.

Com relação aos Projetos de Extensão, de 2013 a 2015 foram desenvolvidos dois Projetos em parceria com a Prefeitura Multicampi UFPA: um voltado para o diagnóstico e a inserção de trabalhadores informais da UFPA no processo educativo da CSS; e outro que desenvolveu ações educativas com trabalhadoras das cooperativas de materiais recicláveis atendidas pela UFPA. As orientações foram realizadas na forma de palestras e/ou oficinas, que é uma maneira dialógica de suscitar a participação do público, relatando suas experiências, promovendo ponderações e motivando a multiplicar a prática da coleta seletiva no seu espaço de trabalho e em ambiente familiar.

Em 2016 e 2017, um novo Projeto de Extensão promoveu ações de Educação com vistas a informar a comunidade universitária (alunos, professores, técnicos e demais funcionários) sobre a importância da sua participação na CSS, especialmente por meio da sensibilização na separação dos materiais recicláveis e a disposição correta nos LEV. Dessa maneira, enquanto instrumento de sustentabilidade, o Projeto buscou incentivar a redução e o reaproveitamento de materiais adquiridos com recursos públicos.

Zhang *et al.* (2017) realizaram uma pesquisa em 10 universidades e institutos de tecnologia na China e identificaram a relação positiva e significativa entre as atividades de educação e campanhas relacionadas à separação de resíduos sólidos e alterações no comportamento da comunidade. Os autores apontam que a comunidade universitária, ao conhecer a dimensão acerca dos impactos ambientais negativos, causados pelo gerenciamento inadequado dos resíduos, compreenderam a importância do seu papel na mudança desse cenário.

Em 2017 e 2019, foi realizada a “Semana do Meio Ambiente”, organizada pela Prefeitura Multicampi. No primeiro evento, foi realizado uma palestra que versou sobre o tema coleta seletiva, discutindo, de maneira mais ampla, sua ação em qualquer ambiente. Também foram oferecidas oficinas com práticas de reaproveitamento de caixas de papelão e baldes de margarina como coletores de materiais recicláveis, demonstrando que a reutilização de materiais. Quando os participantes produzem objetos a partir da reutilização de materiais recicláveis possibilita um novo olhar para estes materiais, e que passam a ser vistos como úteis, diminuindo as chances de serem encaminhados, junto com resíduos orgânicos, aos aterros sanitários, reduzindo os impactos ambientais.

A Educação Ambiental é um processo de mudança, de oportunidades, de compartilhamento e principalmente favorece o empoderamento dos participantes no provimento de melhorias socioeconômica.

No segundo evento foi apresentado duas palestras: uma intitulada “Sensibilização Ambiental e Coleta Seletiva Solidária da UFPA”, direcionada aos funcionários da Empresa Terceirizada de limpeza da Universidade; e outra denominada “Sensibilização para a Sustentabilidade com Foco na Coleta Seletiva Solidária”, voltada para os servidores da UFPA. Esse esforço de sensibilização e orientação prévia aos colaboradores responsáveis pelo serviço de coleta de materiais recicláveis é fundamental para que o manejo dos resíduos sólidos na UFPA seja adequadamente executado e ampliado.

Nolasco *et al.* (2020) desenvolveram dois projetos de extensão na Faculdade Universidade de Brasília (UnB) – campus Planaltina: um para implantação de um plano de gestão de resíduos sólidos; e outro de educação ambiental na implantação da coleta seletiva solidária, identificando a mobilização e a participação da comunidade universitária como fator crucial para o sucesso dessas ações. O estudo revelou que 67% dos resíduos sólidos produzidos na Instituição são recicláveis, cuja participação da comunidade universitária tem contribuído para sua separação e doação a uma cooperativa de catadores de materiais recicláveis, promovendo inclusão social e geração de renda para esses catadores.

Um dos desafios da educação ambiental envolve o contexto de como será a divulgação, compreensão e exercício a ser praticada pela sociedade. Assim, ao entender que a solução de problemas ambientais pode estar relacionada às mudanças de atitudes cotidianas, é compreender a necessidade de que a destinação correta dos resíduos sólidos depende da transformação no comportamento do indivíduo e da sociedade. Reigota (2010) aponta que a coleta seletiva depende de estratégias que enfatizem a reutilização e reciclagem dos materiais.

Nesse sentido, Almeida e Mol (2020) ao analisarem a coleta seletiva no município de Belo Horizonte-MG, salientaram a importância de investir não apenas em soluções de infraestrutura em resíduos sólidos, mas também em ações voltadas à educação ambiental e comunicação social, fundamentais para resultados positivos do programa de CSS, uma vez que permitem maior participação social e uso correto dos locais para destinação dos materiais recicláveis.

Dessa maneira, verifica-se a instrumentalização da Educação Ambiental, especialmente pelas ações não formais, onde se entende que as práticas educativas e informativas buscam sensibilizar a comunidade universitária quanto à questão dos resíduos sólidos, reiterando a importância do seu papel enquanto agente de participação e qualidade do processo de coleta seletiva.

Portanto, infere-se que o aumento na quantidade coletada se deva à intensificação de campanhas de educação ambiental realizadas pela Prefeitura Multicampi UFPA. Entretanto, diante da verificação de matérias que não fazem parte da CSS da Universidade fica evidente que campanhas de Educação Ambiental devem ser uma prática constante na UFPA, tanto para o público interno e externo à Universidade.

#### Estimativa do valor bruto com a comercialização dos materiais recicláveis

Utilizando os resultados da análise gravimétrica do MR3, por representar dados mais atuais, estimou-se o valor bruto de renda gerada com o recebimento de materiais recicláveis da UFPA e que são destinados às associações e/ou cooperativas (Tabela 2).

**Tabela 2.** Valor bruto obtido com material reciclável dos LEV em 2019

Material	*Preço de Mercado (R\$/t)	Massa (t)	Total (R\$/t)
Papel/Papelão	200.00	65.44	13088.00
Metal	350.00	13.02	4557.00
Plástico	787.50	14.51	11426.63
Total (R\$/t)			29071.63

\*Valores fornecido pela ACCSB. Fonte: Autores (2019)

Observa-se que os materiais recicláveis gerados na UFPA, significaria uma renda aos catadores em associações/cooperativas correspondente a um valor bruto de R\$ 29071.63 (vinte nove mil setenta e um reais e sessenta e três centavos). É importante ressaltar que não foram considerados custos relativos às despesas com transporte, combustível, administrativos etc.

Além do ganho econômico com a reciclagem desses materiais é também importante apontar o ganho ambiental ocorrido, pois com essa atividade retira-se um volume significativo de materiais que poderiam ser destinados ao aterro sanitário ou ainda dispostos em vias e canais. Assim, é necessário que a comunidade acadêmica da UFPA seja estimulada a participar cada vez mais da CSS, visto que ela incentiva o trabalho dos catadores no meio urbano contribuindo com sua renda, além de fortalecer a visibilidade de ações educativas, sanitárias, econômicas e ambientais (Cirne *et. al*, 2017).

### Conclusão

A CSS encaminha às associações e cooperativa de catadores, cadastradas na UFPA, três categorias de materiais recicláveis: papel/papelão, plástico e metal.

Os resultados da caracterização quali-quantitativa revelaram que foram destinados às associações e cooperativas atendidas pelo Programa da CSS da UFPA um total de 88 t e 92 t de materiais recicláveis, respectivamente nos anos de 2018 (MR2) e 2019 (MR3), o que representa nessa ordem um aumento de 67% e 75% em relação ao valor de geração estimado em 2015 (MR1), que foi de 53 t. Em todos os períodos analisados a maior quantidade gerada se refere à parcela de papel/papelão, seguida do plástico e metal.

O aumento de materiais de um ano para o outro pode estar relacionado a maior participação da comunidade acadêmica, a partir de campanhas de educação ambiental promovidas pela Prefeitura Multicampi desde 2012. Entretanto, ainda é perceptível materiais em contêineres dos LEV e que não fazem parte do Programa de CSS, caracterizados como outros. Portanto, é fundamental manter o fortalecimento dessas campanhas, inclusive estender aos que procurem a Instituição para fazer práticas esportivas, cursos de extensão, entre outros.

Quanto à possibilidade de renda aos catadores em associações/cooperativas foi possível constatar um ganho bruto de R\$ 29071.63 (vinte nove mil setenta e um reais e sessenta e três centavos) com a venda de materiais recicláveis doados pela UFPA.

Assim, a caracterização quanti-qualitativa dos materiais recicláveis encaminhados às associações e cooperativas atendidas pela UFPA, bem como a estimativa do ganho econômico, destacados neste artigo, possibilitou melhor compreender o perfil da geração desses materiais na Cidade Universitária, podendo servir de horizonte para ações futuras no gerenciamento de resíduos da Instituição.

Ressalta-se, que a ausência de Mercado para a comercialização da parcela vidro em Belém-PA influenciou no montante desse valor. Atualmente, a Universidade voltou a inserir o contêiner para a coleta de vidro, haja vista que o mercado de recicláveis em Belém voltou a comercializar esses materiais. Destarte, que existe a reutilização da parcela vidro nas feiras, que empregam esses recipientes para armazenamento de banhos e perfumes (essências e ervas típicas da região amazônica).

### Agradecimentos

Os autores agradecem à Prefeitura Multicampi da UFPA pelo fornecimento de dados.

### Referências bibliográficas

- ABRELPE, Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2020) *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*. Acesso em 07 de setembro de 2019, disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama>
- Adeniran, A. E., Nubi, A. T., Adelopo, A. O. (2017) Solid waste generation and characterization in the University of Lagos for a sustainable waste management, *Waste Management*, **67**, 3-10. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.002>
- Almeida, C.M.C, Mol, M.P.G. (2020) Avaliação da coleta seletiva no município de Belo Horizonte, Brasil, *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales Investigación, desarrollo y práctica*, **13**(3), 1032-1047. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.3.69460>
- Brasil (2006) *Decreto nº 5.940, de 25 de outubro de 2006. Institui a separação dos resíduos recicláveis descartados pelos órgãos e entidades da administração pública federal direta e indireta, na fonte geradora, e a sua destinação às associações e cooperativas dos catadores de materiais recicláveis, e dá outras providências*, Presidência da República. Casa Civil. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/ato2004-2006/2006/decreto/d5940.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2004-2006/2006/decreto/d5940.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*, Presidência da República. Casa Civil. 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)
- Campos, A. C. M., Ribeiro, A. G. C., Pires, M. C., Sousa, F. A. (2019) Avaliação da influência de atividades de Educação Ambiental na melhoria da coleta seletiva em uma instituição de ensino, *Revista Brasileira de Educação Ambiental*, **14**(1), 456-477. <https://doi.org/10.34024/revbea.2019.v14.2592>
- Cirne, L.E.M.R, Leite, C.M.A, Sousa, D.R, Pederneiras, Y.M, Cirne, M.E.R, Nóbrega, R.A. (2016) Coleta e caracterização dos resíduos sólidos gerados na UFCG-Campus I: Sensibilização da comunidade acadêmica da problemática socioambiental - Ano referência 2015, *Participação*, (29), 36-43. Acesso em 07 de setembro de 2019, disponível em: <https://periodicos.unb.br/index.php/participacao/article/view/22276>

- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2001) *Resolução n° 275 de 25/04/2001. Estabelece código de cores para a diferenciação de resíduos e informações para a coleta seletiva*, Diário Oficial da União, em 19 de junho de 2001. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=97507>
- Denafas, G., Ruzgas, T., Martuzevičius, D., Shmarin, S., Hoffmann, M., Mykhaylenko, V., Ogorodnik, S., Romanov, M., Neguliaeva, E., Chusov, A., Turkadze, T., Bocheidze, I., Ludwig, C. (2014) Seasonal variation of municipal solid waste generation and composition in four East European cities, *Resources, conservation and recycling*, **89**, 22-30. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.06.001>
- Fagnani, E., Guimarães, J.R. (2017) Waste management plan for higher education institutions in developing countries: The Continuous Improvement Cycle model, *Journal of cleaner production*, **147**, 108-118. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.080>
- Grando, T., Testolin, R., Zanotti, F., Buss, M.V. (2016) Aplicação de um sistema de gestão de resíduos sólidos no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia catarinense Campus Videira. *Anuário Pesquisa e Extensão Unoesc Videira*, **1**, e12326-e12326. Acesso em 08 de setembro de 2019, disponível em: <https://portalperiodicos.unoesc.edu.br/apeuv/article/view/12326>
- Gu, B., Jiang, S., Wang, H., Wang, Z., Jia, R., Yang, J., He, S., Cheng, R. (2017) Characterization, quantification and management of China's municipal solid waste in spatiotemporal distributions: a review, *Waste management*, **61**, 67-77. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.039>
- Guimarães, M. (2005) *A dimensão Ambiental na educação*, 6a ed., Papirus Editora, Campinas, 112 pp.
- Jacobi, P. R., Tristão, M., Franco, M. I. G. C. (2009) A função social da educação ambiental nas práticas colaborativas: participação e engajamento, *Cadernos CEDES*, **29**(77), 63-79. <https://doi.org/10.1590/S0101-32622009000100005>
- Kamran, A., Chaudhry, M.N., Batool, S.A. (2015) Effects of socio-economic status and seasonal variation on municipal solid waste composition: a baseline study for future planning and development. *Environmental Sciences Europe*, **27**(1), 1-8. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0050-9>
- 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*, World Bank Publications, Washington, 290 pp.
- Ker, A.B., Theodoro, D.C., Freitas, D., Nunes, F.R.G., Cruz, S.L., Pinto, T.G., Gianetti, T.T. Pelissarir, V.B. (2017) Composição gravimétrica dos resíduos sólidos produzidos no campus I do Centro Universitário FAESA, *Revista Científica Faesa*, **13**(1), 48-53. Acesso em 08 de setembro de 2019, disponível em: <http://revista.faesa.br/revista/index.php/Faesa/article/view/295>
- Lima, J.R., Firkow, O.L.C.F. (2019) Universidades brasileiras e seus planos de coleta seletiva, *Acta Brasiliensis*, **3**(1), 8-13. <https://doi.org/10.22571/2526-4338165>
- Menezes, R.O., Castro, S.R., Silva, J.B.G., Teixeira, G.P., Silva, M.A.M. (2019) Análise estatística da caracterização gravimétrica de resíduos sólidos domiciliares: estudo de caso do município de Juiz de Fora, Minas Gerais, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **24**(2), 271-282. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019177437>
- Mmerekí, D., Baldwin, A., Li, B. (2016) A comparative analysis of solid waste management in developed, developing and lesser developed countries, *Environmental Technology Reviews*, **5**(1), 120-141. <https://doi.org/10.1080/21622515.2016.1259357>
- Morales, M.R. (2012). Caracterización de residuos sólidos en la Universidad Iberoamericana, Ciudad de México, *Revista internacional de contaminación ambiental*, **28**(1), 93-97. Acesso em 09 de setembro de 2019, disponível em: [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-49992012000100008](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992012000100008)
- Nolasco, E., Duraes, P.H.V., Gonçalves, J. P., Oliveira, M.C., Abreu, L.M., Almeida, A.N. (2020) Characterization of solid wastes as a tool to implement waste management strategies in a university campus, *International Journal of Sustainability in Higher Education*, **22**(2), 217-236. <https://doi.org/10.1108/IJSHE-12-2019-0358>
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (2020) *Environment at a Glance 2020*, Paris, 68 pp.
- Reigota, M. A. (2010) Educação Ambiental frente aos desafios apresentados pelos discursos contemporâneos sobre a natureza, *Educação e Pesquisa*, **36**(2), 539-553. <https://doi.org/10.1590/S1517-97022010000200008>



- Rodrigues, W.; Magalhães, L. N. L.; Pereira, R. S. (2016) Análise dos Determinantes dos custos de resíduos sólidos urbanos nas capitais estaduais brasileiras, *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **8**(1), 130-141. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.008.001.AO02>
- Saleem M., Blaisi, N.I., Alshamrani, O.S.D, Al-Barjis A. (2019) Fundamental investigation of solid waste generation and disposal behaviour in higher education institute in the Kingdom of Saudi Arabia. *Indoor and Built Environment*, **28**(7), 927-937. <https://doi.org/10.1177/1420326X18804853>
- Santos, J.S. (2012) *Gerenciamento de Resíduos Sólidos como Instrumento de Gestão Ambiental na Universidade Federal do Pará – UFPA*. Tese de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Gestão de Recursos Naturais e Desenvolvimento Local na Amazônia, Núcleo de Meio Ambiente, Universidade Federal do Pará, 126 pp.
- Silva, C.L, Fugii, G.M, Santoyo, A.H. (2017) Proposta de um modelo de avaliação das ações do poder público municipal perante as políticas de gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil: um estudo aplicado ao município de Curitiba, *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **9**(2), 276-292. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.009.002.AO09>
- Simão, C.S., Melo, G.T.M. (2015) *Resíduos Sólidos Recicláveis: Gravimetria nos Locais de Entrega Voluntária (LEV) da Cidade Universitária Prof. José Da Silveira Netto (UFPA)*, Trabalho de Conclusão de Curso, Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, 91 pp.
- Smyth, D.P., Fredeen, A.L., Booth, A.L. (2010) Reducing solid waste in higher education: The first step towards 'greening' a university campus, *Resources, Conservation and Recycling*, **54**(11), 1007-1016. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.02.008>
- Soares, J.A.S., Pereira, S.S., Cândido, G.A. (2017) Gestão de resíduos sólidos e percepção ambiental: um estudo com colaboradores do campus I da Universidade Estadual da Paraíba, *Saúde e Meio Ambiente*, **4**(1), 39-54. Acesso em 09 de setembro de 2019, disponível em: <https://periodicos.ufms.br/index.php/sameamb/article/view/2699>
- Tangwanichagapong, S., Nitivattananon, V., Mohanty, B., Visvanathan, C. (2017) Greening of a campus through waste management initiatives: experience from a higher education institution in Thailand, *International Journal of Sustainability in Higher Education*, **18**(2), 203-217. <https://doi.org/10.1108/IJSHE-10-2015-0175>
- UFPA, Universidade Federal do Pará (2018) *Banco de dados: quantitativo dos materiais recicláveis constantes nos LEV UFPA em 2018*, Prefeitura Multicampi.
- UFPA, Universidade Federal do Pará (2019a) *Anuário Estatístico da UFPA 2019: ano base 2018*. Acesso em 15 de setembro de 2019, disponível em: <http://www.anuario.ufpa.br>
- UFPA, Universidade Federal do Pará (2019b) *Banco de dados: quantitativo dos materiais recicláveis constantes nos LEV UFPA em 2018*, Prefeitura Multicampi.
- UFPA, Universidade Federal do Pará (2020) *Banco de dados: quantitativo de papel arrecadado até a nona edição do Trote Solidário e Sustentável: O Papel do calouro da UFPA*, Prefeitura Multicampi.
- Zhang, H., Jiong, L., Zong-Guo, W. (2017) College students' municipal solidwaste source separation behavior and its influential factors: a case study in Beijing, China. *Journal of Cleaner Production*, **164**, 44-54. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.224>



# REVISTA AIDIS

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

## CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIACHO CATOLÉ, PARAÍBA, BRASIL

\* Daniele de Almeida Carreiro <sup>1</sup>  
Tássio Jordan Rodrigues Dantas da Silva <sup>2</sup>  
Milena Ketlem de Souza Ferreira <sup>1</sup>  
Franklin César de Araújo Medeiros <sup>1</sup>

## MORPHOMETRIC CHARACTERIZATION OF THE CATOLÉ RIVER WATERSHED, PARAÍBA, BRAZIL

Recibido el 12 de noviembre de 2021. Aceptado el 7 de abril de 2022

### Abstract

*The study of watershed morphometry has become an occurring and important procedure in environmental studies and water resources management, because it enables the knowledge of its local and regional dynamics, occurrence of environmental processes and identifying the risks and potentialities that will subsidize planning measures of these cells. Thus, the study aimed to perform the morphometric characterization of the Catolé Creek Watershed, located in the Sertão of Paraíba. Alos Palsar satellite images with 12.5 meters resolution were obtained, made available on the Alaska Satellite Facility (ASF - Earthdata) platform, and processed using geographic information systems (ArcGIS/ArcMap 10.5) for the confection of the indices and maps. The basin covers an area of 2189.09 km<sup>2</sup> and a perimeter of 2189.09 km, with an oval shape, suggesting a medium susceptibility to flooding. According to its fluvial hierarchy, it was classified as 5th order, with few ramifications, and presented low drainage values, indicating poor drainage and low capacity to generate new water courses. The results obtained regarding relief show an average altitude of 471 meters and average slope of 11.8%, in which the wavy relief was predominant in the area, covering 38.4% of the basin, which favors surface runoff and erosive processes. The use of Geographic Information Systems proved to be efficient in the processing of data, enabling reliable results that can later subsidize adequate planning for the watershed and management measures for the environmental resources of the area studied.*

**Keywords:** digital elevation model, geographic information systems, hydrology.

<sup>1</sup> Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.

<sup>2</sup> Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Brasil.

\*Autor correspondente: Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, Universidade Federal de Campina Grande, Rua Jairo Vieira Feitosa, 1770, Pereiros, Pombal - PB, CEP 58840-000, Brasil. Email: [danielealmeida23@gmail.com](mailto:danielealmeida23@gmail.com)

## Resumo

O estudo da morfometria de bacias hidrográficas tem se tornado um procedimento ocorrente e importante nos estudos ambientais e no gerenciamento de recursos hídricos, pois possibilita o conhecimento da sua dinâmica local e regional, ocorrência de processos ambientais e identificando os riscos e potencialidades que irão subsidiar medidas de planejamento dessas células. Assim, o estudo objetivou realizar a caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do riacho Catolé, localizada no sertão paraibano. Foram obtidas imagens de satélite Alos Palsar com 12.5 metros de resolução, disponibilizadas na plataforma *Alaska Satellite Facility* (ASF – Earthdata), e processadas utilizando sistemas de informação geográfica (*ArcGIS/ArcMap 10.5*) para a confecção dos índices e mapas. A bacia abrange área de 2189.09 km<sup>2</sup> e perímetro de 2189.09 km, possuindo formato ovalado, sugerindo média susceptibilidade à enchentes. De acordo com sua hierarquia fluvial, foi classificada como de 5° ordem, com poucas ramificações, e apresentou baixos valores de drenagem, indicando drenagem pobre e baixa capacidade desta gerar novos cursos d'água. Os resultados obtidos quanto ao relevo demonstram altitude média de 471 metros e declividade média de 11.8%, em que o relevo ondulado foi predominante na área, abrangendo 38.4% da bacia, o que favorece o escoamento superficial e processos erosivos. A utilização de sistemas de informação geográfica se demonstrou eficiente no processamento de dados, possibilitando resultados confiáveis e que posteriormente possam subsidiar um planejamento adequado para a bacia hidrográfica e medidas de manejo para os recursos ambientais da área estudada.

**Palavras-chave:** modelo digital de elevação, sistemas de informação geográfica, hidrologia.

## Introdução

À medida que o planeta enfrenta uma crise hídrica, a escassez de água está se tornando cada vez mais um problema global, o que se acredita prejudicar a sustentabilidade ambiental em todo o mundo (Bekun *et al.*, 2019). Apesar da Terra ser um planeta abundante em água, faz-se necessário compreender que a distribuição desse valor disponível ocorre de maneira irregular a depender da região, tem-se que algumas regiões apresentam maior disponibilidade de água que outras. Tendo em vista essa informação é possível afirmar que com base nessa má distribuição regional, no Brasil o território mais afetado com essa desigualdade na distribuição dos recursos hídricos é a Região Nordeste do Brasil (RNB) que apresenta déficit hídrico por mais de 50% dos dias quando comparada com outras regiões do país, caracterizando clima semiárido (Carvalho, 2020). A escassez de água é um problema frequente e decorrente disso se faz necessário maior atenção de estudos voltados para a distribuição de água nessa região (Bekun *et al.*, 2020).

A gestão sustentável da terra e da água é uma necessidade crucial na atualidade, principalmente nos trópicos áridos e semiáridos frágeis onde há conflito de demanda e oferta de água (Rahmati *et al.*, 2019). No semiárido do Brasil, o manejo de bacias hidrográficas é uma das abordagens dotadas para a gestão dos recursos naturais. O verdadeiro desafio no planejamento e gestão dos recursos naturais disponíveis em nível de sub-bacias é devido à alta precisão nos dados requeridos. Portanto, as unidades hidrológicas de nível micro (sub-bacias) são escolhidas criteriosamente para melhorar o planejamento e a abordagem de

gestão, resolvendo as questões-chave, como degradação do solo, erosão do solo, secas e inundações (Ghosh & Gope, 2021). Drenagem natural, características do sistema nas formas de morfologia, topografia, propriedades do solo, etc., têm impacto direto na escolha do local e execução de medidas de conservação do solo e da água. Assim, a caracterização morfométrica é priorização de todas as unidades hidrológicas de micro nível da bacia, sendo essencial para o desenvolvimento da terra e medidas de conservação da água, bem como, ajudará na adoção e alocação eficiente desses recursos com base na prioridade (Asfaw & Workineh, 2019; Rahmati *et al.*, 2019).

A caracterização morfométrica de bacias hidrográficas permite identificar o comportamento hidrológico e possibilita estratégias de gestão ambiental. Ainda explica as interações existentes entre os elementos ambientais, descrevendo aspectos relacionados a dissecação do relevo, risco de ocorrência de eventos extremos, grau de desenvolvimento do sistema de drenagem, os quais associados a dinâmica do uso do solo possibilita a identificação de fatores atuantes na transformação das paisagens, subsidiando o zoneamento ambiental e medidas de manejo integrando de bacias, relevantes para a conservação destas unidades ambientais (Ghosh & Gope, 2021).

Ademais, a compreensão do comportamento hídrico e o desenvolvimento do gerenciamento dos recursos hídricos tem sido uma questão incontornável nas pesquisas em sustentabilidade considerando as relações humanas, econômicas e socioambientais (Rocha *et al.*, 2014). Essas abordagens existentes são complicadas, carentes de dados e complexas para priorização de bacias hidrográficas, que podem ser restabelecidas com menos exigência de dados e técnicas eficazes usando variáveis da bacia hidrográfica (Conceição Dornellas *et al.*, 2020).

O Sistema de Informações Geográficas (SIG) e as técnicas de sensoriamento remoto têm se mostrado ferramentas eficientes para estudos e priorização de sub-bacias. Softwares, como o *ArcGIS/ArcMap* são integrados na análise morfométrica para a estimativa da maioria dos parâmetros usuais como hipsometria, perfis de faixa, inclinação, aspecto, rugosidade superficial, lineamentos e densidade de drenagem (Ghosh & Gope, 2021). O uso dos SIGs permite a manipulação de dados com maior facilidade, possibilitando a projeção de cenários e a mitigação de eventos extremos e desastres naturais, devendo ser usado como ferramenta de apoio na gestão e planejamento de recursos naturais (Zaidan, 2017)).

Isto posto, este estudo teve como objetivo caracterizar os parâmetros morfológicos utilizando dados georreferenciados em ambiente SIG na sub-bacia hidrográfica do Riacho Catolé, Nordeste do Brasil. Essa caracterização é fundamental para o desenvolvimento e execução de futuros projetos geoambientais, pois os resultados ajudarão a compreender o escoamento superficial na microbacia e facilitará seu manejo adequado.

## Material e métodos

### Área de estudo

O estudo foi realizado na sub-bacia hidrográfica do Riacho Catolé (BHRC), pertencente à Bacia hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu (Figura 1), da Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental. Essa sub-bacia, localiza-se no Estado da Paraíba, entre as coordenadas geográficas 07°40'27" e 07°00'19" Sul e 37°54'10" e 37°25'24" Oeste. Sua área se estende pelas regiões da Borborema (Cariris de Princesa) e Sertão (Baixo sertão do Piranhas), sendo sua nascente no município de Tavares, que deságua no Rio Piancó, na cidade de Emas, onde suas águas prosseguem até o maior reservatório de água doce superficial do Estado, o Sistema Hídrico Curema-Mãe d'água.

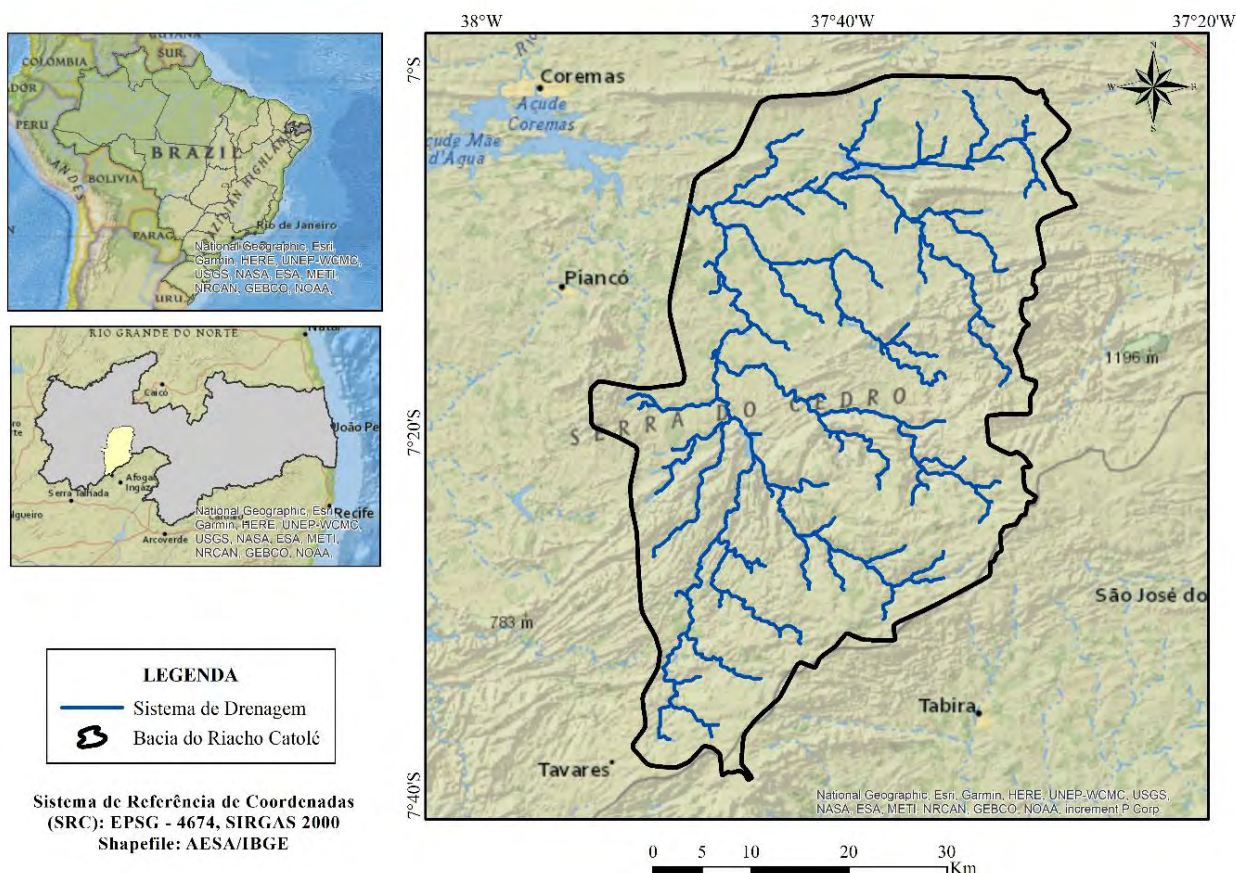


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do Riacho Catolé – Paraíba.

O clima da região é semiárido do tipo BSh seco e quente, segundo a classificação de Köppen (1936), com temperaturas diárias elevadas (média anual de 27°C). Apresenta precipitação média anual de 750 mm e período chuvoso irregular e curto, variando de janeiro a maio.

A vegetação é constituída por caatinga xerofítica, com a presença de árvores de pequeno e médio porte, geralmente, arbustos e cactáceas (Fernandes e Queiroz, 2018). Os solos são, em sua maioria, pouco profundos, predominando as classes de Luvisolos, Neossolo Flúvico e Neossolo Litólico. A geologia da sub-bacia do Riacho Catolé é composta por rochas cristalinas que compõem o escudo Nordeste Pré-Cambriano, composto por estratos consiste em Proterozóico e Arqueano composto por quartzito, gnaiss, migmatito, mica xisto e granito (Maia e Nascimento, 2018).

### Metodologia

Os procedimentos para a delimitação da BHRC e sua caracterização foram realizados a partir da aquisição de imagens Alos Palsar com 12.5 metros de resolução espacial na plataforma *Alaska Satellite Facility* (ASF – Earthdata) e auxílio do software de sistemas de informações geográficas *ArcGIS/ArcMap 10.5*. Posteriormente, foi montado o mosaico com as imagens obtidas e recorte do perímetro por meio da ferramenta “clip”, de modo a abranger apenas a área da bacia em estudo. Para a delimitação da BHRC foi utilizado a extensão (“plugin”) *SpatialAnalyst.*, empregando as ferramentas “fillsinks”, para o preenchimento e correção de falhas, “flowdirection” para determinação da direção de fluxo e “flowaccumulation” para determinação do fluxo acumulado.

A rede de drenagem da sub bacia do Riacho Catolé foi obtida gratuitamente junto ao site da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESPA) no formato *shapefile*. Posteriormente, em ambiente SIG foi realizado o recorte para a área estudada, e a definição do comprimento dos canais por meio da ferramenta *calculate geometry*. As demais variáveis relacionados à morfometria da bacia foram todos obtidos no *ArcGIS/ArcMap 10.5*, utilizando a ferramenta *calculate geometry*. Os parâmetros morfométricos calculados estão descritos na Tabela 1.

Para a classificação da densidade foram utilizadas as faixas propostas por Beltrame (1994), conforme esta apresentado na tabela 2.

A ordem dos cursos d’água foi determinada de acordo com a metodologia de Strahler (1957). A classificação da declividade foi feita de acordo com Embrapa (2013) (Tabela 3).

**Tabela 1.** Parâmetros morfométricos calculados para a BHRC.

Parâmetro	Equação	Descrição	Fonte
Fator de forma (Kf)	$Kf = \frac{A}{L^2}$	Relação da área com o comprimento da bacia.	Horton (1945)
Coefficiente de compacidade (Kc)	$Kc = 0.28 * \frac{P}{\sqrt{A}}$	Relaciona o perímetro da bacia à um círculo	Lima (1969)
Índice de Circularidade (IC)	$IC = \frac{12.57 * A}{P^2}$	Valores próximos a um indicam maior circularidade no formato da BH	Miller (1953)
Índice de Alongamento (IA)	$IA = 2 * \frac{(\sqrt{A}/\pi)}{L}$	Analisa a tendência à enchentes da BH segundo seu formato	Miller (1953)
Razão de alongação (Re)	$Re = 1.128 * \frac{A^{0.5}}{L}$	Relação entre diâmetro de um círculo de mesma área da BH e o comprimento da bacia.	Schumm (1963)
Índice de Rugosidade (IR)	$Ir = Dd * H$	Relaciona a amplitude altimétrica da BH com sua densidade de drenagem.	Christofolletti (1969)
Razão de textura (T)	$T = \frac{Nc}{P}$	Relação entre o número de canais e o perímetro da bacia.	França (1968); Smith (1950)
Razão de Relevo (Rr)	$Rr = \frac{H}{L}$	Relaciona a amplitude altimétrica com o comprimento da bacia. Valores elevados indicam maior desnível entre a nascente e a foz.	Schumm (1956)
Índice de sinuosidade (Si)	$Si = \frac{Lp}{Dv}$	Relaciona o comprimento do rio principal e seu comprimento vetorial.	Schumm (1963)
Densidade de drenagem (Dd)	$Dd = \frac{Lt}{A}$	É um indicativo do nível de desenvolvimento do sistema de drenagem da BH.	Horton (1945)
Densidade hidrográfica (Dh)	$Dh = \frac{Nc}{A}$	Relaciona o número de canais com a área de drenagem da bacia	Christofolletti (1969)
Coefficiente de manutenção (Cm)	$Cm = \frac{1}{Dd} * 1000$	Estima a área mínima para se manter um metro linear de canal	Schumm (1956)
Declividade de álveo	$S1 = \Delta H/Lp$ $S2 = 2 * At/Lp^2$ $S3 = [\sum Li / \sum (Li/\sqrt{Di})]^2$	Influencia diretamente na velocidade de escoamento da água, e conseqüentemente, no tempo de concentração da bacia	Villela e Mattos (1975)

A= Área de drenagem da bacia; P = Perímetro; L = Comprimento do eixo da bacia; Lp = Comprimento do canal principal; Lt = Comprimento total dos canais; Nc = Número de canais, Dv = Distância vetorial do rio principal; Li = Comprimento do trecho considerado; Di = Declividade do trecho considerado.

**Tabela 2.** Faixas de classificação da rede de drenagem.

Densidade de drenagem (km.km <sup>-2</sup> )	Descrição
< 0.5	Baixa
0.5 – 2	Mediana
2.01 – 1.5	Alta
> 3.5	Muito alta

Fonte: Beltrame (1994).

**Tabela 3.** Classificação do relevo em função da declividade.

Relevo	Classes De Declividade (%)
Plano	0 – 3
Suave Ondulado	3 – 8
Ondulado	8 – 20
Forte Ondulado	20 – 45
Montanhoso	45 – 75
Escarpado	> 75

Fonte: Embrapa (2013).

## Resultados e discussão

Na Tabela 4 são apresentados os resultados referentes aos parâmetros geométricos, de relevo e drenagem da BHRC.

A BHRC abrange uma área de drenagem de 2189.09 km<sup>2</sup>, perímetro de 240.2 km e comprimento axial de 64.393 km. Os resultados obtidos para fator de forma (0.528), coeficiente de compacidade (1.434) e índice de circularidade (0.465) conferem à BHRC um formato ovalado, conforme as classes propostas por Vilela & Mattos (1975). Bacias com formato circular apresentam maior potencial para produzir picos de cheias. Isso ocorre devido ao acúmulo do fluxo de água em virtude da convergência do escoamento superficial para um único ponto ao mesmo tempo, reduzindo o tempo de concentração da bacia Vilela e Mattos (1975). Nesse contexto, estes parâmetros sugerem tendência mediana à enchentes desta, o que evidenciado também pela razão de alongação (0.82) em que valores altos indicam maior circularidade da BH e pelo índice de alongamento, que apresentou menor valor (0.46), refletindo maior alongamento da bacia (Ghosh e Gope, 2021).



**Tabela 4.** Características morfométricas da Bacia Hidrográfica do Riacho Catolé.

Características Geométricas	Resultados
Área (km <sup>2</sup> )	2189.09
Perímetro (km)	240.249
Comprimento axial da bacia (km)	64.393
Fator de forma (Adimensional)	0.528
Coefficiente de compacidade (Adimensional)	1.434
Índice de Circularidade (Adimensional)	0.465
Razão de alongação (Adimensional)	0.82
Índice de Alongamento (Adimensional)	0.46
Características de Relevô	Resultados
Índice de rugosidade (Adimensional)	196
Declividade média (%)	11.78
Altitude máxima (m)	974
Altitude mínima (m)	238
Amplitude altimétrica (m)	736
Altitude média (m)	465
Razão de relevo (m.m <sup>-1</sup> )	0.011
Decliv. S1 (m m <sup>-1</sup> )	0.0076
Decliv. S2 (m m <sup>-1</sup> )	0.0029
Decliv. S3 (m m <sup>-1</sup> )	0.00056
Características da Rede de Drenagem	Resultados
Comprimento total dos canais (km)	583
Comprimento do rio principal (km)	86.74
N° de canais	91
Densidade de drenagem (km.km <sup>-2</sup> )	0.27
Densidade hidrográfica (Nc.km <sup>-2</sup> )	0.04
Ordem da bacia	5
Índice de sinuosidade (Adimensional)	1.584
Razão de textura (Adimensional)	0.37
Coefficiente de manutenção (m <sup>2</sup> .m <sup>-1</sup> )	3754.9

Fonte: Autoria Própria (2021).

Obteve-se valor de comprimento total dos canais de 583 km, comprimento do rio principal de 86.74 km, e o padrão de drenagem foi do tipo dendrítico, conforme Christofletti (1969). A Bacia hidrográfica do riacho Catolé é classificada como de 5° ordem, segundo Strahler (1957), sendo 70 canais de 1° ordem; 14 canais de 2° ordem; 4 canais de 3° ordem; 2 canais de 4° ordem e 1 de 5° ordem. (Figura 2).

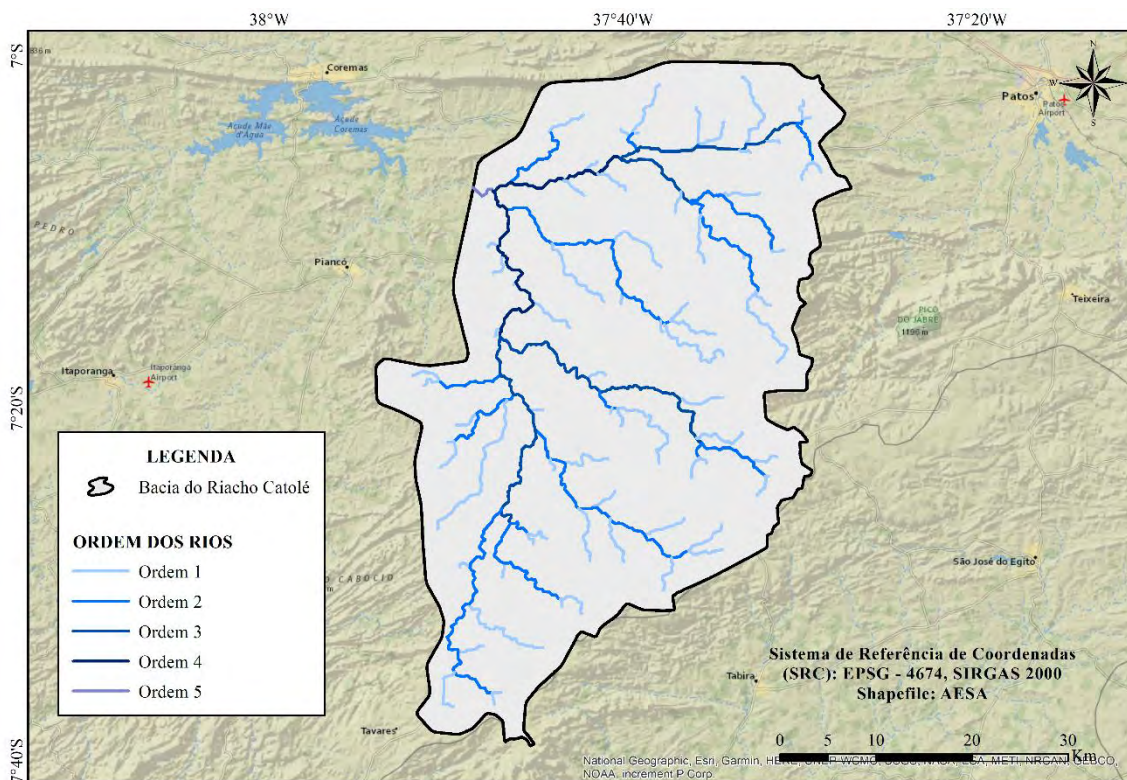


Figura 2. Ordem dos rios da BHRC.

A densidade de drenagem está relacionada ao grau de desenvolvimento do sistema de drenagem, indicando a eficiência da drenagem da BH (GUARIZ, 2008). A Dd calculada para a BHRC foi de  $0.27 \text{ km.km}^{-2}$ , o que indica uma baixa capacidade de escoamento superficial da bacia, conforme a classificação de (Beltrame, 1994) A densidade hidrográfica apresentou valor de  $0.04 \text{ canal por km}^2$ , ou seja, em uma porção de área de aproximadamente  $25 \text{ km}^2$  há um canal, indicando uma baixa capacidade da bacia em gerar novos cursos d'água. A razão de textura apresentou valor inferior a 2.5, sendo classificada como grosseira segundo França (1968).

Resultados semelhantes foram obtidos por Silva *et al.* (2021) e Lopes *et al.* (2018) ao estudarem a morfometria das bacias do Rio Aguiar – PB e do Rio Pontal-PE, respectivamente, no semiárido nordestino. Valores de densidade hidrográfica e de drenagem estão associados geralmente a fatores como geologia, clima e vegetação. Apesar da bacia estudada apresentar estratigrafia cristalina, com a presença de solos rochosos e com baixa capacidade de infiltração (Maia e Nascimento, 2018), as suas condições climáticas não contribuem para o aumento do fluxo fluvial, com altas taxas de evapotranspiração e baixa precipitação, de forma a dificultar o surgimento de novos cursos de drenagem, o que justifica os baixos valores encontrados.

O índice de sinuosidade observado indica tendência de canais transicionais, regulares e irregulares, apresentando média taxa de transporte de sedimentos conforme Alves & Castro (2003), em que resultados próximos a 1 indicam um canal a ser retilíneo e valores superiores a 2 apontam canais tortuosos. O coeficiente de manutenção elevado ( $3754.9 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-1}$ ) demonstra que são necessárias grandes áreas para sustentar um metro de canal.

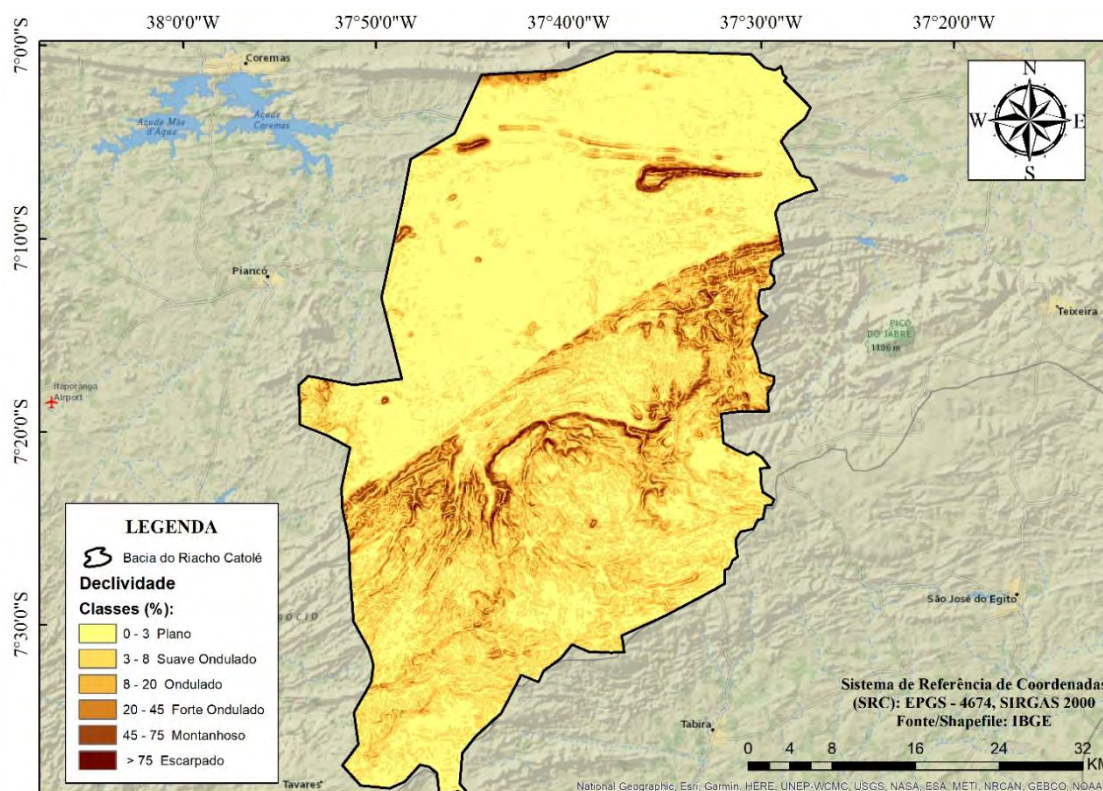


Figura 3. Distribuição da declividade da BHRC.

Observou-se predominância de áreas com relevo ondulado (38.38%) e suave ondulado (34.71%) e menores extensões de área plana, conforme a tabela 5. Esta apresenta declividade média de 11.8%, caracterizando uma bacia de relevo predominantemente ondulado. As áreas mais declivosas situam-se ao sul da bacia, com porções montanhosas e escarpadas, onde está situado o Planalto da Borborema, com percentuais acima dos 45%. Dessa forma, têm-se uma maior velocidade de escoamento superficial, no qual considerando as características da região estudada, em que os solos apresentam baixa capacidade de infiltração e associadas a fatores como precipitação e condição da cobertura vegetal, podem potencializar o processo de erosão além de aumentar o risco de ocorrência de enchentes.

**Tabela 5.** Distribuição das classes de declividade para a área da bacia.

Relevo	Área (km <sup>2</sup> )	Área Percentual
Plano	188.389	8.61
Suave ondulado	759.742	34.71
Ondulado	840.185	38.38
Forte ondulado	335.225	15.31
Montanhoso	60.007	2.74
Escarpado	5.542	0.25
Total	2189.091	100

Fonte: Autoria Própria (2021).

A declividade constitui-se como um dos importantes fatores a serem analisados no manejo e planejamento de bacias hidrográficas, estando relacionado aos processos que culminam a degradação ambiental. Estratégias de conservação e manutenção dos recursos naturais são alternativas para o manejo de bacias hidrográficas. O restabelecimento e proteção de zonas ripárias atuam promovendo proteção dos cursos d'água e diminuição dos processos erosivos, principalmente em áreas acentuadas, pelo aumentando a estabilidade do solo, e reduzindo o escoamento superficial. Ainda atuam regulando vazão hídrica superficial e subsuperficial (Lind et al., 2019).

A proteção de nascentes e de áreas adjacentes a essa, também exercem importante papel na regulação da qualidade e quantidade das águas (Nugroho et al., 2019). Projetos de restauração de áreas degradadas podem ser aplicadas, a fim do melhoramento da infiltração, diminuição de processos erosivos, e restauração da vegetação, com um uso adequado da bacia hidrográfica, protegendo áreas ambientalmente vulneráveis e principalmente próximos aos cursos de drenagem (Lind et al., 2019; Nugroho et al., 2019).

A bacia hidrográfica do riacho Catolé apresenta altitude que varia entre 238 m e 974 m, com amplitude altimétrica elevada de 746 metros e altitude média de 471 metros. A distribuição da hipsometria na BHRC está representada na figura 4.

Conforme a Tabela 6, a classe altimétrica de 228 a 316 metros apresentou maior abrangência na bacia, cobrindo área de 658.64 km<sup>2</sup>, ou seja, 30.09 % da área total, enquanto a classe de 810 a 974 metros foi a menos representativa, ocupando apenas 1.17% da bacia. A amplitude altimétrica elevada na bacia associasse a presença da planalto da Borborema, ao sul, onde a altitude atinge valores superiores ao 800 metros (Figura 5). Já as altitudes inferiores são próximas a foz da bacia do Rio Piancó - PB.

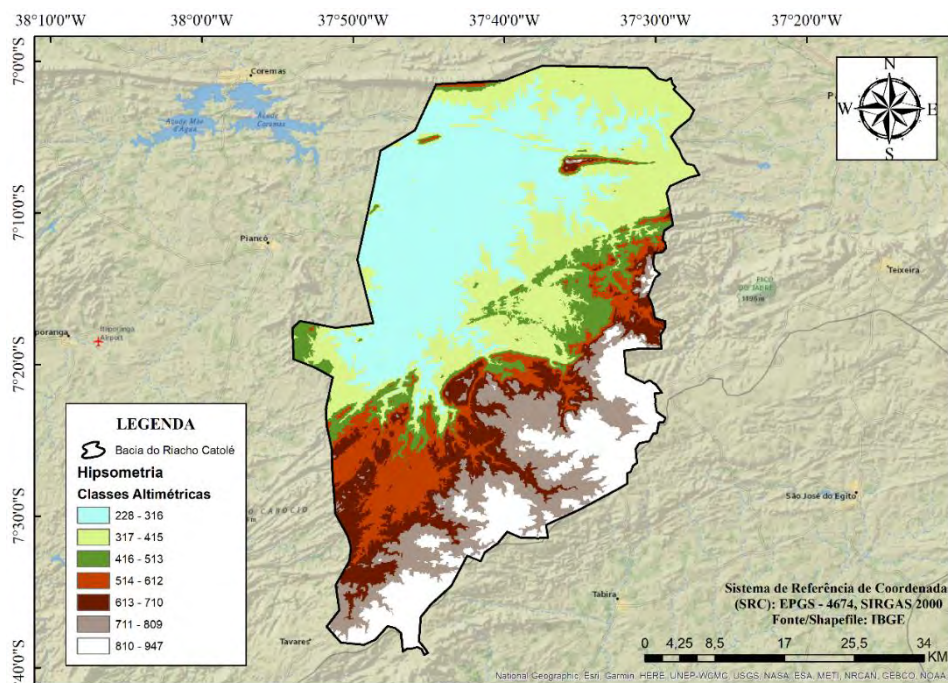


Figura 4. Espacialización da hipsometria para a BHRC.

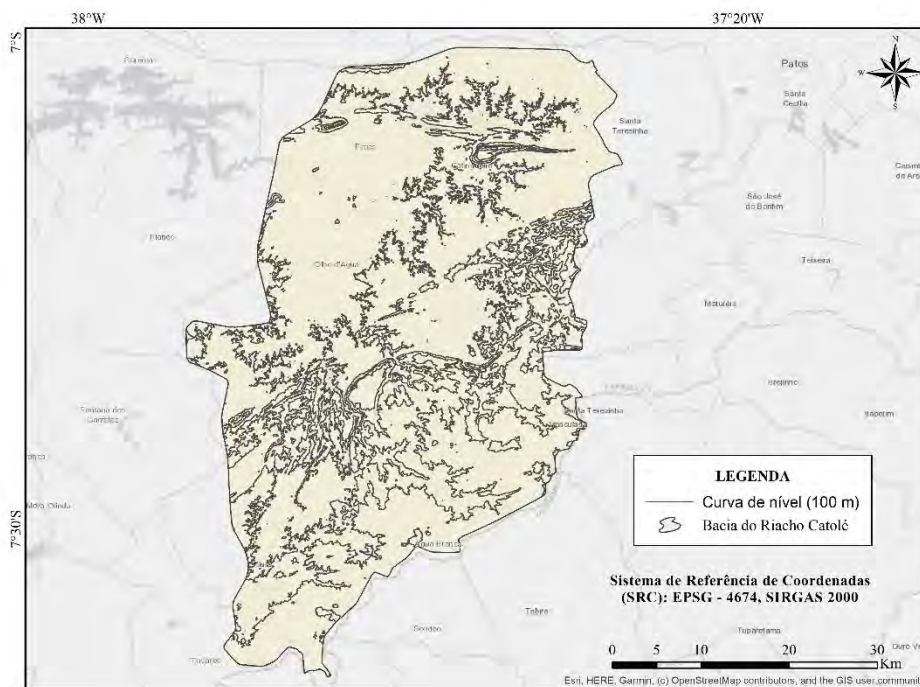
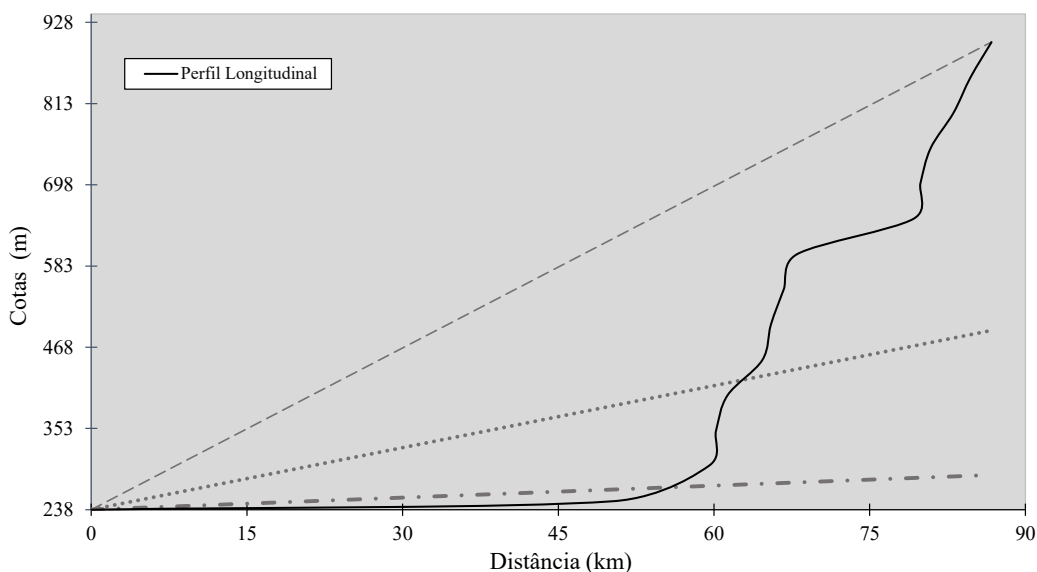


Figura 5. Espacialização das curvas de nível para a bacia do Riacho Catolé.

**Tabela 6.** Distribuição das classes hipsométricas em valores de área e percentual para a bacia Hidrográfica do Riacho Catolé.

Classes altimétricas (m)	Área (km <sup>2</sup> )	Área Percentual
228 – 316	658.63	30.09
317 – 415	526.20	24.03
416 – 513	122.45	5.59
514 – 612	226.95	10.36
613 – 710	285.03	13.02
711 – 809	344.10	15.72
810 – 974	25.71	1.17
Total	2189.09	100

Fonte: Autoria Própria (2021).



**Figura 6.** Perfil longitudinal do Rio principal

### Conclusões

A Bacia Hidrográfica do Riacho Catolé é de 5° ordem e apresenta formato ovalado e relevo predominantemente ondulado, o que favorece maior velocidade de escoamento superficial. O índice de Sinuosidade obtido indicou tendência de canais transicionais, regulares e irregulares e baixos valores de drenagem apontam menor capacidade de gerar novos cursos d'água.

Conforme os parâmetros observados, a bacia estudada apresenta tendência mediana para produção picos de cheias, havendo necessidade de análise juntamente a outros processos ocorrentes na bacia para o planejamento e gerenciamento adequado desses recursos.

### Referências bibliográficas

- Alves, J. M. P., Castro, P. T. A. (2003) Influência de feições geológicas na morfologia da bacia do rio Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamentos. *Revista Brasileira de Geociências*, **33** (2), 117-127
- Asfaw, D., Workineh, G. (2019). Quantitative analysis of morphometry on Ribb and Gumara watersheds: Implications for soil and water conservation. *International Soil and Water Conservation Research*, **7**(2), 150-157. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.02.003>
- Bekun, F. V., Alola, A. A, Sarkodie, S. A. (2019). Toward a sustainable environment: nexus between CO2 emissions, resource rent, renewable and nonrenewable energy in 16-EU countries. *Science of the Total Environment*, **657**, 1023-1029. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.104>
- Beltrame, A. V. (1994) *Diagnóstico do meio ambiente físico de bacias hidrográficas: modelo de aplicação*. EDUFSC, 112 pp.
- Carvalho, A. T. F. (2020). Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. *Caderno. Prudentino de Geografia*, **1**(42), 140-161.
- Christofolletti, A. (1969) Análise morfométrica de bacias hidrográficas. *Notícia Geomorfológica*, **18** (9), 35-64.
- da Conceição Dornellas, P., Xavier, R. A, da Silva Seabra, V., da Silva, R. M (2020). Análise Morfométrica da Bacia do Alto Rio Paraíba, Região Semiárida do Estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, **21**(3), 601-614. <https://doi.org/10.20502/rbg.v21i3.1757>
- EMBRAPA, EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. (2013) *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 3. ed. Rio de Janeiro, 306 pp.
- Fernandes, M. F., Queiroz, (2018) Vegetação e flora da Caatinga. *Ciência e Cultura*, **70**(4), 51-56.
- França, GV. (1968) *Interpretação fotográfica de bacias e de redes de drenagem aplicadas a solos da região de Piracicaba*. Tese (Doutorado em Agronomia), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 151 pp.
- Ghosh, M., Gope, D. (2021). Hydro-morphometric characterization and prioritization of sub-watersheds for land and water resource management using fuzzy analytical hierarchical process (FAHP): a case study of upper Rihand watershed of Chhattisgarh State, India. *Applied Water Science*, **11**(2), 1-20. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01340-x>
- Guariz, HR. (2008) *Morfometria e atributos físicos do solo da microbacia do Córrego Jaqueira-Alegre, ES*. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal), Departamento de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo, Porto Alegre/ES, 153 pp.
- Horton R. E. (1945) Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bull Geol Soc Amer*, **5**, 275-370. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1945\)56\[275:EDOSAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2)
- Köppen, W. (1936) *Das Geographische System der Klimatologie*. Berlin, 44 pp.
- Lima, W. de (1969) *Manejo de Bacias Hidrográficas*. ESALQ/Departamento de Silvicultura, Piracicaba, 242 pp.
- 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, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109391>

- Lopes, I., Leal, B. G., Ramos, C. M. C. Morphometric characterization of the basin in the semi-arid region of Pernambuco using SRTM data in free software. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing*. **8**(1), 31-40. <https://doi.org/10.29150/jhrs.v8.1.p31-40>
- Maia, R. Nascimento, M. A. L. do. (2018) Relevos graníticos do Nordeste brasileiro. *Revista Brasileira de Geomorfologia (Online)*, **19**(2). p.373-389. <https://doi.org/10.20502/rbg.v19i2.1295>
- Miller, V. C. (1953) A quantitative geomorphic study of drainage basins characteristic in the Clinch Mountain area. *Technical Report*, **3**, 389-402. <https://doi.org/10.1086/626413>
- Nugroho, M., Soemarno, H. R., Afandhi, A. (2019) Forest Vegetation Profile for Springs Preservation in Arjuna Mount, East Java-Indonesia. *American Journal of Agriculture and Forestry*, **7**(6), 290-296. <https://doi.org/10.11648/j.ajaf.20190706.17>
- Piedade, GCR. (1980) *Evolução de voçorocas em bacias hidrográficas do município de Botucatu, SP*. Tese (Livre Docência), Faculdade de Ciências Agrônômicas/UNESP, Botucatu/SP, 161 pp.
- Rahmati, O., Samadi, M., Shahabi, H., Azareh, A., Rafiei-Sardooi, E., Alilou, H., Shirzadi, A. (2019). SWPT: An automated GIS-based tool for prioritization of sub-watersheds based on morphometric and topo-hydrological factors. *Geoscience Frontiers*, **10**(6), 2167-2175. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2019.03.009>
- Rocha, R.C., Lucas, A. A. T., Almeida, C. A. P., Neto, E. L. M., Netto, A. O. A. (2014) Caracterização morfométrica da sub-bacia do rio Poxim-Açu, Sergipe, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, **9**(2), 276-287. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1289>
- Schumm, S. A. (1956) Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth, Amboy, New Jersey. *The Geological Society of America*. **67** (5), 597-646. [http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606\(1956\)67\[597:eodsas\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606(1956)67[597:eodsas]2.0.co;2)
- Schumm, S.A. (1963) Sinuosity of alluvial rivers on the great plains. *Geological Society of America Bulletin*, **74** (9), 1089-1100. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1963\)74\[1089:SOAROT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1963)74[1089:SOAROT]2.0.CO;2)
- Silva, T. J. R. D., Santos, L. L., Paiva, W., Medeiros, J. L. S., Nascimento, M. B., Neto, O. R., Carreiro, D. A., Martildes, J. A. L., Silva, A. F. (2021) Avaliação geomorfométrica e uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Aguiar, Paraíba, Brasil: uma abordagem ambiental baseada em SIG. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*. **12**(4), p.426-438. <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.004.0033>
- Smith, K. G. (1950) Standards for grading texture of erosional topography. *American Journal of Science*, **248** (9), 655-668. doi: <https://doi.org/10.2475/ajs.248.9.655>
- Strahler, A. N. (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions. American Geophysical Union*, **38**, 913-920. <https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>
- Villela, S.M., Mattos, A. (1975) *Hidrologia aplicada*. McGraw-Hill do Brasil, São Paulo, 245 pp.
- Zaidan, R. T. (2017) Geoprocessamento conceitos e definições. *Revista de Geografia*, **7**(2), 195-201.





# REVISTA AIDIS

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

## AVALIAÇÃO DA PRESTAÇÃO DOS SERVIÇOS DE ÁGUA E ESGOTO EM SÃO LUÍS – MA

\* Camylla Rachelle Aguiar Araújo Dantas <sup>1</sup>  
Dádna Jordana Barros Aquino <sup>1</sup>  
Thaynara Sousa Castro Dias <sup>1</sup>  
Fernando José Araújo da Silva <sup>2</sup>  
Marisete Dantas de Aquino <sup>2</sup>

## EVALUATION OF THE PROVISION OF WATER AND SEWAGE SERVICES IN SÃO LUÍS – MA

Recibido el 30 de noviembre de 2021. Aceptado el 9 de marzo de 2022

### Abstract

Sanitation is a basic right of extreme importance, secured by Brazilian Constitution, that directly affects people's quality of life and the environment. Furthermore, the capital of Maranhão, as well as the rest of the country, presents lack of sanitation services. The main purpose of this essay is to evaluate the provision of services of water supply and sewage of São Luís - MA through the usage of sanitation indicators. To perform this study, some performance indicators were chosen at the database of the National System of Sanitation Information (SNIS) and also some reference parameters (satisfactory or unsatisfactory) with the purpose of facilitating the comprehension about the acquired and analyzed data. In the last evaluated year, the services such as water supply, sewage, total coliforms analysis and expense margin showed satisfactory results, meanwhile the sewage treatment system and water loss at distribution showed unsatisfactory results. Through this study it was possible to identify divergences between the data provided to the SNIS and the real sanitary conditions of the city and it was also brought to light the need of further investments so that the universalization of these services can be attained.

**Keywords:** water, sewer, performance indicators, sanitation.

<sup>1</sup> Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Maranhão, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal do Maranhão, Avenida dos Portugueses, 1966, Vila Bacanga, São Luís, Maranhão. CEP: 65080-805. Brasil. Email: [camylla.rachelle@ufma.br](mailto:camylla.rachelle@ufma.br)

## Resumo

O saneamento básico é um direito assegurado pela Constituição Brasileira e de extrema importância, pois afeta diretamente a qualidade de vida da população e o meio ambiente. Porém, a capital maranhense, assim como o restante do país, apresenta carências nos serviços de saneamento. O objetivo deste trabalho é avaliar a prestação de serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário do Município de São Luís - MA, mediante a utilização de indicadores de saneamento. Para a execução do estudo, realizou-se a escolha de indicadores de desempenho contidos na base de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), além de estabelecer parâmetros de referência (satisfatório e insatisfatório), a fim de facilitar a compreensão acerca dos dados obtidos e analisados. No último ano avaliado, os serviços de abastecimento de água, coleta de esgoto, análise de coliformes totais e margem de despesa apresentaram resultados satisfatórios, enquanto que os serviços de tratamento de esgoto e perdas de água na distribuição apresentaram índices insatisfatórios. Por meio do estudo realizado, foi possível identificar divergências entre as informações repassadas ao SNIS e a real condição apresentada pelo Município, além disso, constatou-se a necessidade de maiores investimentos para que a universalização seja alcançada.

**Palavras-chave:** água, esgoto, indicadores de desempenho, saneamento básico.

---

## Introdução

O saneamento básico é um direito assegurado pela Constituição Federal, sendo de competência da União estabelecer diretrizes para o desenvolvimento dos setores de abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e drenagem urbana. Além disso, a Lei nº 11.445/2007, atualizada pela Lei nº 14.026/2020, institui diretrizes nacionais com o objetivo principal de alcançar a universalização até 2033.

Os serviços de saneamento básico demandam grande atenção não só pelo fato de afetar diretamente na qualidade de vida e na saúde da população, como também no impacto gerado ao meio ambiente. O Município de São Luís, assim como o resto do país, apresenta carência nesses setores de saneamento, principalmente no que diz respeito à perda de água na distribuição e à coleta e tratamento de esgoto (SNIS, 2019).

Para a avaliação da situação do saneamento, torna-se essencial o uso de indicadores por se tratar de uma ferramenta capaz de viabilizar a obtenção de informações e resultados, de maneira simples, que possibilite a avaliação e a análise desses serviços prestados, proporcionando uma visão mais ampla, para que seja possível a implantação de novos planos, projetos e programas destinados para o desenvolvimento do saneamento no local a ser avaliado.

Diante disso, o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), considerado o maior banco de dados sobre o saneamento, colabora com a disponibilização de dados, calculados

através de indicadores, sobre os municípios participantes. E, além disso, contribui como critério de seleção e disponibilidade de capital através de programas de investimentos do Ministério do Desenvolvimento Regional, como o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC).

Diante do cenário apresentado, em que a capital maranhense apresenta índices deficitários em relação ao abastecimento de água e esgotamento sanitário e da importância do uso de indicadores como controle e implementação da eficiência na gestão pública, tornou-se importante questionar se os dados disponibilizados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento condizem com o atual cenário do Município de São Luís – MA.

Apesar da confirmação de duas etapas, realizadas pelo SNIS, para a verificação da validade dos dados repassados pelos prestadores de serviços, não há previsibilidade de punição, no estatuto interno do órgão, para inconsistência das informações. Então, ao analisar a série histórica, acredita-se que a qualidade de alguns dados repassados pelo órgão estadual ao SNIS possa estar enviesada.

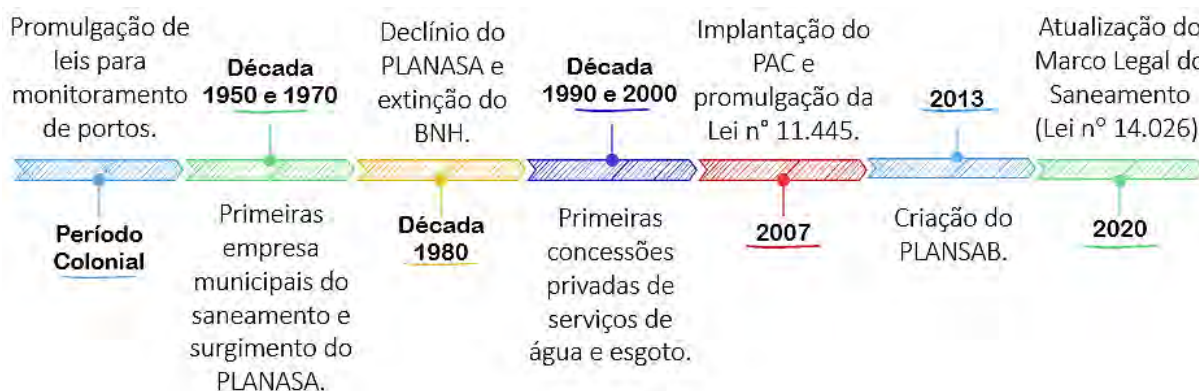
Ainda que, de acordo com o Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de São Luís (PMISB), tenha havido grandes investimentos nestes setores e ações de curto, médio e longo prazo, nota-se que os índices de coleta e tratamento de esgoto são consideravelmente preocupantes em relação aos indicadores de abastecimento de água na capital. Acredita-se que a distribuição dos recursos não tenha sido executada de maneira adequada de modo a priorizar a melhoria dos parâmetros específicos de abastecimento de água e esgotamento sanitário.

Com o propósito de verificar a disponibilidade de informações relativas ao saneamento, analisar os dados dos indicadores de acordo com parâmetros estabelecidos e verificar se houve divergências entre estes dados e o atual cenário da cidade de São Luís, idealizou-se este trabalho com o objetivo de avaliar a prestação dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Município de São Luís entre os anos de 2009 e 2019, além de servir de base para estudos e pesquisas voltados para esta mesma problemática com a finalidade de também propor sugestões de melhorias para a evolução do setor de saneamento.

### *Histórico do Saneamento Básico no Brasil*

A Figura 1 apresenta o histórico do saneamento básico no Brasil através de uma linha do tempo. O saneamento básico começou a entrar em pauta a partir do período colonial e seus avanços iniciaram devido a promulgação de leis que monitorassem os portos e que impedissem a entrada de navios que portassem pessoas com doenças (Pereira, Souza e Silva, 2010 apud Pena, 2015).

Entre as décadas de 1950 e 1970, houve o início da industrialização no Brasil e o surgimento das primeiras empresas municipais de saneamento. A partir de 1970, surgiu o Plano Nacional de Saneamento (PLANASA) com a finalidade de atender 80% da população com água potável e 50% com esgotamento sanitário até 1980. Para isso, o Banco Nacional de Habitação (BNH) administrava o PLANASA através da aplicação do próprio capital e pelo Fundo de Garantia do Tempo de Serviço (FGTS) com a realização de financiamentos (Instituto Trata Brasil, 2012 apud Santana, 2018).



**Figura 1.** Histórico do saneamento básico no Brasil. *Fonte: Autores (2021).*

Já na década de 1980, o PLANASA entrou em declínio por falta de recursos. A partir daí, o BNH foi extinto e a Caixa Econômica Federal assumiu o papel de financiadora. Diante deste cenário, passou-se a ter uma forte demanda por regulamentação no setor de saneamento e entre a década de 1990 e 2000 teve o surgimento das primeiras concessões privadas de serviços de água e esgoto (Instituto Trata Brasil, 2012 apud Santana, 2018).

Em 2007, houve a implantação do Programa de Aceleração de Crescimento (PAC) com a finalidade de reiniciar a elaboração e execução de obras de infraestrutura e, juntamente com isso, esse setor passou a receber investimentos do FGTS e do Fundo de Amparo ao Trabalhador (FAT). Nesse mesmo ano, foi promulgada a Lei nº 11.445, que se trata da política federal do saneamento básico (Instituto Trata Brasil, 2012 apud Santana, 2018).

Em 2013, foi criado o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), que consiste no planejamento do saneamento básico e institui metas de universalização até 2033. Já no ano de 2020, a Lei nº 11.445 foi atualizada pelo novo marco legal do saneamento básico, tendo como principal meta a garantia que 99% da população seja atendido com abastecimento de água e 90% a coleta e tratamento de esgoto até 2033.

### Saneamento básico na região Nordeste

Água tratada, esgotamento sanitário, gestão de resíduos sólidos e drenagem urbana são essenciais para a população, proporcionando inúmeros benefícios. Entretanto, assim como a região Nordeste, várias outras não têm acesso a esses serviços. Segundo dados do Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS), apenas 36.7% da região Nordeste recebe atendimento com rede de esgoto. Dessa forma, a região é a segunda do Brasil com pior saneamento básico, atrás apenas do Norte, que atende apenas 15.8% do esgoto.

De acordo com o SNIS, em 2019, na região Nordeste 73.9% da população possui abastecimento de água, 28.3% possuem esgotamento sanitário, 85.9% da população possui atendimento com coleta domiciliar e 23.4% possuem sistema exclusivo para drenagem, perdendo apenas para a região Norte com 57.5%, 12.3%, 84.4% e 35.7%, respectivamente.

Ainda de acordo com o SNIS, entre os anos de 2010 e 2019, houve um aumento no percentual de atendimento com rede da população total em relação aos serviços de água e esgoto, mesmo com o crescimento da população. Entretanto, houve uma queda no percentual de cobertura de coleta domiciliar dos resíduos sólidos de 89.6% para 85.9%, mesmo com o crescimento da população também. Já em relação ao sistema de drenagem urbana, 35.9% dos municípios ainda não possuem sequer um sistema de drenagem.

### Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS)

O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento constitui-se de um banco de dados com abrangência nacional que engloba informações e indicadores sobre a prestação dos serviços de saneamento básico. O SNIS está vinculado à Secretaria Nacional de Saneamento (SNS) do Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR) (SNIS, 2019).

Segundo o SNIS (2019), o Sistema foi fundado em 1996 como parte do Programa de Modernização do Setor Saneamento (PMSS) e integra informações sobre organização, administração, operação, gestão, economia, finanças, contabilidade e qualidade da prestação de serviços básicos de saúde. As informações e indicadores são combinados em três componentes e diagnosticados anualmente: serviços de tratamento de água e esgoto, manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo de águas pluviais.

A coleta de dados feita pelo SNIS é realizada anualmente, dando início no mês de abril de cada ano quando há o fechamento dos balanços das empresas do setor e, logo após, ocorre a disponibilização dos formulários eletrônicos em forma de questionários, através do SNIS Web, para serem preenchidos no prazo de, aproximadamente, noventa dias. Os dados obtidos são validados em duas etapas e, com a consolidação final das informações e dos indicadores, é dado

início a produção dos Diagnósticos. Após a aprovação da Secretaria Nacional de Saneamento (SNS), os Diagnósticos são publicados no site do SNIS (SNIS, 2019).

### Indicadores de desempenho

Além de gerar relatórios anuais que podem ser utilizados pelos municípios, a utilização de indicadores também pode melhorar e racionalizar o desempenho do monitoramento, que também podem ser utilizados como ferramentas de informação para a elaboração das atividades de gestão pública na área de saneamento básico.

Os indicadores são de extrema importância na estratégia de análise das atividades do setor de saneamento. Há indicadores de caráter operacional, financeiro e de qualidade dos serviços prestados. Ou seja, a partir disso é possível analisar as necessidades de cada componente e a busca por aperfeiçoamento.

O SNIS calcula, ao todo, 156 indicadores distribuídos entre os seus três componentes, sendo 84 indicadores referentes à prestação dos serviços de Água e Esgotos, 47 referentes à prestação dos serviços de manejo de Resíduos Sólidos Urbanos e 25 para os serviços de manejo de Águas Pluviais. Os indicadores de Água e Esgoto são agrupados por famílias de mesma natureza: i. Indicadores econômico-financeiros e administrativos; ii. Indicadores operacionais – água; iii. Indicadores operacionais – esgoto; iv. Indicadores de balanço; v. Indicadores de qualidade (SNIS, 2019).

### **Metodologia**

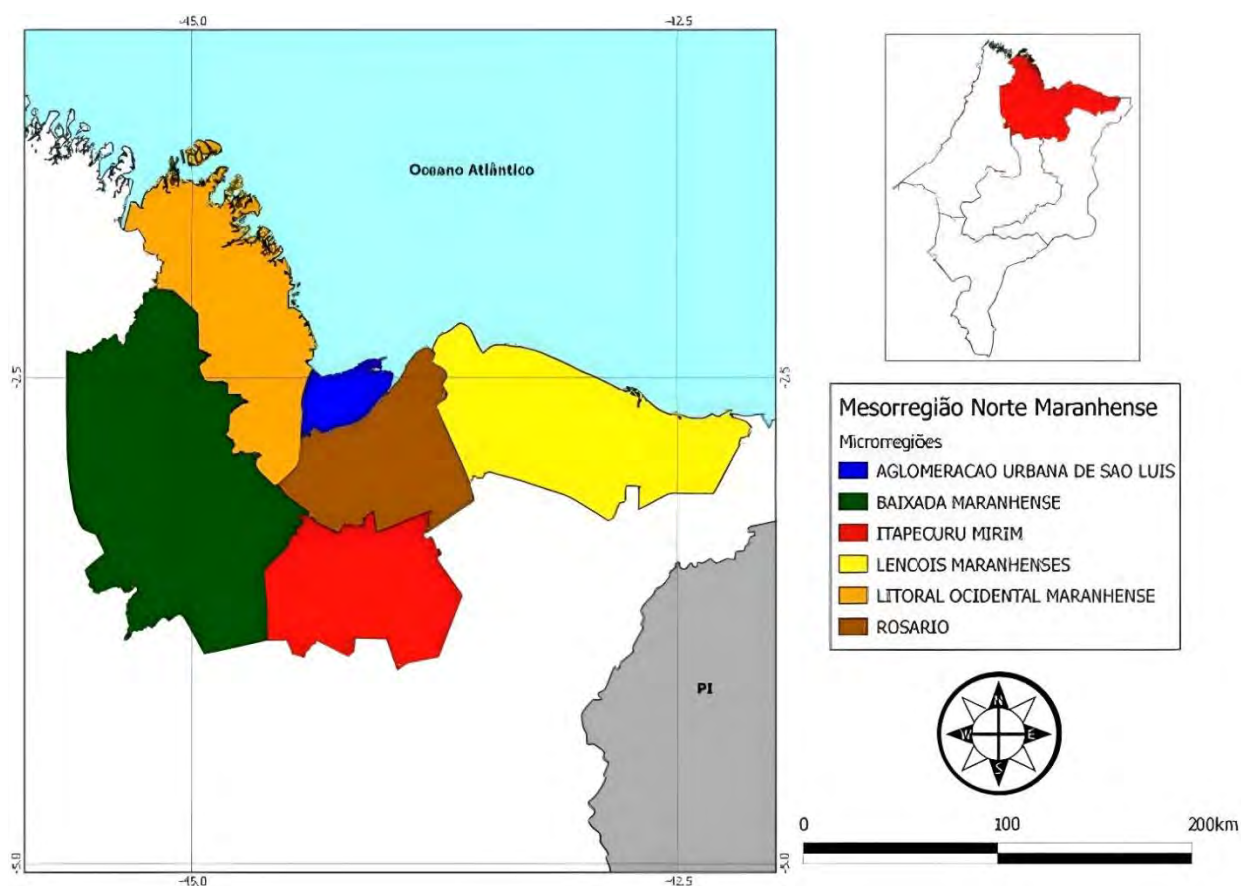
A regulação dos serviços de saneamento é realizada pelas agências estaduais, regionais ou municipais e, considerando o que determina a Lei nº 11.445/07, é fundamental que essas agências fiscalizem a qualidade e competência dos serviços, além de garantir à sociedade informações por meio de publicações e participação nos processos de planejamento e avaliação dos serviços prestados.

Para atender a essas condições, o método de Regulação Sunshine é eficaz no que diz respeito à avaliação de indicadores de desempenho do setor de saneamento. Essa metodologia de regulação utiliza a estratégia de publicação e divulgação da qualidade de atuação dos prestadores de serviços e na discussão pública e comparação dos resultados obtidos acerca de seu desempenho (Costa *et al.*, 2013).

Para uma maior facilidade de compreensão, os resultados devem ser publicados via website e explicitados de maneira que seja de fácil entendimento para a sociedade. Para isso, os resultados devem ser representados através de três parâmetros: i. Verde: satisfatório, ii. Vermelho: insatisfatório, iii. Branco: dado indisponível (Costa *et al.*, 2013).

### Área de estudo

A pesquisa tem como área de estudo o Município de São Luís, localizado na região Nordeste, na microrregião da Aglomeração Urbana de São Luís e na mesorregião do Norte Maranhense do Estado do Maranhão, conforme a Figura 2. Seu território possui uma área total de 583.06 km<sup>2</sup> e uma população estimada de 1108975 pessoas, equivalente a 15.6% do total do Estado (IBGE cidades, 2020). Seu Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) é de 0.768, segundo o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento - PNUD (PNUD, 2010).



**Figura 2.** Localização da região norte do Maranhão. *Fonte: Chaves et. al. (2016).*

No que diz respeito aos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário, o órgão responsável é a Companhia de Saneamento Ambiental do Maranhão (CAEMA), criada em julho de 1966 (CAEMA, 2021). Já em relação aos serviços de drenagem do município, o órgão responsável é a Secretaria Municipal de Obras e Serviços Públicos (SEMOSP), criada em julho de 2007 por meio da Lei nº 4.825/2007.

De acordo com o Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS) da região metropolitana da grande São Luís, o órgão responsável pela limpeza pública no município de São Luís é o Comitê Gestor de Limpeza Urbana (CGLU), onde a empresa São Luís Engenharia Ambiental S/A (SLEA), desde 2011, é encarregada pelos serviços de limpeza (exceto poda) com contrato assinado junto à Prefeitura de São Luís por um período de 20 anos. O serviço de poda é realizado pelo Instituto Municipal da Paisagem Urbana (IMPUR).

### Seleção de indicadores

Os indicadores analisados neste trabalho foram definidos através da base de dados do SNIS. Com a finalidade de avaliar os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário prestados no Município de São Luís, os indicadores observados neste estudo foram os formulados por Costa et. al. (2013), no qual a maioria dos escolhidos fazem parte regularmente de discussões do Grupo de Indicadores definidos pela Câmara Técnica de Saneamento da Associação Brasileira de Agências Reguladoras (ABAR), no ano de 2013:

**Tabela 1.** Indicadores e parâmetros de referência.

Indicadores	Parâmetros de Referência	
	Verde Satisfatório	Vermelho Insatisfatório
IN084 Incidência das análises de coliformes totais fora do padrão (%)	0% - 5%	5% - 100%
IN023 Índice de atendimento urbano de água (%)	67% - 100%	0% - 67%
IN049 Índice de perdas na distribuição (%)	0% - 41%	41% - 100%
IN015 Índice de coleta de esgoto (%)	≥ 54%	0% - 54%
IN046 Índice de esgoto tratado referido à água consumida (%)	≥ 54%	0% - 54%
IN030 Margem da despesa de exploração (%)	≤ 100%	> 100%

Fonte: Adaptado de Costa et. al. (2013) de acordo com os parâmetros estabelecidos para o Nordeste.

Os parâmetros para o indicador IN084 – incidência das análises de coliformes totais fora do padrão foram definidos de acordo com a Portaria GM/MS nº 888 do Ministério da Saúde, de 4 de maio de 2021, que estipula os procedimentos de controle e fiscalização da qualidade da água para consumo humano e seus padrões de potabilidade. De acordo com o Anexo I da Portaria, o Município de São Luís faz parte da segunda faixa populacional, que diz respeito aos municípios que possuem mais de 20000 habitantes. Desse modo, o parâmetro satisfatório (verde) engloba os anos em que a incidência de coliformes totais foi em até 5% das amostras examinadas. Já o parâmetro insatisfatório (vermelho) compreende os anos que apresentaram incidência superior a 5% (Costa et al., 2013).



Os parâmetros para o indicador IN023 – índice de atendimento urbano de água foram definidos usando como referência as metas do PLANSAB para o ano de 2023. Neste documento, o indicador A2 (Porcentagem de domicílios urbanos abastecidos por rede de distribuição e por poço ou nascente com canalização interna) estipula uma meta de 97% para o Nordeste (PLANSAB, 2021). Entretanto, o SNIS não considera a quantidade de pessoas atendidas por outras formas, estimado em 30% no Nordeste pelo Atlas de Saneamento, divulgado em 2011 pelo IBGE. Portanto, foram descontados 30% da meta. Desse modo, os anos com valor acima de 67% fazem parte da faixa verde e os anos com valor abaixo fazem parte da faixa vermelha (Costa *et al.*, 2013).

Os parâmetros para o indicador IN049 – índice de perdas na distribuição foram definidos de acordo com as metas estabelecidas pelo PLANSAB para o ano de 2023. Neste documento, o indicador A6 (índice de perdas de água na distribuição) estabelece meta de 41% para o Nordeste. Sendo assim, os anos com valor abaixo de 41% fazem parte da faixa verde e os anos com valor acima fazem parte da faixa vermelha (Costa *et al.*, 2013).

Para os indicadores IN015 – índice de coleta de esgoto e IN046 – índice de esgoto tratado referido à água consumida, os parâmetros foram definidos levando em consideração o coeficiente de retorno que é definido como a parte da água distribuída que infiltra a rede coletora na forma de esgoto. Este coeficiente varia entre 60% e 100%, sendo que o valor usualmente adotado é 80%. Com o intuito de definir os parâmetros para os indicadores IN015 e IN046, foi multiplicado o parâmetro estabelecido para o indicador IN023 (índice de atendimento urbano de água) por 80%. Sendo assim, a faixa verde engloba os anos acima de 54% e a faixa vermelha para os anos abaixo desse valor (Costa *et al.*, 2013).

E para a definição dos parâmetros do indicador IN030 – margem da despesa de exploração, considerou-se que os anos em que São Luís apresentou valor abaixo de 100%, houve um superávit operacional no Município, sendo enquadrado na faixa verde. Já os anos em que apresentou valor acima de 100%, o Município sofreu um déficit operacional, sendo enquadrado na faixa vermelha (Costa *et al.*, 2013).

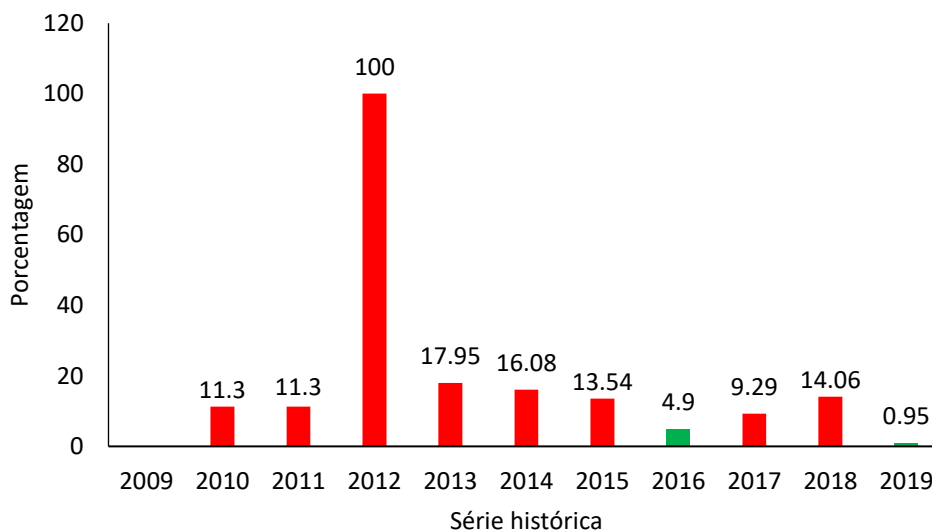
### Resultados e discussão

Mediante a exposição das principais informações e definições referentes ao tema apresentado, usados como base para este trabalho, é possível realizar a análise dos resultados obtidos para o Município de São Luís por meio de parâmetros de referência supracitados na Tabela 1. De acordo com o SNIS, os dados que o integram são adquiridos através dos prestadores de serviços de água e esgotamento sanitário, formados por autarquias municipais, empresas privadas, companhias estaduais ou pelas prefeituras dos municípios.

***Indicador IN084 – Incidência das análises de coliformes totais fora do padrão (%)***

Este indicador tem grande importância e pode ser usado nos Planos Municipais de Saneamento Básico, controle social ou em Contratos de Concessão ou de Programa. As informações que compõem o indicador são encaminhadas pelos prestadores de serviços para o Ministério da Saúde, na qual são armazenadas no Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA) (CTSan - ABAR, 2014).

Os dados sobre a incidência das análises de coliformes totais fora do padrão estão representados na Figura 3 e, previamente, nota-se que o ano de 2009 está em branco e isso se deve à ausência de dados disponibilizados pelo SNIS no referente ano.



**Figura 3.** Incidência das análises de coliformes totais fora do padrão (%). Fonte: Autores (2021) de acordo com o SNIS.

De acordo com o SISAGUA, o Maranhão realiza menos de 3% da quantidade total de amostras obrigatórias, valor muito inferior ao que é estabelecido pela Diretriz Nacional (Conceição, 2017).

Segundo Conceição (2017), os valores são preocupantes, pois não cumprem as recomendações da Portaria n.º 2914/2011 do Ministério da Saúde, atualizado pela Portaria GM/MS nº 888/2021, que dispõe sobre normas microbiológicas para o consumo da água. Neste caso, a água de São Luís parece ser uma ameaça à saúde da população. Diante disso, é inegável que o tratamento de água capital maranhense não é adequado.

Percebe-se que no ano de 2012, houve um aumento abrupto no percentual de incidência de coliformes totais, equivalente a 100%, cujo total das amostras analisadas apresentaram valores fora do padrão estipulado pela Portaria n° 2.914/2011. Este percentual simboliza um cenário preocupante e de extrema calamidade para a cidade e tal fato pode ser explicado por uma inconsistência ou erro proveniente do encaminhamento das informações da CAEMA para o SNIS.

Em relação aos outros anos, com exceção de 2016 e 2019, é perceptível que a incidência de coliformes totais apontam valores elevados, ou seja, as amostras examinadas apresentaram valores fora do padrão que variam entre 11.3% e 17.95% nesses anos. Além disso, são classificados como insatisfatório (vermelho) por estarem acima do parâmetro de referência estabelecido em 5%. Já os anos de 2016 e 2019 se destacaram positivamente por apresentarem valores de 4.9% e 0.95%, respectivamente. Esses valores indicam que do total de amostras analisadas, nesses anos, menos de 5% apresentaram valores fora do padrão. Sendo assim, foram classificados com serviços de qualidade satisfatória (verde) por estarem abaixo do parâmetro.

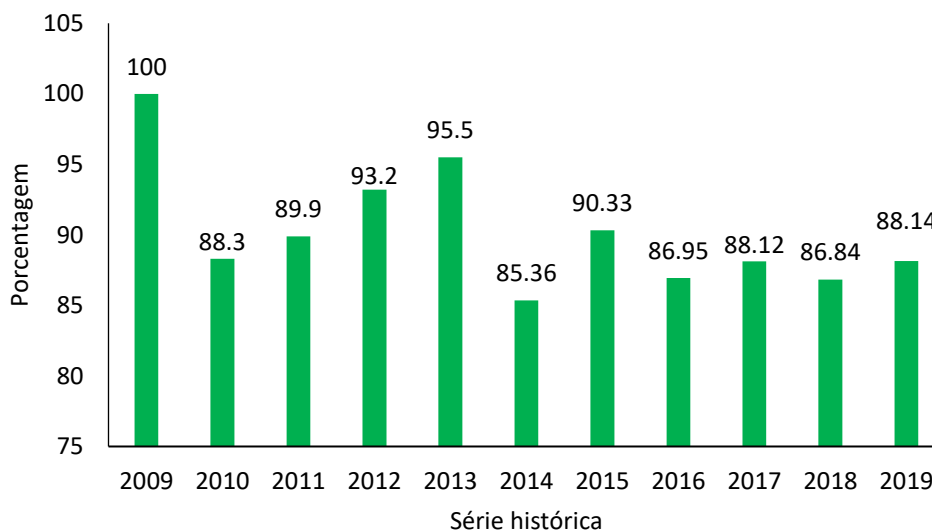
#### Indicador IN023 – Índice de atendimento urbano de água (%)

A Figura 4 mostra os dados do indicador IN023 entre os anos de 2009 e 2019 e nota-se que de 2009 para 2010, houve uma redução no índice de atendimento de água de 11.70%. Segundo Nascimento (2021), observou-se um elevado aumento da população do Estado durante os anos de 1991 a 2010, porém não houve ampliação dos serviços de abastecimento de água, implicando a precarização da utilização da água em muitos municípios do Maranhão.

Em 2012, foi autorizada a substituição de 19 km da adutora do Sistema Italuís, responsável por 60% do abastecimento de água na cidade de São Luís, pois o sistema apresentou vários rompimentos devido ao alto teor de corrosão na tubulação da adutora nos anos anteriores, no qual ocasionava interrupções no abastecimento de água no Município.

São Luís apresentou, mais uma vez, uma queda no índice de atendimento de água no ano de 2013 para 2014 de 10.14% e, no final de 2013, a CAEMA informou que ligações clandestinas e desperdícios estavam causando uma enorme perda de água tratada na capital e que, mesmo havendo rodízio no abastecimento de água, o Município comprometia 60% do atendimento.

Segundo Nascimento (2021), o Município ainda apresenta problemas no fornecimento de água visto que grande parte da população convive com um regime intermitente (dia sim, dia não), sendo intensificado por um número significativo de habitantes em situações irregulares, no qual mais da metade dos bairros são atendidos de forma desigual por meio de ligações clandestinas e os demais abastecidos por poços isolados e por sistemas inadequados.



**Figura 4.** Índice de atendimento urbano de água (%). Fonte: Autores (2021) de acordo com o SNIS.

Embora tenha ocorrido aumento da população e mudança de estilo de vida dos moradores da cidade que vivem na Grande São Luís, as obras de saneamento não progrediram de acordo com as demandas atuais, pois várias reclamações sobre a falta de água foram relatadas nos noticiários da mídia local (Monteiro *et al.*, 2020).

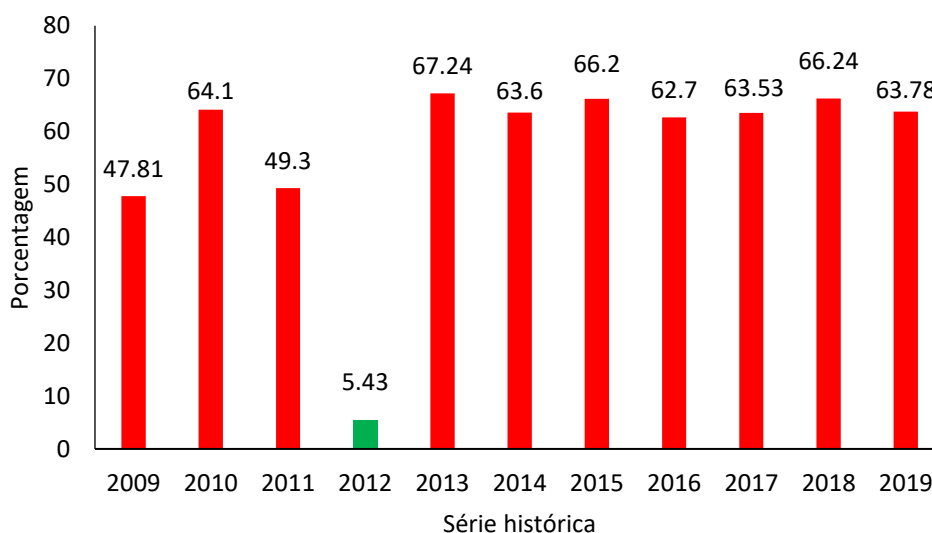
Apesar de algumas quedas nos índices do indicador, São Luís manteve-se acima do parâmetro de referência estabelecido em 67%, sendo classificados com serviços de qualidade satisfatória (verde). No entanto, mesmo apresentando valores positivos, tais dados referentes ao atendimento de água não garantem que os serviços prestados sejam eficientes, além de não garantir destaque positivo em relação a outros municípios.

#### Indicador IN049 – Índice de perdas na distribuição (%)

Os dados do indicador IN049 entre os anos de 2009 e 2019 estão representados na Figura 5. Em 2011, a Prefeitura Municipal de São Luís elaborou o Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de São Luís (PMISB), que tem como objetivo realizar planejamento de ações de curto, médio e longo prazo que visam melhorar a salubridade ambiental, viabilizar a saúde pública e a defesa dos recursos hídricos e investimentos com o propósito de reduzir e controlar a perda de água.

De acordo com o PMISB de São Luís (2011), foram propostas dez ações voltadas para a redução e controle de perdas de água com um investimento total de R\$ 78300000.00 traduzidos em um cronograma financeiro ao longo de 30 anos (2012-2041) de continuidade do plano. Entre os anos

de 2012 e 2015 houve um investimento de R\$ 33100000.00, no qual o ano de 2012 se destacou pelo maior investimento dentre esses anos, justificando a queda brusca e positiva do índice de perdas na distribuição neste mesmo ano.



**Figura 5.** Índice de perdas na distribuição (%). Fonte: Autores (2021) de acordo com o SNIS.

Apesar dos investimentos aplicados para o combate de perdas de água, excluindo o ano de 2012, São Luís não apresentou melhoras nos seus índices e ainda coleciona valores muito elevados de desperdício na distribuição de água. Toda essa perda impacta negativamente tanto à sociedade e ao meio ambiente, quanto aos investimentos necessários para o desenvolvimento do saneamento.

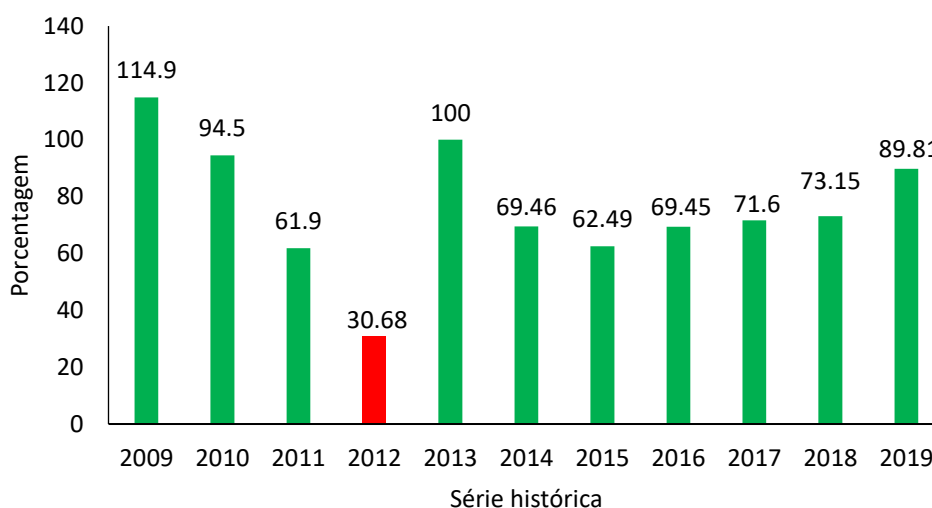
Caso o índice de perdas apresentasse percentuais abaixo de 60%, a distribuição de água em São Luís poderia até alcançar a universalização. No entanto, as perdas de água na distribuição e as perdas no faturamento são os maiores obstáculos no desempenho dos serviços de atendimento de água, implicando na forma ineficaz da companhia responsável pelos serviços prestados (Nascimento, 2021).

Segundo a Agência Maranhão de Notícias, a CAEMA iniciou em 2019, um projeto para combater a perda de água na capital com a implantação de aproximadamente 112500 hidrômetros. No entanto, ainda não é possível identificar o verdadeiro impacto que causará nos índices do indicador IN049 em razão do SNIS ter dados disponíveis somente até o ano de 2019.

Com exceção do ano de 2012, classificado como satisfatório (verde), os demais anos analisados no índice de perdas na distribuição apresentaram valores próximos e mantiveram uma média de 61.45%, além disso, encontra-se acima do parâmetro de referência de 41% estipulado para este indicador, sendo classificados como insatisfatório (vermelho).

#### Indicador IN015 – Índice de coleta de esgoto (%)

A Figura 6 apresenta os dados do indicador entre os anos de 2009 e 2019 disponíveis nos diagnósticos dos referidos anos.



**Figura 6.** Índice de coleta de esgoto (%). Fonte: Autores (2021) de acordo com o SNIS.

De acordo com Conceição (2017), as discrepâncias relacionadas ao aumento de volume de esgoto gerado podem estar conectadas com o aumento de chuvas, na qual pode refletir diretamente no sistema de coleta da cidade. No ano de 2009, São Luís apontou um aumento acima do normal no índice pluviométrico, e conseqüentemente, a região manifestou um volume elevado de lançamento de esgoto de 61085 m<sup>3</sup>/ano.

Segundo o PMISB de São Luís (2011), foram propostas 17 ações que envolvem planejamento, melhorias, ampliação e modernização dos sistemas de esgotamento sanitário com um investimento total de R\$ 909000000.00 distribuídos ao longo de 30 anos (2012-2041) de vigência do plano. Dentre estas propostas, pode-se citar as obras de ampliação das estações de tratamento do Jaracaty, Vinhais, Anil e Bacanga, modernização dos equipamentos de manutenção e implantação de redes e ligações com a finalidade a universalização do sistema de esgoto.

De acordo com o Censo Agro (2017), no que se refere a esgoto a céu aberto em locais públicos, Goiânia (0.5%) e Belo Horizonte (1.4%) foram verificados com as melhores condições nessas duas características. O maior percentual é relacionado a esgoto a céu aberto que predominavam ao redor das residências de Belém (44.5%). Negativamente, se destaca São Luís com 33.9% dos domicílios com esgoto a céu aberto.

Com exceção do ano de 2012 classificado como insatisfatório (vermelho), os demais anos analisados no índice de coleta de esgoto apresentaram valores acima do parâmetro de referência de 54% estipulado para este indicador, sendo classificados com serviços de qualidade satisfatória (verde).

Segundo o SNIS (2019), apenas 49.65% da população é atendida com esgotamento sanitário e, apesar dos índices de coleta (volume anual de esgoto lançado da rede coletora) estarem mostrando valores satisfatórios, menos da metade da população recebe, de fato, atendimento de esgotamento sanitário. Por isso, é de extrema importância que as ações propostas sejam realmente realizadas para que haja melhorias nas condições de vida da população, além de manter o meio ambiente preservado.

Além disso, de acordo com Reis (2020), uma possível justificativa importante para a baixa cobertura do sistema de esgotamento sanitário no Estado do Maranhão pode ser o favorecimento de investimentos para o setor de abastecimento de água, enquanto os serviços e as obras de infraestruturas voltadas ao esgotamento sanitário não ocupam lugar de destaque.

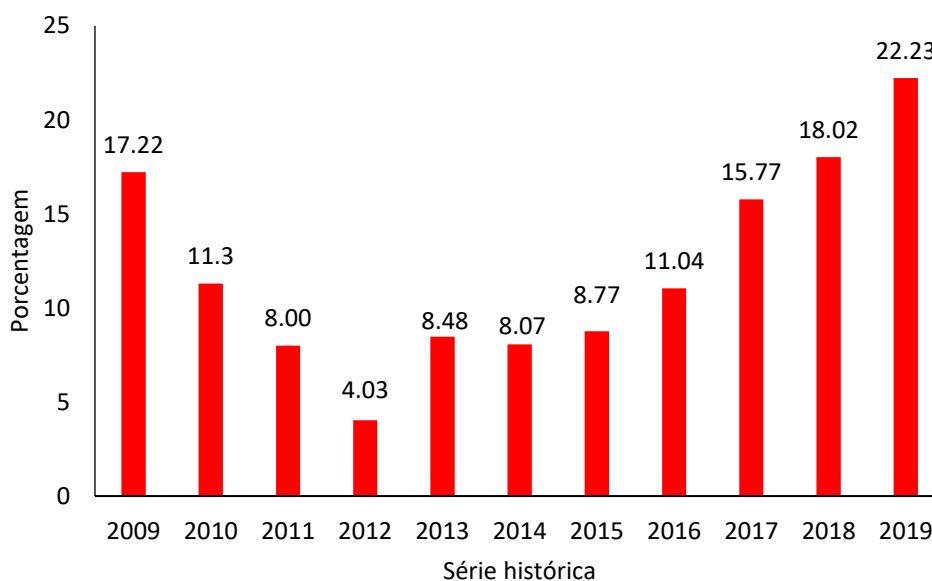
#### Indicador IN046 – Índice de esgoto tratado referido à água consumida (%)

A Figura 7 apresenta os dados sobre o indicador IN046 dos anos de 2009 a 2019. Nota-se que a partir do ano de 2009, os índices foram decaindo até 4.03% em 2012, que pode ter ocorrido devido a desativação das ETE's do Bacanga e do Jaracaty, em 2005, por falta de manutenção. Até que em 2010, houve uma tentativa de recuperação destas ETE's existentes, mas voltaram a operar com uma vazão inferior à que foi planejada inicialmente (Zagallo, 2018).

No ano de 2012, de acordo com a Agência Maranhão de Notícias, o Governo do Estado deu início às obras para a implementação e expansão dos Sistemas de Esgotamento Sanitário das bacias Anil e Vinhais. A obra do Sistema Anil teve um orçamento de R\$ 24621808.68 e o Sistema Vinhais teve um investimento de R\$ 63439496.64, ambos são compostos por redes coletoras de esgoto, interceptores, linhas de recalque, estações elevatórias de esgoto e estação de tratamento de esgoto.

Sendo considerada uma das maiores estações de tratamento de esgoto do Nordeste, a ETE Vinhais começou a operar em agosto de 2016 e atende a 48 bairros do município. Através da

Figura 7, é possível notar que houve melhora nos índices de tratamento de esgoto nos anos seguintes. No entanto, a ETE Anil, no ano de 2019, ainda estava em fase de conclusão e, por isso, ainda não é possível discorrer sobre o efeito que a estação causará nos percentuais de tratamento de esgoto de São Luís. Os dados contidos nos gráficos são até o ano de 2019, último diagnóstico disponibilizado pelo SNIS até o presente momento.



**Figura 7.** Índice de esgoto tratado referido à água consumida (%). Fonte: Autores (2021) de acordo com o SNIS.

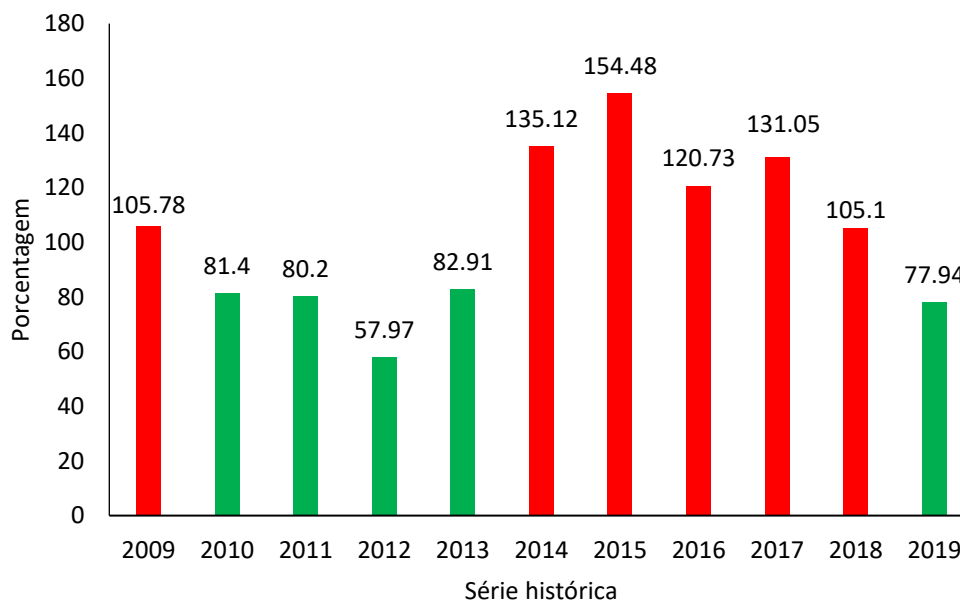
Segundo Marques et. al. (2020), apesar dos avanços perceptíveis a partir de 2016, apenas cerca de metade da população é atendida pelos serviços da CAEMA, sendo 519175 habitantes atendidos com esgotamento sanitário de um total de 1091868. Além disso, constatou-se que o tratamento não acompanha o índice de coleta de esgoto do Município. Existem estações que não tratam o esgoto de acordo com sua capacidade devido à falta de rede coletora para transportar o esgoto produzido pela cidade para essas estações e ainda existem outras na cidade que não estão em funcionamento, como a ETE Anil.

Embora os anos de 2016 em diante demonstrem um impacto positivo do indicador IN046, apresentando um aumento de 11.19%, os índices de tratamento de esgoto de 2009 a 2019 ainda se encontram abaixo do parâmetro mínimo de 54% estipulado para este indicador, sendo cada ano classificado como insatisfatório (vermelho).



Indicador IN030 – Margem da despesa de exploração (%)

A Figura 8 apresenta os dados sobre o indicador IN030 entre os anos de 2009 e 2019.



**Figura 8.** Margem da despesa de exploração (%). Fonte: Autores (2021) de acordo com o SNIS.

Para este indicador, é imprescindível que os valores sejam menores que 100% para que haja um superávit operacional, fato que ocorreu com destaque para o ano de 2012. Caso contrário, indicaria que o município está investindo mais do que arrecadando pelos serviços prestados durante o ano, manifestando um déficit operacional. Isto pode ser observado no ano de 2009 e nos anos de 2014 a 2018.

O ano de 2015 se destacou negativamente apresentando uma porcentagem de despesa de exploração muito elevada de 154.48%. Segundo o SNIS (2015), São Luís gastou R\$ 333788758.12 no ano com despesas de exploração e faturou R\$ 216070034.97, o que demonstra pouca sustentabilidade econômico-financeira. Já no ano de 2019, último diagnóstico disponível, apresentou uma melhora substancial de 76.54% em relação a 2015, demonstrando uma situação mais sustentável.

Apesar da capital maranhense apresentar uma sustentabilidade econômico-financeira positiva no ano de 2019, este indicador desconsidera custos associados à construção de infraestrutura, fator

de extrema relevância para os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário que ainda precisam de maiores investimentos para garantir melhorias nos índices de coleta de esgoto, tratamento de esgoto, perdas de água na distribuição e abastecimento de água.

Segundo pesquisas realizadas por Reis (2020), a principal fonte de recursos do saneamento são os gerados a partir de tarifas dos usuários, com participação variando entre 51.2% em 2013 e 93% no ano de 2018. No entanto, devido às restrições impostas pela legislação, o Estado foi induzido a procurar outras alternativas de financiamento, uma vez que os recursos das taxas dos usuários eram insuficientes para cobrir a apólice. A partir de 2018, houve um aumento significativo no número e na relevância dos recursos captados diretamente, o que pode ser visto como um importante marcador de maior eficiência e sustentabilidade econômica.

Os anos de 2009 e 2014 a 2018 apontaram valores acima do parâmetro de referência estabelecido de 100% para este indicador e sofreram um déficit operacional, sendo classificados como insatisfatório (vermelho). Já os anos de 2010 a 2013 e o ano de 2019 apresentaram valores satisfatórios, abaixo de 100%, e apontaram um superávit operacional, sendo classificados com serviços de qualidade satisfatória (verde).

#### Sugestões de melhorias

A aplicação de investimentos nos serviços públicos e um setor de saneamento mais qualificado garantem avanços na prestação de serviços e, conseqüentemente, melhorias no desempenho dos indicadores de saneamento básico. Desse modo, tais melhorias acarretam benefícios para toda a população, tanto no que diz respeito a qualidade de vida quanto na saúde pública.

Além da aplicação de investimentos, é necessário que seja feito um plano de ação que vise realizar um estudo mais aprofundado das atividades essenciais voltadas para a redução e controle de perdas de água, ampliação do atendimento urbano de água e aumento da coleta de esgoto e da sua respectiva qualidade de tratamento.

É importante ressaltar a relevância do monitoramento da efetividade dos serviços prestados pelos órgãos responsáveis, além do aumento da fiscalização para que os planejamentos expostos no Plano Municipal (PMISB) sejam executados com qualidade e dentro dos prazos estabelecidos.

Além disso, também é importante que haja uma maior fiscalização no repasse de informações entre o órgão estadual e o SNIS, pois nota-se que a possível incongruência e discrepância nesses dados pode afetar a qualidade da informação final, levando a população local e o leitor geral a uma interpretação equivocada e errônea da real situação do saneamento no município.

## Conclusão

No último ano avaliado neste estudo, o Município de São Luís apresentou serviços de qualidade satisfatória referentes ao abastecimento urbano de água (84.14%), análise de coliformes totais (0.95%), coleta de esgoto (89.81%) e margem de despesas de exploração (77.94%). Já os serviços de tratamento de esgoto e perdas de distribuição apresentaram índices insatisfatórios de 22.23% e 63.78%, respectivamente. Além disso, houve investimentos de curto, médio e longo prazo voltados para alguns destes serviços prestados.

As sugestões de melhorias propostas neste trabalho foram o aumento do monitoramento da prestação dos serviços de saneamento, aumento da fiscalização no repasse de informações e para que os planejamentos expostos no Plano Municipal sejam executados. E, apesar dos investimentos aplicados nesses setores de saneamento e de alguns dados mostrarem valores satisfatórios, os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário da capital maranhense ainda necessitam de maiores investimentos para alcançar a universalização desses serviços no setor de saneamento básico.

Portanto, ao final da análise deste estudo, constatou-se que havia divergências entre o conteúdo repassado pelos prestadores de serviços públicos e as condições apresentadas pela capital atualmente. Pois mediante as avaliações realizadas, a sociedade tem uma compreensão mais específica da situação real dos indicadores de saneamento básico da cidade de São Luís.

## Referências Bibliográficas

- ABAR, Associação Brasileira de Agências de Regulação (2014) *Nota Técnica CTSan-Abar 01/2014 – Informações e Indicadores de Água e de Esgoto no Contexto Regulatório*. Belo Horizonte: ABAR, 30 pp.
- Brasil (1988) *Constituição da República Federativa do Brasil*. Senado Federal. Brasília, DF
- Brasil (2007) *Lei nº 4.825, de 30 de julho de 2007. Dispõe sobre a reorganização da secretaria municipal de serviços urbanos, atribuindo-lhe nova nomenclatura e dá outras providências*. Diário Oficial da União. Brasília, DF.
- Brasil (2007) *Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico*. Diário Oficial da União. Brasília, DF.
- Brasil (2020) *Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico*. Diário Oficial da União. Brasília, DF.
- Brasil (2021) *Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*. Ministério da Saúde, Diário Oficial da União, Brasília, DF.
- Brasil (2011) *Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*. Ministério da Saúde, Diário Oficial da União, Brasília, DF.
- Brasil (2019) *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019*. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Brasília, DF.

- CAEMA, Companhia de Saneamento Ambiental do Maranhão (2021) *História da CAEMA*. Acesso em: 22 jun. 2021. Disponível em: <https://www.caema.ma.gov.br/index.php/a-caema/institucional/historia#:~:text=Criada%20em%20de%20junho,%2C%20coordenar%2C%20implantar%2C%20ampliar%2C>
- Chaves, L.P.F.A., Silva, R.A., Amaral, Y.T., Costa, M.K.L., Siqueira, G.M. (2016) Biogeographical diversity of north mesoregion of the Maranhão state (Brazil). *Journal of Geospatial Modelling*, **1**(1), 19-32. <http://dx.doi.org/10.22615/jgm-1.1-5811>
- Conceição, A.O. (2017) *Análise da evolução dos indicadores de saneamento e sua relação com saúde pública: Estudo de caso em São Luís – MA*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Escola Politécnica, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 132 pp.
- Costa, S.A.B., Cortês, L.S., Netto, T.C., Junior, M.M.F. (2013) Indicadores em saneamento: avaliação da prestação dos serviços de água e de esgoto em Minas Gerais. *Revista UFMG*, **20**(2), 334-357.
- Governo do Maranhão, Agência Maranhão de Notícias (2019) *Caema e Governo do Maranhão ampliam coleta de esgoto em São Luís*. Acesso em: 18 jul. 2021. Disponível em: <https://www.ma.gov.br/agenciadenoticias/?p=263036>
- Governo do Maranhão, Agência Maranhão de Notícias (2019) *Caema inicia projeto de hidrometração para combater perda de água em São Luís*. Disponível em: <https://www.ma.gov.br/agenciadenoticias/?p=265183>. Acesso em: 18 jul. 2021.
- Governo do Maranhão, Agência Maranhão de Notícias (2016) *Governo entrega ETE Vinhais, responsável pelo tratamento progressivo de 40% dos esgotos da capital*. Acesso em: 18 jul. 2021. Disponível em: <https://www.ma.gov.br/agenciadenoticias/?p=143369>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2020) *CIDADES*. Acesso em: 12 mai. 2021. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/sao-luis/panorama>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2011) *Atlas de Saneamento 2011 – Acesso e qualidade das redes de saneamento segundo as Unidades da Federação*. Acesso: 16 jun. 2021. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=280933>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017) *Censo Agro 2017*. Acesso em: 19 jul. 2021. Disponível em: <https://censos.ibge.gov.br/2013-agencia-de-noticias/releases/14220-asi-censo-2010-revela-mais-da-metade-dos-domicilios-situavam-se-em-locais-sem-bueiros.html>
- Instituto Trata Brasil (2012) *Manual de Saneamento Básico: Entendendo o saneamento básico ambiental no Brasil e sua importância socioeconômica*. Trata Brasil, 62 pp.
- Instituto Trata Brasil (2020) *Ranking do Saneamento Instituto Trata Brasil 2020*. Acesso em: 16 fev. 2021. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/estudos/estudos-itb/itb/novo-ranking-do-saneamento-2021>
- Instituto Trata Brasil (2021) *Ranking do Saneamento Instituto Trata Brasil 2021*. Acesso em: fev. 2021. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/estudos/estudos-itb/itb/novo-ranking-do-saneamento-2021>
- Reis, J. R. M. (2020) Saneamento ambiental no Maranhão: uma análise do financiamento e do gasto público no período de 2009 a 2018. *Revista de Políticas Públicas*, **24**(1), 247-264.
- Marques, M. C. B., Silva Neto, M. C. da, Vieira, L. K. N., Gonçalves, P. P., Lindoso, T. C., Santos Júnior, M. S., Gonzaga, W. de J. D., & Pinheiro, N. C. A. (2020). Universalização e integralidade do serviço público de esgotamento sanitário no município de São Luís – Maranhão. *Interfaces Científicas - Saúde E Ambiente*, **8**(2), 63–76. <https://doi.org/10.17564/2316-3798.2020v8n2p63-76>
- Monteiro, F. H. B., Santos Júnior, M. S., Gonçalves, P. P., Vieira, L. K. N., Silva Neto, M. C. da, Lindoso, T. C., Guterres, C. E., & Pinheiro, N. C. A. (2020). Análise das causas da desativação do sistema cururuca de captação superficial em Paço do Lumiar, Maranhão. *Interfaces Científicas - Saúde E Ambiente*, **8**(2), 49–62. <https://doi.org/10.17564/2316-3798.2020v8n2p49-62>

- Nascimento, M. A. S. do. (2021) *Abastecimento de água no Município de São Luís (Maranhão), após 10 Anos do Marco Regulatório 2007*. Editora Pascal. São Luís – MA, 108 pp. <https://doi.org/10.29327/541364>
- Pena, F.P., (2015) *Estudo dos Indicadores Existentes no Saneamento e Suas Possíveis Inconsistências – Estudo de Caso de Itabaiana/PB*. Trabalho de Conclusão de Curso. Curso de Engenharia Civil, Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, 90 pp.
- Pereira, H. S.; Silva, S. S. F.; Souza, V. C. (2010) Saneamento Básico e seus Impactos na Saúde Pública no Brasil. In: Bruno Soares de Abreu; Ireneide Gomes de Abreu; Pollyana de Abreu Moraes. (Org.). Meio Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento: Uma Abordagem Sistêmica do Comportamento Humano. Campina Grande: EDUFPG, 1(1), 103-124.
- PLANSAB, Plano Nacional de Saneamento Básico (2021) Relatório de Avaliação Anual 2019. Ministério do Desenvolvimento Regional, Secretaria Nacional de Saneamento - SNS, 1-141, Brasília, DF.
- PNUD, Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (2010) Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil. Acesso em: 10 mai. 2015. Disponível em: <https://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/idh0/atlas-do-desenvolvimento-humano/atlas-dos-municipios.html>
- Prefeitura Municipal de São Luís (2011) Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de São Luís: plano de metas, programa de obras e ações, plano de emergências e avaliação da sustentabilidade. São Luís, 77 pp.
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2019) *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto*. Acesso em: 14 fev. 2021. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnosticos/agua-e-esgotos>
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2019) *Perguntas Frequentes*, Acesso em: 17 fev. 2021. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/perguntas-frequentes>
- Zagallo, S. A. (2018) *Esgotamento Sanitário e Vulnerabilidade Social: um estudo de caso em São Luís – MA com a utilização de técnicas de geoprocessamento*, Dissertação de Mestrado, Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília – DF, 181 pp.

# REVISTA AIDIS

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

## AVALIAÇÃO DAS PRÁTICAS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE POR MEIO DE AUDITORIA AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO

Fabiana Cristina Lima Barbosa <sup>1</sup>  
Aline Aparecida Thomaz Pereira <sup>2</sup>  
Raphael Tobias de Vasconcelos Barros <sup>3</sup>  
\* Marcos Paulo Gomes Mol <sup>1</sup>

### EVALUATION OF WASTE MANAGEMENT PRACTICES OF HEALTHCARE FACILITIES ADOPTING ENVIRONMENTAL AUDIT: CASE STUDY

Recibido el 1 de diciembre de 2021. Aceptado el 7 de abril de 2022

#### Abstract

Brazilian legislation defines that the management of healthcare waste (HCW) must occur based on a waste management plan and this must be monitored to verify the effectiveness of the proposed actions. Audits are tools widely adopted in the business environment, which allow the verification of the status of processes. The audit related to waste management can point out inefficiencies, estimate the real costs of management and indicate the auditee's level of compliance with regulations and legislation. The aim of this study was to evaluate the benefits of environmental auditing as a monitoring tool for the implementation of the PMHCW in an institution, as well as the analysis of non-conformities identified in the period studied. One audit was carried out per year from 2016 to 2018, with 33 laboratories being audited in 2016, 41 in 2017 and 47 in 2018. The biggest nonconformities identified in the period between 2016 and 2018 were related to the absence of records/procedures on cleaning dumps (29 nonconformities) and lack of identification of dumps (13 nonconformities). For items related to incorrect disposal of PPE, the presence of recyclables dumps in the laboratory, inadequate replacement of waste bags and unmarked storage places, no non-conformities were found. There is an increase in the number of non-compliances in 2017 compared to 2016. This fact may be related to the increase in the number of laboratories audited in 2017. In 2018, 6 more laboratories were audited compared to 2017 and the number of non-conformities recorded was lower, which may indicate an improvement in waste management processes. The audit tool adopted in this case study allowed for an emphasis on the recurrent problems, indicating to the manager potential focuses to be prioritized for decision-making aiming at the continuous improvement of the process.

**Keywords:** healthcare waste, waste management, environmental audit, monitoring, risk management.

<sup>1</sup> Fundação Ezequiel Dias, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

<sup>2</sup> Superintendência de Vigilância Epidemiológica, Secretaria de Estado de Saúde de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

<sup>3</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.

\* Autor correspondente: Fundação Ezequiel Dias [FUNED], Conde Pereira Carneiro st., 80, Gameleira, Belo Horizonte/MG, CEP 30510-010, Brazil. Email: [marcos.mol@funed.mg.gov.br](mailto:marcos.mol@funed.mg.gov.br)

## Resumo

A legislação brasileira define que o manejo dos resíduos de serviço de saúde (RSS) deve ocorrer com base em um plano de gerenciamento de resíduos e este deve ser monitorado a fim de verificar a efetividade das ações propostas. As auditorias são ferramentas amplamente adotadas no ambiente empresarial, que permitem a verificação do status dos processos. A auditoria relacionada ao gerenciamento de resíduos pode apontar ineficiências, estimar os custos reais do manejo e indicar o nível de conformidade do auditado com regulamentos e legislações. O objetivo deste estudo foi avaliar os benefícios da auditoria ambiental como ferramenta de monitoramento da implantação do plano de gerenciamento dos RSS (PGRSS) de uma instituição, bem como a análise das não-conformidades identificadas no período estudado. Foi realizada uma auditoria por ano durante o período de 2016 a 2018, sendo auditadas 33 laboratórios em 2016, 41 em 2017 e 47 em 2018. As maiores não conformidades identificadas no período entre 2016 e 2018 estavam relacionadas a ausência de registros/procedimentos sobre limpeza de lixeiras (29 não conformidades) e falta de identificação das lixeiras (13 não conformidades). Para os itens relacionados a descarte incorreto de EPI's, presença de kits para recicláveis em laboratório, reposição inadequada de sacos para resíduos e locais de armazenamento sem identificação não foram encontradas não conformidades. Verifica-se um aumento do número de não conformidades em 2017 em relação a 2016. Tal fato pode estar relacionado ao aumento do número de laboratórios auditados em 2017. Em 2018 foram auditados 6 laboratórios a mais em relação a 2017 e o número de não conformidades registradas foi menor, podendo indicar uma melhoria nos processos de gerenciamento de resíduos. A ferramenta de auditoria adotada neste estudo de caso permitiu dar ênfase nos problemas mais recorrentes, indicando ao gestor potenciais focos a serem priorizados para a tomada de decisões visando a melhoria contínua do processo.

**Palavras-chave:** resíduos de serviços de saúde, gerenciamento de resíduos, auditoria ambiental, monitoramento, gestão de risco.

---

## Introdução

Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), os responsáveis pela gestão de resíduos nos municípios precisam transpor os obstáculos relacionados à geração de resíduos, já que o tratamento e disposição final realizado de forma imprópria podem acarretar problemas ambientais, comprometendo a qualidade dos recursos naturais. Derivado dos problemas de manejo de resíduos encontra-se os resíduos de serviços de saúde que, devido riscos de contaminações ambientais e humanas, requerem atenção e assumem lugar de destaque na gestão (Brasil, 2006; Silva, 2008).

A legislação brasileira define os RSS como todo resíduo proveniente de atividades exercidas por serviços relacionados ao atendimento à saúde humana ou animal (CONAMA, 2005). Para a adequada implantação das ações relacionadas ao gerenciamento dos resíduos a legislação determina desde agosto/1993 (CONAMA, 1993) que os estabelecimentos geradores elaborem o Plano de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde (PGRSS). Este documento deve descrever as ações de manejo contemplando os aspectos de geração, segregação, acondicionamento, coleta, armazenamento, transporte, reciclagem, tratamento e disposição final.

A construção do documento deve ter como base os princípios da não geração de resíduos e minimização da geração.

A Resolução da ANVISA nº 222/2018 determina que o PGRSS deve prever ações de monitoramento a fim de verificar a efetividade das ações propostas. A aplicação de indicadores auxilia, por exemplo, na compreensão do *status* do gerenciamento dentro das instituições revelando pontos de melhoria a serem trabalhados (Barbosa; Mol, 2018; Ribeiro; Júnior, 2012). Shinee *et al.* (2008) e Diaz *et al.* (2008) abordam que a segregação dos RSS no momento da geração é fundamental para permitir o gerenciamento adequado do risco inerente a cada grupo de resíduo, assegurando assim condições para proporcionar distintas destinações. Entretanto, segundo Aduan *et al.* (2014) em pesquisa realizada em 16 hospitais de Vitória (ES) detectou-se a inexistência de dados que revelassem o atendimento à legislação brasileira sobre resíduos de serviços de saúde, seja nos hospitais ou órgãos de saúde e controle ambiental, indicando não haver então registros nem controle sobre os requisitos de gerenciamento dos resíduos sólidos gerados pelos estabelecimentos de saúde.

As particularidades de geração de resíduos estão relacionadas ao perfil do estabelecimento (hospital, clínica, laboratório), ao tipo de resíduo e à quantidade de resíduo gerado (Alves *et al.*, 2014) O modo como os serviços geradores de resíduos de saúde realizam a gestão relaciona-se de forma direta com os potenciais de geração de impactos ambientais negativos (Arikan *et al.*, 2015) e danos à saúde das populações expostas e dos trabalhadores (Alves *et al.*, 2014; Mol *et al.*, 2016). Conforme Tanaka e Tamaki (2012), a gestão é a combinação de recursos disponíveis com as necessidades de melhoria do funcionamento das empresas para alcançar os objetivos traçados: com isso há a institucionalização de processos, procedimentos e fluxos. Diversos fatores podem levar os geradores de resíduos de serviços de saúde à melhoria de seus processos de gestão e a concretização dessas ações depende do empenho dos gestores em construir planos estratégicos de gerenciamentos dos resíduos (Thakur; Anbanandam, 2016).

As auditorias são ferramentas amplamente adotadas no ambiente empresarial, que permitem a verificação do *status* dos processos. A auditoria relacionada ao gerenciamento de resíduos pode apontar ineficiências, estimar os custos reais do manejo e indicar o nível de conformidade do auditado com regulamentos e legislações. A realização de auditorias envolve as etapas de levantamento de itens a serem analisados, coleta de dados, análise dos dados e recomendações (Managers *et al.*, 2001).

Os benefícios provenientes dos sistemas de auditoria são inúmeros, pois permitem monitorar o andamento dos processos e, como descrito neste estudo de caso, checar periodicamente os importantes aspectos que envolvem o gerenciamento dos resíduos de saúde, como a segregação, identificação, coleta e conhecimento dos procedimentos corretos de descarte. Melhorias na segregação dos resíduos em um hospital brasileiro indicaram 93% de redução nos



custos de incineração, após separação dos resíduos comuns, infectantes do subgrupo A4 e químicos, segundo Aduan *et al.* (2014). Já a pesquisa de Askarian *et al.* (2003) apontou a geração de 1,830 kg (71.44%) de resíduos comuns, 712kg (27.8%) de resíduos infectantes e 19.6 kg (0.76%) de perfurocortantes, sugerindo ainda que a segregação não estava sendo realizada de forma adequada. Estes exemplos reforçam a importância da realização das auditorias. Visando a cumprir as determinações legais de níveis nacional e estadual, a instituição onde se realiza este estudo de caso realiza auditorias ambientais com periodicidade anual nos laboratórios para verificação da efetividade de cumprimento dos requisitos previstos na legislação nacional.

O objetivo deste estudo foi avaliar os benefícios da auditoria ambiental como ferramenta de monitoramento da implantação do Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde (PGRSS) de uma instituição, bem como a análise das não-conformidades identificadas no período analisado.

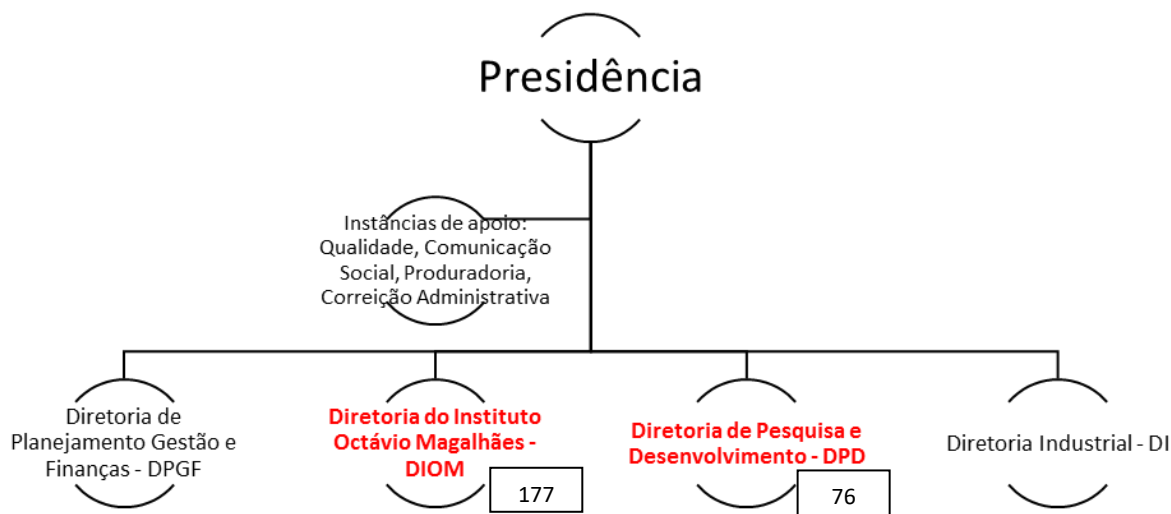
### Metodologia

A instituição objeto deste estudo faz parte da Secretaria de Estado de Saúde de Minas Gerais, agindo de forma integrada com as demais instituições que compõem o Sistema de Saúde Pública do Estado de Minas Gerais, e é responsável por realizar análises laboratoriais de vigilância sanitária, epidemiológica e ambiental, pesquisas na área da saúde, principalmente com venenos de aranhas, serpentes, escorpiões e abelhas, e produção de medicamentos. Ocupa uma área de aproximadamente 45,000 m<sup>2</sup> localizada na região oeste do município de Belo Horizonte – MG e possui cerca de 1,000 funcionários, entre servidores, bolsistas e estagiários. Foi criada em 1907 pelo pesquisador Ezequiel Caetano Dias, como uma filial do Instituto Manguinhos coordenado por Oswaldo Cruz. As atividades iniciais eram destinadas à produção de linfas vacínicas contra diversas doenças humanas e animais, além de preparo e conservação do soro antidiftérico e anticarbunculoso. De 1907 a 2019 outras atividades foram sendo incorporadas ao portfólio da instituição que trabalha essencialmente para suprir as necessidades do Sistema Único de Saúde – SUS (Starling *et al.*, 2007). Com relação ao quantitativo de resíduos há uma geração média mensal de 2,000 kg de resíduos do Grupo A, 1,600 kg de resíduos do Grupo B, 3,300 kg de resíduos do Grupo D (1,300 kg recicláveis e 2,000 kg não recicláveis) (Fundação Ezequiel Dias, 2018).

A instituição possui diversas certificações laboratoriais, como ISO 17025 (Estabelece requisitos gerais para competência de Laboratórios de Ensaio e Calibração) e ISO 17043 (Especifica requisitos gerais para a competência de Provedores de Ensaio de Proficiência), além da certificação na norma ISO 9001 (Define requisitos para o Sistema de Gestão da Qualidade). As certificações, obtidas entre 2008 e 2011, auxiliaram na disseminação da cultura por qualidade e monitoramento contínuo dentro da instituição. A partir disso foi estruturada a auditoria de verificação de adequação ambiental dos laboratórios considerando os aspectos da RDC 222/2018

e CONAMA 358/2005. Todo o processo de auditoria é planejado e conduzido pelos técnicos da área ambiental da instituição.

Foi realizada uma auditoria por ano durante o período de 2016 a 2018, sendo auditados 33 laboratórios em 2016, 41 em 2017 e 47 em 2018, tendo como denominador comum o fato de todas as áreas auditadas serem geradoras de RSS. O número de laboratórios auditados variou devido incorporação gradativa dos laboratórios no escopo da auditoria. Para a realização das auditorias, foi utilizado o questionário para avaliação ambiental proposto por Pereira e Mol (2017), em que são avaliados os critérios técnicos e obrigatórios conforme resolução da Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA relacionada ao gerenciamento de resíduos de serviço de saúde, disponível no Quadro 1. Anteriormente ao ano de 2016 a verificação da conformidade ambiental dos laboratórios se dava apenas por meio das fiscalizações realizadas pela vigilância sanitária local para avaliação da implantação do PGRSS da instituição. Esse processo não acontece de forma periódica já que as vistorias do órgão fiscalizador ocorrem conforme calendário e demandas próprias. A variação no número de áreas auditadas por ano se deve ao fato de alteração no organograma da instituição (Figura 1), culminando na criação de novos laboratórios, e áreas que estavam em período de reforma ou com processo produtivo suspenso à época da realização da auditoria.



**Figura 1.** Organograma da instituição, destaque em vermelho para as diretorias em que a auditoria foi realizada.

Legenda:   Número de funcionários em cada diretoria.

As auditorias foram realizadas com acompanhamento de responsáveis pelas áreas, as não-conformidades foram identificadas e registradas no sistema de gestão integrada da instituição, emitindo-se um relatório final contendo as observações e necessidades de correções e a data de realização da auditoria. Os relatórios foram emitidos em até 30 dias após a auditoria e a via física

foi assinada pelo responsável do laboratório confirmando as não conformidades e observações descritas no documento.

**Quadro 1.** Lista de requisitos avaliados nas auditorias sobre o gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde

<i>Nº do requisito</i>	<i>Descrição do requisito</i>
N1	Lixeiras inadequadas (sem tampa e/ou pedal).
N2	Lixeiras sem identificação (simbologia e/ou inscrições do subgrupo a qual pertencem).
N3	EPI's descartados em lixeira inadequada (lixeira de resíduo comum).
N4	Segregação de recicláveis ( <i>kit</i> de coleta seletiva) em área de laboratório.
N5	Reposição insuficiente ou inadequada de sacos plásticos para coleta de resíduos.
N6	Ausência de registros/procedimentos que contemplem a limpeza das lixeiras.
N7	Ausência de suporte para coletor de perfurocortantes.
N8	Falhas durante a segregação de resíduos químicos.
N9	Lixeiras de "resíduo comum" e "não reciclável" sem devida identificação.
N10	Lixeiras sem saco plástico.
N11	Falhas na identificação de bombonas e cubas de aço.
N12	Sacos plásticos de resíduo no chão.
N13	Recipientes utilizados como descarte temporário sem devida identificação.
N14	Falhas na correspondência: cores de sacos plásticos e resíduos acondicionados.
N15	Utilização de bombonas, caixas de papelão ou caixas de poliestireno expandido (EPS) como lixeira.
N16	Recipientes no interior da Cabine de Segurança Biológica sem devida identificação.
N17	Salas ou área para estoque provisório de resíduos sem devida identificação.

*Legenda: Check list ambiental proposto por Pereira e Mol (2017).*

Os dados de não-conformidades para cada questionamento foram contabilizados, possibilitando a avaliação dos itens em que houve maior número de itens e de laboratórios em desacordo com a legislação. Foi feito um comparativo ao longo do período analisado.

### Resultados e discussões

Os procedimentos internos de gerenciamento de resíduos são homologados pelo sistema de qualidade da instituição, estabelecido desde 2006. Os funcionários, aproximadamente 400, em atividades de rotina e pré-programadas, são treinados anualmente nestes procedimentos que incluem a caracterização dos resíduos, como segregar e acondicionar cada tipo de resíduo, cuidados ao realizar o descarte, identificação, a coleta dos resíduos infectantes e químicos, bem como os riscos aos quais as pessoas estão expostas. Há um fluxo de coleta pré-estabelecido reduzindo a possibilidade de ocorrência de contaminação cruzada em momentos em que há grande movimentação de pessoas na instituição.

A Tabela 1 apresenta os números de não conformidades identificadas nas auditorias no período de 2016 a 2018 obtidos através de análise dos relatórios de auditoria disponibilizados pelo Serviço de Gestão Ambiental da instituição (2016, 2017, 2018). Os itens para os quais não foram identificadas não conformidades não estão dispostos nesta tabela, sendo eles: N3 - EPI's descartados em lixeira inadequada (lixeira de resíduo comum); N4 - Segregação de recicláveis (kit de coleta seletiva) em área de laboratório; N5 - Reposição insuficiente ou inadequada de sacos plásticos para coleta de resíduos; N17 - Salas ou área para estoque provisório de resíduos sem devida identificação.

**Tabela 1.** Número de não conformidades identificadas nas auditorias no período analisado

	N1	N2	N6	N7	N8	N9	N10	N11	N12	N13	N14	N15	N16	$\Sigma N$	$\Sigma N/n$
2016	1	10	3	2	0	6	0	2	0	1	0	0	0	25	0,75
2017	5	3	16	2	1	0	0	1	0	0	2	0	1	31	0,75
2018	0	0	10	3	0	0	1	2	2	0	1	1	2	22	0,47
TOTAL	6	13	29	7	1	6	1	5	2	1	3	1	3	78	-

Legenda: Ver Quadro 1; n – Número total de laboratórios auditados

Em 2017 observa-se queda no número de não conformidades relacionadas à identificação das lixeiras e aumento no número de não conformidades relacionadas ao registro/procedimento de limpeza das lixeiras. Está estabelecido nesta instituição que as lixeiras destinadas aos resíduos químicos e infectantes devem ser higienizadas a cada três meses ou antes se necessário, e os laboratórios devem manter registros dessas limpezas. Portanto, os laboratórios não estavam realizando a limpeza ou ultrapassaram o limite máximo entre uma limpeza e outra. Este foi o item com o maior número de não conformidades em 2017, seguido da utilização de lixeiras inadequadas (N1).

Em 2018 observa-se redução no número de não conformidades; entretanto, o item N6 se manteve com o maior número de não conformidades registradas. Destaca-se que nesse ciclo de auditoria não foi registrada não conformidade para os itens relacionados à identificação das lixeiras (N2 e N9). Tal fato pode evidenciar a maturidade dos auditados no entendimento de que a identificação das lixeiras é essencial para um processo de segregação adequado. Esta maturidade também pode estar relacionada ao registro das não conformidades que é feito no sistema de gestão de qualidade da instituição; com isso, a tendência é que os responsáveis pelas áreas passam a exigir mais atenção aos funcionários.

Os itens relacionados à falha na segregação dos resíduos químicos (N8), que incluem o descarte em lixeiras para resíduos infectantes por exemplo, presença de lixeiras sem os sacos plásticos

(N10), recipientes utilizados como descartes temporários sem identificação (N13) e utilização de outros itens, como caixas de papelão ou EPS, como lixeiras (N15), foram identificadas como não conformidade em apenas um laboratório em cada ano analisado. A falha na segregação de resíduos pode impactar no quantitativo de resíduos que é encaminhado para tratamento externo e, conseqüentemente, impactará nos custos com esse tratamento. Schneider *et al* (2013) propuseram um sistema de gerenciamento de informações para monitoramento das etapas de geração e segregação dos resíduos em um hospital de ensino e pesquisa brasileiro. O monitoramento da geração e segregação dos resíduos pelo período de seis meses identificou que a melhoria na etapa de segregação dos resíduos poderia levar a uma redução de 18.4% dos custos com o tratamento do resíduo infectante. Ademais, os autores enfatizam que a segregação inadequada dos resíduos pode ocasionar acidentes com os trabalhadores e ocupantes de leitos devido o potencial patogênico do resíduo infectante e tais informações podem subsidiar a tomada de decisões para implantação de melhorias no processo de manejo dos resíduos.

As não conformidades N1, N2 e N9 indicaram baixa recorrência se comparados os anos de 2016 e 2017 em relação ao ano de 2018. Estes registros estão associados à identificação e condições em que as lixeiras se encontravam. Por outro lado, o registro da não conformidade N6 sugere valores superiores em 2017 e 2018, quando comparado com 2016, indicando que as áreas deixaram de cumprir o procedimento vigente na instituição. Outras análises possíveis são associadas às não conformidades N7, N10, N12, N15 e N16, que tiveram leve aumento e podem indicar necessidade de monitoramento com maior atenção nas auditorias seguintes.

Verifica-se um aumento do número de não conformidades em 2017 em relação a 2016. Tal fato pode estar relacionado ao aumento do número de laboratórios auditados em 2017 e a novos laboratórios. Em 2018 foram auditados 6 laboratórios a mais em relação a 2017 e o número de não conformidades registradas foi menor, podendo indicar uma melhoria nos processos de gerenciamento de resíduos. A proporção de não conformidades em função do número de laboratórios auditados foi de 0.75, 0.75 e 0.46, respectivamente para os anos de 2016 a 2018, conforme Tabela 1.

Resultado semelhante ao obtido nesta pesquisa foi relatado por Oliveira *et al.* (2019) em que a utilização da ferramenta 5W2H (What, Why, Where, When, Who, How, How much) possibilitou a verificação de conformidade dos itens abrangência do PGRSS, manejo dos resíduos, armazenamento, coleta, transporte interno e saúde ocupacional relacionadas a resíduos de serviços de saúde em um *campus* de uma universidade localizada em Betim (MG), reforçando a importância da realização de verificações periódicas com registros de não conformidades e ações executadas para sanar os problemas. Vaccari *et al* (2017) utilizaram como metodologia a avaliação da taxa de geração de resíduos em cada departamento do hospital Gardone Val Trompia (Itália) e identificaram que os tipos de resíduos gerados em cada local variam de acordo com o

tipo e intensidade das atividades realizadas. A metodologia empregada possibilitou mapear as áreas que geram uma quantidade maior de resíduos perigosos demandando estratégias de aprimoramento das práticas de manejo de resíduos em locais específicos.

Os resultados das auditorias são registrados no Sistema de Gestão Integrada, *software* destinado à gestão de qualidade da instituição, com a descrição de não conformidades encontradas na auditoria, pontos positivos e oportunidades de melhoria. As chefias responsáveis pelos serviços auditados recebem uma via física deste relatório e procedem à assinatura do mesmo. Finalizado o ciclo de auditorias, a área ambiental elabora um relatório contendo as informações dos serviços de cada diretoria e este relatório é encaminhado ao diretor para conhecimento e providências. A cada novo ciclo de auditoria os relatórios do ano anterior são revistos a fim de levantar as não conformidades de cada área e atentar para estes pontos específicos na nova auditoria a ser realizada, avaliando então a reincidência de não conformidades.

Vale destacar que os itens da *check list* abrangem, basicamente, sete temáticas relacionadas ao gerenciamento de resíduos. Os itens relacionados ao acondicionamento são os de maior ocorrência, representando 35% dos itens a serem verificados pelo questionário (Tabela 2).

**Tabela 2.** Itens da *check list* para a avaliação do manejo interno dos RSS. Fonte: Dados de Pesquisa.

Tema	Itens da check list	Percentual representado
Segregação	1; 9; 12	13%
Acondicionamento	3; 4; 5; 7; 10; 11; 13; 14	35%
Identificação	2; 6; 8	13%
Armazenamento temporário	15; 16	8%
Transporte interno	17; 18	9%
Segurança ocupacional	19; 20; 21	13%
Percepção de risco	22; 23	9%

A Organização Panamericana de Saúde observou que quando o manejo dos resíduos é realizado considerando padrões de boas práticas há a redução dos riscos, que são inerentes a esses tipos de resíduos, e o aumento da segurança para usuários, além da economia para o estabelecimento de saúde (Lima, 2002). Dados de pesquisas científicas corroboram essa observação e indicam que o manejo inadequado dos diversos tipos de RSS acarretam, mesmo indiretamente, prejuízos para a saúde humana (Coelho, 2007).

Os itens voltados à segurança ocupacional e à percepção de risco, inseridos no modelo de *check list* proposto, tendem a desenvolver uma avaliação de risco com foco na identificação e gestão de riscos ambientais e da saúde humana, nessa inclusa a saúde ocupacional. Takada (2003) e Hökerberg (2006) pontuam que os estabelecimentos de saúde devem elaborar e conduzir planos com ações que objetivem a identificação e redução dos riscos inerentes ao processo de prestação

de serviço de atenção à saúde. Ao identificar os riscos é possível estabelecer medidas específicas para cada ambiente de modo a conter ou até mesmo suprimir esses riscos (Coelho, 2007).

Apesar da crescente demanda, para os estabelecimentos geradores de RSS, de condutas que visem a redução dos riscos associados aos resíduos, nota-se que ainda é escassa a existência de instrumentos que possam ser utilizados para acompanhar e avaliar práticas de gerenciamento. Em geral a avaliação periódica de processos operacionais, a fim de obter dados e examinar os processos com maior profundidade, é a técnica mais utilizada por organizações privadas. Com isso, obtêm-se dados suficientes que subsidiam a tomada de decisão no sentido de implantar alterações que acarretam melhor uso dos recursos humanos, materiais e financeiros (Ventura *et al.*, 2010).

As ferramentas de avaliação possuem como vantagem a análise da prática adotada nos diversos setores em relação ao que foi estabelecido em procedimentos. Com isso, é possível estabelecer cenários e subsidiar tomadas de decisões. O intuito destas ferramentas é simplificar a informação de fenômenos complexos e melhorar a comunicação entre a instância de decisão e o processo. Em Saúde Ambiental o exame bem acurado das metodologias utilizadas é importante para que se possa propor possíveis encaminhamentos. Há que ser estabelecida, já no desenho da metodologia, não só a possibilidade de tratamento para as afecções encontradas, mas também a parceria das autoridades ambientais e de Vigilância em Saúde Ambiental para que se atue na origem dos problemas de saúde que possam ser encontrados. Dessa forma, um mecanismo de avaliação do gerenciamento de RSS propõe a melhoria de processos e procedimentos nas etapas de manejo (segregação, acondicionamento, coleta, transporte, tratamento e disposição final), por meio da sensibilização *in loco* dos colaboradores dos estabelecimentos de saúde, reduzindo, dessa forma, os impactos ao meio ambiente e promovendo a saúde de trabalhadores e população (Ventura *et al.*, 2010).

Desta maneira, esse tipo de trabalho contribui para a determinação da melhor escolha dos programas e formas de treinamento, levando em considerações as dificuldades associadas às legislações vigentes. As adequações são constantes no âmbito dos empreendimentos de saúde, que muitas vezes precisam ajustar os procedimentos operacionais para se adequar às exigências legais, e sempre treinar o pessoal atuante nas práticas diárias (Naime *et al.*, 2004).

Diante da heterogeneidade na composição e classificação dos RSS, o manejo intra-unidade e o destino dado a estes resíduos merecem especial atenção, tendo em vista os riscos que apresentam principalmente se descartados de maneira inadequada. Considerando que as medidas de gerenciamento utilizadas pelo setor saúde representam a efetividade de ações para redução de riscos à saúde humana e ao meio ambiente, é importante a proposição de ferramentas que possam contribuir nas ações de gerenciamento de RSS.

Como resultado acadêmico, a geração de conhecimento em termos de metodologias e de ação torna possível a transformação da realidade local, a redução dos riscos sanitários e ambientais e a melhoria da qualidade de vida das populações (Günther, 2008). Ademais, a instituição pode ser uma excelente referência, tanto para os demais constituintes do sistema quanto para outras instâncias, de boas práticas relativas ao gerenciamento dos RSS, confirmando sua autoridade moral e propagando seu exemplo.

O Instituto Butantan possui geração de 1,249 kg/dia de resíduos biológicos, 53.63 kg/dia de resíduos químicos, 1.140 kg/dia de resíduos comuns (rejeitos) e 408 kg/dia de resíduos recicláveis (Santos, 2015). Estudo conduzido em 109 laboratórios clínicos em Shiraz (Irã) detectou que em estabelecimentos ligados ao governo ocorre geração de 7.24 kg/dia de resíduos biológicos e 7.8 kg/dia de resíduos comuns, menor que a geração da Funed (Askarian *et al.*, 2011). Como os resíduos da instituição em estudo são provenientes das atividades executadas pelos laboratórios, e não diretamente por seus funcionários, buscou-se estabelecer a geração de resíduos por grupo de resíduo (biológico e químico) utilizando-se o número de análises realizadas em 2019. Segundo informações obtidas dos indicadores de geração de resíduos, a diretoria responsável pelas análises de vigilância sanitária e epidemiológica é responsável por 39% do total de resíduos biológicos e 45% do total de resíduos químicos. Sendo assim, em 2019 a instituição realizou 861,069 análises, gerando 0.01 kg/análise de resíduos biológicos e 0.007 kg/análise de resíduos químicos.

Algumas pesquisas relacionadas ao gerenciamento dos RSS utilizaram ferramentas de gestão de qualidade como o 5W2H (Oliveira *et al.*, 2019) e aplicação de entrevistas e questionários com os funcionários responsáveis pelo gerenciamento de resíduos (Assis *et al.* 2017). A aplicação de questionários realizada por Assis *et al.* (2017) identificou que estratégias de treinamento desenvolvidas com pessoal e conhecimento dos regulamentos associados com procedimentos realizados por funcionários, são itens importantes a serem considerados no gerenciamento dos RSS. O que foi corroborado por 50% dos entrevistados que disseram não terem sido treinados e os que foram treinados disseram estar insatisfeitos com a forma e a frequência. As metodologias de análise multi-critério também podem ser utilizadas para o monitoramento dos RSS. Hinduja & Pandey (2019) utilizaram a análise hierárquica de processos (AHP) em um hospital na Índia e identificaram que para o estabelecimento de saúde objeto de pesquisa, a autoclavação dos resíduos biológicos foi mais priorizada em relação à incineração que, apesar de ser mais eficaz, possuía um custo maior. Aung, Luan & Xu (2019) utilizaram a AHP em um hospital de Mianmar e concluíram que a segregação e a capacitação dos funcionários são as etapas mais importantes para o processo de gerenciamento. A combinação de mais de uma ferramenta também pode ser aplicada, conforme estudo de Ishtiaq, Khan & Haq (2018), que utilizaram a AHP combinada com entrevistas em um estabelecimento no Paquistão e verificaram que para o caso em estudo os



custos com o gerenciamento devem ser considerados como prioridade assim como a qualificação do fornecedor e o tratamento a ser empregado ao resíduo.

Os resultados deste artigo e de outras pesquisas indicam que essas ferramentas podem auxiliar no processo de monitoramento do gerenciamento dos RSS. A depender da ferramenta utilizada no processo de avaliação do gerenciamento dos RSS o monitoramento pode se tornar prático e padronizado superando obstáculos como complexidade das legislações e escassez de tempo. Entretanto, não há na literatura dados que possibilitem a avaliação dessas metodologias ao longo do tempo em um mesmo estabelecimento de saúde para que seja possível verificar a evolução da implementação de medidas e seus resultados.

### **Conclusão**

A utilização de questionários de avaliação pré-definidos direciona o trabalho de execução do monitoramento da implantação do plano de gerenciamento de resíduos possibilitando a identificação de falhas e possíveis pontos de melhoria, visando a maior segurança no gerenciamento dos resíduos sólidos gerados. Na instituição estudada, foram nítidos os benefícios de se realizar a auditoria a partir de um guia direcionado ao contexto da atividade principal do empreendimento, destacando-se a redução do número total de não conformidades ao longo dos anos; falhas na identificação de lixeiras (N2, N9) tiveram ampla redução chegando a zero em 2018 possibilitando a segregação mais segura dos resíduos de acordo com o risco associado a cada resíduo e a utilização de equipamentos inadequados (N1) não foi registrada em 2018, trazendo segurança ocupacional para os funcionários reduzindo a probabilidade de ocorrência de acidentes.

Percebe-se que alguns requisitos são identificados como não conformidade de forma recorrente ao longo dos anos, demonstrando a necessidade de maior atenção por parte dos responsáveis pelo gerenciamento dos resíduos gerados na instituição. A ferramenta de auditoria adotada neste estudo de caso permitiu dar ênfase aos problemas mais recorrentes, indicando ao gestor potenciais focos a serem priorizados para a tomada de decisões visando a melhoria contínua do processo. As maiores não conformidades identificadas no período entre 2016 e 2018 estavam relacionadas a ausência de registros/procedimentos sobre limpeza de lixeiras (29 não conformidades) e falta de identificação das lixeiras (13 não conformidades), demandando dos responsáveis pelo gerenciamento dos RSS atenção a estes requisitos nas próximas auditorias.

Este estudo de caso revela que a instituição possui importante papel para a sociedade, pois além de fazer parte do sistema de saúde pública constitui exemplo para a comunidade interna e externa quanto ao cumprimento das legislações aplicáveis aos RSS podendo servir de exemplo para outras instituições. A instituição demonstra a compreensão da importância de utilização de

ferramentas que auxiliam nos processos de gestão, com identificação de pontos de melhoria em seu processo de gerenciamento de resíduos podendo garantir maior segurança ao processo reduzindo riscos aos trabalhadores e de contaminações ambientais.

Recomenda-se a continuidade da realização periódica das auditorias, pois constitui base de dados para a implantação de melhorias no processo de gerenciamento dos resíduos gerados na instituição, atentando-se para as não conformidades que apresentam reincidência. Além disso, tendo em vista as certificações de qualidade e laboratorial implantadas na instituição, e a necessidade de auditoria interna determinada por essas certificações, é recomendado que os aspectos ambientais sejam considerados nos processos de auditoria interna promovendo a integração dos vários sistemas de qualidade.

### Referências bibliográficas

- Aduan, S.A., Braga, F.D.S., Zandonade, E., Salles, D., Cussiol, N.A. de M., Lange, L.C. (2014) Avaliação dos resíduos de serviços de saúde do grupo a em hospitais de Vitória (ES), Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **19**, 2, 133–141, abr/jun.
- Alves, S.B., E Souza, A.C.S., Tipple, A.F.V., Rezende, K.C.A.D., DE Resende, F.R., Rodrigues, É.G., Pereira, M.S. (2014) The reality of waste management in primary health care units in Brazil. *Waste Management and Research*, **32**, 9, 40–47.
- Arikan, E., Şimşit-Kalender, Z.T., Vayvay, Ö. (2015) Solid waste disposal methodology selection using multi-criteria decision making methods and an application in Turkey. *Journal of Cleaner Production*, **142**, 403–412.
- Askarian, M., Vakili, M., Kabir, G. (2004) Results of a hospital waste survey in private hospitals in Fars province, Iran. *Waste Management, Elmsford*, **24**(4), 347–352.
- Assis, M.C., Gomes, V.A.P., Balista, W.C., Freitas, R.R. (2017) Use of performance indicators to assess the solid waste management of health services. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, **89**(3), 2445-2460.
- Aung, T.S., Luan, S.; Xu, Q. (2019) Application of multi-criteria-decision approach for the analysis of medical waste management systems in Myanmar. *Journal of Cleaner Production*, **222**, 733-746.
- Barbosa, F.C.L., Mol, M.P.G. (2018) Proposal of indicators for healthcare waste management: Case of a Brazilian public institution. *Waste Management and Research*, **36**, 10, 934–941.
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (1993) *Resolução Nº 005, de 05 de agosto de 1993 – Dispõe sobre o gerenciamento de resíduos sólidos gerados nos portos, aeroportos, terminais ferroviários e rodoviários e estabelecimentos prestadores de serviços de saúde. Data da legislação: 05/08/1993*, Publicação Diário Oficial da União, Brasília, 31 de agosto de 1993.
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005) *Resolução Nº 358, de 29 de abril de 2005 - Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. Data da legislação: 29/04/2005*, Publicação Diário Oficial da União, Brasília, 04 de maio de 2005.
- 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, ago. 2010.*
- Brasil (2006) *Manual de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde*. Brasília: Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 182 pp. (Série A: Normas e Manuais Técnicos).
- Brasil (2018) *Regulamenta as Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde e dá outras providências. Resolução da Diretoria Colegiada RDC Anvisa no 222 de 28 de março de 2018. Brasília: Diário Oficial da União, Agência Nacional de Vigilância Sanitária, mar. 2018.*

- Coelho, N. M. G. P. (2007) *Gerenciamento de resíduos de serviços de saúde: manejo dos resíduos potencialmente infectantes e perfurocortantes em unidades de internação da criança, adulto e pronto-socorro de hospitais públicos do Distrito Federal. Brasília*. 156 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Saúde) – Faculdade de Ciências da Saúde, Universidade de Brasília.
- Fundação Ezequiel Dias. Minas Gerais / Secretaria de Estado da Saúde (2018) *Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde*. Fundação Ezequiel Dias, Belo Horizonte.
- Günther, W. M. R. (2008) *Resíduos Sólidos no Contexto da Saúde Ambiental*. São Paulo, 2008. 136 f. Texto de sistematização crítica (parte da obra apresentada ao Departamento de Saúde Ambiental para obtenção do título de Professor Livre Docente) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo.
- Hinduja, A., Pandey, M. (2019) Assessment of Healthcare Waste Treatment Alternatives Using an Integrated Decision Support Framework. *International Journal of Computational Intelligence Systems*, **12**, 318-333.
- Hökerberg, Y. H. M., Santos, M. A. B., Passos, S. R. L., Rozemberg, B., Cotias, P. M. T., Alves, L., Mattos, U. A. O. (2006) O processo de construção de mapas de risco em um hospital público. *Ciênc. Saúde Coletiva*, **11**(2), Rio de Janeiro. Abril/Junho.
- Ishtiaq, P., Khan, S.A., Haq, M. (2018) A multi-criteria decision-making approach to rank supplier selection criteria for hospital waste management: A case from Pakistan. *Waste Management and Research*, **36**, 386-394, apr.
- Lima, F. C. A. (2002) *Gerenciamento integrado de serviços de saúde: microrregião da Baixada Fluminense*. 166 f. Dissertação (Mestrado) - Enfermagem, Escola de Enfermagem, Universidade Federal de Minas Gerais.
- Minas Gerais. (2016) *Relatório de auditoria ambiental interna*. Serviço de Gestão Ambiental. Fundação Ezequiel Dias, Belo Horizonte.
- Minas Gerais. (2017) *Relatório de auditoria ambiental interna*. Serviço de Gestão Ambiental. Fundação Ezequiel Dias, Belo Horizonte.
- Minas Gerais. (2018) *Relatório de auditoria ambiental interna*. Serviço de Gestão Ambiental Fundação Ezequiel Dias, Belo Horizonte.
- Mol, M.P.G., Gonçalves, J.P., Silva, E.A., Scarponi, C.F., Greco, D.B., Cairncross, S., Heller, L. (2016) Seroprevalence of hepatitis B and C among domestic and healthcare waste handlers in Belo Horizonte, Brazil. *Waste Management and Research*, **34**(9), 875–883.
- Naime, R., Sartor, I., Garcia, A. C. (2004) Uma abordagem sobre a gestão de resíduos de serviços de saúde. *Revista Espaço para a Saúde, Londrina*, **5**(2) 17-27, junho.
- Pereira A.A.T., Mol M.P. (2017) Proposta de auditoria ambiental em laboratórios de assistência à saúde. *Educação Ambiental em Ação*, n.61, ano.XVI, set-nov.
- Ribeiro, A.B., Júnior, R.P. (2012) Método de obter a geração de resíduos de serviços de saúde para monitorar a execução do plano de gerenciamento de resíduos em um hospital. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **5**(2), 11–27, ago.
- Santos, N.M dos. (2015) *Gerenciamento integrado de resíduos sólidos: estudo de caso no Instituto Butantan*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Schneider, V.E., Stedile, N.L.R., Bigolin, M., Paiz, J.C. (2013) Sistema de informações gerenciais (SIG): Ferramenta de monitoramento do gerenciamento de resíduos de serviços de saúde (RSS) e dos custos de tratamento. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, **2**(1), 166-188, jan-jun.
- Shinee, E., Gomboja, V.E, Nishimura, A, Hamajima, N., Ito, K. (2008) Healthcare waste management in the capital city of Mongolia. *Waste Management*, **28**, 435–441.
- Silva, D. F. (2008) *Avaliação das Condições do Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde do Hospital das Clínicas da UFMG. Belo Horizonte*, 245 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais.
- Starling, H. M. M., Germano, L. B., Marques, R. (2007) *Fundação Ezequiel Dias - Um século de promoção e proteção à saúde*. Belo Horizonte, MG: Editora UFMG,

- Takada, A. C. S. (2003) *O Plano de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde e o direito do trabalhador*. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização) - Direito Sanitário para Profissionais de Saúde, Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Brasília.
- Tanaka, O.Y., Tamaki, E.M. (2012) O papel da avaliação para a tomada de decisão na gestão de serviços de saúde. *Ciencia e Saude Coletiva*, **17**(4),821–828.
- Thakur, V., Anbanandam, R. (2016) Healthcare waste management: an interpretive structural modeling approach. *International Journal of Health Care Quality Assurance*, **29**(5) 559–581, mar.
- Vaccari, M., Montasser, W., Tudor, T., Leone, (2017). Environmental audits and process flow mapping to assess management of solid waste and wastewater from a healthcare facility: an Italian case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, **189**(5), 1-12.
- Ventura, K. S., Reis, L. F. R., Takayanagui, A. M. M. (2010) Avaliação do gerenciamento de resíduos de serviços de saúde por meio de indicadores de desempenho. *Eng Sanit Ambient*, **15**(2),167-176, abr/jun.
- World Health Organization (1998) Health care waste management within hospitals: training notes for health care personnel in central and eastern European countries. Copenhagen: Who Regional office for Europe.



# REVISTA AIDIS

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

## OPTIMIZATION OF THE OPERATION OF PUMPING SYSTEMS AND RESERVOIRS OF WATER DISTRIBUTION SYSTEMS WITH EMPHASIS IN ENERGY EFFICIENCY

Tuane Batista do Egito <sup>1</sup>  
José Roberto Gonçalves de Azevedo <sup>2</sup>  
\* Saulo de Tarso Marques Bezerra <sup>3</sup>

Recibido el 2 de diciembre de 2021. Aceptado el 23 de marzo de 2022

### Abstract

*Electricity costs for pumping account for the majority of operating expenses for water distribution systems. Therefore, researchers and technicians in the water sector have sought to develop techniques that minimize the consumption of electricity in these systems. The large number of elements, which can change state at any time, generates a range of possibilities that makes it difficult to determine which operational scheme is most efficient. Defining the best operating rules for pumping systems is often a complex activity. In this context, the present work presents an optimization model for water distribution systems that combines the efficient use of reservoirs with the best operational rule for activating pumping systems. Using a genetic algorithm, the developed model aims to minimize the operating costs of electrical energy in the systems. The results obtained indicated that, with a better use of the water storage infrastructure, it is possible to reduce the electricity costs of the system as a whole.*

**Keywords:** water supply, operational rules, genetic algorithm, optimization.

<sup>1</sup> Postgraduation Program in Civil Engineering, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brazil.

<sup>2</sup> Department of Civil Engineering, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brazil.

<sup>3</sup> Department of Technology, Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, Pernambuco, Brazil.

*Corresponding author:* Department of Technology, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Marielle Franco, km 59, Nova Caruaru, Caruaru, Pernambuco, Brazil, CEP 55014-900. Email: [saulo.tarso@ufpe.br](mailto:saulo.tarso@ufpe.br)

## Introduction

The increase in water demand in large urban centers and the scarcity of energy resources have demanded more expensive and complex water supply systems from water utilities. Pumping stations play a key role in meeting these demands, so they are responsible for a significant portion of electricity costs in the water sector (Turci *et al.*, 2019) (Chen *et al.*, 2021).

The systems that operate only by gravity are rare, and many times there is a need for the use of pump stations to discharge water to various points in the network, resulting in high electricity costs. About 20% of the world's energy is consumed in pumping systems (Dadar *et al.*, 2021). Therefore, the quest to improve energy efficiency has a significant impact on the sector's operations and, consequently, the reduction in energy costs (Jafari-Asl *et al.*, 2021).

The energy consumption of the worldwide water sector accounted for 120 Mtoe in 2014, mainly in the form of electricity, corresponding to 4% of the total global electricity consumption (Luna *et al.*, 2019). Therefore, the search for methodologies and techniques which provide the increase in energy efficiency in the pumping systems and, consequently, the reduction in the costs with energy, has been paramount for water utilities. Nevertheless, it is important to highlight that the combat to excessive energy consumption must not compromise the quality of the supply service.

In Brazil, according to the Brazilian National System of Sanitation Information, base year 2020, the consumption of electricity in the water utilities was of 12.4 TWh, which originates a significant expense in their management and operation. On average, there is a consumption of 0.72 kWh for each cube meter provided by the Brazilian water utilities. Therefore, the efficient use of electricity allows cost reduction, better use of the existing civil and electromechanical infrastructure, in addition to postponing the application of resources to expand the systems.

The operationalization of the water distribution systems is often a complex activity. The great number of elements, which can have their states changed at any given time, generates a range of operational possibilities that hinders the efficient operation of these systems. In many cases, operational decisions are exclusively linked to the experience of technicians, who rarely have specific knowledge about hydraulic and energy efficiency. Among the various operating possibilities, there is the pumping routine (ideal solution) which results in the lowest operating cost and meets the demands and pressures established for the system.

The reduction in operational costs and energy losses in pumping systems, and the use of smart management strategies such as Optimal Pump Scheduling (OPS), are attractive options for water companies and managing authorities (Helmbrecht *et al.*, 2017; Cimorelli *et al.*, 2020b).

Given the complexibility, the employment of optimization methods appears as an important and appropriate tool to increase energy efficiency and, thus, reduce the costs with electricity and human interference in the decisions. Finding the ideal solution for this type of non-linear problem, with various constraint, by traditional deterministic methods, is limited to relatively small systems, which have reduced search spaces (Abkenar *et al.*, 2015). For problems in large scale, several studies demonstrate that the metaheuristic algorithms provide a more efficient approach for the search of optimal solutions.

Abdallah and Kapelan (2017) ensure that the minimization of energy costs in water distribution systems is not obtained only operating the pumps during the periods of low electric tariff, but also close to their best efficiency points, in other words, a pump may cost less to work if it operates during a period of high electric tariff, but with high efficiency, instead of working during a period of low tariff, but with low efficiency.

Despite the countless publications in the past 20-30 years, the operational optimization problems in water distribution systems are far from being solved (Abdallah and Kapelan, 2019). This is due to the complexity of the problem, the lack of precision in the mathematical formulations of the problem, the number of variables involved, and the specificities of each system. Abdallah and Kapelan (2019) also affirm that there is still no consensus on the best optimization method that can provide the global optimal solution in a short computational time.

Given this problem, optimization in supply systems should not be restricted to the operation of pumps. A punctual energy efficiency plan can bring promising results, although incomplete, so it is important to have a macro view of the entire system, considering all the elements that compose it. The selection of optimal tank firing levels to control pump operation has been successful in minimizing energy costs. Research shows that using optimized tank levels saved 20% of energy consumption when compared to fixed tank levels (Luna *et al.*, 2019).

The evaluation of the optimized use of the water storage reservoirs has been raised by several researchers. Chang *et al.* (2018) state that previous studies have verified the use of the reservoirs and their hydraulic characteristics, and observed that only 37.6% of the total storage capacity is used. Reservoirs are usually designed to maintain their operation at their maximum level, forcing the pumping systems to be activated several times, providing high electricity consumption.

Hence, it is important to raise that, for a better efficiency of a water supply system, not only the operational optimization of pump performance must be considered, but also a better use of the whole useful volume of the reservoirs, in order to obtain a higher economy in the electricity consumption of the whole system.

Therefore, the main purpose of this research is to guarantee that the whole useful volume of the reservoirs be properly provided to the system, so that the pumping systems can be less required, minimizing operating costs (energy cost). In a first moment, the optimum politics of storage is determined for each tank, which will be imposed by a constraint to the problem and, subsequently, the optimal scaling of the pumps is performed by the application of the genetic algorithm (GA). GA are frequently used to approximate the solution of optimal pump scheduling problems (Cimorelli *et al.*, 2020b). Recent research demonstrates that a well-implemented GA is able to provide excellent solutions (e.g., Luna *et al.*, 2019; Cimorelli *et al.*, 2020a, 2020b; Chen *et al.*, 2021).

### Materials and methods

The problem of this research is characterized by the use of resources from the Operational Research, with the help of a hydraulic simulation model, aiming at optimizing a nonlinear objective function with constraints. The optimization model determines the best operational rules for the activation of pumps in water distribution systems, by the optimization of the use of reservoirs and using the Genetic Algorithm. Thus, it is possible to reduce the costs with electricity, guaranteeing the continuity in the supply.

To obtain efficient operational strategies for water distribution systems, López-Ibáñez *et al.* (2008), Maier *et al.* (2014), De Paola *et al.* (2017), and Abdallah and Kapelan (2017) claim that the use of hydraulic simulators coupled to optimization algorithms brings positive results to locate the best solutions to operationalize the system. The hydraulic simulator evaluates the solutions indicated by the algorithm, respecting the hydraulic viability of the system and energy cost.

The proposal of this work is to use the genetic algorithm (GA), together with the hydraulic simulator EPANET, to define optimum operational routines of water pumping systems, considering the most efficient use of the water storage tanks, and thus minimizing the costs with electricity.

The genetic algorithm minimizes a nonlinear objective function, determining the best operating rule to be applied to the water distribution system, considering the consumption demands; the initial boundary conditions; and the hydraulic, physical and operational constraints of the system. Among the constraints, there is one which is defined determining that the pump be activated only when the maximum volume is used, guaranteeing its better use.

### Mathematical Formulation

The objective function considers the pumps' total power consumption, which is the hydraulic power divided by the pumping system efficiency; the value of the energy tariff; the number of



pumps in the pump station; the number of pumping systems; and operation time, which, for this work, will be in the planning horizon of 24 hours.

The decision variable considered will be the operational state of the pumps, in other words, at each time interval, an analysis will be performed regarding the need for activating the pumps to maintain the system working without interruptions, but with its optimized consumption.

Therefore, the objective function can be expressed as the sum of energy consumption of the pumping systems, within the operational horizon of 24 hours, by the energy consumed by each pump within the interval of one hour if it is activated or not, according to Equation (1):

$$\text{Min } C_t = \sum_{n=1}^N \sum_{t=1}^{24} \frac{9.8 \times Q \times H}{\eta} \times TF \times \Delta t$$

Equation (1)

Where:

$C_t$ : Cost with electricity (\$);

$Q$ : pumped water flow ( $\text{m}^3/\text{s}$ );

$H$ : Pump head (m);

$\eta$ : Pumping system efficiency;

$TF$ : Energy tariff (\$/kWh);

$\Delta t$ : Number of hours in which the pump is activated.

The technical feasibility of the optimal solution is ensured by the inclusion of method constraints, which guarantee the satisfaction of water demands at adequate pressure levels and the maintenance of suitable water tank levels. The system constraints can be expressed as follows:

- a) *Maximum level and minimum level of the reservoirs*: the levels of the reservoirs must fit within the minimum and maximum limits during the whole simulation period, guaranteeing the continuity of supply to the system. Equation (2) shows the interval that must be respected for the constraint to be met.

$$H_j(\text{min}) \leq H_j(t) \leq H_j(\text{max})$$

Equation (2)

Where:

$H_j(\text{min})$ : minimum level of reservoir  $j$  (meters);

$H_j(t)$ : level of reservoir  $j$  at time  $t$  (meters);

$H_j(\text{max})$ : maximum level of reservoir  $j$  (meters).

- b) Pressures on the network:** the pressures on all nodes have to respect the maximum and minimum limits for each time limit analyzed. This parameter guarantees the continuity of water supply to the system, as shows Equation (3).

$$P_i(min) \leq P_i(t) \leq P_i(max) \quad \text{Equation (3)}$$

Where:

$P_i(min)$ : minimum pressure required in node  $i$ ;

$P_i(t)$ : pressure on node  $i$  at the time interval  $t$ ;

$P_i(max)$ : maximum pressure required in node  $i$ .

- c) Maximum use of the reservoirs:** This constraint determines that the maximum volumes of the reservoirs be used, aiming at optimizing the operation and, thus, at the contribution to a higher efficiency in the costs with energy. Equation (4) expresses mathematically this system constraint:

$$Er = \frac{\sum_{r=1}^{nr} V(cons)}{V(cap)} \quad \text{Equation (4)}$$

Where:

$Er$ : Efficiency index of reservoir  $r$  (%);

$V(cons)$ : Volume used in reservoir  $r$  ( $m^3$ );

$V(cap)$ : Volumetric capacity of reservoir  $r$  ( $m^3$ );

- d) Status of initial recovery of the reservoirs:** for an operational horizon of 24 hours, it is established that the final operating levels of the reservoirs must be equal or superior to the pre-established initial levels. This constraint guarantees the continuity of the operation in the subsequent periods (Equation 5):

$$L_r(fin) \geq L_r(ini) \quad \text{Equation (5)}$$

Where:

$L_r(fin)$ : Level of the reservoir at the end of the schedule of 24h.

$L_r(ini)$ : Level of the reservoir in the beginning of the schedule.

### Hydraulic simulation

Hydraulic simulation using computational tools is the most effective way to analyze the behavior of real water distribution systems. These tools used mathematical models that are capable of satisfactorily representing the processes of these systems.

The hydraulic simulator used in this study was EPANET (developed by the US Environmental Protection Agency), which is the commonly used open-source software for hydraulic and quality simulations of supply networks (Khatavkar and Mays, 2019). EPANET uses a hybrid node-loop approach to hydraulically balance the system, solving the flow continuity (mass conservation) and headloss (energy conservation) equations of the network at a given point in time (Bonthuys *et al.*, 2020). It was chosen because it is widely adopted by researchers (e.g. Bonthuys *et al.*, 2020; Naidu *et al.*, 2020; Naserizade *et al.*, 2021; Macêdo *et al.*, 2021) and water technicians. As it is open software package, it has already been widely evaluated and tested by the scientific community. EPANET is especially used in optimization problems because it allows for iteration between algorithms developed in different programming languages (Basic 6.0, Basic .NET, MATLAB, C #, Python and C ++ ) with the calculation routines of the simulator itself (Vegas Niño *et al.*, 2018).

To apply the computational model, it was necessary to develop an auxiliary software for the iteration between EPANET and the optimization algorithm. This software was written in the Python 3.8 language by the Water Network Tool for Resilience – WNTR (Klise *et al.*, 2018). WNTR is a Python package designed to simulate and analyze the resilience of water distribution systems. Here, a network refers to the collection of pipes, pumps, valves, junctions, tanks and reservoirs that make up a water distribution system. WNTR has an application programming interface that is flexible and allows changes in the system structure and operations, along with the simulation of disruptive incidents and recovery actions (Klise *et al.*, 2018).

WNTR is accessible at EPANET by a plug-in, improving the resources of hydraulic analysis of the US EPA simulator. In this configuration, EPANET acts as a WNTR input-output interpreter (Sela and Housh, 2019). US EPA, in partnership with the Sandia National Laboratories, has developed this tool to explore the capacity of their systems to handle disruptive incidents and guide the planning necessary to make systems more resilient over time in a single software framework (Klise *et al.*, 2018).

#### Optimization by the Genetic Algorithm

Optimal pump scheduling (OPS) problem consists of seeking a sequence of pump actuations (ON/OFF) able to achieve the minimum energy consumption during an operating cycle (Figure 1). OPS problem is classified as a large combinatorial discrete nonlinear nondeterministic polynomial-hard (NP-hard) optimization problem. Such problems are nonlinear and non-convex, and deterministic optimization techniques cannot usually solve them. Therefore, several evolutionary algorithms have been developed and are available to solve OPS problems. The traditional algorithm is the genetic algorithm (GA) that has been widely applied and developed during years showing very good performance (Niccolai *et al.*, 2021).

In this research, GA determines the best solution from the systematic evaluation of a random group of solutions (initial population). It was chosen because it is a widespread algorithm in the scientific community, easily adaptable to optimization problems and water distribution networks. The parameters used were based on recent studies, Abkenar *et al.* (2015), Bi *et al.* (2015), Chang *et al.* (2018) and Luna *et al.* (2019), where they have already been tested and evaluated, proving its efficiency for this type of research.

Pump	Pump 1						Pump 2						Pump 3					
Chromosome	1	1	0	1	...	1	0	0	0	1	...	0	0	1	1	1	...	0
Hour	1	2	3	4	...	24	1	2	3	4	...	24	1	2	3	4	...	24

0 = ON  
1 = OFF

**Figure 1.** Binary representation of a chromosome for 3 pumps and 24 intervals.

GA is a heuristic inspired by Darwin's theory of natural evolution, reproducing the process of natural selection, in which the most fit individuals in a population are selected for breeding to produce offspring for the subsequent generation (Bagloee *et al.*, 2018; Luna *et al.*, 2019). The analogy consists in maintaining and developing the solutions that are closer to the optimum, whereas population diversity is used to search for more solutions.

As in Genetics, the solutions are described as a group of chromosomes which contain a chain of genes that corresponds to the controls (condition on and off) of a pump during the operating period (for instance, 24 h) (Abkenar *et al.*, 2015). After assembling the chromosomes of all pumps in the network, a solution is generated. From a group of random solutions (initial generation – parents) GA optimization starts. To update the current population, the algorithm selects a parent chromosome based on its fitness function and by crossing and mutation operators, descending chromosomes result, which will be used to form the population for the subsequent generation with better solutions. After repeating this process several times, GA advances towards an optimal solution, until the stopping criterion is reached, and the last generation will contain a group of optimum solutions.

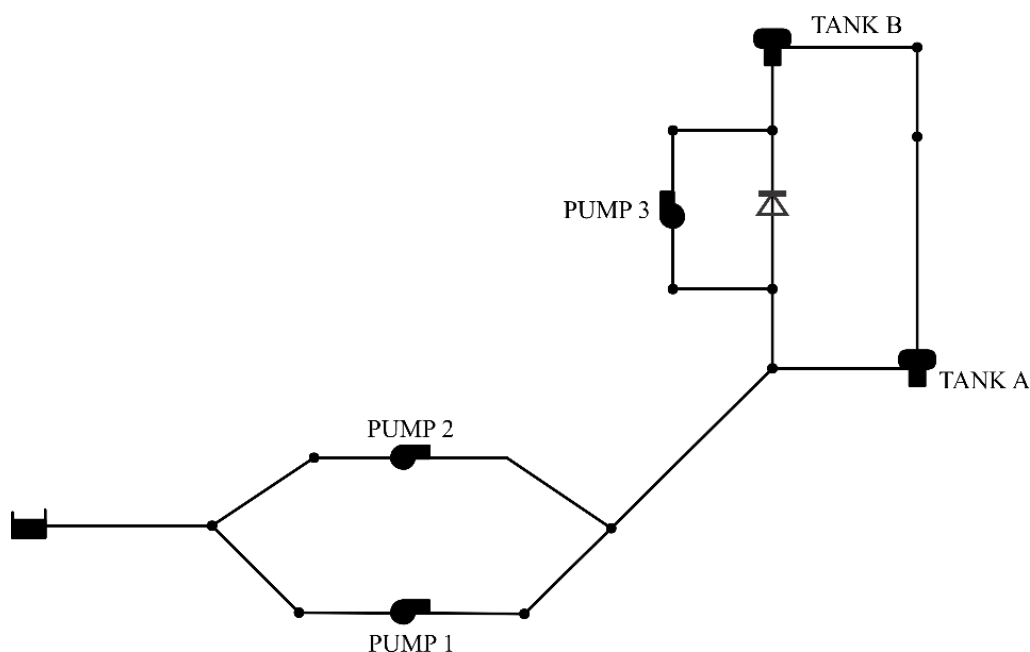
The parameters used in the stopping criteria of the algorithm, such as: population size, mutation rate, breeding rate, number of iterations; are extremely important items and which can directly interfere in optimization. Increasing the number of solutions, that is, population size, will cover a larger search space, increasing the probability of finding a larger number of optimum solutions, and consequently the processing of data will take more time and computational expenditure. Nevertheless, for problems regarding supply network optimization, the hydraulic analysis requires a little more of the algorithm. To have a notion, in a problem of pump

activation, the dimension of the search space for the solution of the problem is defined as  $2^{(N \times T)}$ , where N is the number of pumps and T, the time of analysis. In this sense, the choice of parameters which may help finding better solutions needs to be careful.

## Results and Discussions

The proposed model was applied to the test network presented by Van Zyl *et al.* (2004). It is a network with simple layout; nonetheless, it has complex operation, which is appropriate for the application of the optimization, besides presenting several pieces of information which enhance the hydraulic analysis. Another motivation for the use of this system is that it has been adopted as reference for countless works in the field of optimization (Van Zyl *et al.*, 2004; López-Ibáñez *et al.*, 2008; Makaremi *et al.*, 2017; De Paola *et al.*, 2017; Cimorelli *et al.*, 2020a, 2020b; Karami *et al.*, 2020), demonstrating it is a good model for the study.

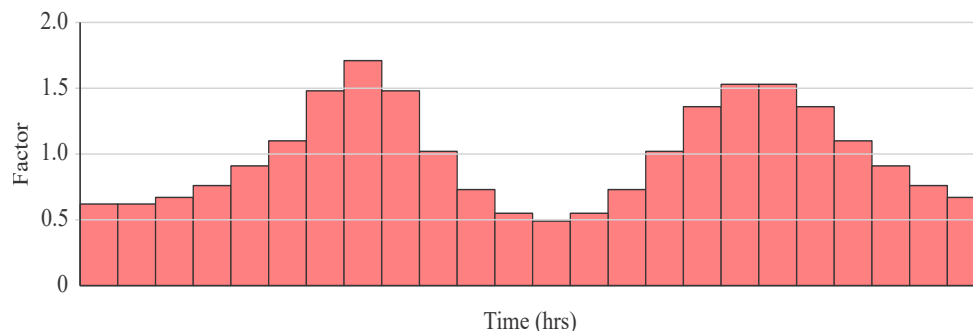
More detailed information on this system, such as energy price, consumption pattern, pump curves, efficiency curves, are found in Van Zyl *et al.* (2004). Figure 2 shows the network's layout. It contains all main elements of a typical water distribution system: a source of drinking water, three pumps, two tanks, and a retention valve.



**Figure 2.** Layout of the test network Van Zyl (2004) in EPANET.

From the main source (FLR) comes the main pumping station composed of two identical pumps (PUMP 1 and PUMP 2) in parallel, which are responsible for feeding two reservoirs of varying level - RVL (TANK A and TANK B), at different elevations, which are fed by a booster (PUMP 3). PUMP 1 is controlled by the level of reservoir A, whereas PUMP 2 is controlled by the level of TANK B. The efficiency curves of the pumps were selected to define the similar unit pumping costs for the pumps operating alone and in parallel.

PUMP 3 is installed in the section that feeds the tallest of the two reservoirs B. When both pumps in the pumping station are operating, the booster increases the level of TANK B. Nevertheless, when PUMP 1 and PUMP 2 are operating, PUMP 3 transports water from TANK A to TANK B. The two tanks are connected by a pipe, whose drainage is by gravity. The demands vary according to a typical residential demand pattern with the peaks occurring at 7:00 and 18:00 (Figure 3). When the demand is high, the water is extracted from both tanks to supply the demand. Conversely, under conditions of low demand, the water is transported by gravity from TANK B to TANK A (van Zyl *et al.*, 2004).



**Figure 3.** Demand pattern of the test network Van Zyl (2004).

### Simulation before optimization

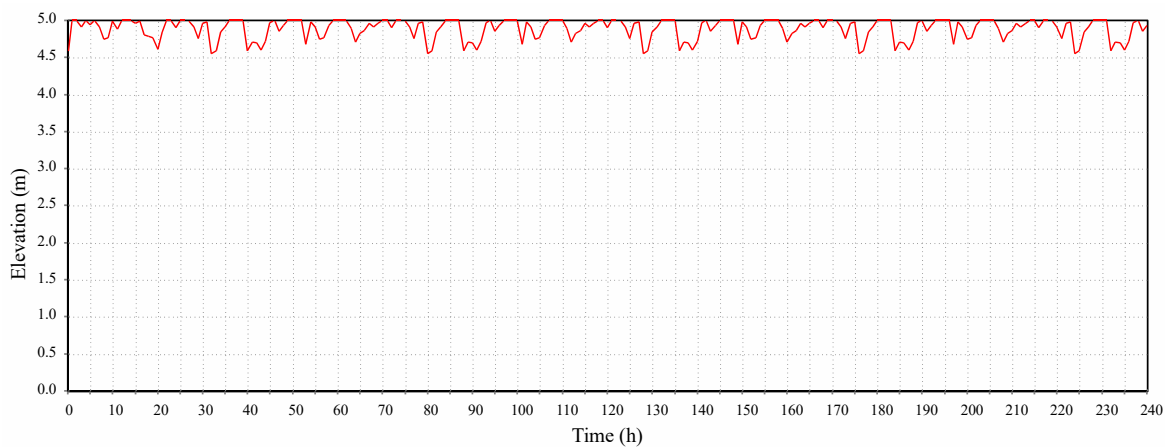
A simulation of the network operation was performed before applying the optimization. For this analysis, the result presented in Table 1 was achieved. The total cost per day was \$ 422.17. For this example, the authors have not defined a currency to determine the price of energy; therefore, the values for the costs are expressed in undefined monetary values.

The analysis of the behavior of tanks A and B was performed for a projection simulation of 10 days (240 hours). The importance of performing this kind of analysis is to evaluate whether the tanks are being used well and whether, for a larger period than one day of schedule (24 hours), their behaviors will remain constant and will not compromise the water supply of the system. Figures 4 and 5 present, respectively, the behavior of reservoirs A and B for a schedule of 240 hours.

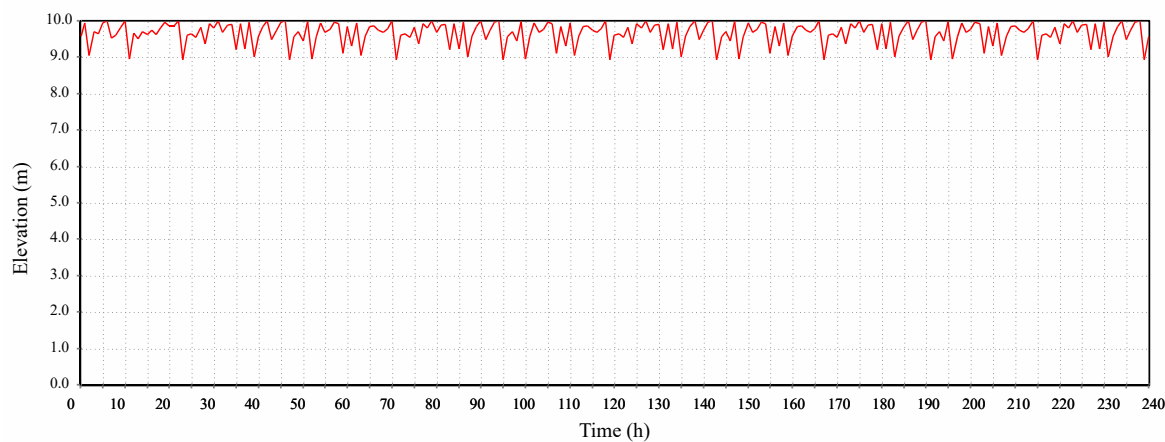
**Table 1.** Energy report for the simulation before optimization.

Property	Pump1	Pump2	Pump3
Average power (Kw)	141.72	140.11	33.95
Percentage of usage (%)	27.38	57.63	68.21
Specific energy consumption (kWh/m <sup>3</sup> )	0.24	0.24	0.07
Cost per day (\$)*	76.30	189.85	47.38

\* Because it is a hypothetical network, the authors who proposed this example chose not to specify a currency for the energy tariff.



**Figure 4.** Behavior of TANK A for a simulation of 10 days.



**Figure 5.** Behavior of TANK B for a simulation of 10 days.

Analyzing the behavior of the level of the tanks, it is possible to observe that there is an inconsistency in its use, since in most of the schedule, they do not reach the minimum level, in other words, the reservoirs are being underutilized.

### Optimization results

For the optimization, as reported in the previous item, the Genetic Algorithm was applied. The aim is to minimize the value of the objective function related to the daily electricity cost, subjected to system constraints, previously raised.

GA basically is an algorithm for problems without constraints. To insert the constraints to the problem, a fitness function was determined, where all system constraints were added to the objective function as penalties. These values are defined according to the degree of relevance of the constraint. The more important the constraint to maintain the good operation of the system, the higher the value of the penalties. For the problem addressed, the penalty values defined are presented in Table 2.

**Table 2.** Penalty values for each constraint of the fitness function.

Constraints	Penalties
Maximum and minimum levels of the reservoirs (continuity of the supply)	100,000
Maximum use of the reservoirs	100
State of reservoir recovery	10

In defining the optimal pump scheduling (OPS), a safety margin of 10% of the total capacity of each reservoir was assured, destined to an emergency reserve, that is, the total storage capacity of the tanks was 90%.

The parameters of the GA algorithm were defined based on recent research studies in the field of optimization in water resources, such as Abkenar *et al.* (2015), Reza *et al.* (2017) and Chang *et al.* (2018). After some tests, these values were adjusted to the problem and adopted according to Table 3.

After applying the optimization, a new simulation is performed by EPANET, whose results are arranged in Table 4. They indicate a reduction in the value of the daily electricity cost when compared to the value without the optimization. For the new simulation, the analysis of the behavior of tanks A and B was also performed for the period of 240 hours (10 days). Figures 6 and 7 show these results.



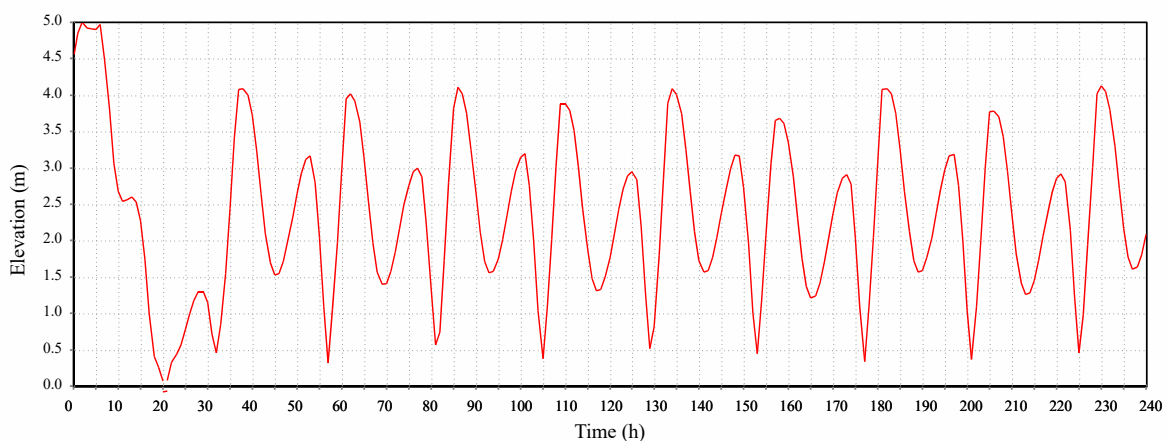
**Table 3.** Entry parameters of the Genetic Algorithm.

Parameters	Values
Max iteration	200
Population size	100
Mutation probability	0.5
Elite ration	0.1
Crossover probability	0.9
Parents' portion	0.3
Crossover type	Two points
Type of mutation	Uniform by center
Type of selection	roulette

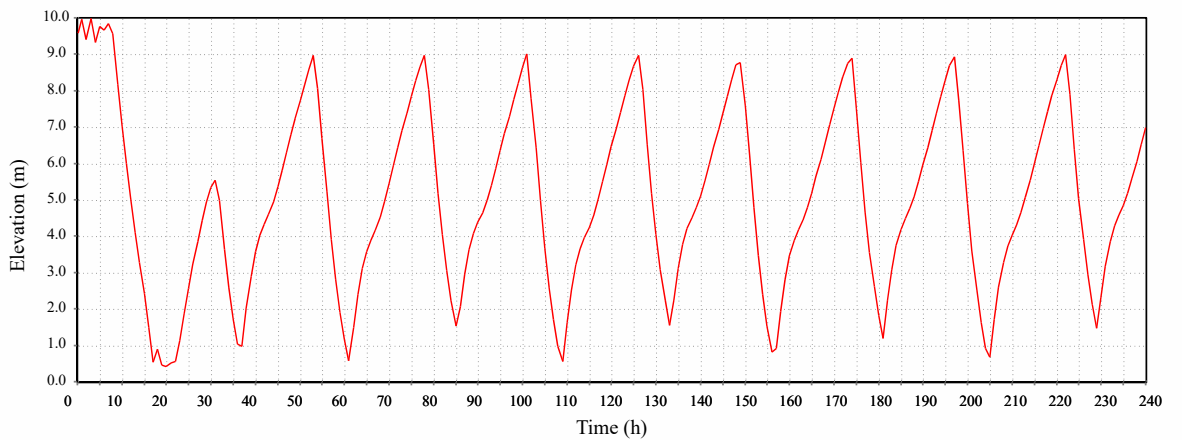
**Table 4.** Energy report for the simulation after optimization.

Property	Pump1	Pump2	Pump3
Average power (Kw)	127.58	122.31	27.67
Percentage of usage (%)	66.66	47.64	66.66
Specific energy consumption (kWh/m <sup>3</sup> )	0.28	0.28	0.06
Cost per day (\$)*	185.43	164.16	41.10

\* Because it is a hypothetical network, the authors who proposed this example chose not to specify a currency for the energy tariff.



**Figure 6.** Optimized behavior of TANK A for a simulation of 10 days.



**Figure 7.** Optimized behavior of TANK B for a simulation of 10 days.

Analyzing the results, after optimization, it is possible to verify a more efficient behavior in the use of the reservoirs. They can operate at their maximum capacity, using (disregarding the emergency reserve) their totality of storage. It is also observed that the exploitation of the use of the reservoirs together with the optimization resulted in the minimum number of pump switches. According to Lansey *et al.* (1994), an operation schedule that turns the pumps on and off several times may increase wear and, consequently, the costs with maintenance. For this reason, authors, such as López-Ibáñez *et al.* (2008) and Costa *et al.* (2010), use this information as a constraint of the problem.

Optimization of pumping systems resulted in a reduction in daily electricity costs of around 26%, which shows that only with a better use of the structure arranged in the supply system is it possible to achieve important results regarding energy efficiency. When the results are compared with other works in the literature, e.g., Van Zyl *et al.* (2004), López-Ibáñez *et al.* (2008), De Paola *et al.* (2017) and Jafari-Asl *et al.* (2021), it is observed that the proposed method presented better results (Table 5).

**Table 5.** Comparison of total daily energy costs between proposed method and other works

Work	Total daily energy cost (\$/day)
Van Zyl <i>et al.</i> (2004)	344.2
López-Ibáñez <i>et al.</i> (2008)	322.5
De Paola <i>et al.</i> (2017)	323.5
Jafari-Asl <i>et al.</i> (2021)	327.2
Proposed approach	313.5

## Conclusions

The present article showed the application of a model of optimization, based on the Genetic Algorithm, that aims at finding the best operational strategies for pump activation, to minimize the costs with electricity in the water supply systems. The work demonstrated that the efficient use of the storage capacity of the reservoirs and, in parallel, the application of an optimized schedule for pump activation, make it possible to have a greater use of the system's infrastructure and, consequently, a reduction in the costs with electricity. The comparison of results showed the capability of the proposed method to achieve an optimal solution.

The importance of the number of pump switches during the process of operation schedule optimization was observed. According to recommendations from other studies in the literature, the maximum number of three activations per day was adopted. Despite being a difficult criterion to measure, some authors consider that the number of switches is directly related to pump wear and, therefore, to the costs with maintenance.

Although the proposed method was applied in a test network, the model proved to be acceptable for real problems, since it is easily applicable, with the need of only small adaptations to suit other networks.

## Acknowledgements

*This article was completed during the COVID-19 pandemic. The authors dedicate this article to health professionals worldwide due to their great efforts against the disease.*

## References

- Abdallah, M. and Kapelan, Z. (2017) Iterative extended lexicographic goal programming method for fast and optimal pump scheduling in water distribution networks, *Journal of Water Resources Planning and Management*, **143**(11), 04017066. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0000843](https://doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000843)
- Abdallah, M. and Kapelan, Z. (2019) Fast pump scheduling method for optimum energy cost and water quality in water distribution networks with fixed and variable speed pumps, *Journal of Water Resources Planning and Management*, **145**(12), 04019055. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0001123](https://doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0001123).
- Abkenar, S.M.S., Stanley, S.D., Miller, C.J., Chase, D.V. and McElmurry, S.P. (2015) Evaluation of genetic algorithms using discrete and continuous methods for pump optimization of water distribution systems. *Sustainable Computing: Informatics and Systems*, **8**, 18–23. <https://doi.org/10.1016/j.suscom.2014.09.003>
- Bagloee, S.A., Asadi, M. and Patriksson, M. (2018) Minimization of water pumps' electricity usage: a hybrid approach of regression models with optimization, *Expert Systems with Applications*, **107**, 222–242. <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2018.04.027>
- Bi, W., Dandy, G.C. and Maier, H.R. (2015) Improved genetic algorithm optimization of water distribution system design by incorporating domain knowledge, *Environmental Modelling and Software*, **69**, 370–381. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.09.010>

- Bonthuys, G.J., van Dijk, M. and Cavazzini, G. (2020) The optimization of energy recovery device sizes and locations in municipal water distribution systems during extended-period simulation, *Water*, **12**(9). <https://doi.org/10.3390/w12092447>
- Cimorelli, L., Covelli, C., Molino, B. and Pianese, D. (2020a) Optimal regulation of pumping station in water distribution networks using constant and variable speed pumps: a technical and economical comparison, *Energies*, **13**(10), 2530. <https://doi.org/10.3390/en13102530>
- Cimorelli, L., D'Aniello, A. and Cozzolino, L. (2020b) Boosting genetic algorithm performance in pump scheduling problems with a novel decision-variable representation, *Journal of Water Resources Planning and Management*, **146**(5), 04020023. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0001198](https://doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0001198)
- Costa, L.H.M., de Castro, M.A.H. and Ramos, H. (2010) Utilização de um algoritmo genético híbrido para operação ótima de sistemas de abastecimento de água, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **15**(2), 187–196. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522010000200011>
- Chang, Y., Choi, G., Kim, J. and Byeon, S. (2018) Energy cost optimization for water distribution networks using demand pattern and storage facilities, *Sustainability*, **10**(4). <https://doi.org/10.3390/su10041118>
- Chen, W., Tao, T., Zhou, A., Zhang, L., Liao, L., Wu, X., Yang, K., Li, C., Zhang, T.C. and Li, Z. (2021) Genetic optimization toward operation of water intake-supply pump stations system, *Journal of Cleaner Production*, **279**, 123573. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123573>
- Dadar, S., Đurin, B., Alamatian, E., & Plantak, L. (2021). Impact of the pumping regime on electricity cost savings in urban water supply system. *Water (Switzerland)*, **13**(9). <https://doi.org/10.3390/w13091141>
- De Paola, F., Fontana, N., Giugni, M., Marini, G. and Pugliese, F. (2017) Optimal solving of the pump scheduling problem by using a harmony search optimization algorithm, *Journal of Hydroinformatics*, **19**(6), 879–889. <https://doi.org/10.2166/hydro.2017.132>
- Helmbrecht, J., Pastor, J. and Moya, C. (2017) Smart solution to improve water-energy nexus for water supply systems, *Procedia Engineering*, 186, 101–109. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.03.215>
- Jafari-Asl, J., Azizyan, G., Monfared, S. A. H., Rashki, M. and Andrade-Campos, A. G. (2021) An enhanced binary dragonfly algorithm based on a V-shaped transfer function for optimization of pump scheduling program in water supply systems (case study of Iran). *Engineering Failure Analysis*, **123**, 105323. <https://doi.org/10.1016/j.engfailanal.2021.105323>
- Karami, J., Moghaddam, A., Faridhosseini, A., Ziaei, A.N., Rouholamini, M. and Moghbeli, M. (2020) Using fast messy genetic algorithm to optimally schedule pump operation, in *Frontiers in Water-Energy-Nexus – Nature-Based Solutions, Advanced Technologies and Best Practices for Environmental Sustainability*, Springer, Cham, 509–512. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-13068-8\\_127](https://doi.org/10.1007/978-3-030-13068-8_127)
- Khatavkar, P. and Mays, L. W. (2019) Optimization-simulation model for real-time pump and valve operation of water distribution systems under critical conditions. *Urban Water Journal*, **16**(1), 45–55. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2019.1634108>
- Klise, K.A., Bynum, M., Moriarty, D. and Murray, R. (2017) A software framework for assessing the resilience of drinking water systems to disasters with an example earthquake case study, *Environmental Modelling and Software*, **95**, 420-431. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.022>
- Lansey, K.E. and Awumah, K. (1994) Optimal pump operations considering pump switches, *Journal of Water Resources Planning and Management*, **120**(1), 17–35. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1994\)120:1\(17\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(1994)120:1(17))
- López-Ibáñez, M., Prasad, T.D. and Paechter, B. (2008) Ant colony optimization for optimal control of pumps in water distribution networks, *Journal of Water Resources Planning and Management*, **134**(4), 337–346. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2008\)134:4\(337\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2008)134:4(337))
- Luna, T., Ribau, J., Figueiredo, D. and Alves, R. (2019) Improving energy efficiency in water supply systems with pump scheduling optimization, *Journal of Cleaner Production*, **213**, 342–356. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.190>

- Macêdo, J.E.S., Azevedo, J.R.G. and Bezerra, S.T.M. (2021) Hybrid particle swarm optimization and tabu search for the design of large-scale water distribution networks, *Brazilian Journal of Water Resources*, **26**. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.262120210006>
- Maier, H.R., Kapelan, Z., Kasprzyk, J., Kollat, J., Matott, L.S., Cunha, M.C., Dandy, G.C., Gibbs, M.S., Keedwell, E., Marchi, A., Ostfeld, A., Savic, D., Solomatine, D.P., Vrugt, J.A., Zecchin, A.C., Minsker, B.S., Barbour, E.J., Kuczera, G., Pasha, F., Castelletti, A., Giuliani, M. and Reed, P.M. (2014) Evolutionary algorithms and other metaheuristics in water resources: current status, research challenges and future directions, *Environmental Modelling and Software*, **62**, 271–299. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.09.013>
- Makaremi, Y., Haghghi, A. and Ghafouri, H.R. (2017) Optimization of pump scheduling program in water supply systems using a self-adaptive NSGA-II; a review of theory to real application, *Water Resources Management*, **31**(4), 1283–1304. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1577-x>
- Naserizade, S.S., Nikoo, M.R., Montaseri, H. and Alizadeh, M.R. (2021) A hybrid fuzzy-probabilistic bargaining approach for multi-objective optimization of contamination warning sensors in water distribution systems, *Group Decision and Negotiation*, **30**(3), 641–663. <https://doi.org/10.1007/s10726-021-09727-0>
- Naidu, M. N., Boindala, P.S., Vasan, A. and Varma, M.R.R. (2020) Optimization of water distribution networks using cuckoo search algorithm, in *Advances in Intelligent Systems and Computing*. Springer, Singapore, 67-74. [https://doi.org/10.1007/978-981-13-8196-6\\_7](https://doi.org/10.1007/978-981-13-8196-6_7)
- Niccolai, A., Bettini, L., Zich, R. (2021) Optimization of electric vehicles charging station deployment by means of evolutionary algorithms. *International Journal of Intelligent Systems*, **36**(9), 5359–5383. <https://doi.org/10.1002/int.22515>
- Turci, O. L., De, Sun, H., Bai, M., Wang, J. and Hu, P. (2019) Water pump station scheduling optimization using an improved genetic algorithm approach, in 2019 IEEE Congress on Evolutionary Computation. IEEE, New Zealand, 944–951. <https://doi.org/10.1109/CEC.2019.8790264>
- Reca, J., Martínez, J. and López, R. (2017) A hybrid water distribution networks design optimization method based on a search space reduction approach and a genetic algorithm, *Water*, **9**(11), 845. <https://doi.org/10.3390/w9110845>
- Sela, L. and Housh, M. (2019) Increasing usability of water distribution analysis tools through plug-in development in EPANET, *Journal of Hydraulic Engineering*, **145**(5), 02519001. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)hy.1943-7900.0001596](https://doi.org/10.1061/(asce)hy.1943-7900.0001596)
- van Zyl, J.E., Savic, D.A. and Walters, G.A. (2004) Operational optimization of water distribution systems using a hybrid genetic algorithm, *Journal of Water Resources Planning and Management*, **130**(2), 160–170. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2004\)130:2\(160\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2004)130:2(160))
- Vegas Niño, O. T., Alzamora, F. M., Campos, J. C. A. and Tzatchkov, V. G. (2018) Using the EPANET toolkit v2.00.12 with different programming environments, Mexican Institute of Water Technology, Mexico, 119 pp.

# REVISTA AIDIS

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

## MINIMIZAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS CAUSADOS POR PEÇAS DO VESTUÁRIO DESCARTADAS PÓS FABRICAÇÃO: UMA PROPOSTA DE MODELO DE NEGÓCIO PARA O POLO CONFECCIONISTA

Lucília Lemos de Andrade <sup>1</sup>  
\* Luciana Rezende Alves de Oliveira <sup>2</sup>

## MINIMIZATION OF ENVIRONMENTAL IMPACTS CAUSED BY CLOTHING PIECES DISPOSED AFTER MANUFACTURING: A BUSINESS MODEL PROPOSAL FOR THE CLOTHING POLO

Recibido el 3 de diciembre de 2021. Aceptado el 22 de marzo de 2022

### Abstract

*The accelerated production of garments has become a constant problem in the current world, mainly due to the generation of solid residues from both the production process, as well as the inadequate disposal of these post-production pieces. In the municipality of Divinópolis, recognized by State Law 22.895 / 18, as the main manufacturing center in the state of Minas Gerais, this situation is no different. In this sense, one of the objectives of this study was to analyze the quantity of pieces produced and not sold by the clothing manufacturers in this municipality. To fulfill the proposed objective, a questionnaire was used for data collection. The results indicated an estimate of 100 million pieces of clothing in balances per year. In this way, it is proposed to minimize the environmental impacts caused by the early disposal of such parts through a business model: the implementation of a multi-brand outlet store to exclusively sell products on sales of companies in the manufacturing sector. In order to provide a secondary life for fashion articles, in addition to conserving the natural resources contained in the products and providing an appropriate destination in accordance with Law No. 12,305 / 10 (PNRS), this study is expected to contribute to the economic development of clothing manufacturing industries and minimizing environmental impacts caused by excess clothing items sent directly to landfills.*

**Keywords:** environmental impacts, business model, confectionist polo, sale of garments.

<sup>1</sup> Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Campus Divinópolis, Minas Gerais, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Engenharia Química, Universidade de Ribeirão Preto, Campus Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil.

\* *Autor Correspondente:* Universidade de Ribeirão Preto, Campus Ribeirão Preto. Avenida: Costábile Romano, 2201 - Ribeirânia, Ribeirão Preto, São Paulo. 14096-900. Brasil. Email: [rliveira@unaerp.br](mailto:rliveira@unaerp.br)

## Resumo

A produção acelerada de peças do vestuário tornou-se um problema constante no mundo atual, principalmente pela geração de resíduos sólidos provenientes tanto do processo produtivo, como também, pelo descarte inadequado dessas peças pós-produção. No município de Divinópolis, reconhecido pela Lei Estadual 22.895/18, como o principal polo confeccionista do estado de Minas Gerais, essa situação não é diferente. Neste sentido, um dos objetivos deste estudo foi analisar a quantidade de peças produzidas e não vendidas pelas confecções do vestuário deste município. Para cumprir com o objetivo proposto foi utilizado um questionário para coleta de dados. Os resultados indicaram uma estimativa de 100 milhões de peças do vestuário em saldos ao ano. Dessa maneira, propõe-se a minimização dos impactos ambientais causados pelo descarte precoce de tais peças por meio de um modelo de negócio: a implantação de uma loja *outlet* multimarcas para comercializar, exclusivamente, produtos em saldos de empresas do polo confeccionista. Em busca de proporcionar uma vida secundária aos artigos de moda, além de conservar os recursos naturais contidos nos produtos e proporcionar uma destinação adequada conforme a Lei nº 12.305/10 (PNRS), espera-se com este estudo, contribuir com o desenvolvimento econômico das indústrias de confecção do vestuário e com a minimização dos impactos ambientais causados pelo excesso de artigos do vestuário enviados diretamente para aterros sanitários.

**Palavras-chave:** impactos ambientais, modelo de negócio, polo confeccionista, saldos de peças do vestuário.

## Introdução

Atualmente, o consumo crescente por produtos de moda impulsiona a alta produtividade do setor têxtil e confeccionista onde, a sequela, está na geração do grande e incalculável volume de resíduos sólidos e a sua respectiva interferência na infraestrutura urbana, no comprometimento do bem-estar da população e do meio ambiente.

O mercado têxtil e de confecção do vestuário tem crescido em torno de 5.5% a cada ano. São 2.4 trilhões de dólares anuais movimentados no mundo todo, o que colocaria a indústria da moda como a 7ª maior economia do planeta se ela fosse considerada como um país. Tanto lucro, infelizmente, vem acompanhando por uma enorme geração de resíduos sólidos (Ecycle, 2017).

No Brasil a atividade fabril tornou o país o 5º maior produtor mundial artigos têxteis e também o 5º maior produtor mundial de algodão, uma das fibras naturais mais consumidas no mundo (IEMI, 2014).

A indústria têxtil e o mercado da moda desenvolvem um grande papel na economia mundial. Conforme dados gerais do setor referentes ao ano de 2018 (atualizados em dezembro de 2019) pela ABIT - Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção, a produção média têxtil do Brasil foi de 1.2 milhão de toneladas, com a produção de cerca de 8.9 bilhões de peças, incluindo vestuário, meias, acessórios e cama, mesa e banho (ABIT, 2019).

Também de acordo com dados da ABIT (2019), Minas Gerais emprega 10% da mão de obra do setor no país, em torno de 160 mil pessoas, que produzem 1.2 bilhão de peças por ano e 150 mil toneladas de têxteis. Em todo o estado há 3640 estabelecimentos do setor, sendo 243 têxteis e 3397 confecções.

Já o município de Divinópolis – MG, é reconhecido pela Lei Estadual 22.895/18, como o principal polo confeccionista do estado e a gestão dos resíduos sólidos desse setor é um dos maiores desafios enfrentados pelo governo municipal.

Ao longo da cadeia produtiva têxtil e de confecção do vestuário, os impactos ambientais causados pela geração de resíduos sólidos, sejam eles, retalhos ou peças confeccionadas, envolvem além do esgotamento de recursos naturais e a contaminação do solo pelo descarte inadequado desses resíduos, o alto consumo de água, energia e emissões atmosféricas de poluentes.

Diante deste contexto, o objetivo deste estudo é a minimização dos possíveis impactos ambientais causados pelo descarte precoce de peças do vestuário por meio da implantação de um modelo de negócio, com o propósito de facilitar e promover a venda de peças resultantes dos saldos das indústrias de confecção deste polo confeccionista visando prolongar o tempo de vida dos produtos e conservar os recursos naturais neles contidos.

Para tanto, o estudo está estruturado em quatro partes, além desta introdução: os procedimentos metodológicos; uma contextualização sobre os possíveis impactos ambientais causados por peças do vestuário descartadas inadequadamente pelas indústrias de confecção; a análise dos resultados da pesquisa, e finalizando, tem-se as considerações finais.

### **Procedimentos metodológicos**

Tendo em vista o crescimento do polo confeccionista, a presente pesquisa visou o monitoramento das peças produzidas anualmente pelas confecções do vestuário do município de Divinópolis – Minas Gerais. Assim como, o levantamento do quantitativo dos saldos e a destinação atual das peças do vestuário. Além de pontuar os possíveis impactos ambientais causados pelo descarte inadequado dessas peças no meio ambiente.

A pesquisa apresentada neste trabalho pode ser classificada como um estudo qualitativo, quantitativo e descritivo. No que tange ao processo de coleta dos dados, empregou-se o método de entrevista através de questionário impresso e online. Através do questionário, buscou-se identificar a produção anual das empresas parceiras da pesquisa, assim como, o quantitativo de peças vendidas nos anos de 2017 e 2018 e, conseqüentemente a obtenção do quantitativo de peças do vestuário em saldos nesses anos.



Levantou-se ainda os possíveis impactos ambientais pelo descarte do vestuário de acordo com o tipo de fibra, os impactos ambientais causados por produtos químicos provenientes de peças do vestuário e os impactos causados por aviamentos agregados às peças do vestuário. Para esta pesquisa foram realizadas, consultas a sites, artigos científicos, teses, dissertações e também o embasamento na literatura correlacionada ao mercado da moda e vestuário para a análise do impacto ambiental causado por peças descartadas inadequadamente pelas indústrias de confecção do vestuário. Dessa maneira, pode-se concluir qual o processo desde a fabricação das peças até o consumo final causa maior degradação ao meio ambiente.

Após o estudo dos dados coletados por meio dos questionários aplicados, foi proposto um modelo de negócio através da implantação de uma loja *Outlet* multimarcas, destinada exclusivamente para a venda das peças do vestuário consideradas saldos em empresas de confecção deste polo confeccionista.

#### *Impactos ambientais causados por peças do vestuário descartadas inadequadamente pelas indústrias de confecção*

Para atender a demanda de seus consumidores a indústria de confecção do vestuário apresenta um elevado volume de produção de peças por mês. Essas peças possuem um ciclo de vida curto, devido às rápidas mudanças de tendências, demonstrando ser potencial poluidor. Conforme a Lei nº 10.165/2000 – Política Nacional do Meio Ambiente, a indústria têxtil e de confecção do vestuário possui grau médio de poluição e seus resíduos sólidos, segundo a NBR 10004/2004, são classificados como resíduos classe A- Não inertes, porém, o volume desses resíduos descartados no meio ambiente, provoca ocupação do solo e degradação ambiental.

Em razão disso, as organizações desse setor estão demonstrando um maior interesse em conhecer e minimizar seus impactos negativos no meio ambiente. A busca por reduzir os impactos na natureza, proveniente de uma consciência mais ecológica e o alinhamento com as novas demandas governamentais, como a Lei nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, podem trazer também benefícios econômicos para as organizações em decorrência da redução de desperdícios (Brasil, 2010).

A indústria da moda sempre esteve entre as indústrias que emitem grande quantidade de resíduos ambientais. As sobras de tecidos provenientes das atividades de corte, as águas residuais procedentes das atividades de lavagem e acabamentos de tecidos se constituem em agentes impactantes ao meio ambiente. Porém, o processo de produção e consumo do vestuário está relacionado intimamente com as variáveis ambientais e podem gerar altos impactos ao meio ambiente nos vários elos dessa cadeia produtiva (Berlim, 2012).

Os impactos da produção de tecidos e roupas sobre a sustentabilidade variam de um tipo de fibra para outro e dependem das especificações do tecido e do desenho das peças. Especificar formas de processamento que usem o mínimo de recursos e causem o menor impacto possível, são essenciais para inibir os impactos gerados pela fabricação e descarte inadequado de produtos de moda (Fletcher e Grose, 2011).

De acordo com Legnaioli (2018), as fibras mais utilizadas para produção das roupas são as fibras naturais (algodão e lã), as fibras artificiais (viscose, viscose de bambu e liocel/tencel) e as fibras sintéticas (poliamida/náilon e o poliéster). O tempo de degradação ambiental, varia de acordo com o tipo de cada fibra, por exemplo, o algodão pode levar de 10 a 20 anos, a poliamida em média de 30 anos e o poliéster pode chegar a 200 anos para se decompor.

Conforme Vasconcelos (2011), a cadeia têxtil é responsável por parte dos impactos ambientais que atingem nosso planeta. O autor cita os impactos ao meio ambiente e a biodegradação dos principais tipos de fibras utilizados na indústria têxtil:

- *Algodão*: Contaminação do solo, da água e da fauna local por pesticidas, inseticidas e fertilizantes (esse último causa a eutrofização das águas). Degradação da terra causada por salinização e erosão. Fibra biodegradável.
- *Lã*: Contaminação do solo, da água e da fauna por inseticidas. Emissões de gás metano ( $\text{NH}_4$ ) pelas ovelhas. Efluentes do processo de lavagem da lã contendo resíduos de inseticidas, detergentes e graxa. Fibra biodegradável.
- *Viscose e Viscose de Bambu*: Emissões para a atmosfera de  $\text{CS}_2$  – Sulfeto de Carbono (alto efeito tóxico crônico) e  $\text{H}_2\text{S}$  – Gás Sulfídrico (muito alto efeito tóxico agudo). Fibra biodegradável.
- *Liocel/Tencel*: Potencialmente sem emissões tóxicas para água ou atmosfera. Fibra biodegradável.
- *Poliamida/Nylon*: Emissões para a atmosfera de  $\text{N}_2\text{O}$  – Óxido Nitroso que atua no efeito estufa. Emissões para a atmosfera de  $\text{NO}_x$  que atuam na acidificação da atmosfera. Não é biodegradável.
- *Poliéster*: Emissões para a atmosfera de VOC (compostos orgânicos voláteis). Emissões de efluentes contendo Antimônio. Contaminação via micro plásticos. Não é biodegradável.

De acordo com Fletcher e Grose (2011), as fibras naturais passam por uma série de processos não naturais no seu percurso para se transformarem em roupa, como, por exemplo, branqueamento, tingimento, estamparia, banhos químicos, entre outros. Os produtos químicos utilizados no beneficiamento das fibras, podem contaminar as águas subterrâneas dos aterros inadequadamente selados. Já, queimar as fibras em incineradoras pode liberar toxinas.

As fibras sintéticas, como o poliéster ou a poliamida, apresentam os mesmos inconvenientes ambientais. São essencialmente um tipo de plástico feito a partir do petróleo e demoram centenas de anos, a degradar-se.

Além disso, o poliéster causa contaminação via micro plásticos (pequenas partículas plásticas com menos de um milímetro de diâmetro), que acabam se desgarrando de suas fibras e vão parar nos oceanos, prejudicando ecossistemas. Pequenos animais se alimentam do plástico contaminado e, ao longo da cadeia alimentar, acabam propagando a intoxicação até os seres humanos (Ecycle, 2019).

De acordo com Zonatti (2016), os indivíduos são muitas vezes expostos a diferentes produtos químicos alergênicos e tóxicos provenientes de têxteis devido ao contato diário com artigos do vestuário. Ainda, esses mesmos artigos acabam descartados e dispostos em aterros sanitários ou mesmo reciclados, implicado na origem de uma sequência de problemas à saúde humana, animal e ambiental.

Segundo Saldanha (2012), a questão de produtos químicos tóxicos na roupa não é apenas um problema para os países em desenvolvimento, onde os têxteis são fabricados. Os níveis residuais de NPEs – Etoxilado de Nonilfenol, são liberados quando as roupas são lavadas e esses produtos químicos chegam lentamente aos países onde o uso desses produtos é proibido.

A utilização desse químico causa, além da capacidade de interferir e impactar o funcionamento do sistema hormonal de seres humanos e animais, uma exposição a altos níveis de nonilfenóis etoxilados que podem causar irritação no sistema respiratório, sistema digestivo, pele e olhos. Além de não ser facilmente biodegradável, levando muito tempo para ser transformado na natureza, tendendo a permanecer em águas superficiais, em solos e sedimentos.

Outro problema ambiental são os aviamentos agregados às peças do vestuário. Os aviamentos são um percentual minúsculo do produto e talvez, por isso, sejam negligenciados, agregando um impacto ecológico significativo. Tanto por parte da indústria mineradora (metais para zíperes e botões de pressão), como por parte da indústria petroleira (matérias-primas para botões de plástico), com todos os efeitos associados ao aquecimento global, degradação do solo, a saúde humana, as emissões no ar e a contaminação tóxica da água (Fletcher e Grose, 2011).

Além de uma peça de roupa conter em sua maioria, fibras mistas (naturais e sintéticas), que inibe sua decomposição, às peças estão agregados entretelas, adesivos termocolantes, linhas de costura, botões, rebites, zíperes entre outros, que se decompõem em velocidades diferentes, em condições particulares e efeitos distintos.

No fim do seu ciclo de vida, em usinas têxteis de reciclagem em grande escala, as peças do vestuário devem estar livres de todos os aviamentos para facilitar um processo eficaz. Como em geral é difícil e trabalhoso remover os aviamentos, peças que seriam recicladas e transformadas em novos fios e tecidos, são ignoradas e enviadas diretamente aos aterros sanitários (Fletcher e Grose, 2011).

Na Tabela 1, pode ser observado 11 (onze) tipos de impactos ambientais causados desde o processo de fabricação das peças do vestuário, passando pelo descarte dos saldos pós-fabricação, durante o período de consumo até o descarte pós-consumo das peças do vestuário.

**Tabela 1.** Impactos ambientais causados por peças do vestuário.

Fabricação de peças do vestuário	Descarte dos saldos pós-fabricação	Durante o consumo das peças	Descarte das peças pós-consumo
Consumo excessivo de matérias primas	Utilização desnecessária de matérias primas	-	
Consumo excessivo de água	Desperdício de água	Consumo de água para lavagem das peças	Consumo de água em empresas recicladoras
Consumo excessivo de energia	Desperdício de energia	Consumo de energia para lavar e passar as peças	Consumo de energia em empresas recicladoras
Emissões atmosféricas de poluentes	Poluição atmosférica desnecessária	-	-
Uso de produtos químicos tóxicos	Utilização desnecessária de produtos químicos tóxicos	Emissão de produtos tóxicos através do uso das peças - NPEs	Emissão de corantes perigosos através da degradação das peças
Poluição das águas por efluentes têxteis	Poluição das águas através do lençol freático	Poluição das águas através da lavagem das peças	Poluição das águas através do lençol freático
Geração de resíduos sólidos	Geração de resíduos sólidos	-	Geração de resíduos sólidos
Contaminação do solo	Ocupação e contaminação do solo	-	Ocupação e contaminação do solo
Exploração humana	Exploração humana desnecessária		
Emissões de gases de efeito estufa (GEE) no processo de logística.	Emissão de gás carbono	-	Emissão de gás carbono
Efeitos negativos a saúde humana e animal	Efeitos negativos a saúde humana e animal	Efeitos negativos a saúde humana e animal	Efeitos negativos a saúde humana e animal

Entre os impactos ambientais causados pela produção, descarte pós-produção e pós-consumo, percebe-se que o processo menor causador de impactos é durante o consumo das peças do vestuário. Onde tanto a lavagem que gera o consumo de água e energia, quanto a emissão dos NPEs, dependem da quantidade de vezes em que a peça será utilizada pelo consumidor.

De acordo com Rodrigues (2018), uma única peça de roupa pode trazer danos ao meio ambiente por pelo menos três maneiras: Através de sua matéria-prima, tendo como exemplo o uso excessivo de pesticidas, fertilizantes e químicos para preservação e cultivo do algodão; com sua indústria e a poluição das águas com os corantes e metais pesados do processo de tingimento; e através do seu descarte, gerando resíduos que demoram anos para decompor-se.

Nesse aspecto, ressalta-se que, para a preservação do meio ambiente e a minimização dos impactos ambientais é imprescindível prolongar o tempo de vida dos produtos de moda, assim como, evitar a produção acelerada das peças, o descarte precoce dos saldos pelas confecções e o descarte inadequado das peças do vestuário pós-consumo.

### **Análise dos resultados**

A cada ano, as indústrias de confecção do vestuário vêm aumentando sua produção e, quanto maior o número de peças fabricadas, percebe-se que maior é a quantidade de peças em saldos. A maioria das confecções com lojas físicas, promovem promoções/liquidações, porém, ainda assim, nem todas as peças são vendidas gerando peças em saldos. O acúmulo de saldos leva as confecções a fazerem doações para instituições de caridade ou até mesmo o descarte precoce em aterros sanitários.

O município de Divinópolis é reconhecido pela Lei Estadual 22.895/18 como principal polo de confecção do estado de Minas de Gerais e tem em sua cadeia produtiva, além das confecções e fornecedores de matéria prima, lavanderias, estamparias, bordados industriais, entre outros.

De acordo com dados do Sindicato das Indústrias de Vestuário de Divinópolis (SINVEDS, 2019), a cidade de Divinópolis conta atualmente com aproximadamente 1000 confecções registradas e/ou na informalidade, gerando toneladas de peças em saldos ao ano.

Para este trabalho aplicou-se um questionário em 18 (dezoito) indústrias de confecção do vestuário deste município, onde levantou-se a quantidade de peças produzidas, vendidas e em saldos referentes aos anos de 2017 e 2018. Dentre os segmentos das empresas em pesquisa estão a moda feminina, plus size, infante juvenil e moda masculina.

Através do levantamento das peças produzidas e vendidas nesses anos, pode-se calcular o quantitativo de saldos gerados nas confecções. O resultado foi calculado após a última tentativa de venda nos bazares/liquidações promovidos por essas empresas conforme apresentado na Tabela 2.

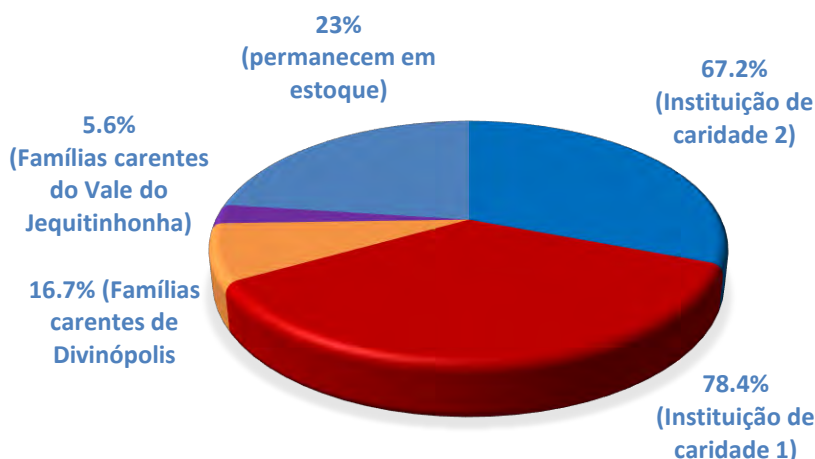
**Tabela 2.** Cenário das confecções do vestuário do polo confeccionista em pesquisa.

Confecções do vestuário	Ano de 2017				Ano de 2018			
	Produção (Peças/ano)	Venda (Peças/ano)	Saldo (Peças/ano)	% (Peças Saldo/ano)	Produção (Peças/ano)	Venda (Peças/ano)	Saldo (Anual)	% (Peças Saldo/ano)
01	10000	8000	2000	20%	12000	10000	2000	16.6%
02	84000	78000	6000	7.14%	60000	52000	8000	13.33%
03	80000	62340	17660	22.7%	82000	64780	17220	21%
04	52000	40560	11440	22%	56000	43680	12320	22%
05	3600	3200	400	11.11%	4800	3600	1200	25%
06	60000	48000	12000	20%	55000	44000	11000	20%
07	5000	4800	200	4%	10000	9500	500	5%
08	300000	280000	20000	6.66%	310000	290000	20000	6.45%
09	7000	5500	1500	21.42%	10000	8700	1300	13%
10	22800	18900	3900	17.10%	23200	19300	3900	16.81%
11	1600000	1580000	20000	1.25%	1900000	1859000	41000	2.15%
12	200000	190000	10000	5%	280000	270000	10000	3.57%
13	2000	1700	300	15%	2500	2200	300	12%
14	60000	57000	3000	5%	62000	59000	3000	4.83%
15	36000	34900	1100	30.55%	37000	35700	1300	3.51%
16	32000	30000	2000	6.25%	34000	31000	3000	8.82%
17	30000	27500	2500	8.33%	34000	31000	3000	8.82%
18	35000	32000	3000	8.57%	36000	33000	3000	8.33%
Total:	2619400	2502400	117000	4.46%	3008500	2866460	142040	4.72%

O total de peças em saldos pode parecer pequeno em relação ao que é vendido pelas confecções do vestuário, representando em média 5% do que é produzido. Contudo, se esse percentual for multiplicado pelo número de confecções deste polo confeccionista, chega-se a uma estimativa de cerca de 100 milhões de peças em saldos ao ano.

De acordo com a Fundação Ellen *MacArthur* (2017), a produção de roupas aproximadamente dobrou nos últimos 15 anos, um aumento impulsionado pelo crescimento da classe média em todo o mundo e pela alta das vendas per capita nos países desenvolvidos. O crescimento estimado de 400% no PIB global até 2050 implicará uma demanda ainda maior por vestuário e consequentemente haverá geração de toneladas de peças de roupas em saldos.

No Brasil, tem-se a cultura de doar roupas para instituições de caridade e, através do questionário aplicado nas confecções do polo confeccionista de Divinópolis, percebe-se que aqui, essa cultura não é diferente, principalmente pela maioria das confecções que alegam doar seus saldos para duas instituições de caridade desta cidade, conforme demonstra a Figura 1.



**Figura 1.** Destinação dos saldos pelas confecções do vestuário.

Percebe-se que a maioria das confecções (78.4%) doam as peças em saldos para a Instituição de caridade 1, seguidas pelas confecções (67.2%), que doam os saldos para a Instituição de caridade 2. Já (16.7%) das confecções doam os saldos das peças do vestuário para famílias carentes de Divinópolis e (5.6%) fazem doação para famílias carentes do Vale do Jequitinhonha região situada no nordeste do estado de Minas Gerais.

Em algumas empresas de confecção (23%), as peças em saldo permanecem estocadas por até 3 anos. Porém, alguns tecidos como, por exemplo, o couro sintético/ecológico, tem o tempo de vida curto e mesmo em estoque essas peças se decompõem (esfarelam) facilmente, perdendo totalmente o seu valor para uso.

Além disso, algumas empresas também acabam estocando as peças em saldos de maneira errônea, muito das vezes, empacotadas em sacos plásticos e amontoados uns aos outros, podendo vir a danificar as peças e até mesmo gerar mofo, o que as tornam inviáveis ao uso. Dessa maneira, essas peças acabam sendo descartadas em aterro sanitário de forma precoce (Figura 2), causando ocupação do solo e degradação do meio ambiente.



**Figura 2.** Peças do vestuário descartadas em aterros sanitários. *Fonte: Portugal Têxtil, 2019.*

Após estudos sobre os possíveis impactos ambientais causados por peças do vestuário descartadas inadequadamente pelas confecções, ou seja, as peças consideradas saldos, percebe-se que entre a produção, o descarte pós-produção e o pós-consumo, o processo menor causador de impactos ambientais é durante o consumo das peças do vestuário.

Portanto, este projeto propõe um modelo de negócio para a venda dos saldos das confecções do vestuário através da implantação de uma loja *outlet* multimarcas, com o propósito de comercializar, exclusivamente, produtos confeccionados por empresas do polo confeccionista e, dessa maneira, prolongar o tempo de vida útil das peças do vestuário, conservar os recursos naturais contidos nos produtos e evitar a ocupação e contaminação precoce dos aterros sanitários.

#### *Proposta de um modelo de negócio através da criação de uma loja outlet multimarcas para a venda das peças do vestuário consideradas saldos*

O principal critério para parceria com fornecedores e venda dos saldos na loja *outlet* multimarcas, é que os produtos do vestuário sejam confeccionados por empresas do próprio polo confeccionista, no caso em pesquisa, da cidade de Divinópolis/MG.



Também como critério, destaca-se que os produtos recebidos pelo *outlet* sejam produtos exclusivamente de saldos, ou seja, que tenham preços e condições diferenciadas das peças do vestuário vendidas nas lojas dos fornecedores.

Como forma de parceria entre o *outlet* multimarcas e as empresas de confecção (fornecedores), propõe-se um contrato em forma de consignação das peças do vestuário, geridas pelo modelo de negócio. Com o objetivo de maximizar as vendas, os saldos fornecidos pelas marcas parceiras poderão fazer composição com peças de outras marcas também parceiras da loja *outlet*.

Para a implantação da loja *outlet* multimarcas no polo confeccionista pontua-se na Tabela 3, as condições e os benefícios que a loja propõe aos fornecedores (confecções do vestuário), clientes e principalmente para o município.

**Tabela 3.** Benefícios ofertados ao município, fornecedores e clientes do *outlet* multimarcas.

Para fornecedores	Para consumidores	Para o município
Venda no varejo para a cidade e região;	Venda no varejo para a cidade e região;	Venda dos saldos das confecções do vestuário do polo confeccionista;
Arcar com custos com espaço físico (reforma, equipamentos, móveis, aluguel);	Disponibilizar uma loja física bem localizada e com arquitetura exclusiva;	Através da gestão e venda dos saldos, propõe-se um ganho ambiental, social, legal e econômico;
Arcar com custos com despesas fixas (água, luz, internet, etc.);	Ofertar marcas que sejam exclusivamente do polo confeccionista;	Evitar que as peças do vestuário sejam dispostas no meio ambiente ou descartadas precocemente em aterros sanitários;
Arcar com custos com funcionários (pagamento, uniforme, transporte, etc.);	Ofertas mercadorias de baixo custo e alta qualidade;	Contribuir com o desenvolvimento econômico das indústrias de confecção do vestuário;
Arcar com custos com mídia (marketing, folders, propagandas, sites, etc.);	Possibilitar acesso aos produtos através de loja física, mídia digital e impressa;	Promover a destinação adequada dos saldos das indústrias de confecção do vestuário;
Arcar com custos de logística (buscar e entregar mercadorias);	Disponibilizar peças novas e sazonais durante o ano todo;	Minimizar os impactos ambientais causados pelos resíduos sólidos.
Estabelecer acordos e porcentagem sobre as vendas diretamente com os fornecedores;	Disponibilizar profissionais capacitados para orientar a composição das peças do vestuário;	-
Trabalhar com profissionais capacitados para compor as peças do vestuário;	Promover a destinação adequada das peças em estoque e contribuir com o meio ambiente.	-
Promover a destinação adequada dos saldos que não foram vendidos no prazo de 6 meses.	-	-



Figura 3. Gestão das peças do vestuário na loja *outlet* multimarcas.

Conforme o modelo de negócio, as peças devem ser disponibilizadas pelos fornecedores/confecções do vestuário de forma consignada, ou seja, os produtos só serão comissionados se forem vendidos pelo *outlet*.

Cada fornecedor deve ter seu próprio cadastro, contendo todos os dados da empresa, assim como, os dados de cada lote das peças recebidas pelo *outlet*. As peças podem ficar em estoque no *outlet* por um prazo máximo de 6 meses. Dentro desse período devem ser definidos alguns pontos conforme descrito a seguir:

t = 0 → Tempo zero/entrada negociação. No ato do recebimento das peças, as mesmas devem ser cadastradas por tipo, cor, tamanho e modelo. Em seguida deve ser definido o valor de venda da peça, tal como, a porcentagem de direto do fornecedor e a porcentagem comissionada ao *outlet*. Os valores percentuais poderão sofrer alterações de acordo com os acertos estabelecidos entre empresa/fornecedor.

Os acertos poderão ocorrer quinzenalmente, mensalmente, bimestralmente, trimestralmente ou semestralmente, dependendo da negociação firmada com o fornecedor. Podendo a qualquer momento, ser desfeito o contrato seja por interesse de quaisquer das partes.

Ao receber as peças de saldos, o *outlet* multimarcas definirá com o fornecedor sobre a destinação das peças, caso as mesmas não sejam vendidas durante o prazo máximo de 6 (seis) meses de permanência no *outlet*. Se a peça do vestuário não for vendida durante esse período (seis meses), poderá ser devolvida para o fornecedor ou mesmo, direcionada pelo *outlet* para doação, reciclagem, entre outros. Desde que tenham a destinação ambientalmente correta.

$t = 1$  → Tempo um/primeiro acerto parcial. Nesse momento, de acordo com o número do lote de peças que deram entrada no outlet, deve ser contabilizado todas as peças vendidas durante o período pré-definido para o primeiro acerto. Todas as peças vendidas devem ser comissionadas pelo *outlet*. As peças do vestuário restante devem ficar em estoque, somando-se às peças que derem entrada no próximo lote.

$t = 2, 3...$  → Tempo dois, três.../acertos parciais. Em cada um desses acertos parciais, sejam, mensais, bimestrais ou trimestrais, devem passar pelo mesmo processo descrito no ( $t = 1$ ). O prazo para acertos parciais devem ser pré-definidos com cada fornecedor. O valor comercial de cada peça, tal como, o valor da porcentagem de comissão, poderá ser alterado de acordo com o tempo que a peça permanecer em estoque. Ex.: se uma peça do vestuário der entrada no outlet pelo valor ( $x$ ) e, permanecer em estoque por um longo período, essa peça poderá entrar em liquidação e passar a custar um valor ( $x-y$ ). Da mesma maneira, ocorrerá com o valor da porcentagem de comissão.

$t = F$  → Tempo final/ acerto final. Nesse tempo, o acerto deve passar pelo mesmo processo descrito no ( $t = 1$ ). Porém, se uma peça do vestuário não for vendida no prazo máximo de 6 meses, chegará ao prazo final para seu acerto. Dessa forma, a peça que ficou em estoque terá a destinação pré-definida pelo fornecedor no ( $t = 0$ ). Essa destinação pode ser a devolução da peça do vestuário para o próprio fornecedor para que o mesmo dê a destinação adequada e/ou a destinação pelo próprio *outlet* de acordo com a (PNRS) - Política Nacional dos Resíduos Sólidos.

Ressalta-se que este modelo de negócio pode ser aplicado nos vários seguimentos da moda, sejam eles, moda feminina, masculina ou infante juvenil. Se estendendo para moda praia, moda íntima, fitness, festa, entre outras.

### Considerações finais

As indústrias de confecção do vestuário vêm aumentando a cada ano a sua produção e, quanto maior o número de peças fabricadas, percebeu-se que maior é a quantidade de peças em saldos. A maioria das confecções com lojas físicas, promovem promoções/liquidações, porém, ainda assim, nem todas as peças são vendidas.

Acredita-se que se as confecções atentassem para o controle de sua produção com a fabricação das peças para uma venda direcionada para o atacado ou mesmo, se as confecções investissem na contratação de profissionais qualificados para o desenvolvimento de coleções direcionadas ao seu público alvo, as peças produzidas não sobriam tanto, não se perderia tanta matéria-prima, nem teriam gastos excessivos com água, energia e produtos químicos.

Entre os impactos ambientais causados pela produção do vestuário, descarte pós-produção e pós-consumo, o processo menor causador de impactos ao meio ambiente é durante o consumo das peças do vestuário. Onde tanto a lavagem que gera o consumo de água e energia, quanto a emissão dos NPEs – etoxilado de nonilfenol, dependem da quantidade de vezes em que a peça será utilizada pelo consumidor.

O município de Divinópolis reconhecido pela Lei 22.895 de 12 de janeiro de 2018, como polo de moda e confecção, conta atualmente com aproximadamente 1000 confecções registradas e/ou na informalidade e gera anualmente 100 milhões de peças do vestuário consideradas como saldos. O acúmulo de saldos leva as confecções a fazerem doações para instituições de caridade ou até mesmo o descarte inadequado das peças do vestuário em aterros sanitários.

Dessa maneira, propõe-se um modelo de negócio através da implantação de uma loja *outlet* multimarcas, onde comercializará, exclusivamente, os produtos em saldos confeccionados por empresas do polo confeccionista.

Com o objetivo de promover a venda dos produtos de saldos e, conseqüentemente, proporcionar uma vida secundária aos artigos de moda, como também conservar os recursos naturais contidos nos produtos e proporcionar uma destinação adequada conforme a Lei nº 12.305/10 (PNRS), espera-se com este estudo contribuir com o desenvolvimento econômico das indústrias de confecção do vestuário, como principalmente, com a redução dos impactos ambientais causados pelos resíduos sólidos.

### Referências

- ABIT, Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção (2019) *Perspectivas do Setor Têxtil e de Confecção*. Acesso em 24 de janeiro de 2020, disponível em: <https://www.abit.org.br/cont/perfil-do-setor>
- Berlim, L. (2012) *Moda e Sustentabilidade, uma reflexão necessária*. Editora Estação das Letras e Cores, São Paulo, 160 pp.

- Brasil, (2010) *Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional dos Resíduos Sólidos*. Presidência da República Casa Civil. Acesso em 15 de junho de 2019, 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)
- Ecycle (2017) *Sua pegada mais leve. Indústria da moda desperdiça um caminhão de lixo têxtil por segundo*. Acesso em: 14 de março de 2019, disponível em: <https://www.ecycle.com.br/component/content/article/38-no-mundo/6169-industria-da-moda-desperdicio-emissoes-co2-lixo.html>
- Ecycle (2019) *Microplástico: um dos principais poluentes dos oceanos*. Acesso em 06 de março de 2020, disponível em: <https://www.ecycle.com.br/1267-microplastico.html>
- Ellen Macarthur Foundation (2017) *Uma economia circular no Brasil: uma abordagem exploratória inicial. Produto da inteligência coletiva dos membros da rede CE100 Brasil*. Acesso em: 12 de abril de 2019, disponível em: [https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Uma-Economia-Circular-no-Brasil\\_Uma-Exploracao-Inicial.pdf](https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Uma-Economia-Circular-no-Brasil_Uma-Exploracao-Inicial.pdf)
- Fletcher, K., Grose, L. (2011) *Moda & Sustentabilidade: design para mudança*. Editora Senac São Paulo, São Paulo, 192 pp.
- IEMI, Instituto de Estudos e Marketing Industrial (2014) *Relatório Setorial da Indústria Têxtil Brasileira – Brasil Têxtil 2014*. 14ª edição, São Paulo, 186 pp.
- Legnaioli, S. (2018) *Impactos ambientais das fibras têxteis e alternativas*. Acesso em: 22 de fevereiro de 2022 disponível em: <https://www.ecycle.com.br/impacto-ambiental-das-roupas>
- NBR 10.004, Associação Brasileira de Normas Técnicas, (1987) *NBR ISO 10.004: classificação de resíduos sólidos*. 2004, Rio de Janeiro, 48 pp
- Portugal Têxtil (2019) *Vida Nova para os Têxteis*. Acesso em: 22 de fevereiro de 2022, disponível em: [https://www.portugaltexil.com/wp-content/uploads/2018/10/P%C3%B3sConsumo\\_29outubro2019-e1540856116525.jpg](https://www.portugaltexil.com/wp-content/uploads/2018/10/P%C3%B3sConsumo_29outubro2019-e1540856116525.jpg)
- Rodrigues, C. (2018) *As Novas Tendências de Consumo e Produção no Mundo da Moda*. Acesso em: 01 de março de 2019, disponível em: <https://jornalismoespecializadounesp.wordpress.com/2018/07/03/novas-tendencias-consumo-producao-no-mundo-da-moda>
- Saldanha, L.J. (2012) *Produtos Químicos Altamente Tóxicos em Roupas de Grife. Nosso Futuro Roubado*. Acesso em: 03 de janeiro de 2019, disponível em: <https://nossofuturoroubado.com.br/produtos-quimicos-altamente-toxicos-em-roupas-de-grife>
- SINVED, Sindicato das Indústrias do Vestuário de Divinópolis (2019) Acesso em: 27 de maio de 2019, disponível em: <https://sinvesd.com.br>
- Vasconcelos, Fernando Barros (2011) *Estudo Comparativo das Características Ambientais das Principais Fibras Têxteis - Centro Universitário da FEI*. Acesso em: 21 de fevereiro de 2022. Disponível em: Impacto Ambiental das Fibras Têxteis - Industria Textil e do Vestuário - Textile Industry - Ano XIV (ning.com)
- Zonatti, W.F. (2016) *Geração de resíduos sólidos da indústria brasileira têxtil e de confecção: materiais e processos para reuso e reciclagem*, Tese de doutorado, Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, 251 pp.

# REVISTA AIDIS

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

## PÓS-TRATAMIENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE PANIFICAÇÃO E CONFEITARIA POR WETLANDS CONSTRUÍDAS CONSIDERANDO DIFERENTES TEMPOS DE DETENÇÃO HIDRÁULICA

\* Kennithy Kurpel<sup>1</sup>  
Kely Viviane de Souza<sup>1</sup>  
Izabel Passos Bonete<sup>1</sup>

## POST TREATMENT OF EFFLUENTS FROM THE BAKERY AND CONFECTIONERY INDUSTRY BY CONSTRUCTED WETLANDS CONSIDERING DIFFERENT HYDRAULIC DETENTION TIMES

Recibido el 8 de diciembre de 2021. Aceptado el 9 de mayo de 2022

### Abstract

Phytoremediation with macrophytes is an alternative for recovering environments contaminated with effluents. Thus, Constructed Wetlands Systems (SAC's) were developed, which are designed to reproduce natural wetlands systems. The objective of this work was to evaluate the performance of Wetlands built on a pilot scale, as post-treatment of effluents from the Bakery and Confectionery Industry, operated at different times of hydraulic retention, collecting effluents after treatments in anaerobic reactors followed by an aeration lagoon. The activities were separated into two phases: (1) Characterization of the raw effluent, construction of the SAC's pilot units, period for bed stabilization and application of aquatic macrophyte seedlings (*Juncus effusus* and *Syngonium podophyllum*). 2. Application of liquid effluents in pilot beds, collection of the final effluent to evaluate the removal efficiency of specific parameters according to pre-stipulated hydraulic detention periods of 5, 10, 15, 20, 25, 40 and 45 hours. To evaluate the removal efficiency, the following parameters were considered: chemical oxygen demand (COD) and ammoniacal nitrogen ( $\text{NH}_4^+$ ). The results showed that the longer hydraulic detention time (> 40 h) were significant and positively influenced the reduction of COD values. Among the species of macrophytes tested, it was observed significance and better efficiency of *J. effusus* in reducing ammonia nitrogen values, while the species *S. podophyllum* obtained better results for the variable COD. Therefore, it is possible to conclude that the wetlands system was efficient in reducing  $\text{NH}_4^+$  from the aerated lagoon effluents and COD from the effluents from the anaerobic reactor.

**Keywords:** effluent from the bakery and confectionery industry, phytoremediation, macrophytes, wetlands built systems, hydraulic detention time.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná, PR, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO), campus de Irati, BR 153, KM 07, Riozinho, Irati/PR. CEP 84500-000. Brasil. Email: [kennithy\\_k@hotmail.com](mailto:kennithy_k@hotmail.com)

## Resumo

A fitorremediação com macrófitas é uma alternativa para recuperação de ambientes contaminados com efluentes. Desta forma, foram desenvolvidos os Sistemas *Wetlands* Construídas (SAC's), que são projetados para reproduzir sistemas *wetlands* naturais. O objetivo do trabalho foi avaliar o desempenho das *Wetlands* construídas em escala piloto, como pós-tratamento de efluentes da Indústria de Panificação e Confeitaria, operados em diferentes tempos de detenção hidráulica, coletando efluentes após os tratamentos em reatores anaeróbios seguidos de lagoa de aeração. As atividades foram separadas em duas fases: (1) Caracterização do efluente bruto, construção das unidades piloto dos SAC's, período para estabilização do leito e aplicação de mudas de macrófitas aquáticas (*Juncus effusus* e *Syngonium podophyllum*). 2. Aplicação dos efluentes líquidos nos leitos piloto, coleta do efluente final para avaliação da eficiência de remoção de parâmetros específicos conforme os períodos de detenção hidráulica pré-estipulados de 5, 10, 15, 20, 25, 40 e 45 horas. Para avaliação da eficiência de remoção considerou os parâmetros: demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ). Os resultados mostraram que o maior tempo de detenção hidráulica (> 40 h) foram melhores e influenciaram positivamente na redução de valores de DQO. Dentre as espécies de macrófitas testadas, observou-se significância e melhor eficiência de *J. effusus* na redução de valores de nitrogênio amoniacal, enquanto a espécie *S. podophyllum* obteve melhor resultado para a variável DQO. Portanto, é possível concluir que o sistema *wetlands* foi eficiente na redução de  $\text{NH}_4^+$  dos efluentes da lagoa aerada e DQO dos efluentes oriundos do reator anaeróbico.

**Palavras-chave:** efluente de indústria de panificação e confeitaria, fitorremediação, macrófitas, sistemas *wetlands* construídas, tempo de detenção hidráulica.

## Introdução

A água é considerada um bem essencial para a manutenção de toda as formas de vida, possibilitando a realização de atividades humanas, a manutenção da biodiversidade do planeta, a produção de alimentos e todos os ciclos naturais (Oliveira, 2005).

O descarte irregular de efluentes lançados no ecossistema, podem acarretar impactos ambientais e também gerar efeitos prejudiciais à saúde humana, da fauna e flora deste ecossistema (Hespanhol, 2008; Calijuri, 2013).

O setor alimentício possui características particulares, uma vez que os alimentos possuem um ciclo curto e podem sofrer alterações de acordo com o processo de produção. A água é usada desde a sua incorporação nos produtos até a lavagem de materiais, equipamentos e instalações, nos sistemas de refrigeração e geração de vapor, podendo seu uso variar de acordo com o ramo e a tecnologia de que dispõem em seus processos (Rodrigues *et al.*, 2008).

Assim em virtude do seu alto grau de poluição e por leis ambientais cada vez mais rígidas, o estudo das técnicas de tratamento de efluentes industriais em especial das indústrias alimentícias tem apresentado grande relevância (Duran *et al.*, 2013).

Neste sentido, Pala e Erden (2005) analisaram os efluentes gerados por uma panificadora na Turquia, para um possível pós-tratamento com processo Fenton. Esse tipo de água residuária contém vários tipos de poluentes e geralmente é caracterizado com alta DQO e cor, além de conter poluentes orgânicos não biodegradáveis. Mesmo após o tratamento biológico, os autores observaram que os parâmetros ainda permaneceram muito elevados.

Em especial, indústrias do ramo de panificação e confeitaria geram efluentes líquidos de difícil tratamento devido excesso de gorduras e elevada DQO (Demanda Química de Oxigênio). Atividade tal, tem se destacado no mercado Brasileiro, com surgimento expressivo de novas indústrias do segmento e ampliação das já existentes segundo Associação Brasileira da Indústria de Panificação e Confeitaria (ABIP), tornando assim um desafio na área ambiental para incorporação de métodos que visem eficiência no tratamento de efluentes e que garanta o mínimo de impacto adverso ao meio ambiente.

As *wetlands* construídas foram pensadas para tirar proveito da capacidade de assimilação e conversão de matéria orgânica (carbono) e os nutrientes (nitrogênio e fósforo), como ocorre nos alagados naturais (Benassi *et al.*, 2018). Apresentam por características em sua construção, operação e manutenção simplificadas, e dispensam o uso de produtos químicos, além de poder ser utilizado como paisagismo local (Silva, 2007; Masi, *et al.*, 2017).

Os principais componentes das WC são: o meio de suporte (solo, areia, brita, dentre outros), espécies específicas de áreas alagadas (macrófitas aquáticas) e a fauna associada a estes elementos, além do regime hidráulico (VALENTIM, 2003; PHILIPPI, SEZERINO, 2004).

O biofilme pode ser definido como um conjunto de microrganismos e de produtos extracelulares que se aderem sobre um suporte sólido, formando uma camada volumosa e espessa, com uma estrutura externa não totalmente regular e uniforme (Philippi *et al.*, 1999).

De acordo com Philippi; Sezerino (2004), as bactérias crescem nas raízes submersas e caules das plantas aquáticas e são as principais responsáveis pelo tratamento biológico de efluentes por desempenhar três funções básicas: a oxidação da matéria carbonácea, a nitrificação e a desnitrificação. Sendo assim, são os microrganismos presentes no biofilme que irão promover as ações de depuração dos efluentes nos leitos de WC.

O objetivo do trabalho foi avaliar o desempenho das *Wetlands* Construídas (WC) em escala piloto, operados em diferentes tempos de detenção hidráulica, sendo um pós-tratamento de efluentes de Indústria de Panificação e Confeitaria, utilizando efluente posterior ao tratamento em reatores anaeróbios e lagoa de aeração.

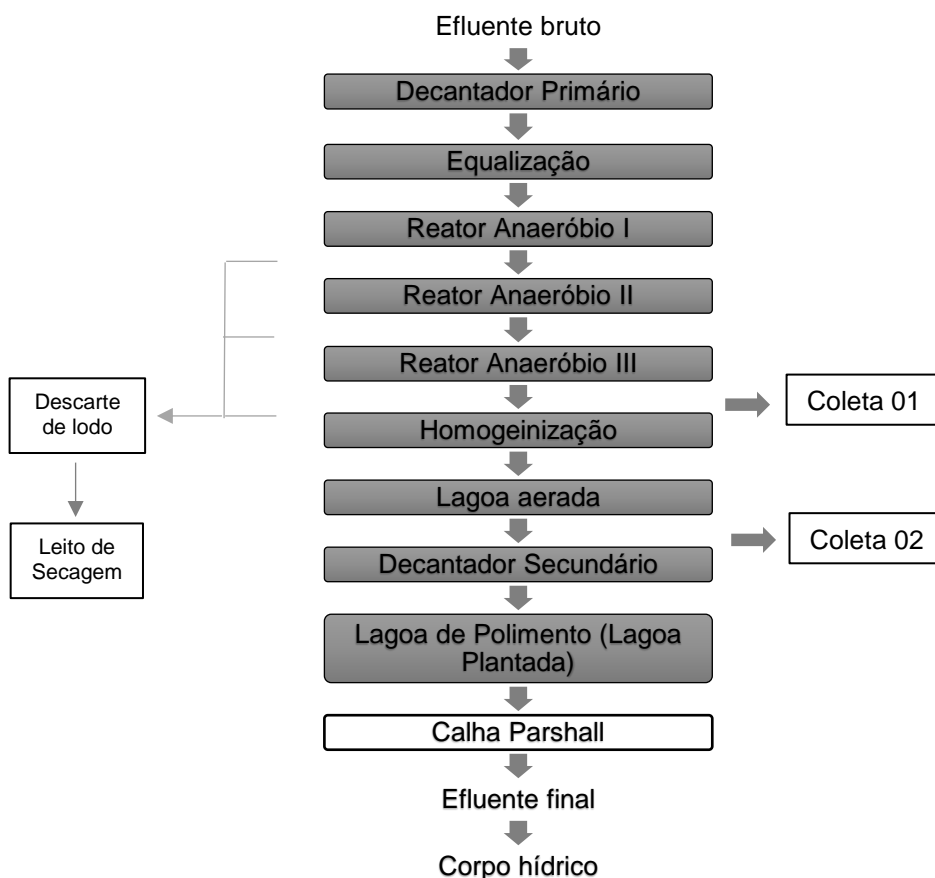


## Procedimento experimental

### Caracterização do Efluente utilizado

O efluente utilizado, proveniente de indústria do ramo de panificação e confeitaria localizado no Município de Chopinzinho, Estado do Paraná, Brasil, foi coletado junto a empresa. Ocorre uma geração de 1,7 m<sup>3</sup>/hora de efluentes líquidos, com uma jornada de trabalho de 20 horas diárias, e são tratados em Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) própria.

Foram praticadas coletas em dois pontos específicos dentre as fases de tratamento existente na Indústria, na saída do Reator Anaeróbio III - Coleta 01 e após Lagoa de aeração - Coleta 02, realizando ensaios para avaliação dos parâmetros, caracterizando os efluentes utilizados para pós-tratamento nos WC. Na Figura 1 é apresentado o fluxograma da ETE da indústria com indicação dos pontos de coleta.



**Figura 1.** Fluxograma da Estação de Tratamento de Efluentes implantado na Indústria.

O efluente utilizado para tratamento nas WC foi caracterizado seguindo as metodologias padrão descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017), (Tabela 1), sendo que após a coleta as amostras foram mantidas refrigeradas entre 1°C e 4° Celsius por um tempo de 5 horas.

**Tabela 1.** Parâmetros Físico-químicos analisados e método utilizado

Parâmetro	Método
Cor verdadeira (uH)	2120C
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	5220C
Fósforo Total (PT)	4500-P E
Turbidez (NTU)	2130 B
Nitrogênio Amoniacal (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	4500 NH <sub>3</sub>
Nitrito (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	4500 NO <sub>2</sub>

### Construção das Unidades Piloto

As unidades experimentais foram constituídas por quatro leitos horizontais em escala piloto instalados em paralelo, conforme Figura 2 a seguir. Os leitos foram construídos a partir de bombonas de PEAD de 200 Litros, serradas transversalmente ficando cada calha com o volume útil aproximado de 100 L. Cada unidade apresenta seção transversal semicircular com raio interno aproximado de 0.31 metros e comprimento de 0.90 metros.

Utilizou-se bombonas de 60 litros para realizar a distribuição do efluente nos leitos de *Wetlands*, interligadas por canos de meia polegada (25 mm). Como meio de suporte foi utilizado brita ¾ (espessura da pedra entre 25 a 50 mm) ao fundo, com cerca de 15 cm de altura e pedrisco (com espessura entre 4.8 a 9.5 mm) com 10 cm de altura. Ainda utilizou manta Bidim geotêxtil na tubulação de saída para que o meio de suporte não obstruísse o cano de remoção do efluente do leito.

Para facilitar o escoamento, empregou-se uma declividade média de 0.5% sobre o solo base das unidades experimentais, evidenciando que buscou que os leitos atendessem as especificações de leitos de fluxo subsuperficial de escoamento horizontal.

Ao final do período de retenção hidráulica, o efluente líquido não aproveitado, era direcionado para outro depósito de 60 litros e dado destinação final de forma adequada.



Figura 2. Montagem das unidades piloto.

### Estabilização do Material Suporte

Com objetivo de gerar condições para o desenvolvimento de microrganismos no material suporte, biofilme, anteriormente ao início do experimento, procedeu-se o lançamento do efluente utilizado direto nos leitos, atribuindo tempo de detenção hidráulica aleatório, por um período de 30 dias.

O biofilme pode ser definido como um conjunto de microrganismos e de produtos extracelulares que se aderem sobre um suporte sólido, formando uma camada volumosa e espessa, com uma estrutura externa não totalmente regular e uniforme (Philippi *et al.*, 1999).

De acordo com Philippi; Sezerino (2004), as bactérias crescem nas raízes submersas e caules das plantas aquáticas e são as principais responsáveis pelo tratamento biológico de efluentes por desempenhar três funções básicas: a oxidação da matéria carbonácea, a nitrificação e a

desnitrificação. Sendo assim, são os microrganismos presentes no biofilme que irão promover as ações de depuração dos efluentes nos leitos de WC.

### Implantação das macrófitas

Após período de estabilização do material suporte com emprego de dosagens de efluentes, procedeu-se a aplicação de mudas de macrófitas aquáticas, utilizando *Juncus effusus* (Junco) e *Syngonium podophyllum* (Singonio). As mudas foram dispostas conforme a característica do efluente a ser tratado e analisado, ou seja, dois leitos, um com singonio e outro com junco para efluente do reator anaeróbio, e outros dois leitos, um terceiro com singonio e um quarto leito com junco para efluente da lagoa aerada, conforme demonstrado na Figura 3.



Foto 05

**Figura 3.** Foto 05: Disposição dos leitos, macrófitas e forma de aplicação do efluente utilizado.

Procurou-se selecionar mudas que apresentassem raízes bem desenvolvidas, variando altura das folhas e caules entre 20 a 30 centímetro. Para as mudas de junco, foi realizado a poda das folhas a fim de deixar tamanho uniforme das mesmas.

O monitoramento das mudas implantadas nos leitos ocorreu por um período de 90 dias, com inclusão de efluente para averiguar a adaptabilidade das mesmas, e ainda, evidenciar se o efluente traria complicações no desenvolvimento das mesmas. Com adição do efluente no período determinado, avaliou um ótimo desenvolvimento das macrófitas, validando o uso das espécies escolhidas.

### Análises do Efluente Final

Ao final de cada período de detenção hidráulica, coletou-se amostras para avaliação da eficiência de tratamento nas unidades piloto. Na Tabela 2 demonstra-se o número total de análises realizadas por batelada.

**Tabela 2.** Esquema de avaliação e comparação das eficiências de remoção.

Aplicações	Batelada 01	Nº Análises B01	Batelada 02	Nº Análises B01
01	05 horas	06	05 horas	06
02	10 horas	06	10 horas	06
03	20 horas	06	20 horas	06
04	25 horas	06	25 horas	06
05	40 horas	06	40 horas	06
06	45 horas	06	45 horas	06
TOTAL	145 horas	36	145 horas	36

### Avaliação da eficiência de remoção

Para comparação das eficiências de remoção, as avaliações foram realizadas conforme descritas na Tabela 3.

**Tabla 3.** Esquema de avaliação e comparação das eficiências de remoção.

Efluente	Macrófitas	Fase	Resultado
Reator Anaeróbio	Sp	B01	Melhor eficiência ente Sp e Je
		B02	
	Je	B01	
		B02	
Lodos Ativados	Sp	B01	Melhor eficiência ente Sp e Je
		B02	
	Je	B01	
		B02	

Observação: Sp (*Syngonium podophyllum*), Je (*Juncus effusus*), B01 (Batelada 01) e B02 (Batelada 02).

### Análise de dados

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado, em esquema fatorial. Os dados foram submetidos ao teste de normalidade (Shapiro Wilk) e homogeneidade de variância (Bartlett), transformação Box-Cox quando necessário, seguida de análise de variância. Quando as médias resultaram estatisticamente diferentes aplicou-se o teste de comparações múltiplas de Tukey, ao nível de 5% de significância.

As variáveis foram analisadas por meio de estatística descritiva, utilizando-se gráficos de histograma, Box Plot e interação entre Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) e macrófitas analisadas. Todas as análises foram processadas no ambiente R (R Core Team, 2020).

## Resultados e discussão

### Caracterização do Efluente utilizado para pós-tratamento

Da coleta de efluente bruto nas duas fases de tratamento da ETE na Indústria de Panificação e Confeitaria, sendo uma após Reator Anaeróbio e outra coleta após a Lagoa Aerada, obteve-se os seguintes resultados, conforme Tabela 4.

**Tabela 4.** Parâmetros do efluente utilizado para pós-tratamento.

Parâmetros	Resultados	
	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
Cor verdadeira	106 mg Pt /L <sup>-1</sup>	54 mg Pt /L <sup>-1</sup>
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	1088.00 mg/L <sup>-1</sup>	1352.86 mg/L <sup>-1</sup>
Fósforo Total (PT)	3.43 mg/L <sup>-1</sup>	2.03 mg/L <sup>-1</sup>
Turbidez	21.10 uT	25.70 uT
Nitrogênio Amoniacal (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	9.20 mg/L <sup>-1</sup>	27.85 mg/L <sup>-1</sup>
Nitrito (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	0.955 mg/L <sup>-1</sup>	0.285 mg/L <sup>-1</sup>

A Legislação Brasileira traz padrões estabelecidos como limite de lançamento de efluentes industriais, preconizados através do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) por meio da Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 (Brasil, 2005) e a Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011 (Brasil, 2011). As resoluções são responsáveis por fixarem valores de concentração de parâmetros orgânicos e inorgânicos para qualquer fonte poluidora que realizam o lançamento de seus efluentes em corpos hídricos.

De acordo com as resoluções citadas anteriormente, o limite estabelecido para Cor verdadeira em corpos de água doce é de 75 mg Pt/L<sup>-1</sup>. Desta forma observa-se que para o efluente bruto, apenas o coletado em lodo ativado atendeu a legislação. A turbidez deve atender o limite de 100 uT, portanto os valores obtidos do efluente bruto nos dois efluentes, estão de acordo com a legislação (Tabela 4).

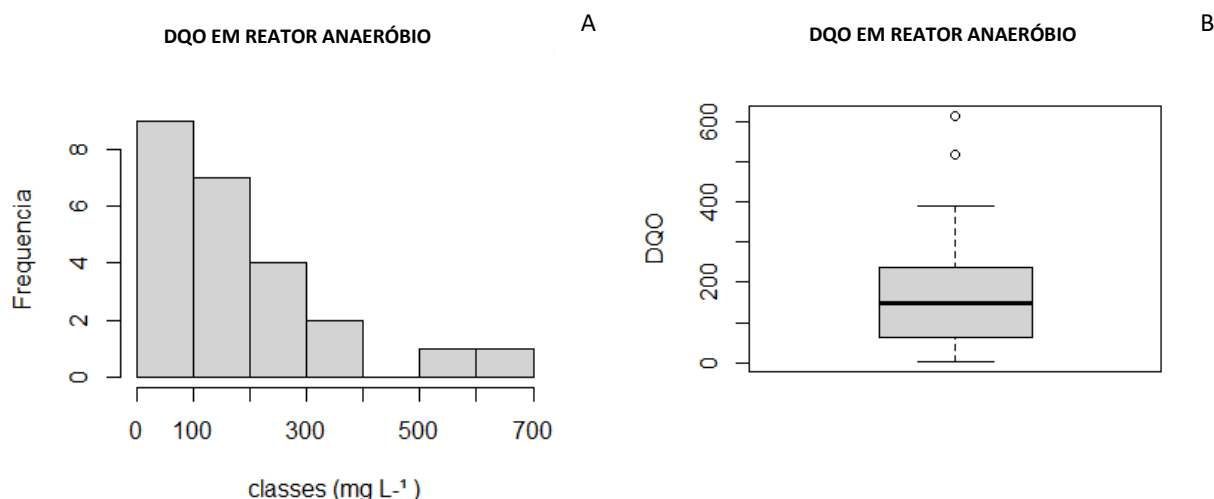
O nitrogênio amoniacal apresenta limites em relação as faixas de pH, variando de 3.7 mg/L<sup>-1</sup> N para pH ≤ 7.5; 2.0 mg/L<sup>-1</sup> N para 7.5 < pH ≤ 8.0; 1.0 mg/L<sup>-1</sup> N para 8.0 < pH ≤ 8.5 e 0.5 mg/L<sup>-1</sup> N para pH > 8.5. É possível observar que para o nitrogênio amoniacal, os valores obtidos do efluente

bruto estão acima do limite estabelecido nos dois reatores. Em relação ao nitrito o limite é de 1.0 mg/L<sup>-1</sup> N, o qual apresentou-se abaixo do limite estabelecido pela legislação em ambos os efluentes coletados (Tabela 4). Em consideração a DQO, as Resoluções do CONAMA 357 e 430 não adotam limites de lançamento.

O estado do Paraná relaciona os limites de lançamento pela Resolução CEMA nº 070/2009 em seu Anexo 07, considerando a re-ratificação pela Resolução CEMA nº 072, de 22 de outubro de 2009. Devido atividade de Panificação e Confeitaria não estar relacionada no rol de atividades industriais listadas no Anexo 7, o enquadramento se dá como Outras Atividades, estabelecendo limite apenas para DQO com 200.00 mg/L<sup>-1</sup> (Paraná, 2009).

#### Demanda Química de Oxigênio (DQO)

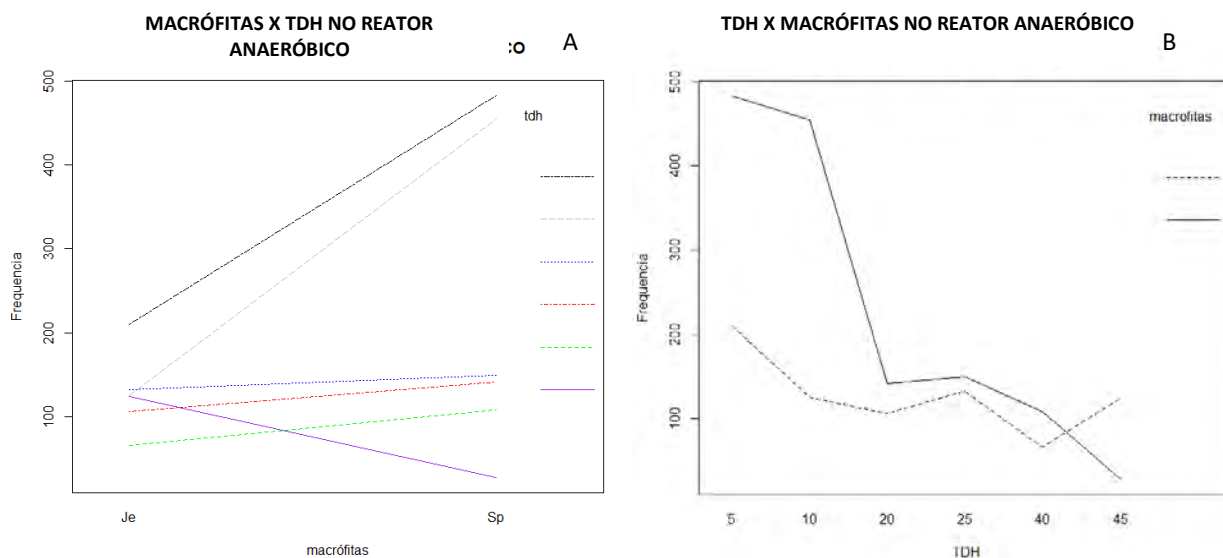
A análise estatística descritiva da demanda química de oxigênio (DQO) com o efluente do Reator Anaeróbio apresentou maior frequência entre as classes de 0 a 100 mg/L<sup>-1</sup> e mostrou-se ausente entre 400 a 500 mg/L<sup>-1</sup> (Figura 4A). Pelo box plot verificou-se a presença de *outliers* a partir de 500 mg/L<sup>-1</sup>, bem como ampla variabilidade dos dados (aproximadamente de 0 a 620 mg/L<sup>-1</sup>) (Figura 4B).



**Figura 4.** Histograma (A) e Box plot (B) da demanda química de oxigênio (DQO) em mg/L<sup>-1</sup> no reator anaeróbio.

Ainda que não se tenha constatado interação significativa entre os fatores ( $p$ -valor = 0.0871), pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas (Figura 5A e 5B), foi possível observar no parâmetro DQO, que nas primeiras horas de TDH (5 e 10) há diferença no comportamento das espécies macrófitas, sendo observado as menores médias para a espécie de Junco, com uma diferença de aproximadamente 350 mg/L<sup>-1</sup>.

Entretanto, ao final da avaliação, em 45 horas, o comportamento observado na média de DQO é menor para o singônio, com uma diferença aproximada de 50 mg/L<sup>-1</sup>.



**Figura 5.** Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da demanda química de oxigênio (DQO) em mg/L<sup>-1</sup> no reator anaeróbio.

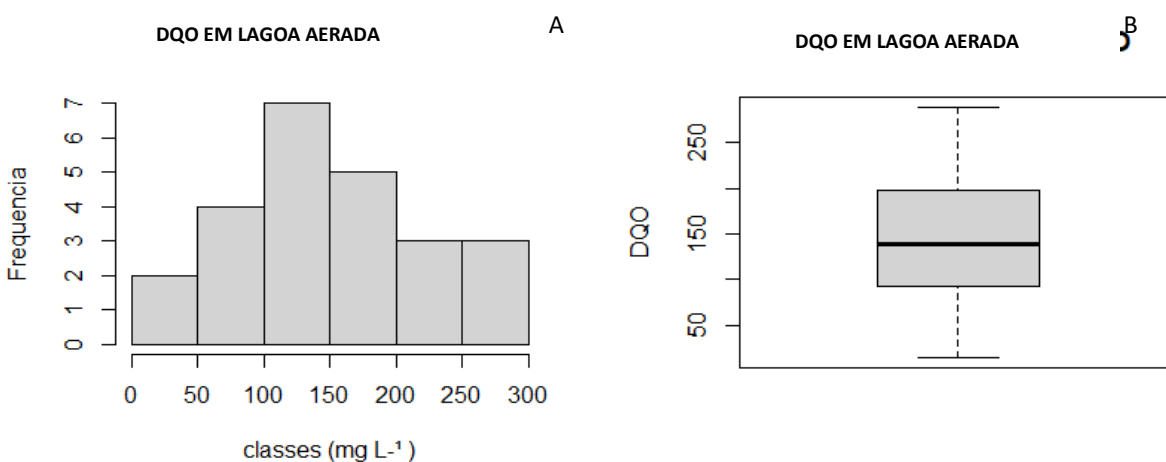
Em relação a demanda química de oxigênio (DQO) em efluentes da lagoa aerada, constatou-se pelo histograma da Figura 6A, que a maior frequência de DQO encontrou-se entre 100 a 150 mg/L<sup>-1</sup>, além disso a classe máxima encontrada foi de 200-300 mg/L<sup>-1</sup>, contrário ao obtido nos reatores anaeróbios, os quais apresentaram *outliers* entre 600 a 700 mg/L<sup>-1</sup>. O box plot mostrou dados simétricos e sem presença de *outliers* (Figura 6B).

Ainda que não se tenha constatado interação significativa entre os fatores ( $p$ -valor = 0.7041) para DQO do efluente da lagoa aerada, pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas, Figura 7A e 7B, observou-se que na avaliação de cinco horas o comportamento das espécies foi muito semelhante. As maiores diferenciações ocorreram as 10 e 40 horas, sendo observados maiores médias de DQO para a espécie Junco, valores os quais foram aproximadamente 50% maiores. Ao final do processo, observou-se que as maiores médias de DQO foram obtidas para a espécie (Singônio), com uma média superior em aproximadamente 40 mg/L<sup>-1</sup>.

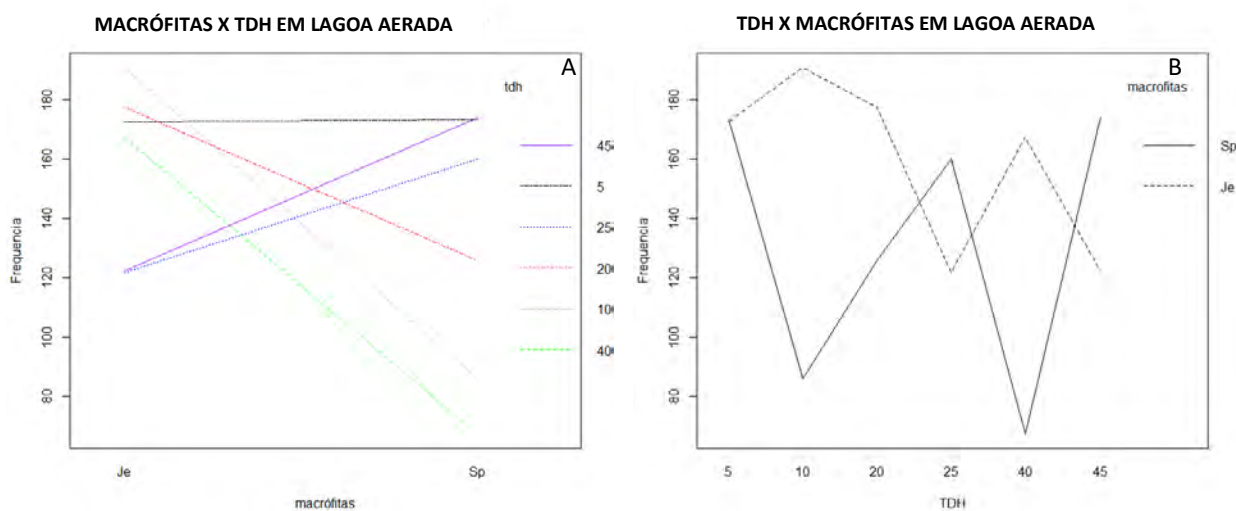
Como não houve interação entre os fatores, macrófitas e TDH para a DQO, foram realizadas inferências separadamente para cada um dos fatores nos dois sistemas. No Reator Anaeróbio



constatou-se diferença significativa entre as médias obtidas para macrófitas Je e Sp ( $p\text{-valor}=0.0357<0.05$ ), bem como se constatou diferença significativa em relação as médias obtidas nas horas de TDH ( $p\text{-valor}=0.0126<0.05$ ), sendo aplicado o teste de Tukey a 5% de significância para comparação das médias. Para o efluente oriundo da lagoa aerada, as médias para o fator macrófitas e TDH, resultaram estatisticamente iguais, com  $p\text{-valor}=0.4580$  e  $p\text{-valor}=0.9687$ , respectivamente. As médias de DQO nas macrófitas Je e Sp e nas horas de TDH nos dois sistemas testados Reator Anaeróbio e lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento, estão indicadas na Tabela 5.



**Figura 6.** Histograma (A) e Box plot (B) da demanda química de oxigênio (DQO) em  $\text{mg/L}^{-1}$  na lagoa aerada.



**Figura 7.** Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da demanda química de oxigênio (DQO) em  $\text{mg/L}^{-1}$  na lagoa aerada.

**Tabla 5.** Valores médios do parâmetro demanda química de oxigênio (DQO em mg/L<sup>-1</sup>) nos dois efluentes testados, reator anaeróbico e lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento.

Fatores Macrófitas	Origem dos efluentes	
	Reator Anaeróbico	Lagoa aerada
Junco	277.30 a	158.80 a
Singônio	127.60 b	131.20 a
TDH	Reator Anaeróbico	Lagoa aerada
5	346.2 a	173.0 a
10	289.9 ab	138.4 a
20	140.9 ab	151.8 a
25	123.4 ab	140.9 a
40	87.1 b	148.2 a
45	76.2 b	173.0 a

*Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo Teste de Tukey, a 5% de significância.*

No Reator Anaeróbico, a média de DQO na espécie junco (277.30 mg/L<sup>-1</sup>), foi 2.2 vezes maior que a média para a espécie singônio (127.60 mg/L<sup>-1</sup>). Em relação ao TDH, no efluente oriundo da lagoa aerada, observou-se uma média geral de 154.2 mg/L<sup>-1</sup> e, no efluente oriundo do Reator Anaeróbico, foi observada nas cinco horas a maior concentração de DQO (346 mg/L<sup>-1</sup>). Por consequência, à medida que as horas de tratamento do efluente aumentaram, a concentração de DQO diminuiu, sendo encontrado uma diferença de 270 mg/L<sup>-1</sup> em comparação às 45 horas (76.2 mg/L<sup>-1</sup>).

A DQO representa a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria oxidável através de um agente químico. Este parâmetro permite conhecer a quantidade total de oxigênio que pode ser consumida pelos microorganismos (Maier, 2007). Segundo Sonune; Garode (2018), o teste de DQO é um método rápido para estimar a matéria orgânica presente em amostras de águas residuais. Verifica-se que o resultado de remoção de DQO obtido para este estudo encontra-se dentro do intervalo apresentado na literatura para efluentes industriais. Na literatura encontram-se diferentes valores de remoção de DQO, como exemplo podemos citar remoção de 9.3% (Fia *et al.*, 2010), 64.9% (Matsumoto; Enriquez, 2018) até valores maiores que 80% (Oliveira; Santana, 2011; Dos Santos *et al.*, 2016).

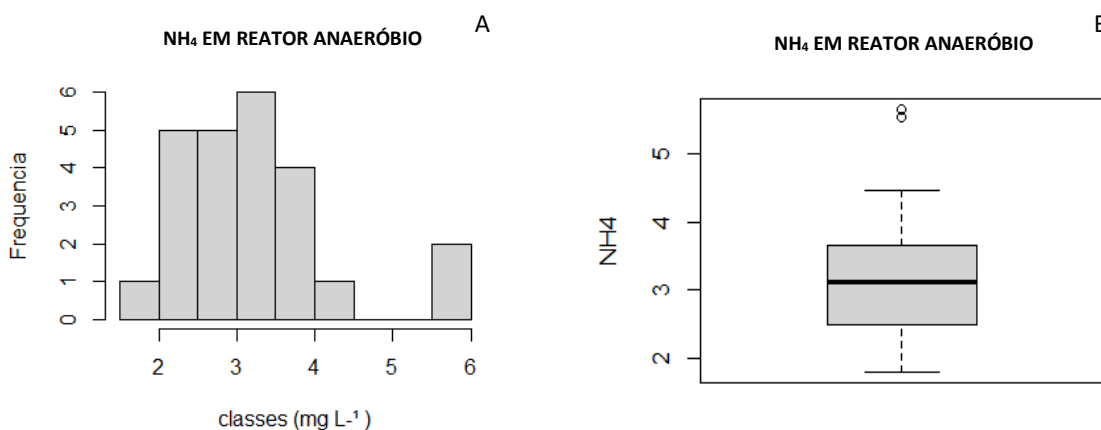
Com relação ao TDH, foi observado que em tratamento de efluente de um frigorífico de suínos, o maior tempo (96 horas) foi eficiente na diminuição da DQO (250 mg/L<sup>-1</sup>) (Dos Santos *et al.*, 2016). Abreu; Zaiat (2008) observaram que o reator anaeróbico com TDH de 10 horas foi capaz de reduzir 252 mg/L<sup>-1</sup> de DQO, enquanto o reator anaeróbico-aeróbico reduziu em 166 mg/L<sup>-1</sup> o DQO em tratamento de esgoto sanitário. Mees *et al.*, (2009) buscando o tratamento de efluente de um

frigorífico de suínos através de *wetlands*, aplicaram um tempo de retenção hidráulica de 5 dias, obtendo uma eficiência na remoção de DQO de 77.2%.

Este parâmetro é considerado um dos mais importantes, uma vez que quanto maior a DQO, maior é a quantidade de poluição na amostra de água, portanto condições que provocam a remoção de DQO são interessantes (Kolb *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2018). Sendo assim os resultados do presente trabalho para este parâmetro demonstraram eficiência na redução deste parâmetro físico-químico e da matéria orgânica presentes no efluente industrial reduzindo dessa forma a possibilidade de contaminação dos corpos hídricos receptores.

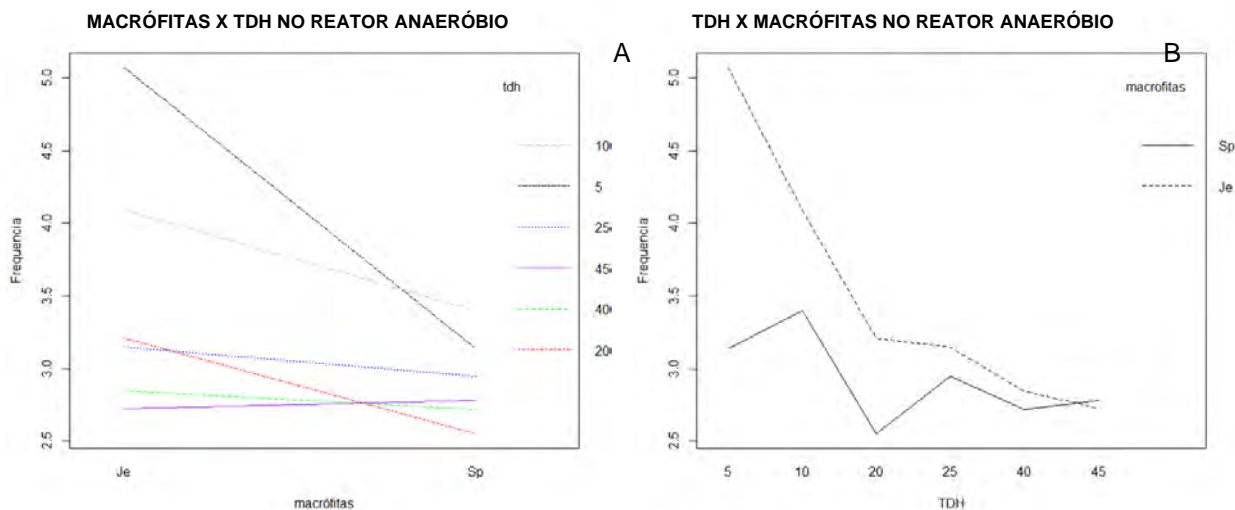
### Nitrogênio Amoniacal ( $NH_4^+$ )

Na análise estatística descritiva observa-se que no reator anaeróbico a maior quantidade de nitrogênio amoniacal ( $NH_4^+$ ) avaliado ocorreu entre 3 e 3.5  $mg/L^{-1}$ , sendo ausente a partir de 4.5 até 5.5  $mg/L^{-1}$  (Figura 8A). Os dados podem ser considerados simétricos e com baixa amplitude, apresentando apenas dois *outlier* nas amostras, caracterizado pela quantidade de 5.66  $mg/L^{-1}$  (Figura 8B).



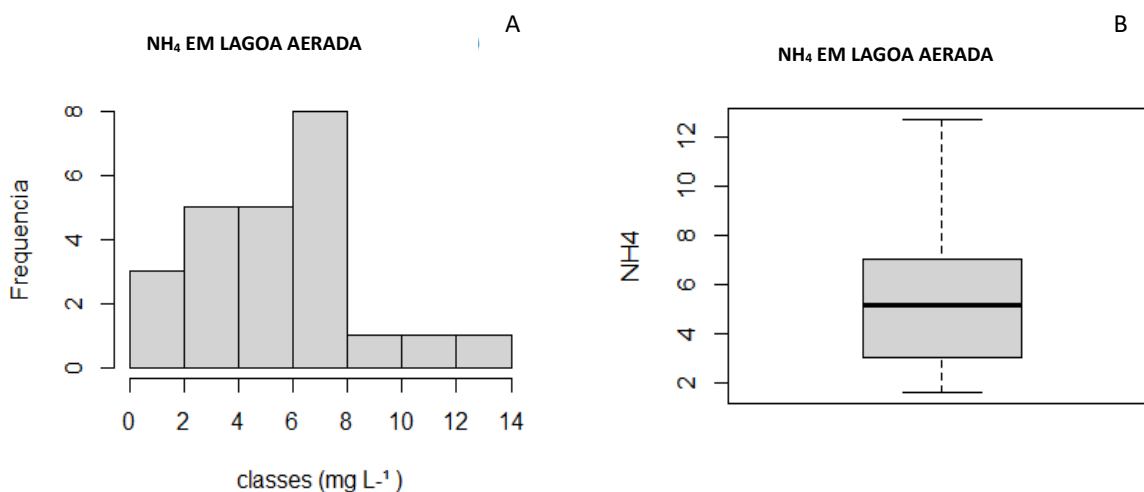
**Figura 8.** Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) na média da demanda química de oxigênio (DQO) em  $mg/L^{-1}$  na lagoa aerada.

Não foi constatada interação significativa entre os fatores ( $p$ -valor = 0.7306) para nitrogênio amoniacal no sistema reator anaeróbico. Entretanto, pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas, observou-se, que nas horas 5, 10 e 20, ocorreu maior média de  $NH_4^+$  para a espécie junco, enquanto nas horas finais (40 e 45) a média obtida foi muito próxima de 2.5  $mg/L^{-1}$  (Figura 9A e 9B).



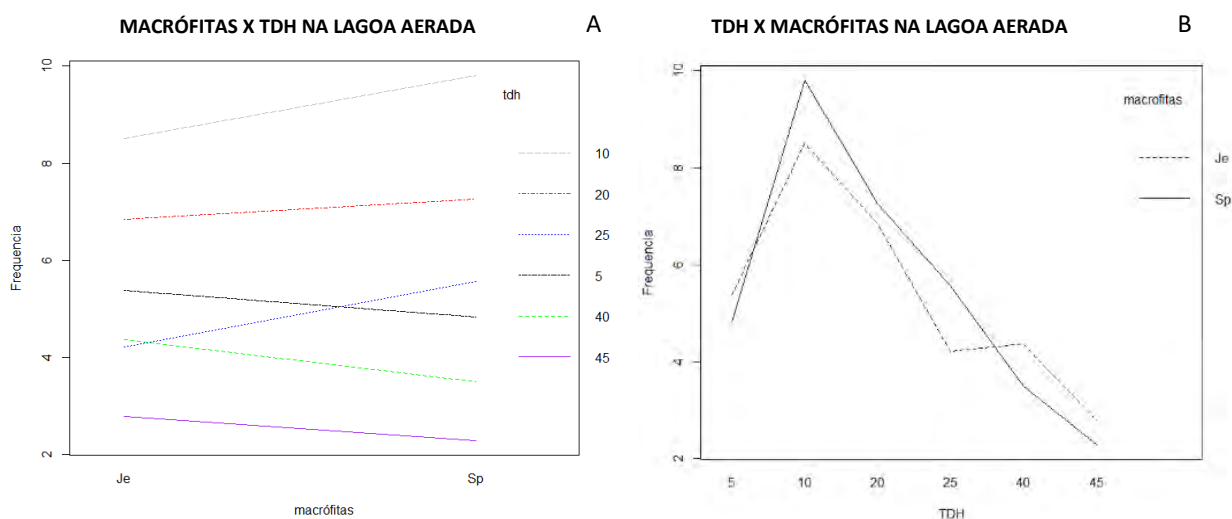
**Figura 9.** Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) da média do nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) em  $\text{mg/L}^{-1}$  no reator anaeróbico.

O histograma mostrou que a maior frequência de  $\text{NH}_4^+$  no efluente da lagoa aerada ocorreu entre 6 e 8  $\text{mg/L}^{-1}$  (Figura 10A). Com relação ao box plot, notou-se assimetria e alta dispersão entre os dados (Figura 10B).



**Figura 10.** Histograma (A) e Box plot (B) do nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) em  $\text{mg/L}^{-1}$  na lagoa aerada.

Embora não se tenha constatado interação significativa entre os fatores ( $p$ -valor = 0.9972) para nitrogênio amoniacal no sistema reator anaeróbio, pelos gráficos de interação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as espécies de macrófitas, observou-se que na primeira hora de avaliação (5 horas) a média de  $\text{NH}_4^+$  encontrava-se maior para a espécie singônio, entretanto, na última hora de avaliação (45 horas) foi observada uma média menor em relação a espécie de junco (Figura 11A e 11B).



**Figura 11.** Interação entre espécies de macrófitas (A) e tempo de detenção hidráulica (B) da média do nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) em  $\text{mg/L}^{-1}$  na lagoa aerada.

Na análise de cada fator pela ANOVA, para o parâmetro  $\text{NH}_4^+$ , as médias para o fator macrófitas Je e Sp são estatisticamente iguais ( $p$ -valor=0.1590), bem como as médias para o fator TDH no Reator Anaeróbio ( $p$ -valor=0.3004). Para o efluente oriundo da lagoa aerada, as médias para o fator macrófitas Je e Sp também resultaram estatisticamente iguais ( $p$ -valor=0.8453), entretanto, constatou-se diferença significativa em relação as médias obtidas nas horas de TDH ( $p$ -valor=0.00202<0.05), sendo aplicado o teste de Tukey a 5% de significância para comparação das médias. As médias de TDH do parâmetro  $\text{NH}_4^+$  nos dois efluentes testados, Reator Anaeróbio e Lagoa aerada em sistema *wetland* de tratamento, estão indicadas na Tabela 6, sendo que médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey.

Em relação a TDH, os resultados indicam que às 10 horas, no efluente oriundo da lagoa aerada, o  $\text{NH}_4^+$  apresentou a maior média (9.15  $\text{mg/L}^{-1}$ ). Foi possível verificar que a concentração de  $\text{NH}_4^+$  diminuiu conforme aumentou-se os horários de TDH, neste caso a diferença foi de 6.61  $\text{mg/L}^{-1}$

quando comparado as 45 horas. Os resultados estão de acordo com o estabelecido pela CONAMA 430/2011 o qual estabelece apenas limite para lançamento de nitrogênio amoniacal ( $N-NH_4^+$ ) em  $20.0 \text{ mg/L}^{-1}$  (Brasil, 2011).

**Tabla 6.** Valores médios do parâmetro nitrogênio amoniacal ( $NH_4^+$  em  $\text{mg/L}^{-1}$ ) nos dois efluentes testados, reator anaeróbio e Lagoa aerada em sistema *wetlands* de tratamento.

Fatores	Origem dos efluentes	
	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
Macrófitas		
Junco	3.52 a	5.35 a
Singônio	2.92 a	5.54 a
TDH	Reator Anaeróbio	Lagoa aerada
5	4.10 a	5.10 ab
10	3.75 a	9.15 a
20	2.88 a	7.06 ab
25	3.10 a	4.89 ab
40	2.78 a	3.93 ab
45	2.75 a	2.54 b

Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo Teste de Tukey, a 5% de significância

As bactérias, leveduras e fungos são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, pois utilizam grande parte do carbono disponível como fonte de energia para síntese, manutenção e crescimento celular (Benassi *et al.*, 2018). As bactérias também são importantes na remoção do nitrogênio orgânico, onde ocorre, primeiramente, a transformação do nitrogênio orgânico em amônia ( $N-NH_4^+$ ), pela ação de bactérias aeróbias e anaeróbias, associadas às raízes das macrófitas.

Em seguida, no processo de nitrificação, a amônia é convertida em nitrito ( $N-NO_2^-$ ) e nitrato ( $N-NO_3^-$ ), por bactérias nitrificantes, na presença de oxigênio dissolvido. E por fim, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso ( $N_2$ ), sob condições anóxicas, por bactérias desnitrificantes (Benassi *et al.*, 2018).

Para Ribeiro *et al.*, (2019) a concentração de N-amoniacal para o efluente sanitário no TDH 0 foi de  $123.57 \text{ mg/L}^{-1}$ , sendo observada uma redução na remoção deste parâmetro com aumento de TDH avaliados (7, 14 e 21 dias) e do número de plantas nos leitos cultivados de WC. Os melhores resultados observados pelos autores foram no tratamento com 3 plantas/vaso nos TDH de 14 e 21 dias, com uma redução de 63.7 e 65.8 %, respectivamente, na concentração de N-amoniacal quando comparada ao TDH 0. De Matos; Da Silva Freitas; Monaco, (2010) obtiveram eficiência

média de remoção 52% de nitrogênio amoniacal no tratamento de água residuária de suinocultura. Esta redução do nitrogênio amoniacal indicam a ocorrência do processo de nitrificação. Salati (2006), afirma que o nitrogênio também pode ser removido como consequência da dinitrificação (desnitrificação) microbológica.

### Conclusões

Considerando os resultados é possível concluir que os maiores tempo de detenção hidráulica (>40 h) foram melhores e influenciaram positivamente na redução de valores de DQO. Dentre as espécies de macrófitas testadas, observou-se melhor eficiência de *J. effusus* na redução de valores de nitrogênio amoniacal, enquanto a espécie *S. podophyllum* obteve melhor resultado para a variável DQO.

Em comparação entre as espécies de macrófitas utilizadas nas duas bateladas, constatou-se que a *Syngonium podophyllum* apresentou melhor eficiência de tratamento para os parâmetros: Cor Verdadeira (uH) com uma média de 60,68% de remoção e Demanda Química de oxigênio (DQO) com 44.24% remoção. A espécie *Juncus effusus* apresentou melhores porcentagens de remoção para os parâmetros: Turbidez (NTU) com uma eficiência média de 34.97% e para nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) com uma média de 43.15% de remoção. Destaca-se que os valores dos parâmetros Fósforo Total (PT) e Nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) não foram representativos para essa comparação. Em aspecto ao tipo de efluente utilizado, efluentes de origem do reator anaeróbico apresentou melhores eficiências nos leitos de *wetlands* com a macrófita *Syngonium*, nos parâmetros de Cor verdadeira e DQO, com 68.01% e 92.18% de remoção respectivamente. Já para os demais parâmetros analisados, a espécie *Juncus* apresentou melhores resultados de remoção, sendo: Fósforo Total (PT) com 59.59%, Turbidez (NTU) com 69.85% e Nitrogênio Amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) com 44.15%. O parâmetro Nitrito não se teve significância para comparação.

Nos efluentes de origem da Lagoa Aerada, a espécie *Juncus* apresentou melhor remoção para a Cor, com 64.87% e a espécie *Syngonium* com 52.20% de eficiência para  $\text{NH}_4^+$ .

Portanto, é possível concluir que o sistema *wetlands* foi eficiente na redução de  $\text{NH}_4^+$  dos efluentes da lagoa aerada e DQO dos efluentes oriundos do reator anaeróbico.

### Referências bibliográficas

- Abreu, S.B., Zaiat, M. (2008) Desempenho de reator anaeróbico-aeróbico de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **13**(2), 181-188. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000200008>
- ABIP, Associação Brasileira da Indústria de Panificação e Confeitaria. Qual a origem das padarias (2016) Disponível em: <http://www.abip.org.br/site/qual-aorigem-das-padarias/>. Acesso em: 28 de Mai de 2020.

- APHA, AWWA, WEF (2017) Standard methods for the examination of water and wastewater. 23. ed. Washington: APHA, AWWA, WEF.
- Benassi, R.F., Matheus, D., Subtil, E., Coelho, L., Oliveira, L., Moretto, M. (2018) *Manual de sistemas de wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitários*. Santo André: Editora Copiart. 55 pp. Disponível em: <https://fliphtml5.com/wskm/xzho/basic>
- Brasil (2005) *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, Diário Oficial da União, no 53, Brasília, DF, 18 mar. de 2005, 58-63.
- Brasil (2011) *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.357, de 17 de março de 2005*. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 430, de 13 de maio de 2011, Ministério do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, no 92, Brasília, DF, 16 de maio de 2011.
- Calijuri, M. C. Cunha, D. G. F. (2013) Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologias e Gestão. Rio de Janeiro, RJ. 789 pp.
- De Matos, A.T., Da Silva Freitas, W., Monaco, P.A.V.L. (2010) Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, **5**(2), 119-132. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162012000600016>
- Dos Santos, B.S., Da Costa, P.F., Eyng, E., Câmara, C.D. (2016) Avaliação da eficiência de um sistema de tratamento por wetland construído aplicado ao efluente de um frigorífico de suínos. *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas*, **37**(2), 13-22. <https://doi.org/10.5433/1679-0375.2016v37n2p13>
- Duran, A., Monteagudo, J. M., Sanmartín, I., Gómez, P. (2013) Homogeneous sonophotolysis of food processing industry wastewater: Study of synergistic effects, mineralization and toxicity removal. *Ultrasonics Sonochemistry*, **20**, 785-791.
- Fia, F.R.L., Matos, A. T. D., Fia, R., Borges, A.C., Cecon, P.R. (2016) Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**, 303-311. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016123972>.
- Hespanhol, I. (2008) Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. *Revista de estudos Avançados, São Paulo*, **22**(63), 131 – 158.
- Kolb, M., Bahadir, M., Teichgräber, B. (2017) Determination of chemical oxygen demand (COD) using an alternative wet chemical method free of mercury and dichromate. *Water research*, **122**(1), 645-654. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.034>
- Li, J., Luo, G., He, L., Xu, J., Lyu, J. (2018) Analytical approaches for determining chemical oxygen demand in water bodies: a review. *Critical reviews in analytical chemistry*, **48**(1), 47-65. <https://doi.org/10.1080/10408347.2017.1370670>
- Philippi, L.S., Da Costa, R.H., Sezerino, P.H. (1999) Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. *Water Science and Technology*, **40**(3), 125-131. Disponível em: [https://www.academia.edu/26533413/Domestic\\_effluent\\_treatment\\_through\\_integrated\\_system\\_of\\_septic\\_tank\\_and\\_root\\_zone](https://www.academia.edu/26533413/Domestic_effluent_treatment_through_integrated_system_of_septic_tank_and_root_zone)
- Philippi, L.S., Sezerino, P.H. (2004) Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed. do Autor. 144 pp.
- R Core Team. (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org>
- Ribeiro, A.L.V., Dos Santos, F.S., Dos Santos, A.M., De Freitas Branco, R. (2019) Contribuição da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* na remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes sanitários. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, **8**(3), 215-234. doi :10.19177 / rgsa.v8e32019215-234
- Rodrigues, L. B.; Santana, N. B.; Bonomo, R. C. F.; Silva, L. B. (2008) Apreciação ergonômica do processo de produção de queijos em indústrias de laticínios. *Revista Produção Online*, **8**, 1 18.



- Salati, E. (2001) *Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídos*. Fundação Brasileira para o desenvolvimento sustentável, Rio de Janeiro. 19 pp. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2016/03/Controle-de-qualidade-de-%C3%A1gua-atrav%C3%A9s-de-sistemas-Wetlands-constru%C3%ADdos.pdf>.
- Silva, S. C. (2007) "Wetlands construídos" de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos. 2007. 231 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Maier, C. (2007) *Qualidade de águas superficiais e tratamento de águas residuárias por meio de zonas de raízes em propriedades de agricultores familiares*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo (Processos Químicos), Universidade Federal de Santa Maria, 96 pp.
- Matsumoto, T., Enriquez, Y.A.M. (2016) Eficiência na remoção de NAT, DBO e DQO utilizando reator aeróbio de leito fluidizado com circulação em tubos concêntricos associado ao decantador de coluna em uma produção intensiva de tilápia. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **21**(3), 609-614. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152201684178>
- Masi, F., Rizzo, A., Bresciani, R., Conte, G. (2017) Constructed Wetlands for Combined Sewer Overflow treatment: ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. *Ecological Engineering*, **98**, 427–438.
- Mees, J.B., Gomes, S.D., Boas, M.A.V., Fazolo, A., Sampaio, S.C. (2009) Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using Eichhornia crassipes and evaluation of the generated biomass composting. *Engenharia Agrícola*, **29**(3), 466-473. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162009000300013>
- Oliveira, R.A.D., Santana, A.M.D. (2011) Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS) *Engenharia Agrícola*, **31**(1), 178-192. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162011000100018>
- Oliveira, G. S. (2005) Avaliação da qualidade da água do Rio São Lourenço em Matão – SP através das análises das variáveis físicas e químicas da água e dos microinvertebrados bentônicos. 2005. 102 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) – Centro Universitário de Araraquara, Araraquara.
- Paraná (2009) *Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências para empreendimentos industriais*. Resolução nº 70, de 01 de Outubro de 2009. Conselho Estadual do Meio Ambiente (Cema), no 70, PR, 01 out. de 2009.
- Pala, A., Erden, G. (2005) Decolorization of baker's yeast industry effluent by Fenton oxidation. *Journal of Hazardous Materials*, **127**, 141-148.
- Sonune, N., Garode, A. (2018) Isolation, characterization and identification of extracellular enzyme producer Bacillus licheniformis from municipal wastewater and evaluation of their biodegradability. *Biotechnology Research and Innovation*, **2**(1), 37-44. <https://doi.org/10.1016/j.biori.2018.03.001>
- Valentim, M. A. A. (2003) Desempenho de leitos cultivados "constructed wetland" para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. 2003. 210 pp. Tese (Doutorado. Em Engenharia Agrícola) Universidade Estadual de Campinas. Campinas/SP.

# REVISTA AIDIS

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

**DICOTOMIA ENTRE O SABER E O FAZER: A REALIDADE DO MANEJO DE RESÍDUOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE GERADOS EM LABORATÓRIOS DE ENSINO E DE PESQUISA DA UFSCAR**

Aline Piliarici Teixeira <sup>1</sup>  
Tatiane Bonametti Veiga <sup>2</sup>  
\* Ana Paula de Vecchi Corrêa <sup>1</sup>  
Sílvia Carla da Silva André Uehara <sup>3</sup>

**DICHOTOMY BETWEEN KNOWLEDGE AND DOING: THE REALITY OF THE MANAGEMENT OF MEDICAL WASTE GENERATED IN UFSCAR TEACHING AND RESEARCH LABORATORIES**

Recibido el 13 de diciembre de 2021. Aceptado el 6 de junio de 2022

## Abstract

*This study aimed to make a diagnosis on the management of Medical Waste (MW) generated in teaching and research laboratories of the Federal University of São Carlos (UFSCar), Campus São Carlos. It is a descriptive and exploratory research, developed with 168 university professors and technicians responsible for teaching and research laboratories of the Center for Biological Sciences and Health and the Center for Exact Sciences and Technology inserted at UFSCar. The data collection was done through a self-respond questionnaire, adapted from Veiga (2011). The data were analyzed by means of descriptive statistics. The collection began after the approval of the Research Ethics Committee. The results showed that UFSCar laboratories generate MW, especially chemical, biological and perforating residues. Regarding the management of MW, the segregation and conditioning stages were performed adequately; on the other hand, the lack of knowledge of the professionals regarding the storage stages, external collection and final disposal was identified. Also, it is noteworthy that 82.1% of laboratories did not have Medical Waste Management Plan. It is concluded that the management of MW in the teaching and research laboratories of UFSCar is being performed adequately; however, the participants presented gaps in knowledge about the management of MW.*

**Keywords:** urban solid waste, medical waste, waste management, laboratories, higher education.

<sup>1</sup> Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná, Irati – PR, Brasil.

<sup>3</sup> Departamento de Enfermagem, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP, Brasil.

\*Autor Correspondente: Programa de Pós Graduação em Enfermagem, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP. Rod. Washington Luiz, s/n - Monjolinho, São Carlos - SP, 13565-905. Email: [paulavechi@yahoo.com.br](mailto:paulavechi@yahoo.com.br)

## Resumo

Este estudo teve como objetivo realizar um diagnóstico sobre o gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) gerados em laboratórios de ensino e pesquisa da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), *Campus* São Carlos. Trata-se de uma pesquisa descritiva e exploratória, desenvolvida com 168 docentes e técnicos responsáveis por laboratórios de ensino e pesquisa do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde e do Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia inseridos na UFSCar. A coleta de dados foi realizada por meio de um questionário autorrespondido, adaptado de Veiga (2011). Os dados foram analisados por meio da estatística descritiva. A coleta iniciou após a aprovação do Comitê de Ética em Pesquisa da UFSCar. Os resultados mostraram que os laboratórios da UFSCar geram RSS, em especial os resíduos químicos, biológicos e perfurocortantes. Quanto ao manejo dos RSS, as etapas de segregação e acondicionamento eram realizadas de forma adequada; por outro lado, foi identificado o desconhecimento dos profissionais em relação às etapas de armazenamento, coleta externa e disposição final. Ainda, destaca-se que 82.1% dos laboratórios não possuíam Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde. Conclui-se que o manejo dos RSS nos laboratórios de ensino e pesquisa da UFSCar está sendo realizado de forma adequada; porém, os participantes apresentaram lacunas no conhecimento sobre o manejo dos RSS.

**Palavras chave:** resíduos sólidos urbanos, resíduos de serviços de saúde, gerenciamento de resíduos, laboratórios, educação superior.

## Introdução

As Instituições de Ensino Superior (IES) apresentam um papel essencial no que se refere à geração de resíduos, em especial de Resíduos de Serviços de Saúde (RSS), pois ao desenvolverem atividades com intuito de produzir conhecimento, produzem resíduos com diversas características e naturezas (De Conto, 2010).

Nesse contexto das IES destacam-se os laboratórios de ensino e pesquisa que se constituem nos principais geradores de resíduos que podem apresentar alta periculosidade, necessitando de cuidados especiais (Brasil, 2018). As IES necessitam desenvolver atividades que promovam a saúde e sustentabilidade socioambiental, pois exercem um importante papel dentro da sociedade, representando organizações essenciais no papel de formação, com base na inter-relação da ciência e desenvolvimento, contribuindo para um desenvolvimento sustentável (Couto et al., 2005).

Apesar da geração de RSS corresponder de 1 a 3% dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), se constitui em um grave problema, não pela quantidade gerada, mas por serem fonte de organismos patogênicos, tóxicos, inflamáveis, radioativos e perfurocortantes. A Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) 222/2018 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa) classifica os RSS em cinco grupos: Grupo A: resíduos biológicos; Grupo B: resíduos químicos; Grupo C: rejeitos radioativos; Grupo D: resíduos comuns; e, Grupo E: resíduos perfurocortantes (Brasil, 2018; Sodré; Lemos, 2017).

Além disso, determina as diretrizes e normas para o gerenciamento dos RSS, juntamente com a Resolução 358/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), deliberando as orientações técnicas e legais para o manejo, tratamento e disposição final dos RSS (Brasil, 2018, 2005). Ainda, segundo a RDC 222/2018 e a Resolução 358/2005 do Conama, todo gerador de RSS possui a obrigação de elaborar o Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde (PGRSS) em todos os locais geradores de RSS, incluindo as IES, o qual consiste em um documento descritivo das ações relativas ao manejo dos RSS (Brasil, 2018; Brasil, 2005).

Nesse sentido, destaca-se a importância do conhecimento sobre a geração de resíduos nas IES, sendo considerado fundamental para auxiliar no planejamento de um sistema de gerenciamento integrado, que envolva não apenas os aspectos operacionais, mas que inclua os aspectos sociais, legais e econômicos (Takayanagui, 2005).

No Brasil, estudos sobre a geração e gerenciamento de resíduos no contexto das IES começaram a ser desenvolvidos desde a década de 1990 como o estudo realizado por Takayanagui (1997), Veiga (2010), Antoniassi e Silva (2017), Minotto; Magalhães e Rodrigues (2018), Souza (2019), Oliveira; et al (2020). Esses estudos evidenciaram a necessidade de um gerenciamento e manejo adequado, seguro e eficaz, de forma a contribuir para a minimização dos riscos envolvidos no manejo dos RSS, como os riscos ocupacionais, ambientais e riscos para a saúde pública.

A literatura apresenta lacunas em relação ao manejo de resíduos gerados em laboratórios de ensino e pesquisa, pois direcionam para a análise de laboratórios de uma mesma área ou para algumas etapas do gerenciamento. O estudo realizado permitiu uma visão ampliada sobre o gerenciamento e o manejo de RSS gerados em laboratórios de diferentes áreas, contribuindo para a minimização da lacuna do conhecimento em relação ao manejo dos RSS em uma universidade de grande porte em todas as suas etapas, além disso, os resultados obtidos podem subsidiar a elaboração do PGRSS da universidade, por meio do diagnóstico realizado e servir de modelo para outras IES.

Diante disso, este estudo teve como objetivo realizar um diagnóstico sobre o gerenciamento dos RSS gerados nos laboratórios de ensino e pesquisa da Universidade Federal de São Carlos, *Campus* São Carlos.

Ressaltamos que este artigo foi extraído da Dissertação de Mestrado intitulada: Diagnóstico do gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde gerados em laboratórios de ensino e de pesquisa da Universidade Federal de São Carlos – Campus de São Carlos – SP. Esse artigo contribuiu com melhorias nas condições do gerenciamento de RSS da universidade em questão, pois foi identificado o tipo de resíduo gerado, os locais de geração, linhas de fluxo e manejo, tornando-se possível o planejamento de ações para minimização, controle, tratamento e

recuperação, através de ferramentas de gestão. Além disso, ele pode ser exemplo para outras instituições de ensino superior (Teixeira, 2020).

### Metodologia

Trata-se de uma pesquisa de campo, de caráter exploratório e descritivo, utilizando abordagem quantitativa. A pesquisa foi realizada nos laboratórios de ensino e pesquisa inseridos no Centro de Ciências Biológicas e da Saúde (CCBS) e Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia (CCET), da UFSCar, no município de São Carlos-SP. Os dois centros da UFSCar possuem 227 laboratórios de ensino e pesquisa, todos foram convidados a participar; porém, 3 laboratórios estavam inativos, 12 recusaram e 44 foram excluídos devido os critérios de exclusão, ou seja, participantes que estavam de férias, licença, após 3 tentativas para a retirada do questionário e os que não aceitaram participar da pesquisa. Assim, a população do estudo foi constituída por 168 (74%) participantes, sendo 61.8% (104) docentes e 38,1% (64) técnicos responsáveis pelos laboratórios (Teixeira, 2020).

Os dados foram coletados em 2019, por meio de um questionário autorrespondido, adaptado de Veiga (2011). O questionário estava organizado em oito tópicos: identificação do laboratório, tipos de resíduos, segregação, acondicionamento e armazenamento, tratamento, transporte interno, coleta externa, disposição final dos RSS e verificação da existência do PGRSS.

Esses dados foram organizados de acordo com os itens que constituíram o instrumento de coleta e objetivos do estudo e posteriormente digitados, duplamente, em planilhas do Excel para averiguação de possíveis erros de digitação. Após a conferência e correção dos erros, os dados foram analisados através de estatística descritiva.

Ressalta-se que as respostas referentes a geração dos RSS foram analisadas considerando o número de respostas ( $n$ ), sendo variável de acordo com os dados informados pelos participantes em cada uma das questões; em relação ao manejo dos RSS as respostas foram analisadas de acordo com o ( $n$ ) de cada questão, pois as questões apresentavam a possibilidade de mais de uma resposta. Este projeto foi realizado após aprovação do Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) da UFSCar, Protocolo Certificado de Apresentação para Apreciação Ética (CAAE) n° 96330618.9.0000.5504.

### Resultados e discussão

#### Laboratórios de Ensino e Pesquisa do CCBS e CCET da UFSCar

O Campus da UFSCar em São Carlos abriga 227 laboratórios de ensino e pesquisa, identificados e inseridos no CCBS e no CCET. Desses laboratórios, 60.8% (138) estão no CCET, com destaque aos Departamentos de Engenharia, com 31.2% (43) dos laboratórios, Química com 18.7% (26) e

Computação com 16.6% (23) dos laboratórios. Já o CCBS, é responsável por 39.1% (89) dos laboratórios de ensino e pesquisa, sendo 17.8% (16) do Departamento de Fisioterapia, 17.8% (16) de Genética e Evolução e 5,5% (10) da Educação Física.

Diante da quantidade de laboratórios inseridos nas IES, ressalta-se que a diversidade das pesquisas realizadas nesses locais influencia a quantidade e o tipo de resíduos gerados. Além disso, nos laboratórios também são realizadas aulas práticas que geram resíduos de diferentes grupos e diversas substâncias químicas (Teixeira, 2020).

As áreas da saúde possuem uma quantidade importante de laboratórios, onde acontecem aulas práticas, pesquisas experimentais, além de atendimentos à população, gerando mais resíduos biológicos, químicos e perfurocortantes. Nas IES, as áreas de exatas e tecnológicas também tem laboratórios que desenvolvem inúmeras pesquisas e atividades experimentais, além da utilização de diversas substâncias químicas, o que resulta em grande geração de resíduos químicos e perfurocortantes, que necessitam de um manejo seguro e adequado devido suas características perigosas (Lira *et al.*,2014).

#### Tipos de resíduos gerados nos laboratórios do CCBS e CCET

Os resíduos químicos eram gerados em 67.9% (114) dos laboratórios e 59.5% (100) relataram gerar resíduos perfurocortantes (Tabela 1).

**Tabela 1.** Geração de resíduos em laboratórios do CCBS e CCET da UFSCar, *Campus* de São Carlos. São Carlos-SP, Brasil, 2020.

Grupos de Resíduos	N	%
Biológicos	57	33.8
Químicos	114	67.9
Radioativos	01	0.6
Perfurocortantes	100	59.5
Comuns	165	98.2
Outros	22	13.1

*Fonte: elaborada pelo autor.*

Os laboratórios de ensino e pesquisa do CCBS e CCET do *Campus* da UFSCar de São Carlos geram uma variedade de resíduos, em especial resíduos químicos e perfurocortantes, demonstrando a necessidade de um manejo adequado e de acordo com as características específicas de cada grupo de resíduo, minimizando os riscos envolvidos em seu manejo, tanto para os profissionais envolvidos como para o meio ambiente (Teixeira, 2020).

As IES têm produzido uma considerável quantidade de resíduos, já que muitas delas são do porte de um município pequeno, com isso, elas representam importante desafio socioambiental e até mesmo de saúde (Zhang et al., 2011).

Para a construção de um plano de gerenciamento é necessário, primeiramente, a identificação e caracterização dos resíduos produzidos, com isso, para que as IES façam um gerenciamento adequado dos seus resíduos é necessário que elas conheçam os tipos de resíduos que são gerados em suas dependências (Zajac *et al.*, 2016).

Os laboratórios de ensino e pesquisa são locais potenciais para contribuir no processo de reciclagem devido a elevada geração de resíduos comuns encontrada nesses locais. Adicionalmente, as IES devem estabelecer ações de coleta seletiva e parcerias com cooperativas, além da adoção de estratégias que visem a redução da geração de resíduos como a eliminação de copos descartáveis e redução de impressão. Lima e Firkowski (2019) realizaram estudo que destacou a elevada geração de resíduos comuns nas IES, como papel, e ressaltam a importância do incentivo de práticas para a redução desse tipo de resíduo e da reciclagem, corroborando com os resultados deste estudo.

Quanto à identificação dos pontos principais de geração de RSS na UFSCar, para os laboratórios que produzem resíduos biológicos, 19.3% (11) são do Departamento de Física e 17.5% (10) do Departamento de Genética e Evolução; já os resíduos químicos, 30.7% (35) são do Departamento de Física, 23.7% (27) do Departamento de Química e 18.4% (21) do Departamento de Engenharia de Materiais (Teixeira, 2020).

No Departamento de Química está o único laboratório que gera rejeito radioativo. Do total de laboratórios que geram resíduos perfurocortantes, 29.0% (29) são do Departamento de Física e 23.0% (23) do Departamento de Química. Para os laboratórios que geram resíduos comuns, 23.0% (38) estão inseridos no Departamento de Física e 16.4% (27) no Departamento de Química (Teixeira, 2020).

Os laboratórios dos Departamentos de Física e Química das IES constituem nos maiores geradores de resíduos químicos e perfurocortantes, o que pode ser justificado pela característica que esses dois cursos apresentam, como a elevada quantidade de atividades experimentais de pesquisas e de ensino (Teixeira, 2020). Os resíduos químicos são um grande desafio para as IES, pela sua quantidade, diversidade e complexidade. Igualmente, esses resíduos possuem características específicas, dificultando a padronização do tratamento e disposição final (Saramento *et al.*, 2015).

Desta forma, as IES têm voltado um olhar especial na geração de resíduos químicos, provenientes de atividades de ensino e pesquisa (Leite, 2017). Após a Eco-92, Conferência das Nações Unidas

sobre o meio ambiente e desenvolvimento, as IES no Brasil passaram a se preocupar com a problemática dos resíduos químicos gerados em laboratórios de ensino e pesquisa, pois nela foi apontada a necessidade do envolvimento dessas instituições nas questões ambientais, buscando realizar práticas sustentáveis em suas atividades (Marinho *et al.*, 2011).

A execução de ações para minimizar as consequências ambientais e contribuir com a conscientização da comunidade universitária deve ser um dos princípios das IES, pois essas desempenham importante papel na formação de recursos humanos e desenvolvimento da sociedade.

#### *Manejo dos RSS gerados nos laboratórios do CCBS e CCET*

No contexto da segregação dos RSS, primeira etapa do manejo, os laboratórios realizavam segregação no local de geração dos resíduos em 73.2% (41) dos laboratórios que geravam resíduos biológicos; 76.5% (88) dos resíduos químicos e 86.0% (86) que geravam perfurocortantes (Tabela 2). A segregação dos RSS no local de geração minimiza os riscos envolvidos no manejo e disposição final, assim como, para a realização da coleta e tratamento de forma diferenciada para cada tipo de resíduo. Estudo realizado na Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais - *Campus* de Betim demonstrou resultados semelhantes a este estudo, evidenciando que os RSS gerados nos laboratórios eram segregados no local de sua geração, de acordo com sua classificação e características, colaborando para a minimização de riscos (Oliveira *et al.*, 2019).

**Tabela 2.** Segregação dos resíduos gerados em laboratórios do CCBS e CCET da UFSCar, *Campus* de São Carlos. São Carlos SP, 2020.

Grupos de resíduos	Segregação		
	Realizada no local de geração	Realizada posteriormente	Não é realizada
Biológicos (n=56)	41 (73.2%)	07 (12.5%)	08 (14.3%)
Químicos (n=115)	88 (76.5%)	14 (12.2%)	13 (11.3%)
Radioativos (n=1)	01 (100.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)
Perfurocortantes (n=100)	86 (86.0%)	8 (8.0%)	6 (6.0%)
Comuns (n=163)	99 (60.7%)	18 (11.0%)	46 (28.2%)
Outros (n=22)	12 (54.5%)	1 (4.5%)	9 (40.9%)

Fonte: elaborada pelo autor.



Diferente de uma pesquisa realizada em uma IES da cidade de Vitória – ES, que demonstrou um cenário de preocupação, uma vez que os funcionários não segregavam os resíduos, mesmo diante da elevada geração de resíduos com potencial de reutilização, reciclagem e compostagem. Os resíduos eram descartados em aterro sanitário em decorrência da mistura com resíduos contaminados (Ker *et al.*, 2017). Diante disso, cabe ressaltar a importância da realização de uma segregação adequada, uma vez que é considerada a principal etapa do manejo dos RSS.

Nesse contexto, Maders e Cunha (2015), destacam que uma segregação realizada no momento da geração do resíduo e de forma adequada, pode-se reduzir em até 80% os gastos com tratamento e disposição final.

Ainda, a Resolução Conama nº 358/2005 e a RDC nº 222/2018 da Anvisa asseguram que um dos principais fatores que facilitam a execução segura e adequada da segregação refere-se à disponibilidade de dispositivos destinados ao acondicionamento dos resíduos gerados, como lixeiras ou estruturas específicas para cada grupo de resíduo (Brasil, 2005a; Brasil, 2018).

Quando avaliado o acondicionamento dos resíduos, destaca-se o acondicionamento em recipientes identificados. Para os laboratórios que geravam resíduos biológicos, 66.1% (37) acondicionavam em recipientes identificados; os que geravam resíduos químicos, 82.9% (97); os que geravam resíduos perfurocortantes 77.0% (77) e os que geravam resíduos comuns em 33.7% (55) (Tabela 3).

**Tabela 3.** Acondicionamento dos resíduos gerados em laboratórios do CCBS e CCET da UFSCar, *Campus* de São Carlos. São Carlos – SP, 2020.

Grupos de resíduos	Acondicionamento			
	Recipientes com identificação	Recipientes sem identificação	Não são identificados	Lançados no esgoto
Biológicos (n=56)	37 (66.1%)	8 (14.3%)	11 (19.6%)	N/A *
Químicos (n=117)	97 (82.9%)	5 (4.3%)	8 (6.8%)	7 (6.0%)
Radioativos (n=1)	01 (100.0%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	N/A *
Perfurocortantes (n=100)	77 (77.0%)	15 (15.%)	8 (8.0%)	N/A *
Comuns (n=163)	55 (33.7%)	35 (21.5%)	73 (44.8%)	N/A *
Outros (n=22)	12 (54.5%)	3 (13.6%)	7 (31.8%)	N/A *

\*N/A Não se aplica. *Fonte: elaborada pelo autor.*

Em estudo sobre o gerenciamento de RSS gerados nos laboratórios de ensino e pesquisa realizado no Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais - *Campus Montes Claros* identificou que o acondicionamento dos resíduos comuns e biológicos não eram separados, com isso houve um aumentando no volume de resíduos contaminados (Oliveira; Braga; Villardi, 2019).

O acondicionamento dos RSS funciona como uma barreira física, diminuindo o risco de exposição dos profissionais e os riscos de contaminação do meio ambiente, além de facilitar a coleta, armazenamento e o transporte (Souza, 2015). Para um acondicionamento seguro e adequado dos RSS é necessário o reconhecimento das características específicas de cada grupo de resíduo. Além disso, os responsáveis pelos laboratórios das IES geradores de RSS precisam ter conhecimento da quantidade e o tipo de resíduo gerado, a fim de garantir recipientes apropriados para o acondicionamento de cada grupo de resíduo (Anvisa, 2018).

Já, em relação ao transporte interno dos RSS, destaca-se que em 72.0% (121) dos laboratórios os resíduos eram transportados de forma manual e em 9.0% (15) por meio de carrinhos sem tampa, 7.0% (12) em carrinhos com tampas, 3.0% (5) em caixas e 3.0% (5) em carro do Departamento de Gestão de Resíduos (DeGR) da faculdade (Teixeira, 2020).

Neste estudo, os funcionários transportavam os resíduos manualmente na maior parte dos laboratórios, diferente do estudo Moreira (2012) em foi utilizado veículos próprios para a coleta e transporte dos resíduos, por ser considerada a forma mais segura, além de evitar o contato direto com os resíduos durante o transporte.

A padronização para a realização do transporte interno dos RSS se faz necessária para que o mesmo não seja executado em períodos de grande circulação de pessoas nos corredores e no momento em as atividades de ensino e pesquisa nos laboratórios são realizadas, para evitar acidentes.

Quanto ao armazenamento dos resíduos, 43.5% (73) afirmaram que o laboratório possui um local exclusivo para armazenar os RSS, 17.3% (29) relataram não ter conhecimento e 39.3% (66) afirmaram que no laboratório não há um local exclusivo para o armazenamento.

Estudo realizado em uma IES em Belém do Pará, mostrou que o armazenamento dos resíduos era feito em local inapropriado, utilizando lixeiras para o acondicionamento e armazenados em local aberto, com grande circulação de pessoas, e de fácil acesso (Santos, Cardoso, Soeiro, 2019). O fato de não se ter um local exclusivo para o armazenamento dos resíduos significa uma lacuna no manejo dos RSS, que pode estar atrelada à infraestrutura precária dos laboratórios; entretanto, os responsáveis pela gestão dos resíduos gerados nas IES, precisam traçar estratégias para

minimizar o problema, levando em consideração a realidade da universidade e assim proporcionar para um manejo seguro dos RSS.

Em relação ao tratamento dos RSS, identificou-se que em 27.0% (17) dos laboratórios os resíduos biológicos eram encaminhados para o tratamento por autoclave; e, em 18.0% (22) dos laboratórios, os resíduos químicos eram encaminhados para a incineração. Apenas um laboratório gerava rejeito radioativo, que era enviado ao Departamento de Gestão de Resíduos. Ainda, 7.9% (8) dos laboratórios geradores de resíduos perfurocorantes, encaminhavam esses resíduos para incineração. Por fim, 4.3% (7) dos laboratórios encaminhavam os resíduos comuns para reciclagem (Tabela 4).

Os RSS precisam ser submetidos a tratamento antes da disposição final, de acordo com as especificidades de cada grupo, de forma a atender as normas vigentes e de não oferecer riscos (Melo *et al.*, 2013).

O desconhecimento da legislação vigente, capacitação escassa e ausência de um plano de gerenciamento favorecem um manejo inadequado dos RSS. Em estudo realizado por Oliveira *et al.* (2020), identificou que os resíduos químicos eram desprezados na rede de esgoto devido a falta de conhecimento dos funcionários em 20.83% dos laboratórios da instituição investigada.

Na UFSCar, os laboratórios não realizam tratamento interno dos RSS, entretanto, o Departamento de Gestão de Resíduo (DeGR) é responsável por oferecer um tratamento e disposição final dos resíduos químicos potencialmente perigosos, como lâmpadas fluorescentes, solventes, tintas, medicamentos vencidos e reagentes. Os resíduos biológicos e perfurocorantes são encaminhados para tratamento e disposição final, sob a responsabilidade de uma empresa terceirizada. Ainda, os resíduos comuns passíveis de reciclagem, são encaminhados para uma cooperativa da cidade (Teixeira 2021).

Os resíduos do subgrupo A (culturas e estoques de microrganismos, meios de cultura e instrumentais utilizados para transferência, inoculação ou mistura de culturas contendo microrganismos de alto potencial de letalidade) devem receber tratamento *in loco*, ou seja, no local de geração. Nesse contexto, alguns resíduos químicos também podem receber tratamento *in loco* por meio da técnica de neutralização; porém, essas técnicas de tratamento podem ser inviáveis em algumas IES que apresentam uma pequena geração de resíduos, quando comparado aos hospitais, uma vez que há uma variedade de substâncias, especialmente as químicas, que necessitam de métodos diversos no tratamento. Além disso, é importante destacar que o tratamento interno gera riscos aos profissionais envolvidos, exigindo profissionais capacitados e treinados de acordo com as normas vigentes (Anvisa, 2018; Campos, *et al.*, 2014).

**Tabela 4.** Tratamento dos resíduos gerados em laboratórios do CCBS e CCET da UFSCar, *Campus* de São Carlos. São Carlos-SP, 2020.

Grupos de resíduos	Tipos de tratamento	N	%
Biológicos (n=63)	Incineração	9	14.3
	Microondas	1	1.6
	Autoclave	17	27.0
	Desinfecção Química	5	7.9
	Outros	4	6.3
	Nenhum	27	42.9
Químicos (n=122)	Incineração	22	18.0
	Microondas	0	0.0
	Autoclave	3	2.5
	Desinfecção Química	4	3.3
	Outros	29	23.8
	Nenhum	64	52.5
Radioativos (n=1)	Incineração	0	0.0
	Microondas	0	0.0
	Autoclave	0	0.0
	Desinfecção Química	0	0.0
	Outros	0	0.0
	Nenhum	1	100.0
Perfurocortantes (n=101)	Incineração	8	7.9
	Microondas	0	0.0
	Autoclave	3	3.0
	Desinfecção Química	4	4.0
	Outros	17	16.8
	Nenhum	69	68.3
Comuns (n=163)	Incineração	3	1.8
	Microondas	0	0.0
	Autoclave	1	0.6
	Desinfecção Química	0	0.0
	Outros	8	4.9
	Nenhum	151	92.6
Outros (n=24)	Incineração	1	4.2
	Microondas	0	0.0
	Autoclave	0	0.0
	Desinfecção Química	1	4.2
	Outros	3	12.5
	Nenhum	19	79.2

Fonte: elaborada pelo autor.

É esperado que as IES estejam empenhadas com a execução de um processo sustentável em relação ao gerenciamento e manejo de RSS, de forma a promover o equilíbrio entre a proteção ambiental, desenvolvimento socioeconômico e proteção à saúde da população universitária. Para a coleta externa dos resíduos, foi identificado que em 32.8% (62) dos laboratórios, os responsáveis não tinham conhecimento sobre essa etapa do manejo. Ainda, em 25.9% (49) dos laboratórios a coleta era realizada pelo DeGR da universidade e 10.1% (39) por empresa especializada, 2.6% (5) por empresa terceirizada e 2.6% (5) pela prefeitura municipal (Teixeira, 2021).

O desconhecimento por parte dos profissionais sobre a coleta externa de resíduos relaciona-se à limitação do conhecimento das etapas do manejo que são realizadas internamente. Ressalta-se que os estabelecimentos geradores de RSS são responsáveis pelo gerenciamento dos RSS desde a geração até a disposição final, assim, torna-se essencial que os profissionais envolvidos sejam capacitados e orientados sobre a corresponsabilidade diante das etapas do manejo realizadas extra-estabelecimento.

Na UFSCar, a maior parte dos RSS são coletados pelo DeGR, o que difere de um estudo realizado por Vieira et al. (2016), que mostra a coleta dos resíduos por empresa especializada semanalmente. Nesse sentido, Veiga (2010) destaca que os profissionais das empresas responsáveis pela coleta externa de resíduos devem ter capacitação e preparo, a fim de prevenir acidentes envolvendo os resíduos, uma vez que essa etapa do manejo é responsável pela maioria dos acidentes físicos (Teixeira, 2021).

Quanto à disposição final dos resíduos, em 77.0% (134) dos laboratórios os responsáveis relataram não ter conhecimento sobre a disposição final, 7.5% (13) afirmaram que os resíduos eram encaminhados para o aterro sanitário, 4.0% (7) para incineração, 4.0% (7) reciclagem e 0.6% (1) para vala séptica.

O desconhecimento dos profissionais sobre o tipo de disposição final oferecida aos resíduos alinha-se à percepção de que a responsabilidade do estabelecimento está relacionada as etapas do manejo intra-estabelecimento. Ressalta-se a necessidade do conhecimento integral das etapas do manejo, como forma de minimizar os impactos oriundos de uma disposição final inadequada para o ambiente e sociedade.

Em estudo realizado por Pontes (2015), realizado na Universidade Federal de Campina Grande-PB, mostrou que o descarte dos resíduos era realizado em um espaço a céu aberto, com risco de proliferação de vetores. Ademais, esse local era próximo a uma lagoa, aumentando o risco de contaminação do lençol freático.

Um grave problema em relação ao gerenciamento de resíduos é o desconhecimento dos procedimentos que devem ser adotados durante o manejo dos RSS. Em estudo realizado por Paz et al. (2015) em uma IES foi identificado que a maioria dos resíduos químicos gerados não eram destinados para uma disposição final adequada, sendo descartados juntamente com os resíduos comuns.

Vale ressaltar que a falta de conhecimento dos participantes em relação ao tipo de disposição final dos RSS mostra que essa etapa não era considerada como responsabilidade da fonte geradora, e de acordo com a RDC 222/2018 é responsabilidade da unidade geradora efetuar o gerenciamento dos RSS em todas as suas etapas, inclusive a disposição final (ANVISA, 2018).

Em relação às ações de reaproveitamento e reciclagem na UFSCar, 62.5% (105) dos participantes afirmaram que os resíduos não eram reaproveitados e 41.1% (69) dos participantes afirmaram que os resíduos comuns eram reciclados (Tabela 5).

**Tabela 5.** Reaproveitamento e reciclagem de resíduos gerados em laboratórios do CCBS e CCET da UFSCar, Campus de São Carlos. São Carlos, 2020.

Variáveis	Reaproveitamento e Reciclagem		
	Sim	Não	Não tem conhecimento
Reaproveitamento (n=168)	33 (19.6%)	105 (62.5%)	30 (17.9%)
Reciclagem (n=168)	69 (41.1%)	55 (32.7%)	44 (26.2%)

Fonte: elaborada pelo autor.

É certo que alguns grupos de RSS não podem ser reutilizados e nem reciclados, mas há uma grande quantidade e diversidade de resíduos comuns que são passíveis dessas ações, contribuindo para a diminuição do volume de resíduos descartados e geração de renda para os catadores. Nesse sentido, ressalta-se também a importância da realização adequada e segura da segregação dos resíduos, especialmente os resíduos comuns, pois se realizada de forma inadequada impossibilita as atividades de reciclagem.

Nessa perspectiva, em 2011, a UFSCar, implantou a Coleta Seletiva no Campus de São Carlos. A implantação de programas de gestão de resíduos, assim como a realização de coleta seletiva somada às atividades de reaproveitamento e reciclagem contribuem com redução de lixões a céu aberto e destinação de resíduos para aterros sanitários. Essas atividades são estratégias para a redução de impactos ambientais relacionados à geração de resíduos (UFSCar, 2020; Silva, 2018).

O processo de reciclagem e reutilização dos RSS é uma estratégia que impede o esgotamento da matéria prima, além disso economiza energia durante os processos de produção, poupa os locais de disposição final no meio ambiente e ainda traz conscientização aos profissionais sobre a questão ambiental. (Brasil, 2006)

Existe uma preocupação em todo o mundo em relação ao desenvolvimento de estratégias que contribuam para a realização do gerenciamento adequado dos resíduos. Pesquisa realizada na Universidade Estadual Autônoma de Morelos (UAEM) no México realizou treinamentos com os alunos, bem como com os profissionais da área administrativa e acadêmica da universidade sobre a gestão integrada de resíduos, a fim de contribuir para a minimização da geração de resíduos e estimulando o desenvolvimento de atividades de reutilização, reciclagem, recuperação e disposição final adequada (Sanchez-Salinas *et al.*, 2015).

Nesse sentido, as IES desempenham papel essencial no incentivo de práticas sustentáveis, com o intuito de proteger o meio ambiente, pois possuem participação direta na formação de futuros profissionais e na sociedade como um todo (Avelino; Calisto; Jatobá, 2014).

Em relação ao PGRSS, identificou-se que 82.1% (138) dos laboratórios não possuem PGRSS; dos laboratórios que referiram possuir o plano, 46.7% (14) possuem há mais de dois anos. Ainda, 86.7% (26) dos participantes informaram ter recebido algum tipo de orientação sobre o Plano. Quanto às normas utilizadas para a elaboração do PGRSS, 83.3% (25) dos participantes referiram que não se basearam em normas para a construção do plano (Tabela 6).

Os resultados apresentam um cenário de preocupação, uma vez que grande parte dos laboratórios investigados não possuem um PGRSS, o que implica na qualidade da gestão e gerenciamento dos RSS. O PGRSS consiste em um documento dinâmico e determina as diretrizes para a realização de um manejo seguro e adequado dos resíduos. Destaca-se que no caso das IES, não há a necessidade de um PGRSS para cada laboratório; porém, as IES devem elaborar um Plano, que envolva todos os locais geradores de RSS sob sua responsabilidade.

Nesse sentido, cabe ressaltar que o PGRSS deve padronizar as técnicas e procedimentos que devem ser realizados em todas as etapas do manejo, de acordo com cada grupo de resíduo e com as normas vigentes. O PGRSS tem como objetivo diminuir os riscos envolvidos na manipulação de resíduos, não somente para a comunidade acadêmica, mas também para toda a população e o meio ambiente (Veiga, 2010).

Mesmo que haja um PGRSS em uma IES, este pode apresentar falhas referentes à elaboração e implementação do manejo dos resíduos (Teres., *et al.*, 2018). Muitas IES, enfrentam desafios que dificultam o gerenciamento adequado dos RSS, principalmente em relação às dificuldades financeiras. Uma pesquisa realizada em uma Universidade das Ilhas Ocidentais identificou que a falta de recursos

financeiros foi considerada o principal desafio para a gestão dos resíduos. Diante disso, foi recomendado para a universidade o desenvolvimento de atividades que poderiam melhorar as práticas de gerenciamento dos resíduos, como atividades de educação e orientação para os profissionais, além de fomentar a reciclagem (Bailey; Pena; Tudor, 2015).

**Tabela 6.** PGRSS dos laboratórios de ensino e pesquisa do CCBS e CCET da UFSCar, *Campus* de São Carlos. São Carlos-SP, 2020.

Variáveis	N	%
<b>Elaboração PGRSS</b>		
Sim	30	17.9
Não	138	82.1
Total	168	100.0
<b>Período de existência do PGRSS</b>		
Até um ano	03	10.0
Um a dois anos	02	6.7
Mais de dois anos	14	46.7
Não tem conhecimento	10	33.3
Total	30	100.0
<b>Conhecimento das etapas do PGRSS</b>		
Sim	28	93.3
Não	02	6.7
Total	30	100.0
<b>Recebeu orientação sobre o plano</b>		
Sim	26	86.7
Não	04	13.3
Total	30	100.0
<b>Normas utilizadas para a elaboração do plano</b>		
NBR 10004/2004	02	16.7
Conama 358/2005	01	3.3
ANVISA 222/2018	00	0.0
Sim	02	6.7
Não	25	83.3
Total	30	100.0

Fonte: elaborada pelo autor.

A temática acerca da gestão dos RSS deve ser inserida na rotina de professores, técnicos e estudantes no decorrer das atividades de ensino, pesquisa e extensão. Igualmente, a inclusão dessa temática deveria ser parte da formação acadêmica dos alunos, como objetivo de educar profissionais conscientes da problemática do manejo dos resíduos (Teres *et al.*, 2018).



Enfim, o gerenciamento dos RSS deve ser compreendido como uma estratégia necessária, e todos os geradores de resíduos deve fazer parte desse processo (Fonseca., *et al*, 2013). As IES devem ofertar programas de educação continuada para os profissionais que desempenham atividades relacionadas ao gerenciamento e manejo de resíduos, mesmo para aqueles que atuam de forma temporária nos laboratórios.

### Conclusões

Conclui-se que, apesar de um conhecimento deficitário dos responsáveis pelos laboratórios em relação às etapas do manejo dos RSS, o gerenciamento e manejo desses resíduos produzidos nos laboratórios de ensino e pesquisa do CCBS e CCET da UFSCar, *Campus* São Carlos, estava sendo realizado de forma adequada.

Devido ao elevado número de atividades experimentais que utilizam substâncias químicas, a geração desse tipo de resíduo é grande, com isso faz-se necessário a implementação de ações que contribuam com a redução na geração de resíduos.

Nesse sentido, torna-se necessário a implementação de atividades direcionadas à capacitação da comunidade acadêmica, que deve ser entendida como uma importante estratégia para treinar e orientar os funcionários e estudantes sobre o manejo dos RSS, em especial os resíduos químicos. Além disso, as IES devem buscar a realização de estratégias que possibilitem a redução de resíduos comuns, que pode ser realizada por meio de atividades simples, de forma individual ou coletiva, como a redução da utilização de materiais descartáveis e compostagem, além de implementar e fortalecer a coleta seletiva nas IES.

### Agradecimento

*Agradecimento ao apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).*

### Referências

- Antoniassi, B., Silva, M.C.K. (2017) A importância de resíduos perigosos em uma Universidade: estudo de caso nos laboratórios de ensino e pesquisa. *Sistemas & Gestão*, **12**(2), 183-191. <https://doi.org/10.20985/1980-5160.2017.v12n2.914>
- Avelino, A.B., Calisto, A.C.P.A., Jatobá, D.V. (2014) *Proposta de destinação ambientalmente correta e da reciclagem dos resíduos sólidos gerados por uma instituição de ensino superior (IES) privada em Maceió - Alagoas*. Projeto de pesquisa apresentado na Semana Acadêmica - Faculdade Pítgoras de Maceió. Disponível em: [https://www.academia.edu/19102533/PROPOSTA\\_ACADEMICA\\_PITAGORAS\\_2014](https://www.academia.edu/19102533/PROPOSTA_ACADEMICA_PITAGORAS_2014)

- Bailey, J., Pena, M., Tudor, T. (2015) Strategies for Improving Recycling at a Higher Education Institution: A Case Study of the University of the West Indies, Cave Hill Campus, Barbados. *The Open Waste Management Journal*, **8**, 1-11. <http://dx.doi.org/10.2174/1876400201508010001>
- Brasil. (2006) Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) *Manual de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde*. Brasília: Ministério da Saúde. Disponível em: [http://www.anvisa.gov.br/servicosaude/manuais/manual\\_gerenciamento\\_residuos.pdf](http://www.anvisa.gov.br/servicosaude/manuais/manual_gerenciamento_residuos.pdf)
- Brasil (2018) *Resolução da Diretoria Colegiada nº 222 de 28 de março de 2018*. Regulamenta as Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde e dá outras providências. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 mar 2018. Disponível em: [http://portal.anvisa.gov.br/documents/10181/3427425/RDC\\_222\\_2018\\_.pdf/c5d3081d-b331-4626-8448-c9aa426ec410](http://portal.anvisa.gov.br/documents/10181/3427425/RDC_222_2018_.pdf/c5d3081d-b331-4626-8448-c9aa426ec410)
- Brasil (2005) *Resolução Conama nº 358 de 28 de abril de 2005*. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 abr. 2019. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=5046>
- Campos, L.M., Vieira, F.G., Laureano, F.V. (2014) Geração de resíduos de serviços de saúde em IES: um diagnóstico através do monitoramento da PUC Minas em Betim. *Sinapse Múltipla*, **3**(2), 86-10. Disponível em: <http://periodicos.pucminas.br/index.php/sinapsemultipla/article/view/8222>
- Couto, A.P., Matos, A.F., Carvalho, P.G.; Alves, M.C. (2005) Ciência, Inovação e desenvolvimento sustentável: desafios e implicações estratégicas para a universidade. In: *II Seminário Internacional*. Anais: Portugal. Disponível em: <https://ubibliorum.ubi.pt/bitstream/10400.6/567/1/cinciainovaoedesenvo.pdf>
- De Conto, S.M. (2010) Gestão de Resíduos em Universidades: uma complexa relação que se estabelece entre heterogeneidade de resíduos, gestão acadêmica e mudanças comportamentais. In: *Fórum Internacional A Sustentabilidade no Século XXI*. Anais: Caxias do Sul. Disponível em: <http://www.capacita.com.br/evento/meioambiente/DIA10/TARDE/Suzanaapresenta%C3%A7%C3%A3oupfel.pdf>
- Fonseca, M.D., Carvalho, G.C., Corrêa, M.M., Holanda, R.M. (2013) Os riscos relacionados ao ambiente e à atividade de coleta de resíduos sólidos urbanos. *Rev. Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, **8**(5), 9-100. Disponível em: <https://editoraverde.org/gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/1978/2130>
- Ker, A.B., Freitas, D.P., Nunes, F.R.G., Cruz, S.L., Pinto, T.G., Gianetti, T.P., Theodoro, D.C., Pelissari, V.B. (2017) Composição gravimétrica dos resíduos sólidos produzidos no campus I do Centro Universitário FAESA. *Revista Científica Faesa*, **13**(1), 48-53. <https://doi.org/10.5008/1809.7367.113>
- Leite, T. M., Santos, M. V. dos. (2019) Tratamento de resíduos de cromo gerados nas aulas de química analítica. *REMEA - Revista Eletrônica Do Mestrado Em Educação Ambiental*, (2), 34-47. <https://doi.org/10.14295/remea.v0i2.8876>
- Lima, J.R., Firkowski, O.L.C.F. (2019) Universidades brasileiras e seus planos de coleta seletiva. *Acta Brasiliensis*, **3**(1), 8-13. <http://dx.doi.org/10.22571/2010.22571/2526-4338165>
- Lira, T.K.B., Barros, T.R.B., Souza, J.S.B., Batista, T.S., Almeida, A.Z.F., Lima, V.E. (2014) Princípios de gestão e conservação ambiental aplicados aos laboratórios de ensino experimental de química. In: *Encontro Nacional de Educação, Ciência e Tecnologia UEPB*. Anais: Paraíba. Disponível em: [https://editorarealize.com.br/revistas/enect/trabalhos/Comunicacao\\_84.pdf](https://editorarealize.com.br/revistas/enect/trabalhos/Comunicacao_84.pdf)
- Maders, G.R., Cunha, H.F.A. (2015) Análise da gestão e gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde (RSS) do Hospital de Emergência de Macapá, Amapá, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **20**(3), 379-388. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000137607>
- Madhukumar, S., Ramesh, G. (2012) Study about awareness and practices about health care wastes management among hospital staff in a medical college hospital, Bangalore. *International Journal of Basic Medical Science*, **3**(1) Disponível em: <https://www.semanticscholar.org/paper/STUDY-ABOUT-AWARENESS-AND-PRACTICES-ABOUT-HEALTH-IN-Madhukumar-Ramesh/4a920b925f45d364c55763b5ab1ae741039d4651?p2df>

- Marinho, C.C., Bozelli, R.L., Esteves, F.A. (2011) Gerenciamento de resíduos químicos em um laboratório de ensino e pesquisa: a experiência do laboratório de limnologia da UFRJ. *Revista Eclética Química*, **36**, (12) <https://doi.org/10.1590/S0100-46702011000200005>
- Melo, C.P., Barbosa, L.B., Souza, M.R., Barcelos, I.S.C. (2013) Estudo descritivo sobre o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde no município de Jataí, Goiás, 2010. *Rev. Epidemiol. Serv. Saúde*, **22**(3), 517-524. Doi: <http://dx.doi.org/10.5123/S1679-49742013000300017>.
- Minotto, J.B., Magalhães, R.F., Rodrigues, E.A. (2019) Gestão de Resíduos Sólidos na Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Brasil. In: *9º Forum Internacional de Resíduos Sólidos*. Anais: Porto Alegre. Disponível em: <http://www.institutoventuri.org.br/ojs/index.php/firs/article/viewFile/689/557>
- Moreira, A.M.M. (2012) Gerenciamento de resíduos de serviços de saúde: um desafio para unidades básicas de saúde. Dissertação de Mestrado em Saúde Ambiental – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 191 pp. Disponível em: [http://www.scielo.br/pdf/rlae/v24/pt\\_0104-1169-rlae-24-02768.pdf](http://www.scielo.br/pdf/rlae/v24/pt_0104-1169-rlae-24-02768.pdf)
- Oliveira, C.R.O., Braga, A.M.C.B., Villardi, J.R.W., Krauss, T.M. (2019) Gerenciamento de resíduos em laboratórios de uma universidade pública brasileira: um desafio para a saúde ambiental e a saúde do trabalhador. *Saúde debate*, **43**(3). <https://doi.org/10.1590/0103-11042019S305>.
- Oliveira, M.G., Gomes, S.S.S., Rezende, J.L.P., Borges, N.G. (2020) Monitoramento de um Plano de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde (PGRSS): Estudo de caso na PUC Minas Betim. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, **7** (1), 98-115, 2019. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3547990>
- Paz, M.F., Fonseca, C.B., Coorêa, E.K., Lima, A.S., Coorêa, B.B. (2015) Resíduos químicos em laboratórios de uma instituição de ensino agrônomo. *Revista Tecnológica*, **24**(1), 41-52. <https://doi.org/10.4025/revtecnol.v24i1.26127>
- Pontes, S. H. (2015) *Análise dos aspectos ambientais dos resíduos sólidos na Universidade Federal de Campina Grande – UFCG Campus de Campina Grande*. Dissertação de Mestrado em Recursos Ambientais - Universidade Federal de Campina Grande, 96pp. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/xmlui/bitstream/handle/riufcg/957/SARA%20HENRIQUE%20PONTES%20%20DISSERTA%C3%87%C3%83O%20%28PPGRN%29%202015.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Sánchez-Salinas, E., Ortiz-Hernández, M.L., Rodríguez, A., Castrejón-Godínez, M.L. (2015) Waste management in institutions of higher education as a tool for environmental education. In: *Fifteenth International Waste Management and Landfill Symposium*. Italy. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/292326746\\_WASTE\\_MANAGEMENT\\_IN\\_INSTITUTIONS\\_OF\\_HIGHER\\_EDUCATION\\_AS\\_A\\_TOOL\\_FOR\\_ENVIRONMENTAL\\_EDUCATION](https://www.researchgate.net/publication/292326746_WASTE_MANAGEMENT_IN_INSTITUTIONS_OF_HIGHER_EDUCATION_AS_A_TOOL_FOR_ENVIRONMENTAL_EDUCATION)
- Santos, E.S.M., Cardoso, L.M.Q., Soeiro, E.T. (2019) Gestão dos resíduos sólidos de serviço de saúde em uma instituição de ensino superior em Belém – PA. In: *X Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*. Anais: Fortaleza. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2019/I-029.pdf>
- Saramento, E., Finotti, A.R., Laurenti, A., Pacheco, R.M., Meireles, S. (2015) Gestão de resíduos químicos em instituições de ensino superior: melhores práticas e perspectivas. In: *VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*. Anais: Porto Alegre. Disponível em: <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2015/I-032.pdf>
- Silva, A. (2018) A gestão dos resíduos sólidos em uma escola do ensino profissionalizante, baseada no sistema de coleta seletiva e educação ambiental. *Revista Científica Multidisciplinar*, **3**(1), 116-196. Disponível em: <https://www.nucleodoconhecimento.com.br/engenharia-de-producao/gestao-dos-residuos-solidos>
- Sodré, M.S., Lemos, C.F. (2017) O cenário do gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde no Brasil. *Resíduos Sólidos e Recursos Hídricos: as grandes consequências de cada atitude*. In: *8º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos*. Anais: Brasília. Disponível em: <http://www.institutoventuri.org.br/ojs/index.php/firs/issue/view/2>
- Souza, H.E.N. (2019) Gestão de Resíduos Sólidos em uma Universidade na Amazônia. In: *10º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos*. Anais: Pará. Disponível em: <http://institutoventuri.org.br/ojs/index.php/firs/article/view/1411>

- Souza, T.C. (2015) Diagnóstico do gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde em estabelecimentos públicos de municípios que recebem imposto sobre circulação de mercadorias e serviços ecológico no Estado de Minas Gerais. *Revista, Eng. Sanit. Ambient*, **20**(4), 571-580. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040132781>
- Takayanagui, A.M.M. (1997) *Contribuição para o diagnóstico da situação dos resíduos perigosos produzidos no Campus de Ribeirão Preto/USP*. Relatório de Pesquisa da Prefeitura do Campus Administrativo da USP em Ribeirão Preto-SP. Ribeirão Preto: EERP-USP.
- Takayanagui, A.M.M. (2005) *Gerenciamento de resíduos de serviços de saúde*. In: Philippi JA, (Ed.) Saneamento, saúde e ambiente: fundamento para o desenvolvimento sustentável. Barueri: Manole, 323-374.
- Teixeira, A.P. (2020) *Diagnóstico do gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde gerados em laboratórios de ensino e de pesquisa da Universidade Federal de São Carlos – Campus de São Carlos – SP*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Enfermagem, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 187pp. Disponível em: [https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/13072/dissertação\\_aline.pdf?isAllowed=y&sequence=1](https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/13072/dissertação_aline.pdf?isAllowed=y&sequence=1)
- Terres, M.P., Nazari, M.T., Gonçalves, C.S., Silva, P.L.C., Diesel, T.N., Corrêa, E.K., Corrêa, L.B. (2018) Análise do gerenciamento de resíduos de serviços de saúde de uma instituição de ensino superior em odontologia. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, **9**(7) <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.007.0013>
- Universidade Federal De São Carlos (UFScar) (2020) *Departamento de Química*. Apresentação. São Carlos Disponível em: <http://www.dq.ufscar.br/graduacao/apresentacao>.
- Veiga, T.B. (2010) *Diagnóstico da Situação do Gerenciamento de Resíduos Perigosos no Campus da USP de Ribeirão Preto – SP*. Dissertação de Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública - Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, 151pp. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/22/22133/tde-16052011-165236/publico/TATIANEBONAMETTIVEIGA.pdf>.
- Vieira, C.S.M., Nazari, M.T., Gonçalves, C.S., Corrêa, L.B. (2016) Manejo de resíduos de serviços de saúde em uma Unidade Básica de Saúde vinculada a uma Instituição de Ensino Superior. *Revista Ciência e Natura, Santa Maria*, **38**(3), 1580-1589. <https://doi.org/10.5902/2179460X22213>
- Zajac, M.A., Fernandes, R., David, C., Aquino, S. (2016) Logística Reversa de Resíduos da Classe D em Ambiente Hospitalar: Monitoramento e Avaliação da Reciclagem no Hospital Infantil Cândido Fontoura. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, **5**, 78-9. <https://doi.org/10.5585/geas.v5i1.326>.



# REVISTA AIDIS

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

**POTENCIAL DE REDUÇÃO DE MICRORGANISMOS  
TERMOTOLERANTES DE EFLUENTES DA PECUÁRIA  
BOVINA LEITEIRA POR MEIO DA BIODIGESTÃO  
ANAERÓBIA COM E SEM INOCULAÇÃO**

Júlio Maiorquino Manzoli <sup>1</sup>  
Amanda Gutierrez de Souza <sup>2</sup>  
\* Valter Cesar de Souza <sup>2</sup>  
Rejane Maria Tommasini Grotto <sup>2</sup>  
Sergio Augusto Rodrigues <sup>2</sup>  
Valéria C. Rodrigues Sarnighausen <sup>2</sup>

**POTENTIAL OF REDUCING THERMOTOLERANT  
MICROORGANISMS FROM LIVESTOCK WASTEWATER THROUGH  
ANAEROBIC DIGESTION WITH AND WITHOUT INOCULUM**

Recibido el 4 de enero de 2022. Aceptado el 2 de mayo de 2022

## Abstract

Brazil has agribusiness as one of its major economics components, representing about 21.4% of the Gross Domestic Product (GDP) in the year 2019, according to Brazilian Ministry of Agriculture, Livestock Industry and Supply report. Further, the dairy cattle herd has an important role such as economically, with a gross income amount of production around R\$33 billion annually, as well as socio-environmentally, because of its great volume of livestock waste that is a source of contamination and proliferation of pathogenic microorganisms, which can be led to significant public health issues and environmental pollution. Thus, anaerobic digestion appears as an available solution for these major problems, likewise as a profitable opportunity with its byproducts - biogas and biofertilizer. There are a lot of concerns about the reintroduction of the biofertilizer in the field and one of them relates to the minimum quantity allowed of thermotolerant microbes, related to fecal contamination. In such manner, the objective of this work was to identify the potential of reduction of thermotolerant microorganisms during the process of anaerobic digestion of dairy cattle manure, in two separate treatments, with and without inoculum, utilizing information from the database gathered by the DNA extraction of these microorganisms. The result obtained with the inoculum treatment was a 100% reduction of the thermotolerant organisms, in a different manner the non-inoculum group encountered an 80% reduction. With the present study, the hypothesis from the inoculum's determinant role of thermotolerant-reduction from animal manure during anaerobic digestion was corroborated.

**Keywords:** biofertilizer, metagenomic, sustainability.

<sup>1</sup> Bacharel em Ciências Biológicas, Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Brasil.

<sup>2</sup> Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia, Botucatu, Universidade Estadual Paulista, (Unesp), Brasil.

\*Autor correspondente: Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia, Botucatu, Universidade Estadual Paulista. Avenida Universitária, 3780 – Altos de Paraíso, Botucatu/SP – CEP 18610-034. Brasil. Email: [valter.souza@unesp.br](mailto:valter.souza@unesp.br)

## Resumo

O Brasil tem como um dos pilares de sua economia o agronegócio, representando cerca de 21.4% do Produto Interno Bruto (PIB) no ano de 2019, segundo relatório do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. O rebanho de bovinos leiteiros confere um papel fundamental tanto economicamente, com um valor bruto de produção de 33 bilhões de reais anuais, quanto ambientalmente, pois gera grandes quantidades de dejetos que são fonte de contaminação e proliferação de microrganismos patógenos, podendo ocasionar problemas de saúde pública e poluição ambiental. Diante deste problema, a digestão anaeróbia configura-se como uma possível solução para as questões levantadas, capaz inclusive de produzir subprodutos economicamente vantajosos, o biogás e o biofertilizante. Existem diversas reivindicações acerca da reintrodução do biofertilizante na lavoura e uma delas refere-se à quantidade mínima permitida de coliformes termotolerantes, os quais são relacionados à contaminação fecal. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi identificar o potencial de redução de microrganismos termotolerantes ao longo do processo de biodigestão anaeróbia de efluentes da pecuária bovina leiteira, em dois tratamentos, com e sem inoculação, utilizando informações de banco de dados referente à extração de DNA da microbiota destes locais. O resultado obtido no grupo com inóculo foi de 100% de redução de organismos termotolerantes, ao passo que no grupo sem adição do digestato foi percebido uma redução de 80%. Com o presente estudo, corrobora-se a hipótese de que o inóculo apresenta um papel determinante para a diminuição dos microrganismos termotolerantes durante a digestão anaeróbia de dejetos animais de produção.

**Palavras-chave:** biofertilizante, metagenômica, sustentabilidade.

## Introdução

O Agronegócio brasileiro chegou à marca de 641 bilhões de reais de faturamento bruto relativo à produção da pecuária e das principais lavouras no ano de 2019 (Brasil, 2020). Um dos grandes componentes da produção do meio rural, a pecuária leiteira, atingiu o valor bruto de produção de 33 bilhões de reais anuais (IBGE, 2020). Este avanço no campo deve ser apoiado nos conceitos da economia circular para sustentar a cadeia produtiva em crescimento, pois as externalidades negativas, poluição ambiental, pode influenciar diretamente na longevidade do negócio. A produção intensiva, do gado de leite, gera elevado volume de dejetos, biomassa, fonte de contaminação ambiental e proliferação de microrganismos patógenos (Orrico Júnior *et al.*, 2012). Quando manejados inadequadamente, os dejetos (fezes e urina) contaminam o solo, a água (superficial e subterrânea) e o ar por compostos como metano e amônia, além da ameaça sanitária na forma de coliformes fecais e pela propagação de insetos (Amaral *et al.*, 2004).

Uma alternativa sustentável para o tratamento desta biomassa é a digestão anaeróbia (DA), processo biológico de reciclagem energética de nutrientes contidos na biomassa, a conversão de material orgânico complexo em biogás e biofertilizante realizada por um consórcio microbiano (Talbot *et al.*; Ward *et al.*, 2008; Nelson *et al.*, 2011).

O processo de digestão anaeróbia, que é um processo *beneficiamento biológico*, reduz a carga de coliformes, o biofertilizante oriundo do biorreator apresenta nutrientes essenciais às plantas, tais

quais o nitrogênio (N), fosfato (P) e potássio (K) (Arruda *et al.*, 2002) e, apresenta baixo custo de aplicação e manutenção quando comparado aos fertilizantes minerais (Barbosa e Langer, 2011). O uso do biofertilizante segue padrões ambientais e sanitários, de acordo com a resolução CONAMA (2005), sua utilização na lavoura depende da contagem de coliformes termotolerantes, não deverá exceder o limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mililitros, em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.

O processo de biodigestão anaeróbia, que consiste em fases de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, além de proporcionar destino ambientalmente correto para resíduos da agropecuários, produção de produção de biogás e também de biofertilizantes, é capaz de agir como sanitizante de microrganismos patogênicos como coliformes fecais termotolerantes, sendo a maior parte deles constituídos por *Escherichia coli*, que juntamente com os demais termotolerantes são nocivos à saúde humana e animal (Amaral *et al.*, 2000; Amaral *et al.*, 2004).

O efluente gerado de um proceso de biodigestão aneróbia pode ser utilizado em outros processos como inóculo, por ser um substrato com comunidade de microrganismos consolidada, ou seja, uma população extra de microrganismos adaptados ao proceso de produção de metano. Sendo assim, com a inserção do inóculo é possível aumentar a atividade da comunidade microbológica do dejetos, antecipando o pico de produção de biogás, além de promover a melhor redução de sólidos totais e voláteis (Xavier *et al.*, 2010).

Neste contexto, este trabalho tem o objetivo de examinar o potencial de redução de microrganismos termotolerantes ao longo do processo de biodigestão anaeróbia de efluentes da pecuária bovina leiteira, com e sem a utilização de inoculação.

## Metodologia

### Delineamento experimental

Os dados do presente estudo são provenientes da amostragem e sequenciamento realizados em experimentos com biodigestores em batelada, referentes ao estudo da biodigestão anaeróbia de efluentes da pecuária bovina leiteira, em dois tratamentos, sendo um com biodigestores abastecidos com afluente composto por uma mistura de dejetos diluído em água (substrato com 40% de dejetos bovino e 60% de água) e o outro tratamento com o afluente composto por dejetos diluído com inóculo (substrato com 40% de dejetos e 60% inóculo).

Os substratos de cada tratamento foram preparados visando padronizar os sólidos totais em torno de 8% (Salam *et al.*, 2015; Otaraku e Ogedengbe, 2013). Utilizou-se a metodologia de APHA (2005) para determinar o teor de sólidos totais e voláteis.

O dejetto de bovino leiteiro usado neste estudo foi coletado na Fazenda Experimental da Zootecnia da UNESP de Botucatu em São Paulo. A coleta de aproximadamente 60 kg foi efetuada por raspagem dos dejetos contidos na área de ordenha. O dejetto apresentou um pH de 5.3 e 15.20 % de sólidos totais. A fim de melhorar a eficiência de degradação da biomassa no sistema anaeróbio, o dejetto foi pré tratado por trituração até uma faixa de tamanho de partícula de dois milímetros.

O inóculo, também chamado de digestato, foi obtido a partir do efluente de biodigestores contínuos estabilizados de uma fazenda do município de São Pedro-SP, em condições ambientais semelhantes a experimento, abastecidos por afluentes de dejetos bovinos leiteiros, constituindo-se de uma comunidade microbiológica consolidada capaz de reduzir sólidos totais e voláteis. O inóculo apresentou um pH de 7.7 e 1.88 % de sólidos totais e 1.27 % de sólidos voláteis.

Foram utilizados 28 biodigestores de 1.8 litros, com gasômetro acoplado para a contenção e esgotamento do efluente e gás produzido, sendo 14 biodigestores por tratamento. Em cada tratamento, uma amostra foi coletada inicialmente dos respectivos afluentes, ou seja, logo após a diluição do dejetto, em água ou com inóculo, anteriormente à alimentação dos biodigestores (início do experimento). Nos momentos subsequentes de 28, 35, 41, 49, 56, 63 e 70 dias após o início do processo de digestão anaeróbia foram utilizados dois biodigestores para a retirada das amostras em cada tratamento, visando analisar a dinâmica microbiana relativa a um período de 70 dias. As amostras foram padronizadas a uma quantidade de 250 µL e preservadas em freezer numa temperatura de -70°C até que fossem submetidas ao procedimento de sequenciamento metagenômico.

O experimento foi conduzido na temperatura ambiente local, condição corriqueira em meio rural, a qual variou no período do processo de biodigestão entre 17 e 30 °C (mensurada semanalmente), apresentando-se pouco abaixo das condições mesofílicas (30 a 40 °C).

#### Sequenciamento e banco de dados

Existem várias etapas envolvidas em um projeto de sequenciamento 16S metagenômico. Isso inclui extração de DNA, preparação de biblioteca visando a variável V3 e regiões V4 do gene 16S rRNA, sequenciamento e análise estatística. O DNA genômico foi extraído usando o QIAamp DNA DNeasy PowerSoil (Qiagen, 2017) de acordo com as instruções do protocolo DNeasy PowerSoil com algumas pequenas modificações.

Em seguida, o material obtido foi quantificado usando Espectrofotômetro *Nanodrop*. O gene 16S do DNA extraído foi amplificado com os conjuntos de *primers* amplamente conservados visando as regiões V3-V4. Esta etapa usou *AMPure XP beads* para purificar o *amplicon* 16S V3 e V4, seguiu-se o protocolo *PCR Clean-up* do guia de preparação da biblioteca de



sequenciamento metagenômico 16S. A reação em cadeia polimerase (PCR) foi realizada em um termociclador (System 9700). Após amplificação foi feita uma eletroforese para certificar que as amostras foram todas amplificadas corretamente, o tamanho esperado do *amplicon* foi de aproximadamente 550 pb.

Foi utilizado o sequenciamento de nova geração (NGS) pelo método de amplificação em ponte utilizado no sequenciador *Genome Analyser* (ILLUMINA, 2017). O sequenciamento foi realizado no *Sistema Illumina MiSeq* e os dados produzidos foram tratados pelo *16S Metagenomics App* na plataforma de análise *BaseSpace*. Os relatórios de resumo de cada amostra foram analisados de acordo com a classificação taxonômica (reino, filo, classe, ordem, família, gênero e espécie), comparando-se as amostras.

Por fim, a partir das amostras do material coletado dos biodigestores do delineamento deste experimento, foi utilizado um banco de dados fornecido pelo *BaseSpace 16S App Metagenomics*, constando um total de 728 microrganismos diferentes detectados (componente qualitativo), considerou-se a taxonomia correspondente ao nível de gênero e o total de número de *reads* (componente quantitativo), denotando o número de leituras realizadas no sequenciamento.

#### Análise exploratória dos dados

A partir do sequenciamento, inicialmente, foi realizada uma análise exploratória dos dados por meio de tabelas de frequências e contingência a fim de organizar um banco de dados com o consórcio microbiano de cada período e identificar os gêneros mais representativos de coliformes termotolerantes. Para a análise dos dados, utilizou-se como referência 4 gêneros de coliformes termotolerantes, que indicariam a contaminação de organismos provenientes da microbiota intestinal de animais: *Escherichia*, *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter* (Guentzel, 1996; Feng *et al.*, 2002; CONAMA, 2005). Com o intuito de avaliar a diversidade alfa das amostras, ou seja, a diversidade referente a todos os gêneros identificados na microbiota dentre o total de leituras, realizou-se o cálculo do *Índice de Simpson (D)* (Equação 1) (Colwell e Levin, 2009).

$$D = \sum_{i=1}^k p_i^2$$

Equação (1)

sendo  $k$  o número de gêneros identificados e  $p_i$  a proporção de cada gênero na amostra, ou seja,  $p_i = n_i/N$  onde  $n_i$  representa o número de *reads* do gênero  $i$  e  $N$  o número total de indivíduos identificados.

Para identificar as bactérias termotolerantes que mais ocorreram foram construídas tabelas de frequência simples, bem como tabelas de contingência, visando avaliar possíveis associações da distribuição de bactérias termotolerantes entre os momentos de avaliação e os dois tratamentos (com e sem inóculo). As análises foram realizadas no ambiente *R* (*R Core Team*, 2021).

## Resultados e discussão

O sequenciamento metagenômico do DNA microbiano presente na matéria orgânica em biodigestão gerou um total de 1,193,717 *reads* (leituras) e um total de *reads* classificados em gênero de 892,774, o que representa 74.8% de identificação global de gêneros. Considerando diferentes períodos e tipo de tratamento, observa-se na Tabela 1 as respectivas porcentagens de classificação de gênero, dentre as amostras retiradas num período de 70 dias.

**Tabela 1.** Total de *reads* e porcentagem de leituras classificadas em gênero.

Tratamento	Período (dias)	Total <i>reads</i>	Nº <i>reads</i> classificadas	% <i>reads</i> classificadas
Com inóculo	0	65,164	44,595	68.44%
	28	67,160	40,710	60.52%
	35	72,888	54,375	74.96%
	41	81,759	53,415	65.01%
	49	81,521	52,346	64.13%
	56	69,986	44,500	63.85%
	63	64,493	41,141	63.69%
	70	81,540	52,061	63.81%
Sem inóculo	0	95,526	80,515	84.29%
	28	64,477	55,489	85.87%
	35	86,676	63,016	74.44%
	41	79,879	68,425	85.42%
	49	81,327	69,389	85.32%
	56	63,529	54,273	85.28%
	63	71,627	61,332	85.61%
	70	66,165	57,192	86.11%

No tratamento com inóculo, obteve-se um total de 383,143 leituras com gêneros identificados, representando 65.5% de sucesso na classificação. No tratamento sem inóculo, alcançou-se um total de 509,631 leituras com gêneros identificados, equivalente a um valor de 83.6% de gêneros classificados. Na amostra inicial observa-se 68.44% de sucesso na classificação no tratamento com inóculo e 84.29% sem o inóculo, chegando ao final de 70 dias, respectivamente, a 63.81% e 86.11% de classificação. Nota-se uma diferença razoável nas porcentagens de classificação em gênero, sendo em média menor no tratamento com inóculo (Tabela 1). A isto, atribui-se primeiro ao fato de ainda existir uma grande gama de organismos não classificados nos bancos de dados, como é o caso do filo *Bacteroidetes*, onde aproximadamente 91.9% dos organismos encontrados não possuem classificação (Barros *et al.*, 2017). Ademais, a introdução do inóculo pode ter levado a um aumento na biodiversidade local, resultando numa queda na taxa de classificação pelo motivo citado anteriormente.

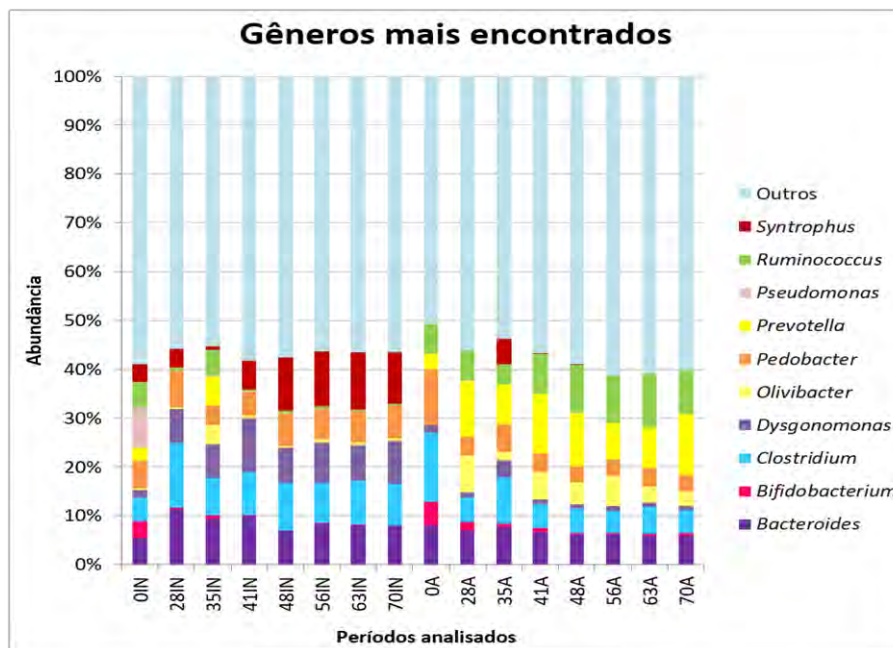
Para checar a validade do segundo argumento que a introdução do inóculo possa ter elevado a biodiversidade local, o *Índice de Simpson (D)* foi utilizado. Este índice de diversidade varia de 0 a 1, revela uma maior diversidade quando se aproxima do valor zero. Como visto na Tabela 2, os índices obtidos foram próximos em todos os períodos, com exceção do início (dia 0), indicando uma diversidade microbiana semelhante. No início do experimento (dia 0) o índice de Simpson indica maior diversidade no tratamento com inóculo ( $D=0.0288$ ) ao se comparar com o tratamento sem inóculo ( $D=0.0577$ ). No entanto, durante os períodos da biodigestão avaliados, observa-se uma estabilização na diversidade de microorganismos nos dois tratamentos, apresentando resultados do índice D semelhantes entre si.

**Tabela 2.** Valores do *Índice de Simpson (D)* para cada grupo e períodos avaliados.

Tratamento	Períodos (em dias)							
	0	28	35	41	49	56	63	70
Com inóculo (IN)	0.0288	0.0499	0.0357	0.0432	0.0438	0.0449	0.0454	0.0446
Sem inóculo (A)	0.0577	0.0422	0.0358	0.0432	0.0416	0.0375	0.0400	0.0425

A Figura 1 apresenta o número de leituras dos gêneros observados no início do experimento (indicado como dia 0) até o último período do estudo (após 70 dias do início do experimento) em cada tratamento, sendo A indicando o tratamento com água e IN com inóculo. Assim, tomando uma perspectiva mais geral da análise metagenômica, os 10 gêneros com maior número de leituras verificadas durante o experimento foram os seguintes: *Syntrophus*, *Ruminococcus*, *Pseudomonas*, *Prevotella*, *Pedobacter*, *Olivibacter*, *Dysgonomonas*, *Clostridium*, *Bifidobacterium* e *Bacteroides* (Figura 1).

A adição de inóculo, introduzindo uma fração de material estabilizado, permite que o substrato receba uma população adicional de microrganismos típicos da digestão anaeróbia, acelerando o processo de biodigestão (Xavier e Lucas Junior, 2010). Na Figura 1 observa-se uma diferença no padrão populacional de microrganismos dos dois tratamentos (A: água e IN: inóculo), sendo que o consórcio microbiano observado no tratamento com inóculo pode ser um dos possíveis fatores que corroboram para a maior redução dos organismos termotolerantes. Observa-se que os gêneros *Bacteroides* e *Clostridium* se mostraram presentes nos dois tratamentos durante todo o período, os quais são importantes para o início do processo de fermentação (característicos das fases hidrolítica e acidogênica). No tratamento sem inóculo (com água), os gêneros *Prevotella* e *Ruminococcus* (característicos nas primeiras fases do processo de digestão anaeróbia) apresentaram maiores percentuais de leituras, enquanto no tratamento com inóculo observou-se mais leituras dos gêneros *Dysgonomonas* e *Syntropus* em todo período analisado.



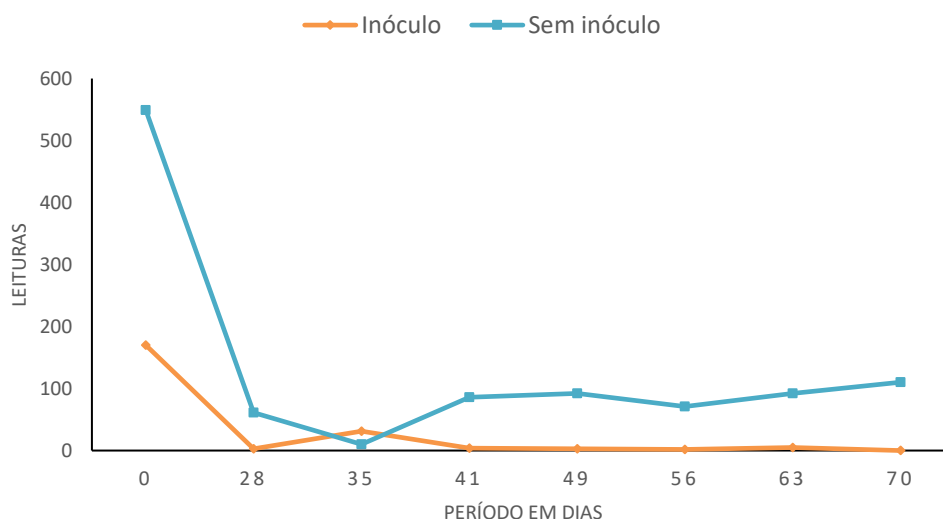
**Figura 1.** Gêneros mais encontrados nos períodos para os dois tratamentos (A-diluição com água e IN com inóculo).

A partir do número de *reads* gerado foi possível estabelecer uma relação de redução de organismos termotolerantes na biodigestão. Na Tabela 3, verifica-se no grupo tratado com inóculo, no início da biodigestão, havia 0.38% de microbiota termotolerante e no final de 70 dias não foram identificados esses gêneros, indicando uma redução de 100%. No grupo sem inóculo, inicialmente havia 0.68% e encerrou-se o experimento, aos 70 dias, com 0.19% de termotolerantes, indicando uma redução de 80%.

**Tabela 3.** Relação de redução de termotolerantes, entre início e fim do processo de DA.

Tipo	Gênero	Com Inóculo		Água (Sem inóculo)	
		Inicial (0 d)	Final (70 d)	Inicial (0 d)	Final (70 d)
Termotolerante	<i>Escherichia</i>	150 (0.34%)	0	534 (0.66%)	100 (0.17%)
	<i>Klebsiella</i>	13 (0.03%)	0	3 (0%)	1 (0%)
	<i>Enterobacter</i>	7 (0.02%)	0	11 (0.01%)	8 (0.01%)
	<i>Citrobacter</i>	0	0	1 (0%)	1 (0%)
Total Termotol.	-	170 (0.38%)	0 (0%)	549 (0.68%)	110 (0.19%)
Outros gêneros	-	44,425 (99.62%)	52,061 (100%)	79,966 (99.32%)	57,083 (99.81%)
Total	-	44,595 (100%)	52,061 (100%)	80,515 (100%)	57,192 (100%)

Percebe-se que a quantidade inicial de leituras de microrganismos termotolerantes no tratamento com água apresentou-se maior em comparação com o tratamento que recebeu inóculo (Tabela 3). A água utilizada foi retirada de poço artesiano. Sabe-se que, em vista de resolução específica (CONAMA, 2005) a contagem de termotolerantes da água não pode ultrapassar 200 por 100 mililitro de amostra, ou seja 2000 leituras por litro. A Tabela 3 indica que houve 534 contagens em 250  $\mu$ L, que equivale a  $2.136 \cdot 10^3$  leituras por litro, indicando que a água do poço artesiano mais o dejetos a ser tratado apresenta quantidade de microrganismos termotolerantes acima do indicado pela CONAMA. Esta é uma condição corriqueira em meio rural onde a água não é tratada devidamente, sendo ainda utilizada para limpeza de baias, cujo efluente acaba sendo destinado ao solo e cursos d'água. Nesse sentido, comparando o potencial de redução de termotolerantes entre os tratamentos utilizados, o uso de inóculo mostra-se mais eficiente em reduzir o número de termotolerantes presentes no dejetos a ser tratado, quando comparado com a água que também possui uma carga de microrganismos dessa natureza, sendo o processo de biodigestão anaeróbia mais eficiente em termos de redução dos riscos ambientais quanto à saúde humana e animal ao se utilizar o efluente para fins agrícolas.



**Figura 2.** Redução de organismos termotolerantes no período de 70 dias de biodigestão.

Comparativamente, Junior *et al.* (2018) e Amaral *et al.* (2000) estudaram a influência do inóculo na biodigestão de dejetos da pecuária e aviário respectivamente, obtendo maior redução com inóculo. Estes resultados corroboram com a hipótese de que o inóculo apresenta um papel determinante para a diminuição dos microrganismos em questão na digestão anaeróbia de

dejetos animais. Além disso, a adição de inóculo é capaz de proporcionar um aumento da velocidade de reações relacionadas ao processo de biodigestão anaeróbia, visto que possui uma comunidade microbiológica consolidada capaz de reduzir sólidos totais e voláteis, produzindo maior quantidade de biogás, ao ser comparado com tratamentos que recebem água e dejetos apenas, além de redução de demanda química e biológica de oxigênio (DQO e DBO), reduzindo o potencial de poluição de solos e cursos d'água (Paes et al., 2020; Xavier; Lucas Júnior, 2010).

A evolução do número de *reads* de bactérias termotolerantes no período pode ser observado na Figura 2, indicando o potencial de redução do tratamento com inóculo comparado ao grupo sem inóculo.

### Conclusões

A quantificação dos microrganismos encontrados através do sequenciamento metagenômico do material submetido a digestão anaeróbia de efluentes da pecuária bovina leiteira, mostrou o potencial de redução de organismos termotolerantes a partir do implemento de inóculo nos biodigestores analisados. O resultado obtido no tratamento com o inóculo foi de 100% de redução, ao passo que para o grupo sem inóculo foi de 80% de redução dos organismos termotolerantes.

### Referências bibliográficas

- Amaral, L. A., Schocken, D.B.L., Lucas Junior, J. (2000) Redução de bactérias indicadoras de poluição fecal em estrume de aves de postura tratados por biodigestão anaeróbia. *Revista Brasileira de Ciência Avícola*, **2** (1), 27-30. <https://doi.org/10.1590/S1516-635X2000000100004>
- Amaral, C. M. C. do., Amaral, L. A. do; Junior, J. de L., Nascimento, A. A., Ferreira, de S. D., Machado, M. R. F. (2004) Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. *Revista Ciência Rural*, Santa Maria, **34**(6), 1897-1902. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782004000600035>
- APHA, American Public Health Association (2005) *Standard methods for examination of water and wastewater*. Washington, American Water Works Association, 20th ed. Acesso em 03 de fevereiro de 2021, disponível em: [http://srjstaff.santarosa.edu/~oraola/Assets/APHA\\_SM\\_20.pdf](http://srjstaff.santarosa.edu/~oraola/Assets/APHA_SM_20.pdf)
- Arruda, M. H., Amaral, L. de L., Pires, O. P. J., Barufi, C. R. V. (2002) Dimensionamento de Biodigestor para Geração de Energia Alternativa. *Revista Científica Eletrônica De Agronomia*, **1**(2), 1-8.
- Barbosa, G., Langer, M. (2011) Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental. *Unoesc & Ciência-ACSA*, **2** (1), 87-96. Acesso em 03 de março de 2021, disponível em: <https://portalperiodicos.unoesc.edu.br/acsa/article/view/864>
- Barros, V. G., Oliveira, R. A., Duda, R. M., Rodrigues, C. S. 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 (Doutorado em Microbiologia Agropecuária), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

- Brasil (2020) *Agropecuária brasileira em números*. Brasília: Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Acesso em 03 de janeiro de 2020, disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/politica-agricola/todas-publicacoes-de-politica-agricola/agropecuaria-brasileira-em-numeros>
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2018) Coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* - Determinação pela técnica de tubos múltiplos. Norma Técnica, L5.202, 5ª edição.
- Colwell, R.K; Levin, S.A. (2009) *Biodiversity: Concepts, Patterns, and Measurement*. Princeton Guide to Ecology, 663 pp, 257-263.
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005) Resolução no 357 de 17 de Março, 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Acesso em 15 de março de 2021, disponível em: [http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO\\_CONAMA\\_n\\_357.pdf](http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf)
- Feng, P., Weagant, S.D., Grant, M.A. (2002) Enumeration of *Escherichia coli* and the coliform bacteria. In: *Bacteriological analytical manual online*, 4, Food and Drug Administration (FDA), Bacteriological Analytical Manual Online, 8th Edition, Silver Spring.
- Guentzel, M. N. (1996) *Escherichia, Klebsiella, Enterobacter, Serratia, Citrobacter, and Proteus*. In: Baron S. (Eds.). *Medical Microbiology*, v. 8, c. 26, Galveston (TX): University of Texas Medical Branch at Galveston. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK8035/>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2020) *Pesquisa Trimestral do Leite*, Brasília: IBGE. Acesso em 20 de maio de 2021, disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9209-pesquisa-trimestral-do-leite.html?edicao=28823&t=destaques>
- Illumina (2017) 16S Metagenomics Studies with the MiSeq System. Disponível em: [https://www.illumina.com/content/dam/illumina-marketing/documents/products/appnotes/appnote\\_16s\\_sequencing.pdf](https://www.illumina.com/content/dam/illumina-marketing/documents/products/appnotes/appnote_16s_sequencing.pdf)
- Junior, S. R. L; Paes, J. L., Alves, T. B. S. (2018) Efeito da adição de inóculo no processo de biodigestão anaeróbica de dejetos de bovino. *VII Congresso Brasileiro de Energia Solar*. Fortaleza, Brasil.
- Nelson, M. C., Morrison, M., Zhongtang, Y. (2011) A meta-analysis of the microbial diversity observed in anaerobic digesters. *Bioresour Technol*, **102**(4), 3730–3739. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.119>
- Orrico Júnior, M. A. P., Orrico, A. C. A., Júnior, J. L., Sampaio, A. A. M., Fernandes, A. R. M., Oliveira, E. A. (2012) Biodigestão anaeróbica dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta. *Revista Brasileira de Zootecnia*, **41**(6), 1533-1538. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982012000600030>
- Otaraku, I. J., Ogedengbe, E.V. (2013) Biogas production from sawdust waste, cow dung and water hyacinth effect of sawdust concentration, *International Journal of Application or Innovation in Engineering & Management*, **2** (6), 91-93. Acesso em 15 de maio de 2021, disponível em: <https://www.build-a-biogas-plant.com/PDF/IJAIEEM-2013-06-04-002.pdf>
- Pace, N. R., Stahl, D. A., Lane, D. J., Olsen, G. J. (1986) The Analysis of Natural Microbial Populations by Ribosomal RNA Sequences. In: Marshall, K.C. (eds) *Advances in Microbial Ecology*. 9. Springer, Boston, MA
- Paes, J. L.: Alves, T. B. S., da Silva, L. D. B., Marques, A. D., S., Dias, V. R. S. (2020) Use of inoculum in biodigesters with cattle manure under conventional and organic production systems. *Engenharia Agrícola* **40**(2):146–153. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v40n2p146-153/2020>
- Qiagen (2017). DNeasy PowerSoil Kit Handbook For the isolation of microbial genomic DNA from all soil types. disponível em: <https://www.qiagen.com/de/resources/download.aspx?id=5a0517a7-711d-4085-8a28-2bb25fab828a&lang=en>
- RCore Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org>
- Salam, B., Biswas, S., Rabbi, M.S. (2015.) Biogas from Mesophilic Anaerobic Digestion of Cow Dung Using Silica Gel as Catalyst. *Procedia Engineering*, **105**, 652-657. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.05.044>
- Shokralla, S., Spall, J. L., Gibson, J. F., Hajibaei, M. (2012) Next-generation sequencing technologies for environmental DNA research. *Molecular Ecology*, **21**(8), 1794-1805.



- Talbot, G., Topp, E., Palin, M. F., Massé, D. I. (2008) Evaluation of molecular methods used for establishing the interactions and functions of microorganisms in anaerobic reactors. *Water Research*, **42**(3), 513–537.
- Ward, A. J., Hobbs, P. J., Holliman, P. J., Jones, D. L. (2008) Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, **99**(17), 7928–7940.
- Wen, Y., Xiao, F., Wang, C., Wang, Z. (2016) The impact of different methods of DNA extraction on microbial community measures of BALF samples based on metagenomic data. *American Journal of Translational Research*, **8**(3), 1412–1425.
- Xavier, C. A. N., Lucas Junior, J. (2010) Parâmetros de dimensionamento para biodigestores batelada operados com dejetos de vacas leiteiras com e sem uso de inóculo. *Revista Engenharia Agrícola*, **30**(2), 212-223.





# REVISTA AIDIS

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

## WATER SCARCITY AND RAW WATER CHARGES IN THE STATE OF CEARÁ, BRAZIL

\* Renata Locarno Frota <sup>1</sup>  
Samiria Maria Oliveira Silva <sup>1</sup>  
Luiz Martins Araújo Junior <sup>2</sup>  
Francisco Wellington Ribeiro <sup>3</sup>

Recibido el 5 de enero de 2022. Aceptado el 25 de marzo de 2022

### Abstract

*Economic instruments, such as water charges, have been used to promote water conservation and raise funds for basin management. However, there is a need to improve the water collection model in Brazil. The aims of this study were to analyze the evolution of raw water charges in the State of Ceará and verify the effect of drought on the costs and water collection from 2011 to 2019 to answer two questions: does the water collection fulfill its function of financing the water resources system? Is the pricing model flexible to absorb the effects of climate variability? We conducted a content analysis to determine the presence of certain words in selected documents, and then analyzed the costs of system operation. The results show that the payment capacity is lower than the tariff applied to water. The Status Index is negatively correlated with the Administration (ADM) and Operation and Maintenance (O&M) costs. The generated revenue is mainly used to cover the management costs (ADM and O&M); however, it is insufficient to finance the implementation of measures, programs, and projects to improve the water management in respective basins. Thus, a floating tariff should be established in which the water scarcity and effects of climate variability are incorporated.*

**Keywords:** economic instrument, management water cost, water resources management, water collection.

<sup>1</sup> Department of Hydraulic and Environmental Engineering, Federal University of Ceará, Brazil.

<sup>2</sup> Institute of Engineering and Sustainable Development (IEDS), University of International Integration of Afro-Brazilian Lusophony (UNILAB), Brazil.

<sup>3</sup> Industry Observatory, Federation of Industries of the State of Ceará (FIEC), Brazil.

\*Corresponding autor: Department of Hydraulic and Environmental Engineering, Federal University of Ceará. Campus do Pici, Block 713, CEP: 60451-970, Fortaleza, Ceará, Brazil. Email: [renata.locarno@hotmail.com](mailto:renata.locarno@hotmail.com)

## Introducción

Climate variability is associated with the risks of hydrological extremes, especially in regions with frequent drought events in which low-frequency variability is relevant (Rocha *et al.*, 2019). Changes in temperature and precipitation patterns are indirectly connected to resource access, which can lead to scarcity with respect to multiple and competing demands, intensifying conflicts linked to political, economic, and social factors (Froese & Schilling, 2019). Managing these risks requires flexibility and the ability of legal and institutional systems to have autonomy in decision-making related to structural and non-structural actions of water systems related to extreme events and changes in society and economy. Thus, water resources management must reconcile with risk management to achieve successful studies, plans, and programs.

For this purpose, regulatory and economic instruments are used. Their aims are to align the individual's behavior with the objectives of public policies to provide water in quantity and quality to the population and mitigate the risks related to the supply (Rey *et al.*, 2019).

Berbel *et al.* (2019) reported that the ideal mix of water policies should include both the supply and demand and economic and non-economic instruments should be linked to conventional command and control policies.

Based on Dalcin & Fernandes Marques (2020), the implementation and coordination of these instruments to meet current and future goals are limited depending on the region or country. Thus, detailed analyses of the physical, economic, and legal conditions are required.

In Brazil, the base of water resources management is the integrated, participatory, and decentralized management by the State, civil society, and users (Libanio, 2018). The Water Law (Law No. 9,433/1997) includes the following management instruments (Brasil, 1997): water resource plans; classification of waterbodies based on the predominant water use; granting of rights to use water resources; charging for the use of raw water; and water resource information system. The instruments should be applied to the territorial unit, that is, the hydrographic basin, to obtain a systemic view of a given territory's water resources including environmental, social, and economic aspects (ANA, 2020).

Based on a study of Porto & Porto (2008), the Water Law is flexible and can be adapted to the hydrographic basins and their social, political, economic, and climatic conditions. Based on the law, it is not mandatory to adopt all instruments in the basins and others instruments can be added depending on the basins' needs.

One of these instruments, which has attracted attention in the last two decades, is charging for raw water. It is a public price because the revenue directly originates from the exploitation of a public good and is gradually applied in federal and state basins (ANA, 2014; Ferreira *et al.*, 2020).

The economic function of this instrument is to encourage water conservation through the price and its financial function is a fundraising mechanism to finance the water resources system (Cerqueira, 2019). The tariff structure relies on sending a message to consumers such that the tariff price allows cost recovery and supports political, economic, social, and environmental policies (Pinto et al., 2021).

De Sousa & Dias Fouto (2019) demonstrated that these economic incentives effectively reduced the water consumption in São Paulo during the water crisis. Lopez-Nicolas *et al.* (2018) came to the same conclusion and reported that water pricing policies still have a significant untapped potential, especially in cases of water scarcity.

De Brito & De Azevedo (2020) reported that the implementation of raw water charges was a success. However, based on the comparison of the Brazilian charge model with that of countries such as France, Australia, and Canada, this instrument must be improved, mainly with respect to the water collection model. The Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) emphasized three aspects: universal water charge because not all states have implemented it; higher charge for those who use more; and decision upon how much to charge.

This raises several questions: is the raw water charge sufficient to cover the costs of the system operation? In other words, did the raw water charge fulfill its function of financing the water resources system? Is the pricing model flexible to absorb the effects of climate variability?

We used content analysis to analyze the evolution of raw water charges in the State of Ceará, focusing on federal and state laws and resolutions of the State Council for Water Resources (CONERH). We also verified the systems' operating costs, water collection, and correlation with drought from 2011 to 2019.

We used the State of Ceará as study area, which has a history of droughts. Thus, the results of this study can be used as guidance in other regions that suffer from climatic variability and will help to improve or establish the collection of fees for raw water use.

### Study Area

The State of Ceará is in the northeastern part of Brazil and covers an area of 148,894.4 km<sup>2</sup> (IBGE, 2020). More than 90% of the territory is in the semi-arid region, characterized by low precipitation and high evaporation rates. Therefore, this region is vulnerable to droughts (Pontes Filho *et al.*, 2020).

The main rainy season occurs from February to May and rain represents the meteoric water used in rainfed agriculture and rural cisterns. However, owing to the oceanic and atmospheric conditions, rainfall is characterized by a significant spatiotemporal variability and is often insufficient to meet the demand of reservoirs.

The 155 state reservoirs are considered to be strategic with respect to the storage and transport of water from rainy years to subsequent dry years and are characterized as multi-annual. Therefore, they are responsible for reducing the state's seasonal and interannual variability. Table 1 shows the number of reservoirs in each hydrographic basin in Ceará. The Middle Jaguaribe Basin has the largest storage capacity, whereas the Upper Jaguaribe Basin has the largest number of reservoirs.

**Table 1.** Storage capacities of hydrographic basins.

Hydrographic basin	Number of reservoirs	Storage capacity (hm <sup>3</sup> )
Acaraú	15	1,719.42
Upper Jaguaribe	24	2,765.67
Lower Jaguaribe	1	24.00
Banabuiú	19	2,687.84
Coreaú	10	301.68
Curu	13	1,028.80
Litoral	10	214.90
Middle Jaguaribe	15	7,373.99
Metropolitana	22	1,383.78
Salgado	15	447.45
Serra da Ibiapaba	1	140.33
Sertões de Crateús	10	436.04
<b>Total</b>	<b>155</b>	<b>18,523.90</b>

Source: Ceará Meteorology and Water Resources Foundation - Funceme (2022).



**Figure 1.** Hydrographic basins in the State of Ceará.

The State of Ceará is spatially divided into 12 hydrographic basins to effectuate the management of water resources: Metropolitana, Curu, Litoral, Acaraú, Coreaú, Serra da Ibiapaba, Sertões de Crateús, Banabuiú, Salgado, and the Upper, Middle, and Lower Jaguaribe (Figure 1). Thus, we focused on regional administrations in this study. Several hydrographic basins were merged to facilitate their management.

## Materials and methods

In this study, the evolution of raw water charges was analyzed, and a cost analysis was carried out for the operating system in Ceará from 2011 to 2019. We divided the methodology into two parts: content analysis and total cost analysis. We applied the Status Index (SI) to verify the correlation between the dry state of hydrographic basins and the variation in costs.

### Content analysis

Content analysis is used to analyze written, verbal, or visual messages. It emerged in the early 20th century in the United States to analyze journalistic materials. Later, scientists applied this technique to political speeches (Bardin, 2010; Schiavini & Garrido, 2018). Currently, it is widely applied in several fields.

We applied this method to observe changes in the raw water charges over the years. These changes involve adjustments in tariff amounts, usage categories, and charging criteria. The application of this method can be divided into three phases, as described by Bardin (2010): (i) Pre-analysis: material organization; (ii) Material exploration: The data are classified and categorized; and (iii) Results and interpretation. In this method, the emphasis is placed on counting the occurrences of words, phrases, or themes. Therefore, we searched for the words “Charge” and “Tariff” in the study materials and subsequently read the selected documents and assembled a timeline.

Our study material included the resolutions of *CONERH*, which are available on the website of the Water Resources Secretariat (*SRH*), and the State Laws 11,996/92 and 14,844/2010, which are provided by the State Water Resources Policy and instituted the Integrated Water Resources Management System (*SIGERH*).

After the content analysis, we compared the tariff values with the “Payment Capacity” because an ad hoc tariff model referring to the “Payment Capacity” and “Cross-Subsidy” (Equations 1, 2, and 3) was used to determine tariff increases. The payment capacity refers to the maximum rate that can be applied to each user sector. The equation is based on each class of a user's gross income for the last year of available statistics updated by the General Price Index - Internal Availability (IGP-DI) index provided by the Getúlio Vargas Foundation. We applied the cross-subsidy to exemption, subsidy, average tariff, or surcharge categories of consumption.

$$M = \sum_{w=1}^n (T_{S_i} \cdot V_i)$$

Equation (1)

where  $M$  is the water collection with the raw water use charge of the  $i$ -th class of users (R\$/yr);  $T_{s_i}$  is the unit tariff of the  $i$ -th class of users (R\$/m<sup>3</sup>);  $V$  is the volume of water consumed by the  $i$ -th class of users (m<sup>3</sup>/month); and  $w$  is the number of months.

$$T_s = (1 + S) * T_m \quad \text{Equation (2)}$$

where  $S$  is the cross-subsidy factor and  $T_m$  is the average user sector tariff (R\$/m<sup>3</sup>).

$$T_m = \theta \cdot UPC \quad \text{Equation (3)}$$

where  $\theta$  is the parameter that defines the fraction of the payment capacity to be charged ( $0 < \theta < 1$ ), which is manually calibrated, and  $UPC$  is the sector's unit payment capacity (R\$/m<sup>3</sup>).

$$S = \frac{\alpha}{1 + e^{-\beta(Qr)^2}} - \gamma,$$

where  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  are parameters and  $Qr$  is the reference flow of the class of users of an industry. The unit of measurement of  $Qr$  can be disregarded.

The conditions for the cross-subsidy are as follows: If  $S = -1$ ,  $T_s = 0$ . If  $-1 < S < 0$ , the tariff is subsidized for user class  $i$ . If  $S = 0$ , the average tariff is applied. If  $S > 0$ , the overcharge is applied.

#### Analysis of the system management cost

We obtained the management costs of the water resources system from 2011 to 2019 from the Water Resources Management Company (*COGERH*). We divided them into Administration costs (ADM) and Operating and Maintenance costs (O&M) for the analysis of the expenses.

Administration costs refer to salaries, labor charges, transportation, tax obligations, and indemnities. The O&M costs refer to the conservation, monitoring, and operationalization of the water infrastructure and electricity.

We calculated the unit cost (R\$/m<sup>3</sup>) by determining the ratio of the total costs and consumption billed by each regional administration. Based on the unit cost, the evolution of the price of water can be visualized in a simplified way.

We applied Pearson's correlation to analyze the relationship between the costs and hydrological drought. Pearson's correlation coefficient (Equation 4) indicates the variable strength of a correlation and can vary from +1 to -1. A value closer to 1 reflects a positive linear correlation, whereas a value closer to -1 represents a negative linear correlation. When the correlation coefficient is zero, there is no correlation (Nunes Carvalho *et al.*, 2021). We used the Corplot package of software R to obtain the correlation.

$$r_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad \text{Equation (4)}$$

where  $x$  and  $y$  are variables.

$$\text{If } V_i \geq V_{med} \rightarrow I_e = \frac{1}{2} \left[ 1 + \frac{V_i - V_{med}}{V_{max} - V_{med}} \right] \text{ or } V_i < V_{med} \rightarrow I_e = \frac{V_i - V_{min}}{2(V_{med} - V_{min})}, \quad \text{Equation (5)}$$

where  $V_i$  is the volume measured in the analyzed period,  $V_{med}$  is the average volume of the historical period,  $V_{max}$  is the maximum volume of the historical period, and  $V_{min}$  is the minimum volume of the historical period.

The SI characterizes the hydrological drought. This index is dimensionless and has values ranging between 0 and 1, which correspond to the minimum and maximum historical value (Araújo Junior *et al.*, 2020), respectively. The SI calculation is shown in Equation 5 and its categorization is listed in Table 2.

**Table 2.** Categories of the Status Index.

Status	SI
Regular	SI > 0.5
Pre-Alert	0.5 ≥ SI > 0.3
Alert	0.3 ≥ SI > 0.15
Emergency	0.15 ≥ SI

Source: Araújo Junior *et al.* (2020).

We added the volumes of each basin's reservoirs, creating a reservoir equivalent to the SI calculation. The volumes refer to December of each year to avoid false information about the rainy season. We compared the costs with the annual raw water collection to verify the financial sustainability of the water resources system. We obtained the water collection data from the website of the National Water Agency (ANA).

## Results

### Evolution of raw water charges

The raw water charges are applied to users who consume raw underground or surface water and who hold the grant of use. The following user categories are considered: Public supply, Industry, Fish farming, Shrimp farming, Spring and drinking water, Irrigation, Service and Business, and Other categories of use. Table 3 presents the consumption percentages of each category, except for Service and Business and Other categories of use for which not enough information is available.

Human supply is the category that consumes the most water, followed by irrigation. As of 2013, a decrease in the irrigation consumption can be observed over the years, which is due to drought and the increased consumption for human supply. Charges are not incurred for insignificant water use, such as the water used to satisfy the needs of small population centers distributed in rural areas, and derivations, accumulations, and borrowings considered to be insignificant and/or in a state of public calamity. The main events related to the expansion and/or improvement of this management instrument in Ceará are shown in Figure 2 and Table 4.

**Table 3.** Categories and consumed volume.

Year	Categories	Consumed Volume (m <sup>3</sup> )	Percentage of Consumed Volume
2011	Human supply	418,519,793.02	77.07%
	Industry	10,244,935.82	1.89%
	Irrigation	96,276,903.90	17.73%
	Fish farming	3,215,248.88	0.59%
	Shrimp farming	14,662,763.40	2.70%
	Spring and drinking water	137,297.41	0.03%
2012	Human supply	448,922,743.72	65.81%
	Industry	20,304,671.57	2.98%
	Irrigation	185,955,772.82	27.26%
	Fish farming	4,074,500.02	0.60%
	Shrimp farming	22,870,845.01	3.35%
	Spring and drinking water	44,069.96	0.01%
2013	Human supply	451,928,753.13	53.52%
	Industry	30,677,449.08	3.63%
	Irrigation	311,850,048.41	36.93%
	Fish farming	3,943,285.76	0.47%
	Shrimp farming	45,348,475.40	5.37%
	Spring and drinking water	690,982.04	0.08%
2014	Human supply	499,551,341.00	55.04%
	Industry	38,007,813.07	4.19%
	Irrigation	308,013,616.96	33.93%
	Fish farming	7,703,343.43	0.85%
	Shrimp farming	53,841,249.39	5.93%
	Spring and drinking water	578,352.95	0.06%
2015	Human supply	498,599,038.41	62.07%
	Industry	33,604,298.06	4.18%
	Irrigation	217,823,115.25	27.12%
	Fish farming	3,726,888.03	0.46%
	Shrimp farming	49,238,098.45	6.13%
	Spring and drinking water	318,399.01	0.04%
2016	Human supply	440,690,299.81	70.24%
	Industry	36,542,266.45	5.82%
	Irrigation	126,703,319.86	20.19%
	Fish farming	2,104,051.75	0.34%
	Shrimp farming	20,868,662.87	3.33%
	Spring and drinking water	518,439.03	0.08%
2017	Human supply	444,268,906.46	76.14%
	Industry	38,965,328.79	6.68%
	Irrigation	93,929,510.95	16.10%
	Fish farming	1,209,177.71	0.21%
	Shrimp farming	4,461,071.53	0.76%
	Spring and drinking water	623,003.82	0.11%
2018	Human supply	460,440,034.87	77.12%
	Industry	39,555,501.10	6.62%
	Irrigation	83,555,232.86	13.99%
	Fish farming	775,119.09	0.13%
	Shrimp farming	12,133,862.21	2.03%
	Spring and drinking water	609,517.88	0.10%
2019	Human supply	472,380,403.17	77.24%
	Industry	37,971,395.48	6.21%
	Irrigation	95,522,810.26	15.62%
	Fish farming	485,215.36	0.08%
	Shrimp farming	4,578,216.20	0.75%
	Spring and drinking water	608,879.93	0.10%

Source: *Secretaría Dos Recursos Hídricos (2016) and COGERH (2020). Information provided by COGERH via the Transparency Portal on November 10, 2020.*



**Table 4.** Raw water collection timeline.

Year	Norm/Law/Resolution	Origin	Explanation	Tariff change by raw water charges
1992	n° 11996	State	Ceará State's water management began with the State Water Resources Law. This law established the State Water Resource Policy and Integrated Water Resources Management System ( <b>SIGERH</b> ). It designates institutions for this management and establishes that the primary management unit is the hydrographic basin. With respect to water collection, this law describes that the use of surface or underground water resources will be charged according to the peculiarities of the hydrographic basins considering the classification of waterbodies in classes based on the predominant water use, local water availability, regularization ensured by hydraulic works, flow and its variation regime, effective consumption, and intended purpose. With respect to the dilution, transportation, and assimilation of sewage system effluents and other liquids of any nature, the class of use in which the receiving waterbody is included, regularization ensured by hydraulic works, load released and its variation regime, organic and physicochemical parameters of the effluents, and nature of the activity responsible for them will be considered.	
1993	Law n° 12217	State	The management started after the creation of COGERH. The purpose of this institution is to manage the supply of surface and underground water resources in the state's domain.	
1996	Ordinance n°24264	State	Raw Water Charge Implementation. Ceará State was one of the federation units that anticipated the Union to enact a specific law for water resources. The State Water Resources Council (CONERH) empowered COGERH to manage all reservoirs in the State of Ceará as well as to charge for the use of raw water to be reimbursed for the services under their responsibility. Three categories of water users were established: industries; potable water service concessionaires; and users to which the water is delivered pressurized, pumped, or channeled. However, values were allocated only to the first two categories, that is, R\$12.17/ 1000 m <sup>3</sup> and R\$730.00/1000 m <sup>3</sup> , respectively.	
1997	Law n°9433	Federal	Creation of the National Water Resource Policy. Water is defined as a public good and endowed with an economic value that must satisfy its multiple uses, with human use and animal feed as priorities. It establishes charging as an instrument of the National Water Resources Policy and settles parameters similar to those in State Law No. 11,996/92 such as water derivations, abstractions and extractions, the volume removed and its variation regime, and sewage releases with variation in the tributary's physicochemical, biological, and toxicity characteristics. However, it foresees the use of the amounts collected to finance studies, programs, projects and the establishment of the limit of seven and a half percent of the total collected to be applied to administrative costs of the institutions that are part of the National Water Resource Management System. In addition, each state/hydrographic basin is responsible for its methodology and application.	
2003	Resolution n°02	State	New tariffs and new categories of users are considered: Fish farming, Shrimp farming, Spring and drinking water and irrigation. Note that irrigation prices vary according to the consumption and the supply in the Metropolitan Region of Fortaleza (MRF) and inland regions differs. This resolution also mentions the binomial form of water collection, which involves a component related to consumption (consumption tariff) and another equivalent to the demand granted (demand tariff). However, due to the need to structure the management institutions, universalization of the grant, greater understanding, and acceptance by users, the monomial charging type was implemented according to the consumed volume. This model is still used.	I – Human Supply: a) MRF: R\$55,00/1.000 m <sup>3</sup> ; b) Inland: R\$26,00/1.000 m <sup>3</sup> ; II - Industry: R\$803,60/1.000 m <sup>3</sup> ; III – Fish farming: a) in excavated tanks: R\$13,00/1.000 m <sup>3</sup> ; b) in net tanks: R\$26,00/1.000 m <sup>3</sup> ; IV – Shrimp farming: R\$26,00/1.000 m <sup>3</sup> ; V – Spring and drinking water: R\$803,60/1.000 m <sup>3</sup> ; VI – Irrigation: a) 1441 m <sup>3</sup> /month up to 5.999 m <sup>3</sup> / month consumption: R\$2,50/1.000 m <sup>3</sup> ; b) 6.000 m <sup>3</sup> /month up to 11.999 m <sup>3</sup> / month consumption: R\$5,60/1.000 m <sup>3</sup> ; c) 12.000 m <sup>3</sup> /month up to 18.999 m <sup>3</sup> / month consumption: R\$6,50/1.000 m <sup>3</sup> ; d)19.000 m <sup>3</sup> /month up to 46.999 m <sup>3</sup> / month consumption: R\$7,00/1.000 m <sup>3</sup> ; e) consumption above 47.000 m <sup>3</sup> /month: R\$8,00/1.000 m <sup>3</sup> ; VII – Other uses: R\$55,00/1000 m <sup>3</sup> .



Year	Norm/Law/Resolution	Origin	Explanation	Tariff change by raw water charges
2006	Resolution n°02	State	Tariff change.	This increase varied between 20% and 29%, with the smallest increases in Pisciculture, Shrimp, and Irrigation and the largest ones in Industry and Spring and drinking water.
2010	Law n°14844	State	It replaced the law 11996/92.	
2010	Resolution n°03	State	Created a subitem for the Public supply category to include cases in which the supply of raw water is implemented by COGERH through pressurized piping for pumping.	
2011	Resolution n°01	State	The supply of raw water by capture and adduction through pressurized piping for pumping was added to the Others category. The tariff values also changed.	Public supply and industry showed a variation of 43%. Due to the new division of categories in With and Without Adduction, the values without adduction were reduced such as in Pisciculture, Shrimp, and Irrigation.
2012	Resolutions n°04 and 05	State	Tariff change.	Increases were of the order of 6% and some categories such as Irrigation, Fish farming in tanks excavated with adduction, and Shrimp farming with adduction did not change
2013	Resolution n°05	State	Tariff change.	The tariff increased by 4% in all categories.
2015	Resolution n°02	State	Tariff change.	Increase of 13%.
2016	Resolutions n°01 and 05	State	Tariff change.	Increase of 10%. However, the tariff of shrimp farming with water adduction increased by 725%, from R\$15.78 to R\$130.25.
2016	Law n°16103	State	Created the contingency tariff for industrial uses. This tariff was added to the charging tariff for water resources use and had a transitory character, lasting during critical water scarcity.	
2017	Resolutions n°03 and 06	State	Tariff change and new user category: Services and Business.	Increase of 15% in all categories.
2018	Resolution n°05	State	Tariff change.	Increase of 5%, only Service and business increased by 3%.
2019	Resolution n°01	State	Tariff change.	Increase by 12%
2020	Resolution n°03	State	Classification regarding the level of water storage in hydrographic basins: ≤10% - very critical situation of scarcity; 10%–30% - critical situation; 30%–50% - alert situation; 50%–70% - comfortable level of storage; and >70% - very comfortable level of water storage. COGERH is responsible for providing information on the reservoirs. When they reach the critical situation level, a declaratory act will be issued.	
2020	Resolution n°06	State	Tariff change.	Increased by 4%

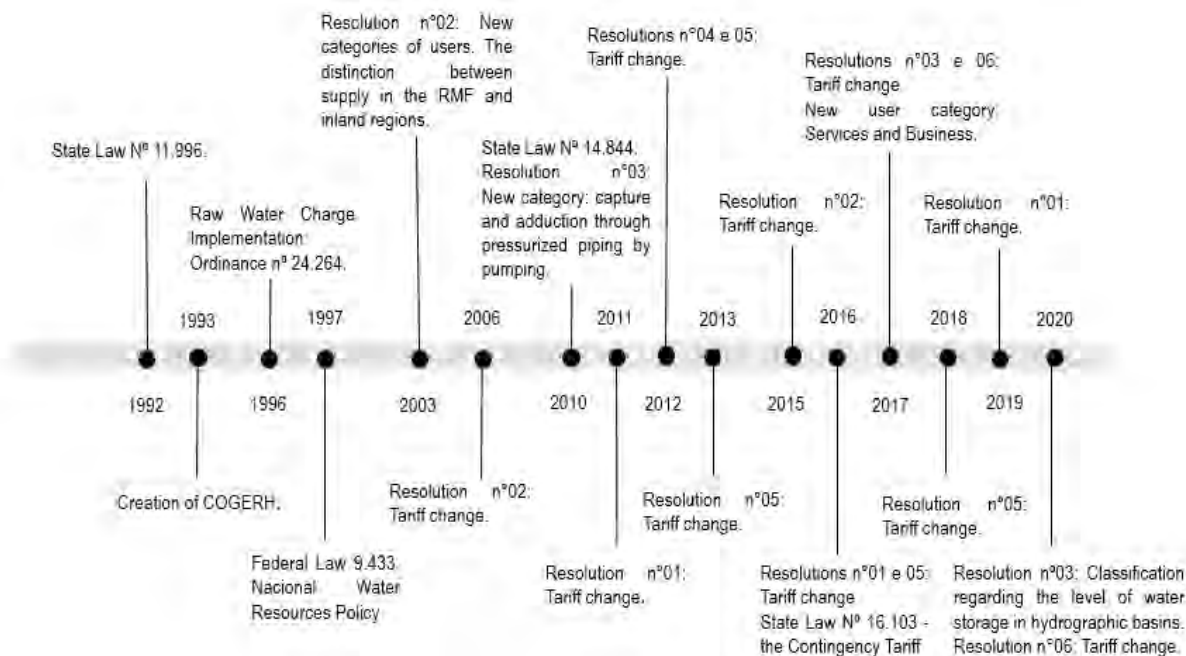


Figure 2. Raw water collection timeline.

The evolution of raw water charges in the State of Ceará started with State Law No. 11,996/92, which established this economic instrument and anticipated the Federation to enact the raw water charges in the Water Law, that is, Federal Law No. 9,433/97 (Rodrigues and Aquino, 2014). However, in 1996, charges were initiated for only three categories of users: industries; potable water service concessionaires; and users that receive pressurized, pumped, or channeled water.

Over the past 24 years, raw water charges have undergone twelve tariff changes, resulting in increases of 1505% in the Public supply and 302% in Industry categories. In addition, user categories were added: Public supply, Industry, Fish farming, Shrimp farming, Spring and drinking water, Irrigation, Service and business, and Other use.

Table 5 shows the Unit Payment Capacity (UPC) and average value of the current tariff. In the Industrial and Supply sectors, the average tariff is above the UPC. On the other hand, in the other sectors, the average value is below the UPC. Pisciculture stands out with a UPC that is 4.4 times higher than the average tariff. The same is true for Spring and drinking water. The UPC value is R\$9,914.51/1,000.00m<sup>3</sup>, whereas the tariff is R\$852.33/1,000.00m<sup>3</sup>, that is, the UPC is 11.6 times the tariff. Thus, the results indicate an expressive capacity to pay compared with the Water Management Company's amounts.

**Table 5.** Unit Payment Capacity (UPC) and average tariff.

User Sector	UPC (R\$/1,000m <sup>3</sup> )	Average Tariff (R\$/1,000m <sup>3</sup> )
Public supply	91.59	283.49
Industry	1545.16	1892.21
Fish farming	147.47	33.79
Shrimp farming	320.14	96.80
Spring and drinking water	9914.51	852.33
Irrigation	26.22	13.16

Service and business values are not included in the table because this sector was added after the payment capacity study was carried out by the Secretary of Water Resources.

A positive evolution can be observed with respect to charging, creating various usage categories, and the application based on the user sector's payment capacity. However, the pricing model's improvement can be further enhanced because it is an *ad hoc* model.

Based on the analysis of the unit payment capacity of each user category, the increases are insignificant compared with the proposed value. The results of the analysis of the water collection in the study period confirm this. The growth was insufficient to meet the demands of the State Water Resource Plan.

#### System operation costs

The cost coverage of a river basin consists of management and investment costs. Management costs are defined as those necessary for the functioning of the water resources management system, that is, the costs of administration (ADM) and operation and maintenance (O&M). Investment costs are the costs necessary for carrying out structural and non-structural interventions in water structures.

The ADM and O&M costs correlate. The greater the number of reservoirs in an administrative region is, the greater are these costs. In addition, the storage capacity affects the O&M costs. The larger the dam is, the greater are the O&M costs.

Based on Thomas (2020), the composition of costs varies in different countries. In England, only management costs are considered. In France, the Netherlands, and in the proposals of the State of São Paulo and Paraíba do Sul River Basin, which are located in Brazil, management and investment costs are included.

In the water resources policy of the State of Ceará, the state is responsible for investments but not responsible for charging for the use of raw water. Thus, only management costs are included in the tariff matrix and *COGERH* is responsible for implementing the management cost system. The hydrographic basins are managed by regional administrations. Their eight offices are located in the following municipalities: Fortaleza (Regional Administration of the Metropolitan Basins), Pentecoste (Regional Administration of the Curu and Litoral basins), Sobral (Regional Administration of the Acaraú and Coreaú basins), Crateús (Regional Administration of the Serra da Ibiapaba and Sertões de Crateús basins), Quixeramobim (Regional Administration of the Banabuiú Basin), Crato (Regional Administration of the Salgado Basin), Iguatu (Regional Administration of the Upper Jaguaribe Basin), and Limoeiro do Norte (Regional Administration of the Middle and Lower Jaguaribe basins).

In addition to the regional administrations mentioned above, there are still the costs of the Head office, located in Fortaleza, and composed of important sectors for the operation of the Water Resources System of the State of Ceará, some of them are Operations Directorate, Security Management and Infrastructure, Water Resources Management, Operational Development Management.

The water and organizational infrastructures of each hydrographic basin (reservoirs, pipelines, and channels) as well as the organizational structures and the administrative apparatus are included in the cost distribution (Ceará, 2016).

The ADM costs (Figure 3) involve the administrative, managerial, and planning apparatus of the system. Thus, they include the salary, labor charges, consumables during working hours, daily allowances, transportation, tax obligations, and indemnities.

The O&M costs (Figure 4) involve the apparatus for conservation, monitoring, and operationalization of the water infrastructure including reservoirs, integration channels, pipelines, and pumping stations. In addition to maintaining these structures, we consider a water collection service for water quality analysis and electrical energy from the pumping stations. Among them, electricity costs represent a large proportion of the O&M costs of hydrographic basins.

An increase was observed in both cost categories. However, the Regional Administration of Iguatu presented an outlier difference in the administration's cost, mainly for the year 2019. Based on the collected data, we verified that this regional administration spent more than R\$5 million for "Expenses due to fixed assets or write-offs." Detailed information on these costs are not available.

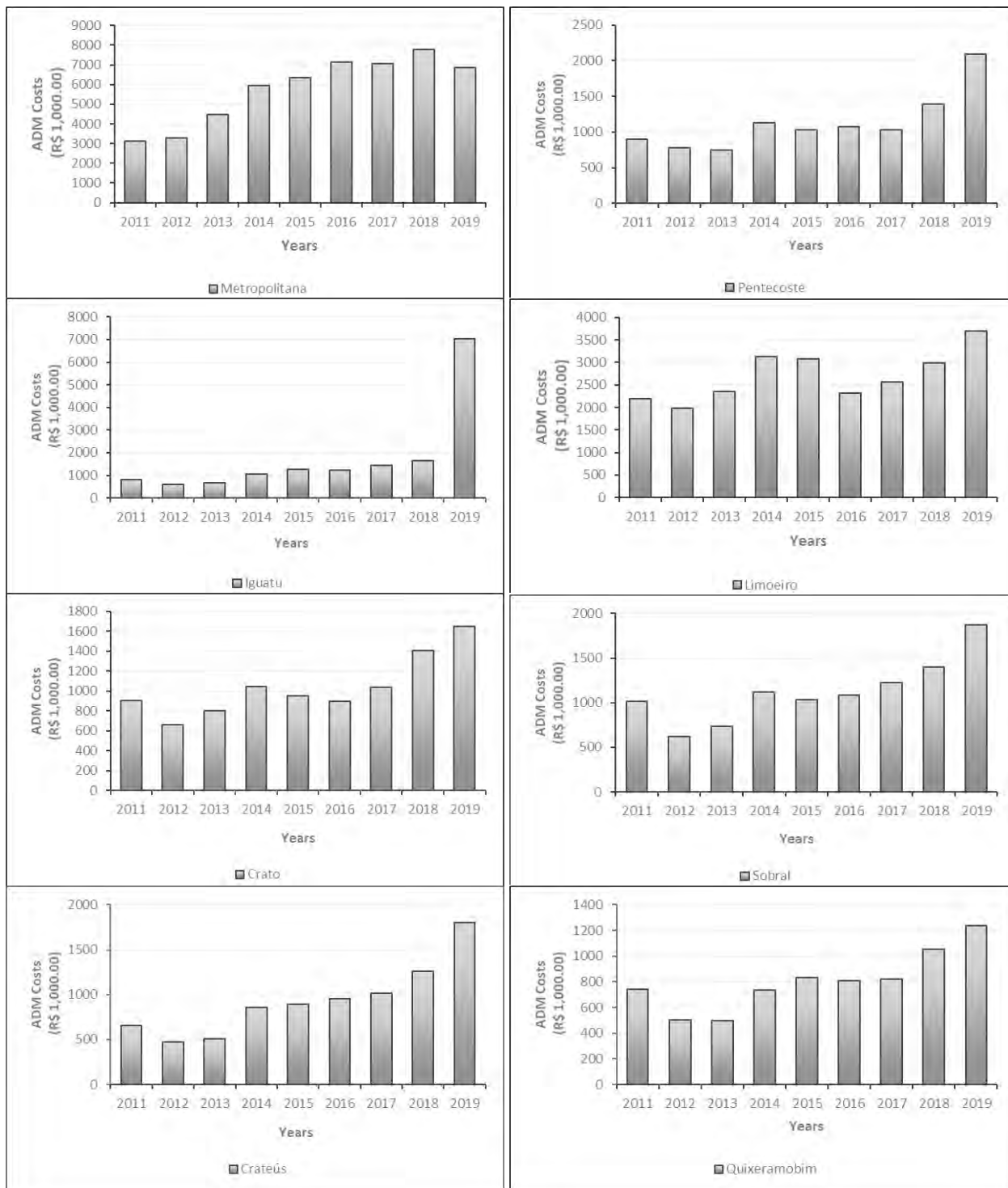
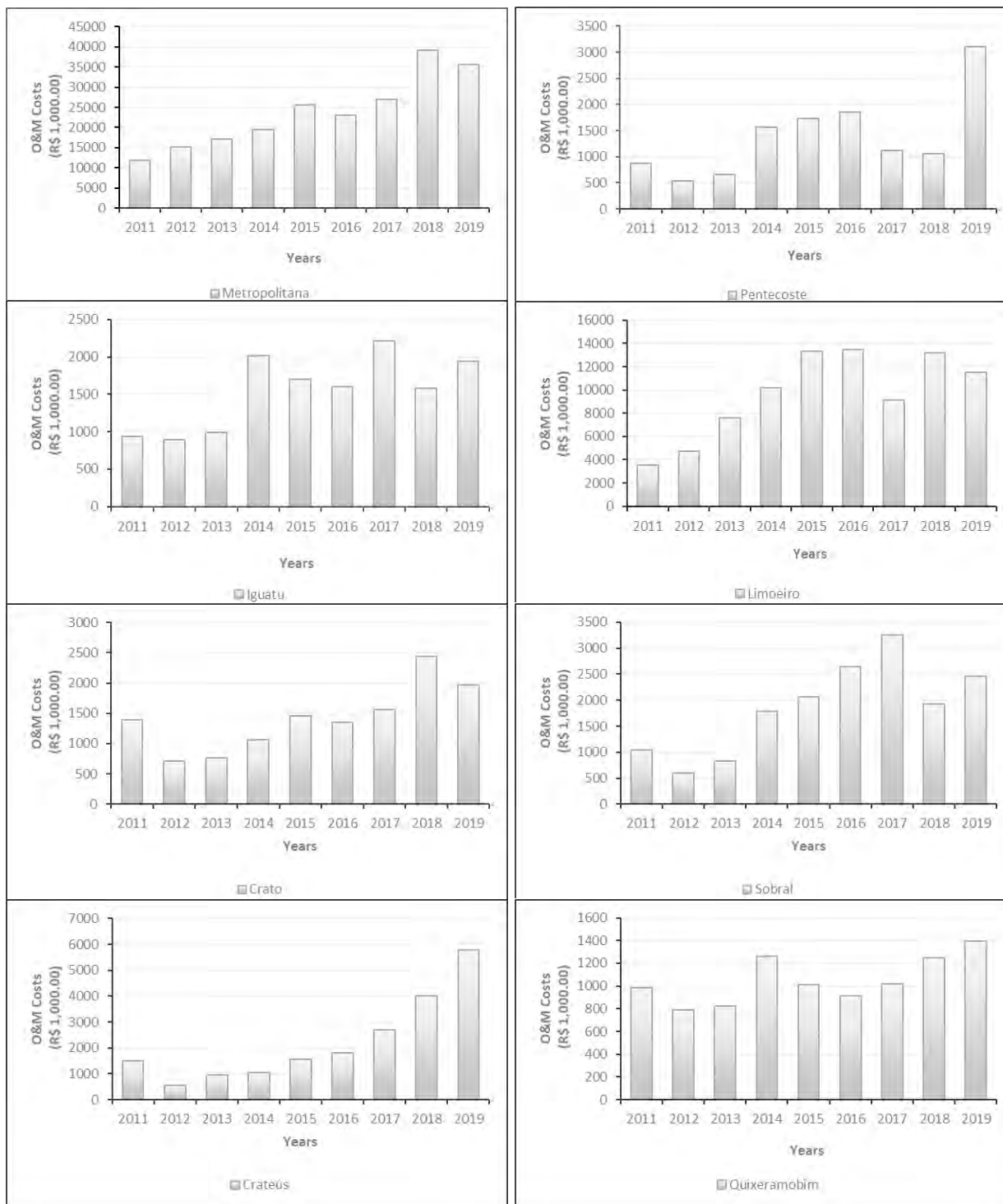


Figure 3. Administration costs of the water resources system in the State of Ceará from 2011 to 2019 (in R\$1,000.00).



**Figure 4.** Operation and maintenance costs of the water resources system in the State of Ceará from 2011 to 2019 (in R\$1,000.00).

The ADM costs in Crateús and Pentecoste increased by 173% and 131%, respectively, in nine years. The same regions exhibit the highest O&M cost increase, with 287% and 224%, respectively.

We observed the lowest increases in the ADM costs of 67% and 68% in the regions Quixeramobim and Limoeiro, respectively. As for the O&M costs, we have Crato and Limoeiro's Regionals, 41% and 42%, respectively.

The highest ADM and O&M costs were observed for the Metropolitan Region of Fortaleza (MRF), which includes the state capital, Fortaleza, which is one of the ten cities with the highest contribution to the country's economy and the largest Gross Domestic Product (GDP) in the northeast (~R\$67 billion; Ataliba, 2021). It lies within the limits of the Metropolitan Basin and has a demand of 13.15 m<sup>3</sup>/s among which 1.33 m<sup>3</sup>/s were registered for the Porto do Pecém Industrial Complex (Lôbo Neto, 2020).

Thus, it has the highest consumption in the region, requiring the water transfer from other basins to meet its demand. In addition, the MRF's main consumption is related to the industry and human supply, whereas irrigation is the sector with the largest consumption in the other regions.

From 2012 to 2018, the State of Ceará encountered the worst water crisis ever registered, considering an estimated return period of 240 yr (Pontes Filho *et al.*, 2020). In 2012, the annual average rainfall ranged from 200 to 400 mm, which was below the historical average of 436 mm. From 2013 to 2017, the annual average rainfall varied between 400 and 700 mm, that is, it was within the historical average of 652 mm. In 2018, the annual average rainfall ranged from 700 to 1,000 mm, that is, it was within the historical average of 884 mm. The reservoir levels were below 12% from 2015 to 2018, which caused a limited flow of the reservoirs between 2017 and 2018.

The severity of this drought is illustrated in Table 6, which includes four states of drought (regular, pre-alert, alert, and emergency). In 2014, the reservoirs' situations overall worsened. The regions who remained in an emergency state the longest were Limoeiro, Crateús, and Quixeramobim.

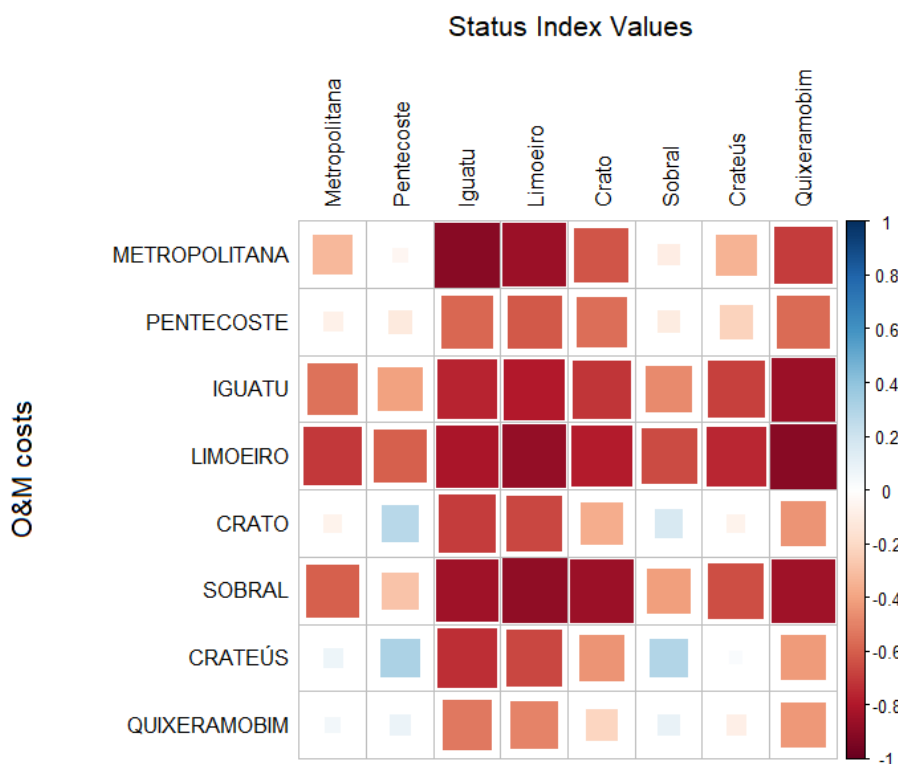
The costs in the regions Pentecoste and Sobral increased in 2014, 2015, and 2016, corresponding to the emergency period of the reservoirs. The same trend was observed for Iguatu and Crato who pointed out a further cost growth in the year that entered in an emergency state.

Figure 5 shows that the managements' O&M costs and SI are negatively correlated, indicating higher costs in the most severe drought periods and the need for the implementation of measures to maintain the financial sustainability of the management system. The rows and columns in this figure refer to the SI and O&M costs of each region, respectively.



**Table 6.** Status Index (SI) from 2011 to 2019.

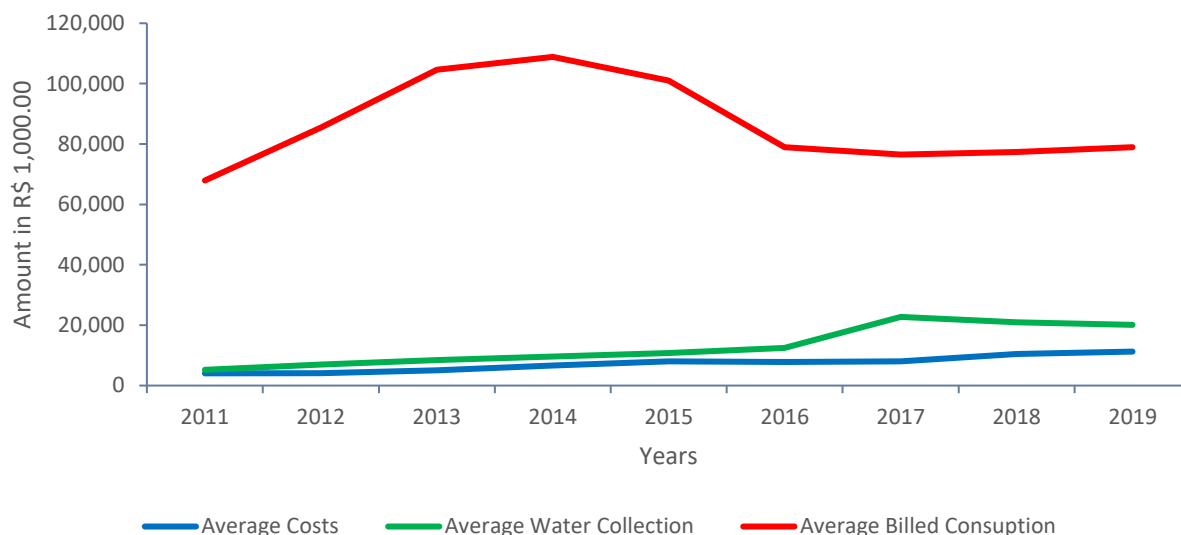
Year	Metropolitana	Pentecoste	Iguatu	Limoeiro	Crato	Sobral	Crateús	Quixeramobim
2011	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
2012	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
2013	Pre-Alert	Alert	Regular	Regular	Regular	Pre-Alert	Pre-Alert	Regular
2014	Alert	Emergency	Regular	Regular	Regular	Emergency	Emergency	Alert
2015	Pre-Alert	Emergency	Pre-Alert	Alert	Emergency	Emergency	Emergency	Emergency
2016	Emergency	Emergency	Alert	Emergency	Emergency	Emergency	Emergency	Emergency
2017	Alert	Pre-Alert	Emergency	Emergency	Emergency	Alert	Emergency	Emergency
2018	Pre-Alert	Regular	Emergency	Emergency	Pre-Alert	Pre-Alert	Pre-Alert	Alert
2019	Regular	Regular	Emergency	Emergency	Alert	Regular	Regular	Emergency



**Figure 5.** Pearson's correlation between the operating costs and SI.

The increase in the costs during the drought is associated with the electricity expenditure such as electricity used for the increase in water pumping when reservoir levels are low. The intensification of the inspection of grants and consumed volumes adds to these costs. Inspections are necessary to prevent free-rider action.

Despite the drought, the average billed consumption increased between 2011 and 2014 and stabilized at ~R\$78,000 from 2016 to 2019 (Figure 6).

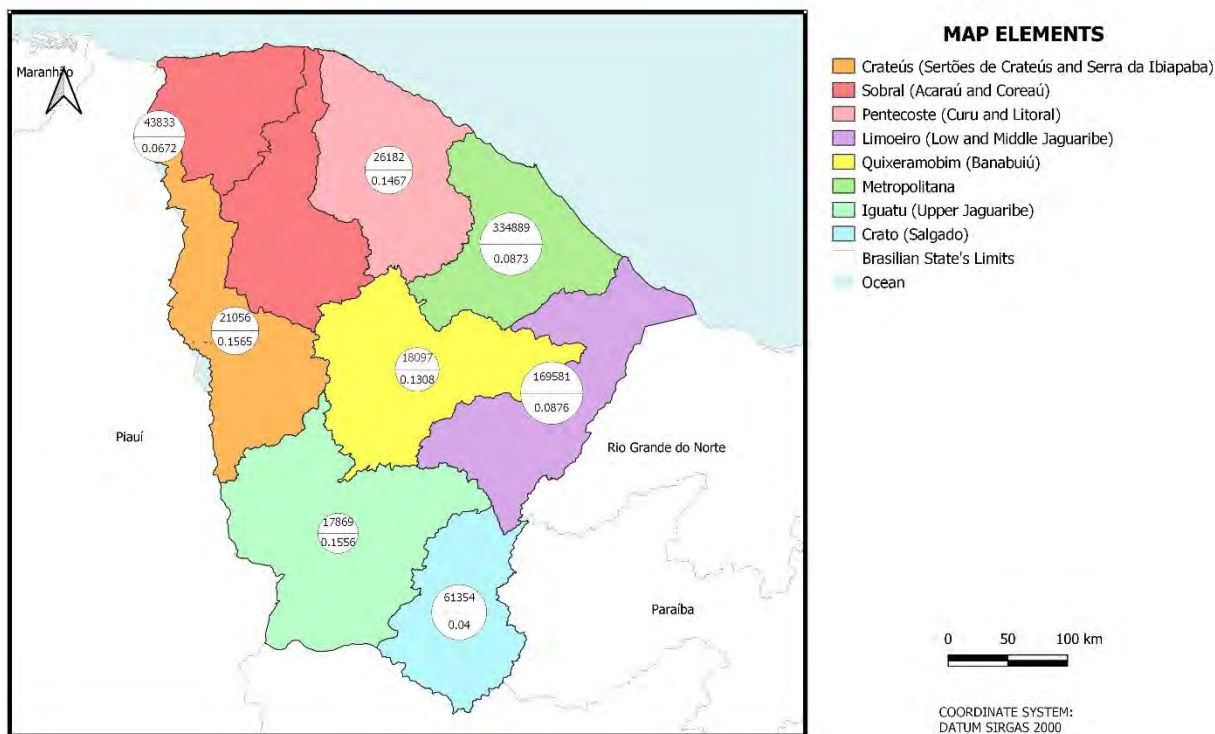


**Figure 6.** Average billed consumption, average water collection, and average costs from 2011 to 2019.

In addition, the trend of the water collection is similar to that of the costs, that is, it also increased over the years. However, the average water collection significantly increased in 2017 and slightly decreased thereafter.

The lowest average billed consumption and highest average unit cost were observed for Iguatu (Figure 7), leading to high management costs. In this basin, 24 of the 155 reservoirs are managed by the state. This includes Orós with a storage capacity of 1,940.00 hm<sup>3</sup>, which is one of the main multi-annual reservoirs in the state.

We noticed that the regions with the highest average unit cost were Crateús and Iguatu. However, the regions with the most significant percentage variation were Pentecoste and Iguatu, with 585% and 220%, respectively.



**Figure 7.** Average billed consumption in 1,000 m<sup>3</sup> and average unit cost (R\$) of the state management from 2011 to 2019.

As previously stated, Crateús and Pentecoste exhibited the highest percentage changes with respect to the management costs, which is reflected in the unit costs.

The region with the lowest average unit cost is Crato, which is due to the aquifers in this region, which help to reduce the invoiced consumption of raw water.

The revenue from charging for the use of raw water is summarized in Table 7. The following four regions had the highest water collection values in 2018: MRF (90%), Crato (2%), Sobral (2%), and Limoeiro (2%).

Note that, based on the Water Law nº 9,433/1997, the money collected from charging for the use of water resources will be primarily applied in the hydrographic basin in which it was collected. This law does not consider the case of basins that are supplied by the transposition of interregional or interstate water. This is the case on the MRF, with a discrepancy water collection value compared to other basins and has part of the MRF supplied by waters from the Jaguaribe region.

**Table 7.** Water collection (values in R\$1,000.00).

Regions	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Metropolitana	35,548	48,510	58,779	66,154	76,117	88,765	169,294	153,260	148,345
Pentecoste	809	766	980	1,167	1,238	1,133	1,527	1,551	1,509
Iguatu	406	458	552	757	1,002	1,119	814	876	872
Limoeiro	1,259	1,659	2,448	2,862	2,643	2,368	2,379	2,767	2,621
Crato	1,192	1,406	2,027	2,204	2,032	2,582	3,224	3,709	3,191
Sobral	1,473	1,567	1,815	2,175	2,061	2,257	2,633	2,843	2,755
Crateús	540	594	589	666	687	1,029	1,420	1,475	1,067
Quixeramobim	540	651	715	833	607	652	642	836	697
Total	41,767	55,612	67,906	76,818	86,388	99,905	181,932	167,319	161,058

Metropolitana's O&M costs are higher (R\$23,763,000.00) than the sum of the O&M costs of the remaining regions (R\$19,086,000.00). Also, the average ADM costs in Metropolitana are R\$5,778,000, which is more than double of the costs of Limoeiro (R\$ 2,702,000.00).

The average water consumption in Metropolitana is 48%, whereas that in Limoeiro is 24%. Thus, the values of the MRF significantly differ from those of other regions, indicating management difficulties associated with the transposition of basins.

Based on the State Water Resource Law nº 14,844/2010 (Ceará, 2010), the water charges must be utilized as financial resources to support studies, programs, and projects included in the Water Resource Plan.

However, the above-mentioned law also emphasizes that the expenses, including the ADM and O&M costs, must not exceed 7.5% of the total water collection. In 2019, R\$161,058,000 were collected, but 7.5% of this amount equals R\$12,079,000, which corresponds to 13% of the amount needed to cover the total costs (R\$ 90,040,000).

Table 8 illustrates these values within the study period. It shows that the total management costs (ADM and O&M costs) cannot be covered by the annual water collection. Thus, the annual water collection is not sufficient to finance the implementation of measures, programs, and projects for the improvement of the respective basins.

**Table 8.** Costs (values should be multiplied by R\$ 1,000.00).

Year	Total Water Collection	7.50% of the Water Collection	Management Costs	7.5% Water Collection/Costs
2011	41,767.37	3,133.55	32,380.00	10%
2012	55,612.40	4,171.93	32,941.00	13%
2013	67,906.62	5,093.92	40,544.00	13%
2014	76,818.21	5,761.37	53,392.00	11%
2015	86,388.66	6,479.07	63,832.00	10%
2016	99,905.54	7,493.84	62,079.23	12%
2017	181,932.13	13,645.91	64,111.13	21%
2018	167,319.26	12,549.94	83,617.17	15%
2019	161,058.72	12,079.33	90,040.46	13%

Rogers *et al.* (2002) reported that this system is not sustainable and contested that the supply and O&M costs should be the minimum that is covered by the tariffs. Massarutto (2007) and Pinto & Marques (2016) suggested that opportunity costs and economic externalities should be considered in addition to the supply and O&M costs to fully recover the economic costs, also it is possible to add the environmental dimension for a full cost recovery.

Lago *et al.* (2015) and Rodrigues & Aquino (2014) suggested that the water charge should encompass nobler objectives such as a more rational use and the acquisition of management and investment resources, especially in less developed semi-arid regions, such as the State of Ceará, in which the water potential can only be realized through management and investment in water storage and transfer. Based on our case study, the water charges in Ceará are mainly used to cover O&M costs, without much success, and the investments can be considered as sunk costs. Schuerhoff *et al.* (2013) pointed out that it is difficult to design a policy that balances the objective of obtaining revenue with behavior change such that the revenue does not have a Ramseyan meaning.

Pinto *et al.* (2021) reported that the water tariffs play important roles in resource-stressed environments in which the competing uses, resource availability, and infrastructure constraints must be considered.

Based on Ferreira *et al.* (2020) and Cerqueira (2019), the cubic meter prices of raw water charged in Brazil remain extremely low. They are insufficient to meet the demands presented in the National Water Resource Plan and do not efficiently stimulate the rational use of water (ANA, 2014).

Cerqueira (2019) discussed two solutions regarding the lack of resources: increasing the legal limit (7.5%) through law or increasing the water collection fee. They assumed that the increase in the tariff will increase the resistance of users because an increase in the legal limit would increase unnecessary expenses.

The GDP of Brazil in 2019 was R\$7,389,131 million, whereas that of Ceará was R\$163,575 million. Ceará occupies the twelfth position in the country and the third in the northeast region. However, considering the GDP per capita, Ceará is in place 22, demonstrating that it is a great challenge to overcome the low income in the country (IPECE, 2021).

The economy of Ceará comprises three major sectors: agriculture, industry, and services. The agricultural sector is divided into activities related to agriculture, livestock, fish, and plant extraction. Raw water is consumed in the production processes related to these activities (Soares et al., 2021). Among these sectors, the consumption of raw water is the highest in agriculture in Ceará, with 60.1%, whereas the service sector accounts for 32.6% of the water consumption, followed by the industry (7.2%; Soares et al., 2021). However, the least water is consumed in the sector that pays the highest tariff, that is, the industry, whereas the fees paid by the largest consumer of water, that is, agriculture/irrigation and fish farming, are the smallest. In addition, the industry contributes 17.05% to Ceará's GDP, whereas the agriculture contributes 22.65%, leaving 69.82% for the service sector, which was not included in the analysis in this study. Therefore, the agricultural sector significantly contributes to the GDP, with a marginal growth in the tariff value.

#### Challenges of raw water charges

In the context of water scarcity, international organizations and academics claim that water pricing can significantly improve the management of water resources and that economic, environmental, and social objectives can be achieved by optimal tariff design (García-Rubio *et al.*, 2015).

The results of the analyzes carried out for Ceará State show that the charges for raw water are mainly used to cover the management costs but are insufficient to subsidize studies, projects, and water management programs. Therefore, it is necessary to reassess the tariff, which is considered to be a public price. The low tariffs defined in the collection policy do not promote the more rational use of water by users (Libanio, 2018; Berbel *et al.*, 2019; Rey *et al.*, 2019).

It is necessary to assess whether the pricing policy, that is, if the tariff meets the social criteria of accessibility, justice, and equity, in addition to economic efficiency, environmental sustainability and public acceptance and transparency (García-Valiñas, 2005; Donoso, 2017).

The ability to pay was determined to verify if some of the objectives were satisfied. The results show that users, such as shrimp farming, irrigation, and fish farming, have an expressive capacity to pay the amounts charged.

Based on the current charging model in the State of Ceará, an average tariff is charged, that is, the collected amount does not vary depending on water availability. This means that the amount collected in periods of scarcity in which the operating costs are higher than usual is the same as that

in non-scarcity periods. This results in financial fragility of the management institution and, consequently, in the unsustainability of the water resources management system. A scarcity-based tariff would reflect the basin's drought conditions and thus would be more appropriate for Brazil's semi-arid northeastern part (Araújo *et al.*, 2019).

Increasing the sustainability and efficiency of this system are challenges for the raw water charge instrument. We suggest restructuring the pricing model to incorporate a floating rate considering the drought severity such that the raw water charges are based on the water supply and demand. In addition, it is important to establish a scarcity coefficient that considers the water availability and is used to determine the tariff. Based on this coefficient, users must feel coerced to reduce their consumption in times of scarcity and/or be willing to pay more for the resource. However, this process must be endowed with legitimacy and acceptance and must be guided by different stakeholders to avoid divergence between policy design and management practice (Berbel *et al.*, 2019; Libanio, 2018).

Thus, the floating tariff would reflect the drought states of a hydrographic basin and could trigger the change in the user behavior with respect to water consumption. The drought states have been defined by Resolution No. 3/2020 based on the classification of the reservoir storage in an extremely critical situation of water scarcity: critical, alert, comfortable, and very comfortable.

## Conclusion

In this study, the evolution of raw water in the State of Ceará was analyzed and cost analysis was conducted to answer the two following questions: does the water collection fulfill its function of financing the water resources system? Is the pricing model flexible and absorb the effects of climate variability?

We observed that the annual water collection cannot cover all management costs and is not sufficient to finance the implementation of measures, programs, and projects necessary to improve the water management in the basins.

The correlation between the increase in costs and the drought severity shows that it is necessary to establish a tariff model in which the effects of climate variation are considered.

The challenge is to develop a floating tariff that is related to the water scarcity and incorporates the effects of climate variability.

In the State of Ceará, the billed consumption in different regions and subsystems differs. This indicates that the regions' peculiarities should be considered in the establishment of water charges and the allocation and/or reallocation of water between hydrographic basins and/or subsystems should be promoted.

## Acknowledgments

The authors thank the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - Brasil (CNPq), the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) and the Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP), Project nº 11098079/2019.

## References

- Agência Nacional de Águas, Brasil (2016) *Mudanças Climáticas e Recursos Hídricos: avaliações e diretrizes para adaptação*, Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, GGES.
- Agência Nacional de Águas, Brasil (2020) *Direito de águas à luz da governança*/ Pilar Carolina Villa; Maria Luiza Machado Granziera. Brasília: ANA.
- Agência Nacional de Águas, Brasil (2014) *Cadernos de capacitação em recursos hídricos: cobrança pelo uso de recursos hídricos*, v. 7. Brasília.
- Araújo, W. C., Esquerre, K. P. O., Sahin, O. (2019). Building a System Dynamics Model to Support Water Management: A Case Study of the Semiarid Region in the Brazilian Northeast. *Water*, <https://doi.org/10.3390/w11122513>.
- Ataliba, F. (2021). Por que Fortaleza tornou-se a maior economia do Nordeste?. *Revista Conjuntura Econômica*, **75**(01), 30-31.
- Bardin, L. (2010) *Análise de conteúdo*. Trad. Luís Antero Reto e Augusto Pinheiro. Lisboa: Edições 70, 281p.
- Berbel, J., Borrego-Marin, M., Exposito, A., Giannoccaro, G., Montilla-Lopez, N. M., & Roseta-Palma, C. (2019) Analysis of irrigation water tariffs and taxes in Europe. *Water Policy*, **21**(4), 806-825. <https://doi.org/10.2166/wp.2019.197>
- Brasil (1997) *Lei n. 9.433, de 9 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989*. Presidência da República, Diário Oficial [da] União: seção 1, Brasília, DF, 09 jan.
- Ceará (1992) *Lei nº 11.996, de 24 de julho de 1992. Dispõe sobre a política estadual de recursos hídricos, institui o sistema integrado de gestão de recursos hídricos – Sigerh e dá outras providências*. Governo do Estado do Ceará. Legislação Estadual. Acesso em: 14 de setembro 2020. Disponível em: <https://www.srh.ce.gov.br/leis-1992>
- Ceará (1993) *Lei nº 12.217, de 18 novembro de 1993. Cria a Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará - COGERH, e dá outras providências*. Governo do Estado do Ceará. Acesso em: 14 de setembro 2020. Disponível em: <https://www.srh.ce.gov.br/leis-1993>
- Ceará (1996) *Monção nº 01, de 08 de outubro de 1996*. Conselho Dos Recursos Hídricos Do Estado Do Ceará (CONERH).
- Ceará (1996) *Decreto nº 24.264, de 12 de novembro de 1996. Regulamenta o art. 7º da Lei Nº 11.996, de 24 de julho de 1992, na parte referente à cobrança pela utilização dos recursos hídricos e dá outras providências*. Governo do Estado do Ceará. Acesso em: 14 de setembro 2020. Disponível em: <http://oads.org.br/leis/1359.pdf>
- Ceará. (2016) *Estudos de análise e integração dos instrumentos de gestão com foco na Outorga, Cobrança e Fiscalização: Relatório nº2: Revisão da capacidade de pagamento*. Secretaria Dos Recursos Hídricos. Acesso: 28 de fevereiro 2022. Disponível em: <https://www.srh.ce.gov.br/integracao-dos-instrumentos-de-gestao-outorga-cobranca-e-fiscalizacao>
- Ceará (2010) *Lei Estadual nº 14.844, de 28 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos – SIGERH, e dá outras providências*. Governo do Estado do Ceará.
- Ceará (2016) *Lei Estadual nº 16103, de 2 de setembro de 2016. Cria a tarifa de contingência pelo uso dos recursos hídricos em período de situação crítica de escassez hídrica*. Governo do Estado do Ceará.



- Ceará (2016) *Estudos de análise e integração dos instrumentos de gestão com foco na Outorga, Cobrança e Fiscalização: Relatório nº1: Revisão dos custos fixos e variáveis dos sistemas de recursos hídricos*. Acesso em: 20 de março 2020, Secretaria Dos Recursos Hídricos. Disponível em: <https://www.srh.ce.gov.br/integracao-dos-instrumentos-de-gestao-outorga-cobranca-e-fiscalizacao>
- Cerqueira, G. A. (2019) Instrumentos Econômicos na Gestão de Recursos Hídricos: Análise e Contribuições sobre Mercados de Água e Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação MTARH.DM-223/2019, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 175p.
- Dalcin, A. P., & Fernandes Marques, G. (2020) Integrating water management instruments to reconcile a hydro-economic water allocation strategy with other water preferences. *Water Resources Research*, **56**(5), e2019WR025558. <https://doi.org/10.1029/2019WR025558>
- de Araujo Junior, L. M., de Souza Filho, F. D. A., Camelo Cid, D. A., Oliveira da Silva, S. M., & Silveira, C. D. S. Avaliação de índices de seca meteorológica e hidrológica em relação ao impacto de acumulação de água em reservatório: Um estudo de caso para o reservatório de Jucazinho-PE. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, **13**(2), 382-398.
- De Brito, P. L. C.; De Azevedo, J. P. S. (2020) Charging for Water Use in Brazil: State of the Art and Challenges. *Water Resources Management*, **34**(3), 1213-1229. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0155-5>
- De Sousa, C. O. M., & Dias Fouto, N. M. (2019). Economic incentives for water consumption reduction: case study of the city of Sao Paulo, Brazil. *Water Policy*, **21**(6), 1266-1278. <https://doi.org/10.2166/wp.2019.022>
- Donoso, G. (2017). Urban water pricing in Chile: Cost recovery, affordability, and water conservation. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, **4**(2), e1194. <https://doi.org/10.1002/wat2.1194>.
- Ferreira, F. N.; Ribeiro, H. M. C.; Dutra, V. A. B. (2020) Potentialities of water charge in the management of Brazilian water resources. *Revista Ambiente & Água*, **15**(4). <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2531>
- Froese, R. & Schilling, J. (2019) The nexus of climate change, land use, and conflicts. *Current climate change reports*, **5**(1), 24-35.
- García-Rubio, M. A., Ruiz-Villaverde, A., & González-Gómez, F. (2015) Urban water tariffs in Spain: What needs to be done? *Water*, **7**(4), 1456-1479. <https://doi.org/10.3390/w7041456>
- García-Valiñas, M. Á. (2005) Efficiency and equity in natural resources pricing: A proposal for urban water distribution service. *Environmental and Resource Economics*, **32**(2), 183-204. [10.1007/s10640-005-3363-0](https://doi.org/10.1007/s10640-005-3363-0)
- Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará – IPECE (2021) PIB do Ceará nas Óticas da Produção e da Renda – 2019. Acesso: 1 de março 2022. Disponível em: [https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2021/12/PIB\\_Ceara\\_nas\\_Oticas\\_Producao\\_e\\_Renda2019.pdf](https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2021/12/PIB_Ceara_nas_Oticas_Producao_e_Renda2019.pdf)
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2020). <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/panorama>
- Lago, M., Mysiak, J., Gómez, C. M., Delacámara, G., & Maziotis, A. (2015). *Use of Economic Instruments in Water Policy*. Heidelberg: Springer. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-18287-2>.
- Libanio, P. A. C. (2018). Two decades of Brazil's participatory model for water resources management: from enthusiasm to frustration. *Water International*, **43**(4), 494–511. <https://doi.org/10.1080/02508060.2018.1451695>.
- Lôbo Neto, J. B. (2020). Planejamento da segurança hídrica em cenário de mudança climática considerando avaliação de custos de múltiplos mananciais. Dissertação, Universidade Federal do Ceará.
- Lopez-Nicolas, A., Pulido-Velazquez, M., Rougé, C., Harou, J. J., & Escriva-Bou, A. (2018) Design and assessment of an efficient and equitable dynamic urban water tariff. Application to the city of Valencia, Spain. *Environmental Modelling & Software*, **101**, 137-145. [10.1016/j.envsoft.2017.12.018](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.12.018)
- Massarutto A (2007) Water pricing and full cost recovery of water services: economic incentive or instrument of public finance? *Water Policy* **9**(6), 591–613
- Nunes Carvalho, T. M., de Souza Filho, F. D. A., & Porto, V. C. (2021). Urban Water Demand Modeling Using Machine Learning Techniques: Case Study of Fortaleza, Brazil. *Journal of Water Resources Planning and Management*, **147**(1), 05020026.

- Pinto, F. S., & Marques, R. C. (2016). Tariff suitability framework for water supply services. *Water Resources Management*, **30**(6), 2037-2053. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11269-016-1268-z>.
- Pinto, F. S., de Carvalho, B., & Marques, R. C. (2021). Adapting water tariffs to climate change: linking resource availability, costs, demand, and tariff design flexibility. *Journal of Cleaner Production*, **290**, 125803.
- Pontes Filho, J. D., Souza Filho, F. D. A., Martins, E. S. P. R., & Studart, T. M. D. C. (2020) Copula-Based Multivariate Frequency Analysis of the 2012–2018 Drought in Northeast Brazil. *Water*, **12**(3), 834. <https://doi.org/10.3390/w12030834>
- Rey, D., Pérez-Blanco, C. D., Escrivá-Bou, A., Girard, C., & Veldkamp, T. I. (2019). Role of economic instruments in water allocation reform: lessons from Europe. *International Journal of Water Resources Development*, **35**(2), 206-239. <https://doi.org/10.1080/07900627.2017.1422702>
- Rocha, R. V.; Souza Filho, F. De A. De; Silva, S. M. O. Da (2019) Analysis of the Relationship Between the Average Rainfall of Orós Reservoir, Brazil-Ceará, and the PDO and AMO Indexes Through Changepoint Analysis and Wavelet Transform. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **34**(1), 139-149. <https://doi.org/10.1590/0102-77863340034>
- Rodrigues, M. V. S. & Aquino, MD De. (2014) Análise comparativa entre a cobrança pelo uso da água bruta do Estado do Ceará com a cobrança aplicada no Estado de São Paulo. *Revista de Gestão de Águas da América Latina*, **11**(2), 37-51.
- Rogers P, de Silva R, Bhatia R (2002) Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water Policy* **4**(1):1–17
- Schiavini, J. M., & Garrido, I. (2018). Análise de Conteúdo, Discurso ou Conversa? Similaridades e Diferenças entre os Métodos de Análise Qualitativa. *Revista ADM. MADE*, **22**(2), 01-12.
- Schuerhoff, M., Weikard, H.-P., & Zetland, D. (2013). The life and death of Dutch groundwater tax. *Water Policy*, **15**(6), 1064–1077. <https://doi.org/10.2166/wp.2013.112>.
- Silva, S.M.; Souza Filho, F.A.; Araújo, L.M., Jr. (2015) Mecanismo financeiro projetado com índices de seca como instrumento de gestão de risco em recursos hídricos. *Rev. Bras. Recur Hídricos*, **20**, 320–330.
- Soares, R. B., da Silva, S. M. O., Souza Filho, F. D. A. D., & Paiva, W. D. L. (2021). Macroeconomic Accounting of Water Resources: An Input-Output Approach to Linkage Analysis and Impact Indicators Applied to the State of Ceará, Brazil. *Water*, **13**(6), 869.



# REVISTA AIDIS

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

## GEOESPACIALIZAÇÃO DA COVID-19 NO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE-PB COM BASE NA MOBILIDADE POPULACIONAL DAS REGIÕES DE INFLUÊNCIA DAS CIDADES (REGIC)

\* Bianca Amaral Honório <sup>1</sup>  
Laércio Leal dos Santos <sup>1</sup>  
Francisco Miqueias Sousa Nunes <sup>1</sup>  
Janaína Aparecida Cezario <sup>1</sup>  
Ana Sabrina Barbosa Machado <sup>1</sup>  
William de Paiva <sup>1</sup>

## COVID-19'S GEOSPACIALIZATION IN THE CAMPINA GRANDE-PB BASED ON THE POPULATION MOBILITY OF THE CITIES INFLUENCE REGIONS (REGIC)

Recibido el 11 de enero de 2022. Aceptado el 18 de abril de 2022

### Abstract

*The coronavirus showed a tendency to spread in large cities, caused by the intense movement of people, generating an intense concern for humanity. In large urban centers, the virus finds it easy to disperse due to population mobility, largely due to issues of health, trade, among others. To meet the needs of COVID-19 evolution data in the city of Campina Grande-PB, the concept of Regions of Influence of Cities (REGICs) developed by the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE), which analyzes population displacement was used between cities that develop a link between specific uses. Thus, the objective of the study was to geospatialize COVID-19 in the city of Campina Grande based on the population mobility of the REGICs. Through the GIS environment, the data made available by the state health departments were spatialized through the organization in Excel spreadsheets, enabling the elaboration of graphs with the help of the R-studio software. The results obtained showed that the evolution of COVID-19 in the State of Paraíba, more precisely in the city of Campina Grande-PB, had as its main dissemination route the BR-230, which connects the state of Paraíba - PB from the coast to the hinterland. analyzed, confirmed cases intensified in the sertão and rural areas with the cities of Patos and Campina Grande, respectively, both in the state of Paraíba, reaching neighboring municipalities, which depend mainly on medical-hospital services, commerce, education, among others.*

**Keywords:** public health, coronavirus, state of paraiba, vulnerability.

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

\*Autor correspondente: Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campus Universitário, s/n, Bodocongó, Campina Grande/PB, CEP: 58109-790, Brasil. Email: [biancaahonorio1@gmail.com](mailto:biancaahonorio1@gmail.com)

## Resumo

O coronavírus apresentou uma tendência de disseminação nas grandes cidades, ocasionada devido a intensa circulação de pessoas, gerando uma intensa preocupação para a humanidade. Nos grandes centros urbanos, o vírus encontra facilidade de se dispersar devido a mobilidade populacional, em grande parte, devido a questões de saúde, comércio, entre outras. Para atender as necessidades de dados de evolução da COVID-19 na cidade de Campina Grande-PB foi utilizado o conceito de Regiões de Influência das Cidades (REGICs) desenvolvido pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o qual analisa o deslocamento populacional entre as cidades que desenvolvem uma ligação entre usos específicos. Com isso, objetivou-se com o estudo, geoespacializar a COVID-19 no município de Campina Grande com base na mobilidade populacional das REGICs. Por meio do ambiente SIG, os dados disponibilizados pelas secretarias estaduais de saúde foram espacializados através da organização em planilhas eletrônicas do Excel, possibilitando a elaboração de gráficos com o auxílio do software R-studio. Os resultados obtidos demonstraram que a evolução da COVID-19 no Estado da Paraíba, mais precisamente na cidade de Campina Grande-PB teve como principal caminho de disseminação a BR-230, que interliga o estado da Paraíba - PB do litoral ao sertão. No período analisado, os casos confirmados se intensificaram no sertão e no agreste com as cidades de Patos e Campina Grande, respectivamente, ambas no estado da Paraíba, atingindo os municípios vizinhos, que dependem principalmente de serviços médico-hospitalares, comércio, educação, dentre outros.

**Palavras-chave:** saúde pública, coronavírus, estado da paraíba, vulnerabilidade.

## Introdução

Descoberto em dezembro de 2019 em Wuhan na China, o coronavírus, cientificamente identificado como SARS-COV-2, causador da COVID-19, aterrorizou a população mundial. Inicialmente, múltiplos casos de pneumonia foram sucessivamente relatados em alguns hospitais em Wuhan, sendo posteriormente identificada como uma infecção respiratória aguda causada por um novo coronavírus (Wu *et al.*, 2020).

Nesse contexto, devido à alta taxa de transmissão do vírus, a doença ligeiramente espalhou-se e atingiu todos os continentes em diferentes níveis de contaminação. O Brasil foi o primeiro país da América Latina a registrar o primeiro caso de COVID-19, em 25 de fevereiro de 2020. O indivíduo era um homem paulista de 61 anos que havia voltado da Europa e apresentava sintomas leves da doença. O mesmo foi mantido em isolamento social, durante o tempo em que eram investigados se outras pessoas a qual teve contato, seja familiar, no hospital onde foi atendido e/ou no seu voo, estavam sentindo algum sintoma parecido (Aquino *et al.*, 2020). A partir disso, a pandemia se desenvolveu muito rapidamente no país e em apenas cinco meses já ultrapassava a marca de 100 mil mortos e mais de 3 milhões de pessoas infectadas (Ministério da Saúde; Secretaria de Vigilância em Saúde, 2020).

Atualmente sabe-se que a COVID-19 é transmitida por meio da inalação ou contato direto com gotículas infectadas, e seu período de incubação varia de 2 a 14 dias. Além disso, indivíduos contaminados podem ser assintomáticos e difundir o vírus (Singhal, 2020). Desse modo, com o objetivo de conter a doença foi

necessário realizar isolamento social e assim, várias nações suspenderam eventos e atividades distintas, além de fecharem suas fronteiras, mantendo-se somente com os serviços essenciais em funcionamento. Cada país possui suas próprias normas de saúde, muitas delas seguidas pela recomendação da Organização Mundial da Saúde (OMS), que busca o fim da pandemia.

O novo coronavírus apresenta uma tendência de disseminação nos grandes centros urbanos, tornando uma grande preocupação para a humanidade. Nesses centros, o vírus encontra facilidade de se propagar, devido a mobilidade de pessoas, por questões de trabalho, estudo, recreação, dentre outras. A disseminação do vírus está condicionada a intensidade de circulação no território, logo, locais com maiores densidades demográficas e econômicas, estarão mais suscetíveis a dispersão do vírus (Martinuci, *et al.*, 2020).

O processo de interiorização do vírus é uma das preocupações da pandemia, pois ao analisar dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) pesquisadores listaram essa tendência para municípios menores (Icict/Fiocruz, 2020). Outra questão é a preocupação sanitária, visto que as pequenas cidades apresentam uma dependência de serviços médicos por parte dos centros urbanos (Manfio, 2021). Ademais, cidades do interior geralmente dispõem de condições de saneamento público precárias gerando mais um agravante. Segundo Qu *et al.* (2020), a transmissão da doença também pode ocorrer por vias fecais, visto que o vírus SARS-COV-2 foi identificado em amostras de fezes de pacientes infectados. A presença do RNA SARS-COV-2 em águas residuárias foi comprovada por meio do estudo de Souza *et al.*, (2022), realizando a epidemiologia baseada em águas residuárias. A detecção do vírus em amostras de fezes, sugere uma possível contaminação fecal oral.

Nesta perspectiva, o conceito de Regiões de Influência das Cidades (REGICs) criado pelo IBGE, possibilita analisar o deslocamento populacional entre as cidades que desenvolvem uma ligação entre seus habitantes em busca de insumos ou produtos, definindo a hierarquia dos centros urbanos e delimitando as regiões de influência a eles associados. As REGICs refletem a realidade das cidades menores que dependem basicamente dos sistemas das grandes cidades em sua vizinhança, ao aliar esse conceito com a disseminação da covid-19, torna possível compreender a evolução e tendência de disseminação do vírus.

Para isso, a espacialização dos casos confirmados da COVID-19 nas REGICs possibilita o monitoramento constante da mobilidade entre os municípios, através de ferramentas computacionais que mensurem e criem mapas que irão auxiliar nas políticas públicas de combate as doenças virais. A geoespacialização está presente em inúmeras áreas, sendo uma ferramenta que funciona como um facilitador na divulgação de resultados mais complexos. Dessa forma, a utilização de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) tornam-se cruciais na elaboração de mapas que permitem informar o estágio atual da epidemia, bem como realizar o monitoramento em locais críticos.

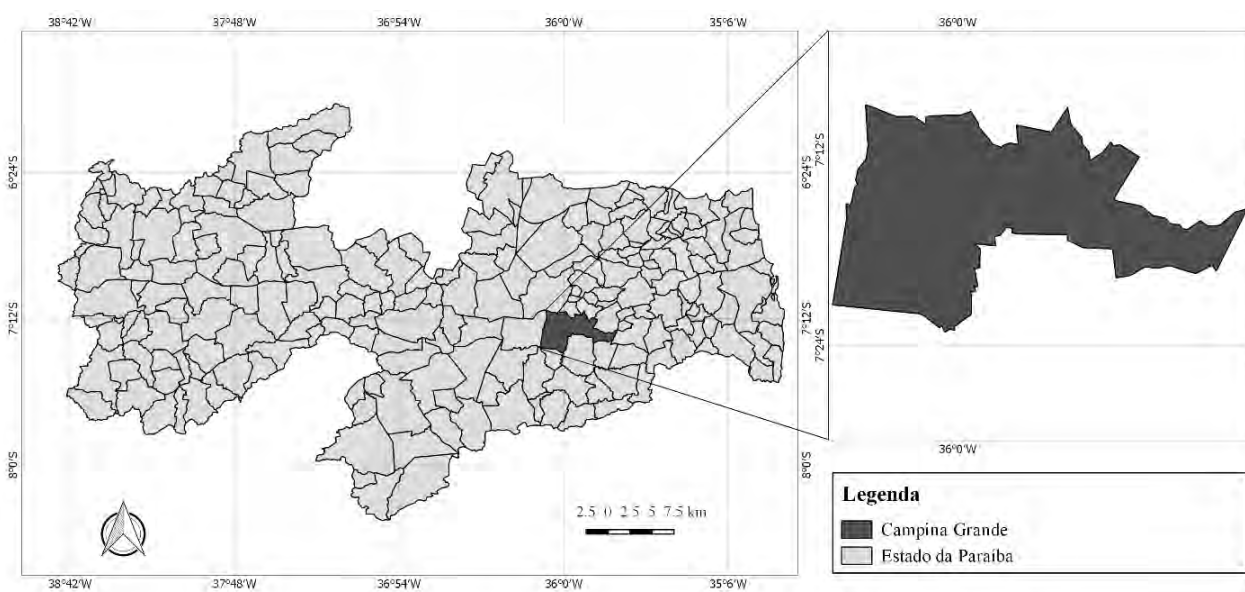
Diante do exposto, o presente trabalho trata-se de um estudo retrospectivo, o qual objetiva realizar a geoespacialização dos dados da COVID-19 no município de Campina Grande-PB, com base na mobilidade populacional dos municípios que compõem sua região de influência, tornando-se uma valiosa ferramenta no processo de tomada de decisão.

## Material e métodos

### Área de estudo

A área de estudo compreende o município de Campina Grande – PB e as suas Regiões de Influência da Cidade (REGIC), mais precisamente, municípios cujo destino é a cidade de Campina Grande – PB no que concerne à mobilidade aos serviços de compras (Tabela 1) e aos serviços de saúde (Tabela 2).

O município possui uma população estimada para 2018 de 407 mil habitantes com densidade demográfica de 648.31 hab/km<sup>2</sup>, com um clima semiárido quente e precipitação média anual variando entre 700 e 800 mm, com picos de chuvas intensas. A cidade está subdividida em 52 bairros e localiza-se no planalto da Borborema. A economia se divide em atividades industriais, construção civil, comércio varejista e atacadista, extração mineral, pecuária e agricultura (IBGE, 2010). A Figura 1 apresenta a localização do município de Campina Grande.



**Figura 1.** Localização do município de Campina Grande – PB.

As pequenas cidades cuja mobilidade da população está direcionada para o município de Campina Grande-PB, em busca de insumos, são apresentadas no Tabela 1, enquanto a mobilidade da população das REGICs para Campina Grande no que se refere à busca por serviços na área de saúde, estão descritos no Tabela 2.

**Tabela 1.** Relação dos municípios cuja mobilidade ao município de Campina Grande - PB está baseada em compras.

Avaliação mobilidade para o município de destino: Campina Grande

Código	Município	Código	Município	Código	Município
1	2500304 Alagoa Grande	19	2506509 Gurjão	37	2511400 Picuí
2	2500403 Alagoa Nova	20	2506806 Ingá	38	2512002 Pocinhos
3	2500908 Arara	21	2507200 Itatuba	39	2512408 Puxinanã
4	2501104 Areia	22	2507606 Juarez Távora	40	2512507 Queimadas
5	2501203 Areial	23	2507705 Juazeirinho	41	2512705 Remígio
6	2501302 Aroeiras	24	2507804 Junco do Seridó	42	2512754 Riachão do Bacamarte
7	2501351 Assunção	25	2508307 Lagoa Seca	43	2513851 Santo André
8	2501609 Barra de Santa Rosa	26	2508505 Livramento	44	2513943 São Domingos do Cariri
9	2502151 Boa Vista	27	2509206 Massaranduba	45	2514008 São João do Cariri
10	2502508 Boqueirão	28	2509339 Matinhas	46	2515104 São Sebastião de Lagoa de Roça
11	2503100 Cabaceiras	29	2509404 Mogeiro	47	2515401 São Vicente do Seridó
12	2503506 Cacimba de Dentro	30	2509503 Montadas	48	2515807 Serra Redonda
13	2504355 Caturité	31	2509909 Natuba	49	2516003 Solânea
14	2505006 Cubati	32	2510303 Nova Palmeira	50	2516102 Soledade
15	2505105 Cuité	33	2510501 Olivedos	51	2516508 Taperoá
16	2505352 Damião	34	2510659 Parari	52	2516755 Tenório
17	2506103 Fagundes	35	2510808 Patos	53	2517001 Umbuzeiro
18	2506251 Gado Bravo	36	2511103 Pedra Lavrada		

**Tabela 2.** Relação dos municípios cuja mobilidade ao município de Campina Grande - PB está baseada em saúde.

Avaliação mobilidade para o município de destino: Campina Grande

Código	Município	Código	Município	Código	Município	Código	Município	Código	Município					
1	2402006	Caicó	28	2502607	Igaracy	55	2506509	Gurjão	82	2510600	Ouro Velho	109	2514107	São João do Tigre
2	2403400	Equador	29	2502706	Borborema	56	2506608	Ibiara	83	2510659	Parari	110	2514404	São J. de Espinharas
3	2500304	Alagoa Grande	30	2503100	Cabaceiras	57	2506707	Imaculada	84	2510709	Passagem	111	2514453	São José dos Ramos
4	2500403	Alagoa Nova	31	2503407	Cacimba de Areia	58	2506806	Ingá	85	2510808	Patos	112	2514701	São José do Sabugi
5	2500502	Alagoinha	32	2503506	Cacimba de Dentro	59	2506905	Itabaiana	86	2510907	Paulista	113	2514800	São José dos Cordeiros
6	2500536	Alcantil	33	2503555	Cacimbas	60	2507002	Itaporanga	87	2511004	Pedra Branca	114	2514909	São Mamede
7	2500577	Algodão de Jandaíra	34	2503704	Cajazeiras	61	2507200	Itatuba	88	2511103	Pedra Lavrada	115	2515104	São S. de Lag. de Roça
8	2500700	São João do Rio do Peixe	35	2504074	Caraúbas	62	2507606	Juarez Távora	89	2511301	Piancó	116	2515203	São S. do Umbuzeiro
9	2500734	Amparo	36	2504108	Carrapateira	63	2507705	Juazeirinho	90	2511400	Picuí	117	2515401	São Vic. do Seridó
10	2500775	Aparecida	37	2504157	Casserengue	64	2507804	Junco do Seridó	91	2511509	Pilar	118	2515500	Serra Branca
11	2500809	Araçagi	38	2504355	Caturité	65	2508109	Lagoa	92	2512002	Pocinhos	119	2515807	Serra Redonda
12	2500908	Arara	39	2504504	Condado	66	2508307	Lagoa Seca	93	2512101	Pombal	120	2515906	Serraria
13	2501005	Araruna	40	2504702	Congo	67	2508505	Livramento	94	2512200	Prata	121	2516003	Solânea
14	2501104	Areia	41	2504801	Coremas	68	2508802	Malta	95	2512408	Puxinanã	122	2516102	Soledade
15	2501153	Areia de Baraúnas	42	2504850	Coxixola	69	2509206	Massaranduba	96	2512507	Queimadas	123	2516151	Sossêgo
16	2501203	Areial	43	2505006	Cubati	70	2509339	Matinhas	97	2512606	Quixaba	124	2516201	Sousa
17	2501302	Aroeiras	44	2505105	Cuité	71	2509396	Maturéia	98	2512705	Remígio	125	2516300	Sumé
18	2501351	Assunção	45	2505303	Curral Velho	72	2509404	Mogei	99	2512754	Riac. do Bacamarte	126	2516508	Taperoá
19	2501500	Bananeiras	46	2505352	Damião	73	2509503	Montadas	100	2512788	Riac. de S. Antônio	127	2516706	Teixeira
20	2501534	Baraúna	47	2505402	Desterro	74	2509602	Monte Horebe	101	2513000	Salgadinho	128	2516755	Tenório
21	2501575	Barra de Santana	48	2505501	Vista Serrana	75	2509701	Monteiro	102	2513109	Salgado de S. Félix	129	2516805	Triunfo
22	2501609	Barra de Santa Rosa	49	2506004	Esperança	76	2509800	Mulungu	103	2513158	Santa Cecília	130	2516904	Uiraúna
23	2501708	Barra de São Miguel	50	2506103	Fagundes	77	2509909	Natuba	104	2513406	Santa Luzia	131	2517001	Umbuzeiro
24	2502052	Bernardino Batista	51	2506202	Frei Martinho	78	2510105	Nova Floresta	105	2513851	Santo André	132	2517100	Várzea
25	2502102	Boa Ventura	52	2506251	Gado Bravo	79	2510204	Nova Olinda	106	2513943	São Dom. do Cariri	133	2517209	Vieirópolis
26	2502151	Boa Vista	53	2506301	Guarabira	80	2510303	Nova Palmeira	107	2513968	São Domingos	134	2517407	Zabelê
27	2502508	Boqueirão	54	2506400	Gurinhém	81	2510501	Olivedos	108	2514008	São João do Cariri			



### Categorização e organização dos dados

Inicialmente foram coletados dados da COVID-19 disponibilizados pelas Secretarias Estaduais de Saúde do Estado da Paraíba (SES-PB) e do Rio Grande do Norte (SESA-PN) durante o período de 19 de março de 2020 à 15 de maio de 2021, e em seguida foram organizados e tabulados em planilhas eletrônicas pelo *Microsoft Excel*.

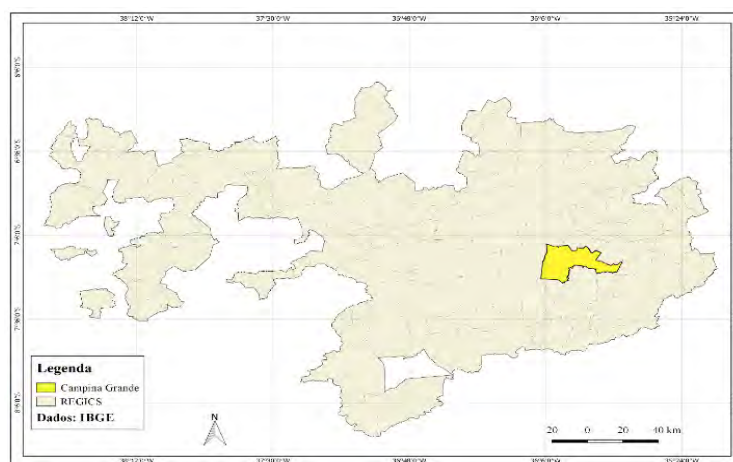
Por meio do software livre QGIS e de dados disponibilizados pelo IBGE sobre as REGICs, classificou-se os municípios por meio de uma distribuição regional, baseado no deslocamento entre as cidades, foi possível realizar a união dos municípios com mobilidade referente à saúde e ao comércio, possibilitando a elaboração de mapas de mobilidade para ambos. Posteriormente, no ambiente SIG realizou-se a união de feições contendo os municípios das REGICs, com os dados coletados pelas secretarias de saúde, além da união com a malha rodoviária disponibilizada pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA).

### Parâmetros analisados

A partir dos dados extraídos analisou-se a ocorrência de casos confirmados e óbitos. Por meio do software *R-studio*, foram construídos gráficos para os casos e óbitos confirmados no período em estudo, para Campina Grande e sua região de influência. A união dos dados extraídos com o QGIS, resultou em dez mapas temáticos, com a evolução da COVID-19.

### **Resultados e discussão**

A região de Campina Grande-PB é composta por 134 municípios como sua região de influência, dos quais dois deles estão localizados no Estado do Rio Grande do Norte. A Figura 2 apresenta a distribuição das REGICs do município de Campina Grande-PB.



**Figura 2.** Campina Grande- PB e as REGICs para comércio e saúde.

Dos 134 municípios, 53 deles dependem economicamente da cidade de Campina Grande, para a realização de compras nos setores alimentício, têxtil, eletroeletrônico, entre outros. Já na área de saúde todos os 134 municípios dependem da cidade de Campina Grande. As Figura 3 e 4 ilustram a distribuição e fluxo econômico da cidade de Campina Grande.

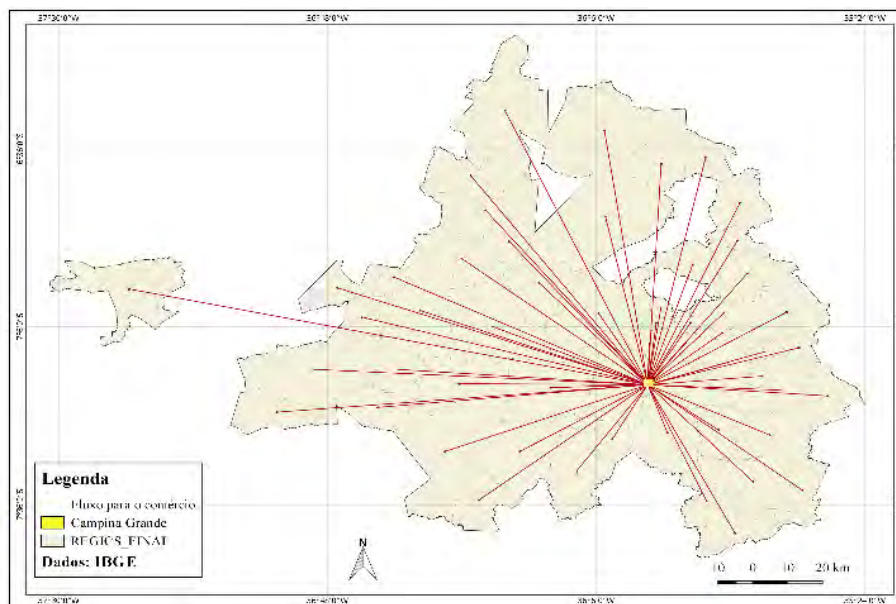


Figura 3. Mobilidade para o comércio em Campina Grande- PB.

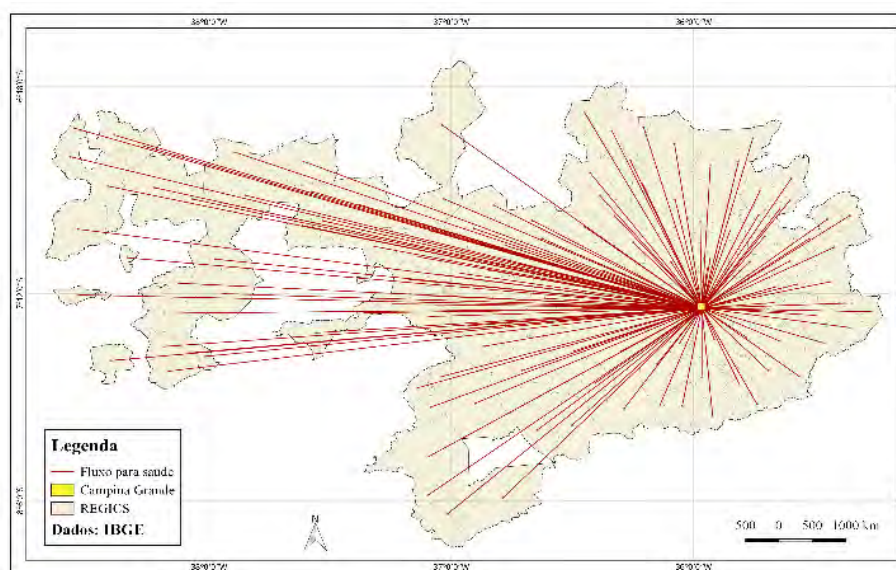
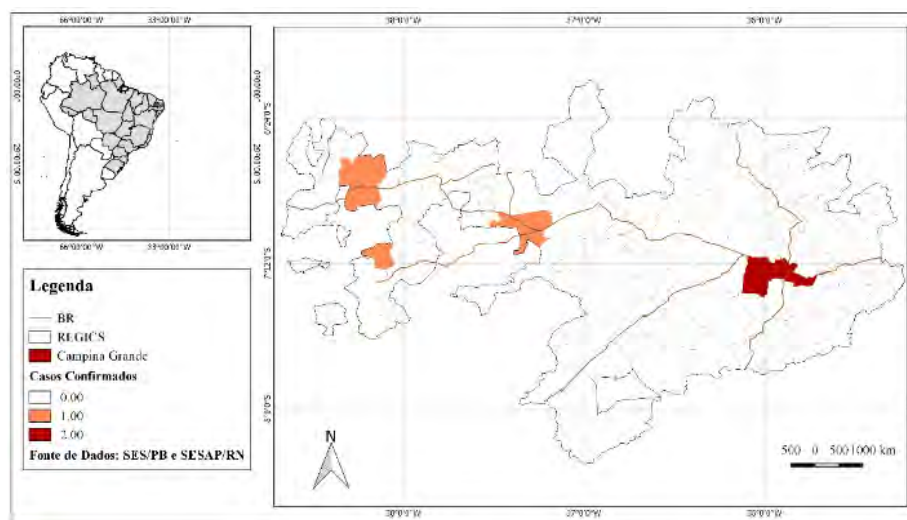


Figura 4. Mobilidade para a saúde em Campina Grande- PB.

O Estado da Paraíba registrou o primeiro caso por infecção da COVID-19 no dia 19 de março de 2020 em João Pessoa. No dia 31 do mesmo mês, já se somavam 17 casos confirmados, distribuídos em 5 municípios, dentre os municípios constituintes da região de influência da cidade de Campina Grande e que apresentaram casos confirmados, estão: Sousa, Patos e Igaracy, localizadas no sertão paraibano, além de Campina Grande e da capital João Pessoa. A Figura 5 ilustra a distribuição dos casos confirmados até o dia 31 de março de 2020



**Figura 5.** Casos confirmados de COVID-19 até 31 de março de 2020

Após o primeiro mês de pandemia, os casos aumentaram consideravelmente de 17 para 71, distribuídos em 25 municípios das REGIC'S. Os municípios que apresentaram os maiores números de casos, são Campina Grande, Patos e Sousa, com 51, 17 e 12 casos, respectivamente. Além do município de Caicó, pertencente ao estado do Rio Grande do Norte com 1 caso confirmado. Neste período os casos confirmados se intensificavam no sertão e no agreste paraibano. A Figura 6 ilustra a distribuição de casos confirmados da COVID-19, após um mês do início do período pandêmico.

A busca da população por serviços comerciais, de saúde e financeiros nos grandes centros urbanos está intimamente ligada ao deslocamento por meio de rodovias. O que corrobora com essa afirmativa é a tendência apresentada na evolução dos casos confirmados, onde em sua maioria, seguem a BR-230, esta que atravessa o estado de leste à oeste. Após dois meses do início da pandemia, os números de casos confirmados nos municípios de Campina Grande e Patos apresentaram uma alta, estes municípios apresentam em comum uma elevada densidade populacional e estão atravessados pela BR-230, fato que indica a possibilidade de a rodovia ter agido como disseminadora do vírus, devido ao deslocamento da população.

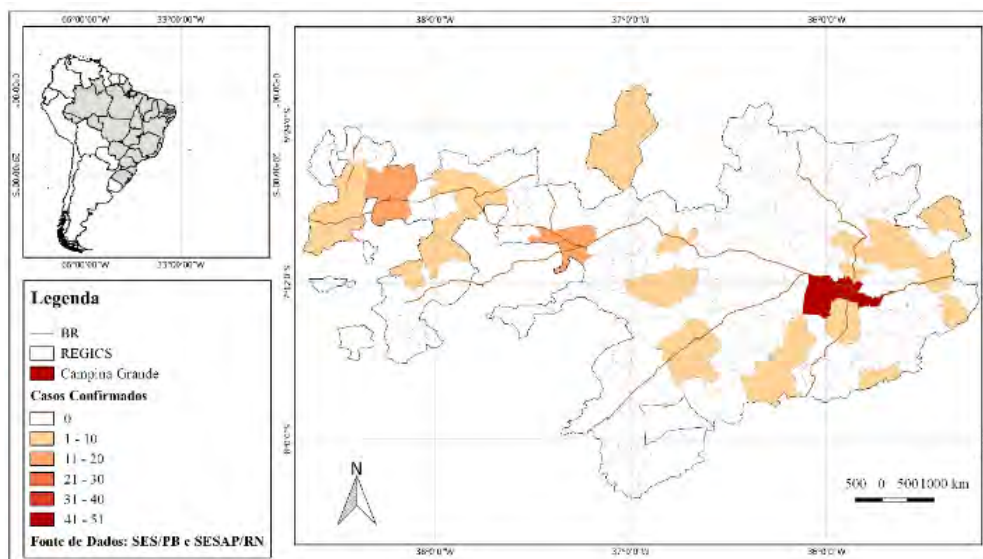


Figura 6. Casos confirmados de COVID- 19 até 30 de abril de 2020.

Nesse período, dos 134 municípios constituintes das REGICs, apenas 19 municípios não apresentavam casos confirmados, saindo de 71 casos no mês anterior para 3611 casos confirmados. Patos e Guarabira apresentaram os maiores números, com 565 cada, enquanto Campina Grande totalizou 1519 casos. A Figura 7 apresenta a distribuição dos casos confirmados até 31 de maio de 2020.

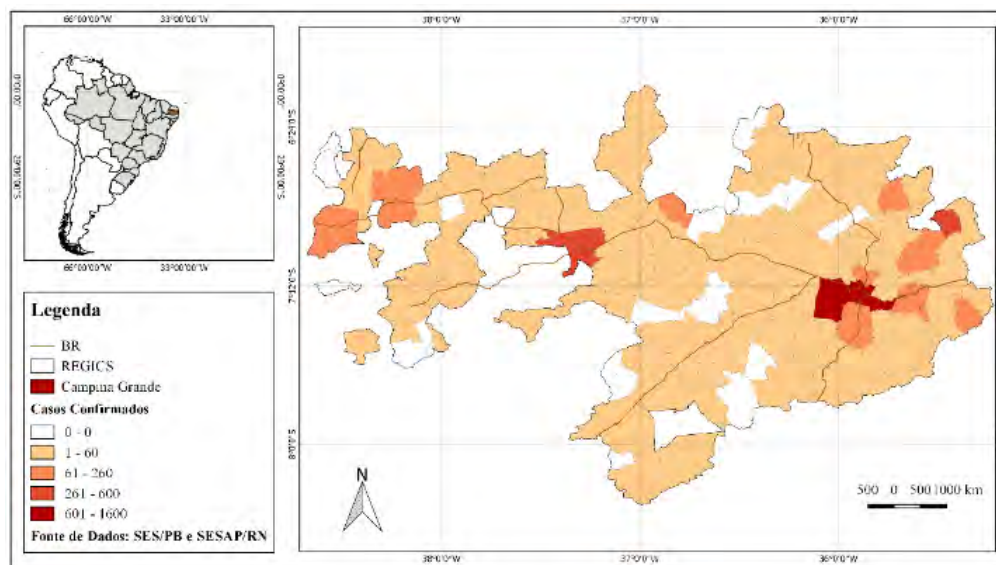
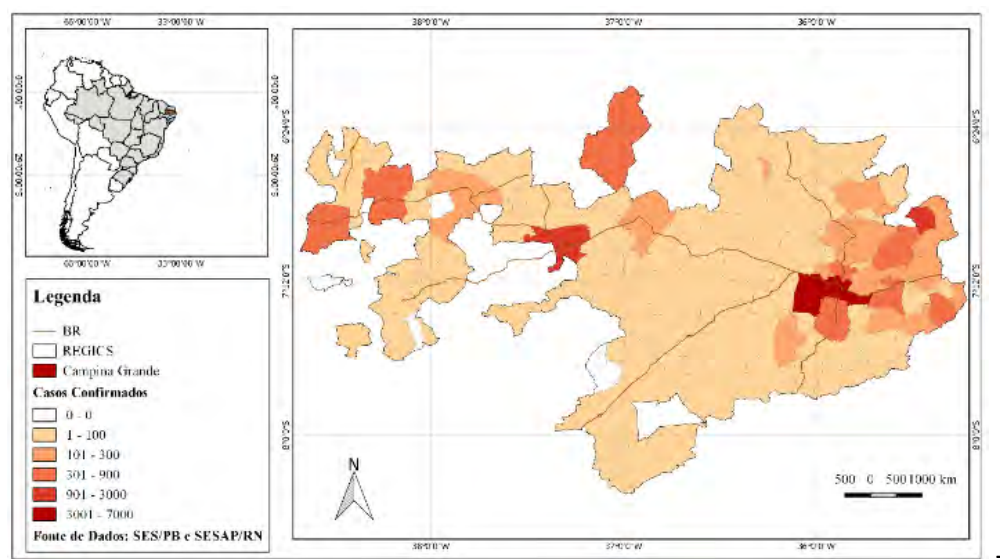


Figura 7. Casos confirmados até o dia 31 de maio de 2020.

Quando comparado a espacialização dos casos da COVID no mês de maio, em relação ao mês de abril, podemos observar o processo de interiorização existentes entre eles. No dia 30 de junho de 2020, os casos confirmados já atingiam quase que 100% dos municípios da REGICs, mais precisamente 96.27% deles, o que correspondiam a 13967 casos entre os municípios. Apenas cinco municípios não apresentavam casos, sendo eles, Monte Horebe, Ouro Velho, Pedra Branca, Prata e São Domingos. A Figura 8 mostra a distribuição dos casos até o dia 30 de junho de 2020.



**Figura 8.** Casos confirmados até o dia 30 de junho de 2020.

Após três meses de pandemia, o vírus se estendeu a todos os municípios, com uma ocorrência de 45084 casos, já Campina Grande registrava 13153 deste total. O município de Ouro Velho apresentava o menor número, com 6 casos, Guarabira e Patos apresentavam os maiores números de casos confirmados, correspondendo a uma porcentagem de 10.01% e 9.80% do total das REGICs. O elevado número de casos nesses municípios pode estar relacionado ao intenso fluxo de pessoas, visto que são considerados, juntamente com Campina Grande, polos econômicos para os municípios menores, levando ao deslocamento da população motivados pela busca por serviços econômicos, administrativos, de educação, saúde, entre outros. Ocasionalmente um aumento no número de casos, além da disseminação para os municípios circunvizinhos. A Figura 9 ilustra a distribuição dos casos até o dia 30 de setembro de 2020.

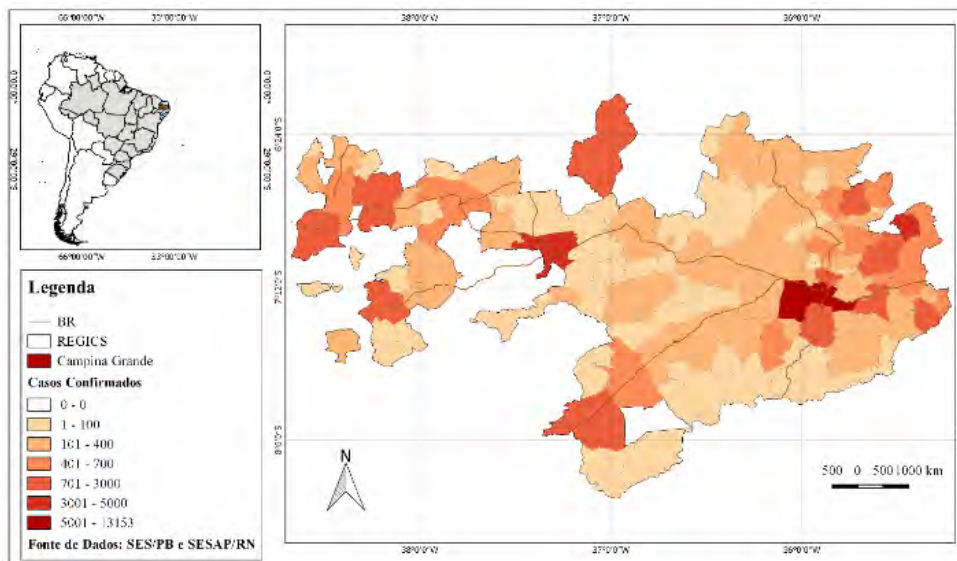


Figura 9. Casos confirmados até o dia 30 de setembro de 2020.

No dia 31 de dezembro de 2020, observou-se que as regiões de influência apresentavam um aumento de casos registrados nos últimos três meses correspondendo a 47.02%, totalizando 66283 casos confirmados, o município de Areia de Baraúnas apresentava o menor número, enquanto Patos registrava o maior, sendo 14 e 7125 casos respectivamente. Campina Grande apresentou um aumento de 17.121% em comparação ao apontado no dia 30 de setembro, com 15405 casos confirmados. A Figura 10 apresenta a distribuição dos casos confirmados até o dia 31 de dezembro de 2020.

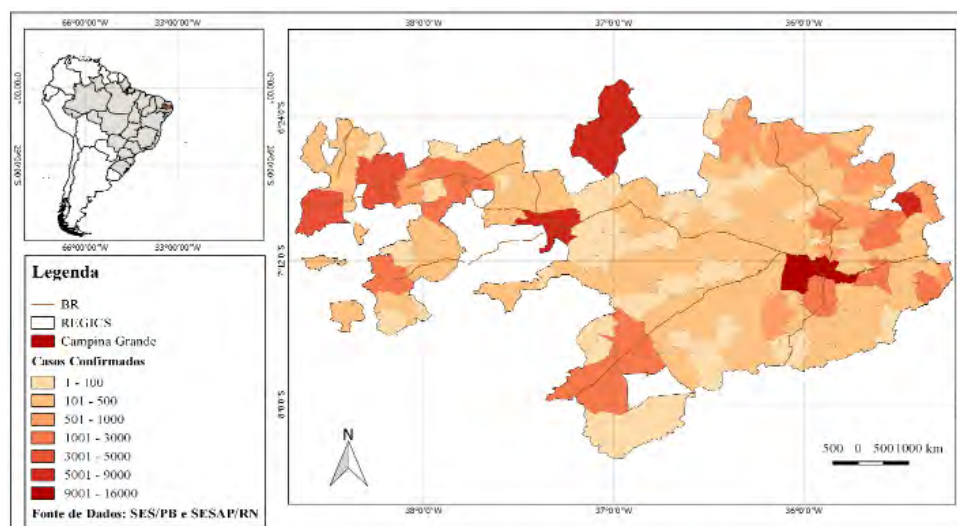


Figura 10. Casos confirmados até o dia 31 de dezembro de 2020.

No final do mês de janeiro de 2021, as REGICs registraram um aumento de 16.103% nos casos confirmados, os municípios de Patos e Areia de Baraúnas apresentavam o maior e o menor número, com 7826 e 16 respectivamente, cerca de 10.17% e 0.02% dos casos confirmados totais. Quanto ao município de Campina Grande, o aumento foi de 1897 casos, cerca de 12.314% em relação ao mês anterior. A Figura 11 ilustra a distribuição dos casos confirmados até o dia 31 de janeiro de 2021.

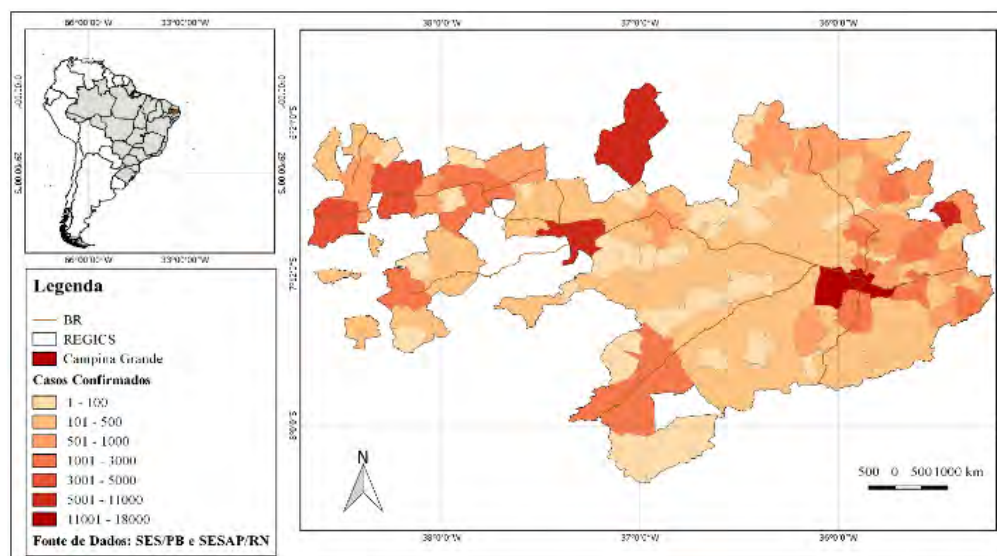


Figura 11. Casos confirmados até o dia 31 de janeiro de 2021.

Após três meses, Campina Grande registrava 26733 casos confirmados, enquanto as REGICs totalizavam 115962, o município de Cacimba de Areia apresentou o menor número com 29 casos. Já o município de Patos, apresentou novamente o maior número, com 10472 casos. A Figura 12 apresenta a distribuição dos casos até o dia 30 de abril de 2021.

No dia 15 de maio de 2021, período de encerramento na análise dos casos, os 134 municípios constituintes das REGICs somavam 124558 casos confirmados, enquanto Campina Grande apresentava 27654 desse total. Dentre as regiões de influência, o município de Patos apresentou o maior número de casos confirmados acumulados, 10785 casos, enquanto o município de Cacimba de Areia apresentou o menor, com 31 casos confirmados acumulados. A Figura 13 apresenta a distribuição dos casos até o dia 15 de maio de 2021.

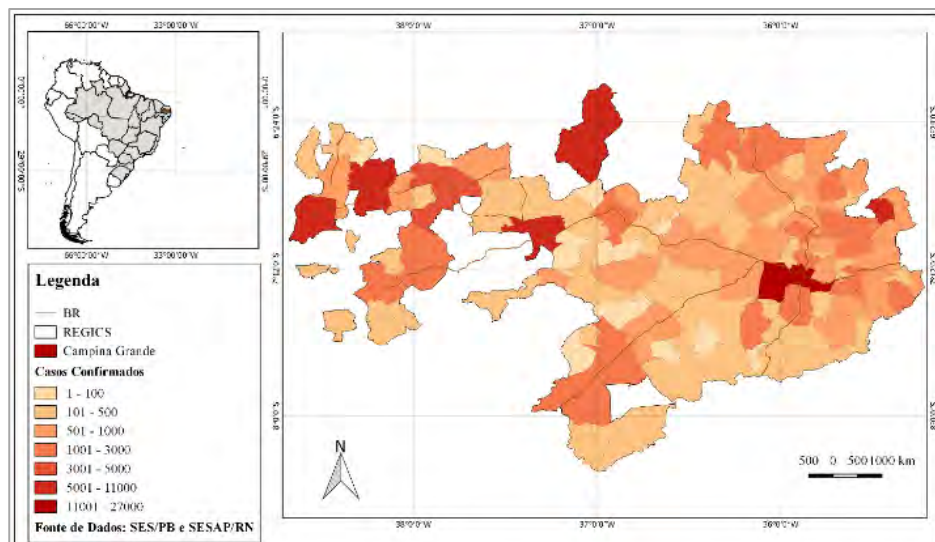


Figura 12. Casos confirmados até o dia 30 de abril de 2021.

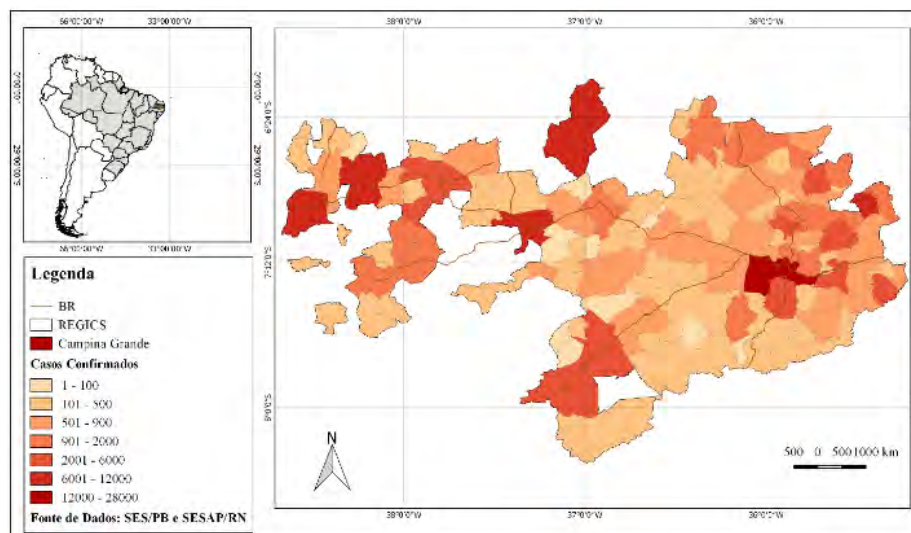
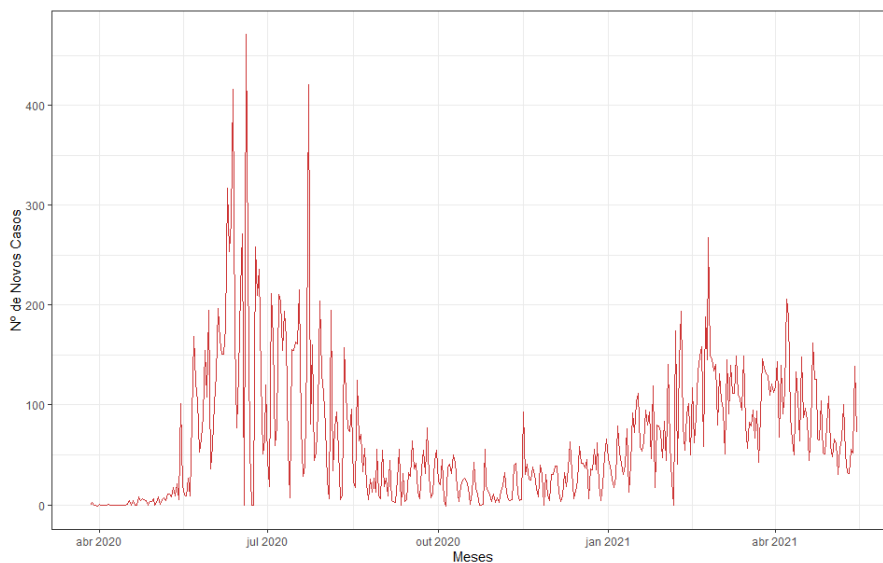


Figura 13. Casos confirmados até o dia 15 de maio de 2021.

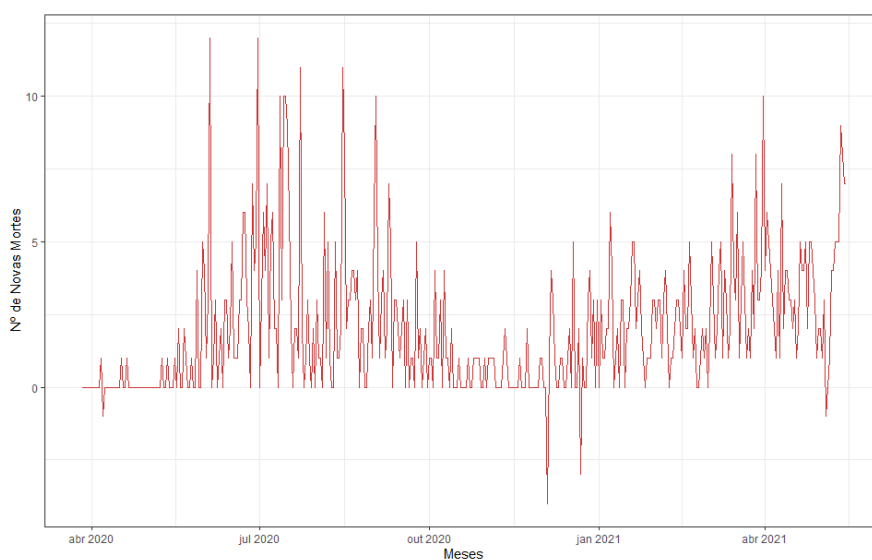
Durante o período em estudo, o maior pico no número de casos confirmados em Campina Grande, foi no dia 19 de junho de 2020 com 471 casos. Entre os meses de setembro até o início de dezembro de 2020, o número de casos confirmados apresentou um decaimento, logo em seguida, volta a registrar uma alta, relacionada com a segunda onda da COVID-19, apresentando relação com o relaxamento nas medidas de distanciamento e isolamento social. A Figura 14 apresenta a tendência dos casos confirmados durante o período de estudo, desenvolvida no R-studio, sendo obtida com uma maior clareza.





**Figura 14.** Casos confirmados da COVID-19 em Campina Grande-PB durante o período em estudo.

Com relação aos óbitos, o município de Campina Grande registrou 12 óbitos como pico mais alto ocorrendo nos dias 04 e 30 de junho de 2020. Nos dias 23 de julho e 15 de agosto, foram registrados 11 óbitos, nos demais dias o município registrou números entre 10 óbitos e 0 óbitos. A Figura 15 apresenta a distribuição dos óbitos confirmados durante o período em estudo, desenvolvida no *R-studio*, sendo obtida com uma maior clareza.



**Figura 15.** Óbitos confirmados da COVID-19 em Campina Grande-PB durante o período em estudo.

O perfil epidemiológico dos óbitos em Campina Grande, mostra que há predominância do sexo masculino, com 54.60% (457) dos óbitos, a faixa etária que apresentou maior número de óbitos foi entre 60-69 anos com 23.417%, vale ressaltar que a maioria das mortes se deu quando existia a presença de alguma comorbidade 65.114% (545) óbitos. A Tabela 1 apresenta a distribuição epidemiológica dos óbitos no dia 15 de maio de 2021.

**Tabela 1.** Perfil Epidemiológico dos óbitos no município de Campina Grande no dia 15 de maio de 2021.

Variável	N = 837	%
<b>Sexo</b>		
Masculino	457	54.60
Feminino	380	45.40
<b>Faixa Etária (anos)</b>		
	N	%
0 - 9 anos	1	0.12
10 - 19 anos	0	0
20 - 29 anos	6	0.717
30 - 39 anos	39	4.659
40 - 49 anos	81	9.677
50 - 59 anos	112	13.381
60 - 69 anos	196	23.417
70 - 79 anos	165	19.713
80 - 89 anos	171	20.430
90 anos ou mais	66	7.885
<b>Comorbidades</b>		
Sem Comorbidades	292	34.886
Com Comorbidades	545	65.114

Com os números de casos e óbitos em Campina Grande e buscando suavizar as flutuações, foi traçada a média móvel, no período de junho a julho de 2020, os casos confirmados atingiram mais de 100 pessoas por dia. Enquanto para os óbitos, em meados de outubro ao início de dezembro foi apresentada uma baixa. A Figura 16 apresenta a distribuição da média móvel da COVID-19 em Campina Grande até o final de junho de 2021, desenvolvida no *R-studio*, sendo obtida com uma maior clareza.

Durante o período de estudo nas REGICs, no dia 14 de maio de 2021 foi registrado o maior pico de casos confirmados, com 1042 casos distribuídos em 80 municípios. No período de outubro até o início de dezembro, é possível observar uma diminuição no número de casos, voltando a registrar uma alta no final do mesmo mês com a segunda onda do COVID-19. A Figura 17 apresenta a distribuição dos casos confirmados nas regiões de influência durante o período de estudo, desenvolvida no *R-studio*, sendo obtida com uma maior clareza.

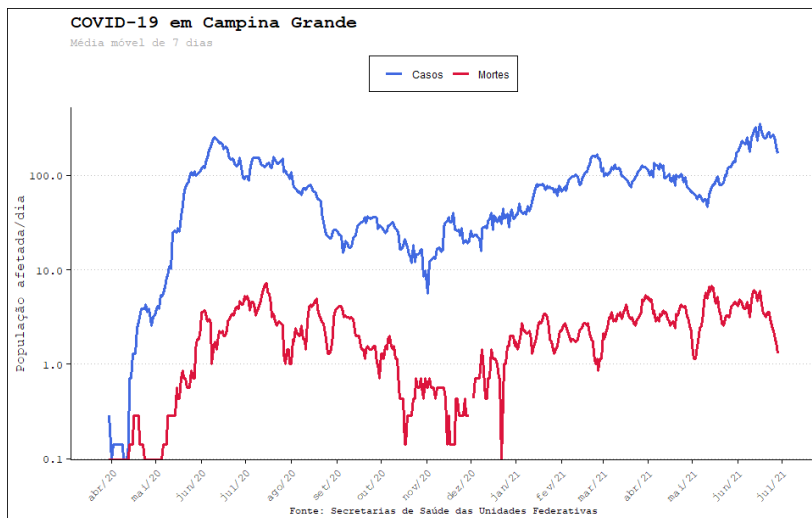


Figura 16. Média móvel da Covid-19 em Campina Grande-PB.

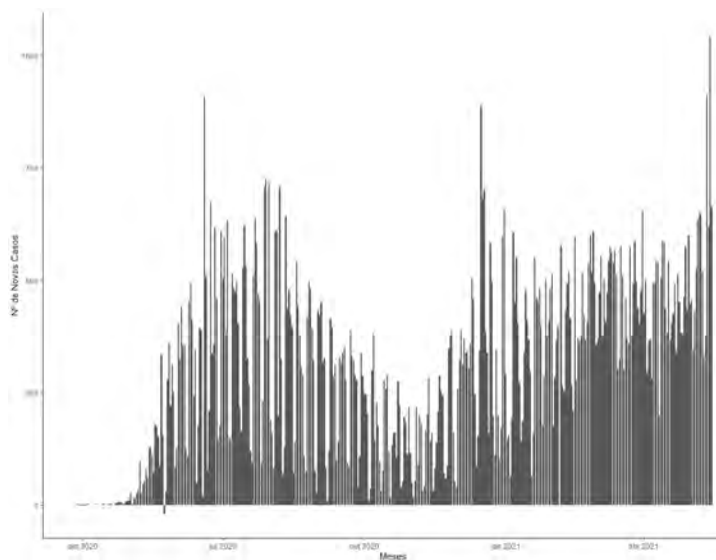
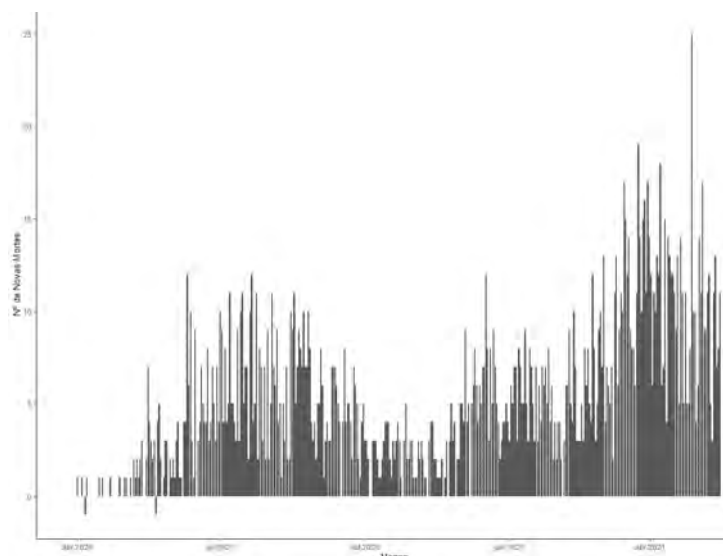


Figura 17. Casos confirmados da COVID-19 nas REGICs durante o período em estudo.

Em relação aos óbitos o maior pico ocorreu no dia 27 de abril de 2021, com 25 óbitos distribuídos em 21 municípios, com Sumé registrando 3 óbitos, Bananeiras e Pombal com 2 óbitos e os demais com 1 óbito registrado. O período de outubro à novembro foram registrados os menores números de mortes por COVID-19. A Figura 18 mostra a distribuição dos óbitos confirmados nas regiões de influência durante o período em estudo, desenvolvida no R-studio, sendo obtida com uma maior clareza.



**Figura 18.** Óbitos confirmados da COVID-19 nas REGICs durante o período em estudo.

Com base no perfil dos óbitos, houve predominância do sexo masculino, com 54.12% (1183) dos óbitos, a faixa etária com maior número de óbitos foi entre 70 a 79 anos, correspondendo a 23.918% (564) dos óbitos. A Tabela 2 apresenta a distribuição do perfil epidemiológico dos óbitos nos municípios constituintes das regiões de influência do município de Campina Grande.

**Tabela 2.** Perfil epidemiológico dos óbitos nas regiões de influência no dia 15 de maio de 2021

Variável	N = 2193	%
Sexo		
Masculino	1183	54.12
Feminino	1010	45.88
Faixa Etária (anos)	N	%
0 - 9 anos	8	0.244
10 - 19 anos	3	0.105
20 - 29 anos	36	1.362
30 - 39 anos	95	4.574
40 - 49 anos	168	8.345
50 - 59 anos	266	12.535
60 - 69 anos	453	21.613
70 - 79 anos	564	23.918
80 - 89 anos	437	20.042
90 anos ou mais	160	7.263

No último día de estudo Campina Grande registrou 72 novos casos e 7 novos óbitos, as REGICs registraram 659 novos casos e 11 novos óbitos. Durante o período, o município de Patos apresentou o maior número de óbitos, enquanto 5 municípios da região de influência não apresentavam óbitos confirmados, sendo eles, Bernardino Batista, Curral Velho, Monte Horebe, Riachão do Bacamarte e São Domingos. A Figura 19 apresenta a distribuição dos óbitos nas regiões de influência no dia 15 de maio de 2021.

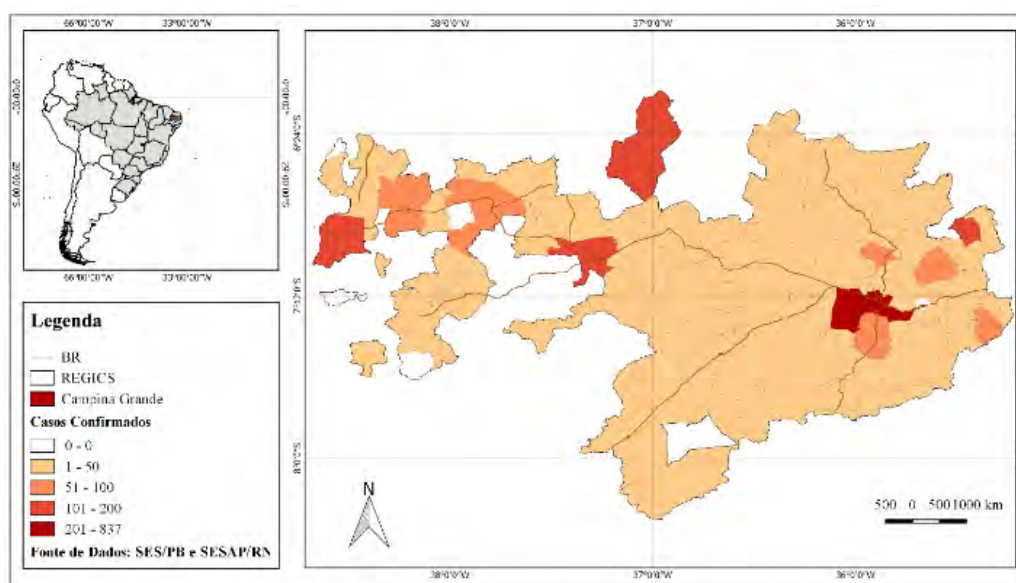


Figura 19. Óbitos confirmados acumulados em 15 de maio de 2021.

A dependência das pequenas cidades em relação à serviços médico-hospitalar em Campina Grande, pode ser compreendida por meio de dados do Sistema de Informação de Vigilância Epidemiológica da Gripe (SIVEP) no período de fevereiro de 2020 à junho de 2021, o qual trata sobre internações da Síndrome Respiratória Aguda Grave (SRAG), relacionada com os números de óbitos e internações por COVID-19. Durante esse período 3355 pessoas foram atendidas, havendo predominância de pacientes entre 70 a 83 anos, correspondendo a 22.54% do total de pessoas atendidas. A Tabela 3 apresenta a distribuição por idade dos pacientes atendidos em Campina Grande.

Na última coleta de dados, dos 3355 pacientes internados em Campina Grande, 1799 eram homens e 1566 eram mulheres. A parcela de pacientes residentes em Campina Grande corresponde a 59.4%, cerca de 1992 pessoas, enquanto 40.6% são pacientes de outros municípios e 29 pacientes não são do Estado da Paraíba. A Tabela 4 apresenta a distribuição dos pacientes por hospitais no município de Campina Grande.

**Tabela 3.** Distribuição de idade por faixa etária de pacientes.

Intervalo	Quantidade
[0-14[	301
[14-28[	186
[28-42[	440
[42-56[	554
[56-70[	709
[70-84[	756
[84-98[	388
[98-112[	21

**Tabela 4.** Distribuição de pacientes por hospitais em Campina Grande.

Unidade Hospitalar	Total de pacientes	Pacientes de Campina Grande	Pacientes de outros municípios
Clínica Santa Clara	221	164	57
Clipsi	5	2	3
H. Antônio Targino	220	175	45
H. das Clínicas	256	56	200
H. da Fap	6	3	3
H. Dr. Edglay	1	1	0
H. Dr. Severino	251	169	82
H. Pedro I	1321	861	460
H. de Trauma	552	230	322
HUAC	175	95	80
ISEA	84	48	36
SAS	94	54	40
UPA Adhemar D.	11	7	4
UPA Dr. Maia	157	126	31
Vigilância Ep.	1	1	0
Total	3355	1992	1363

## Conclusões

Por meio da espacialização dos dados apresentados neste estudo relacionados aos casos confirmados e óbitos da COVID-19 em Campina Grande e na sua região de influência, foi possível observar no início da evolução da pandemia, que a BR-230 estava diretamente ligada ao processo de disseminação da doença, pois a mesma liga o estado de leste a oeste, além do processo de interiorização, com os casos sendo registrados nos municípios constituintes das regiões de influência das cidades.

Aliar o ambiente SIG com os dados fornecidos pelas secretarias estaduais de saúde, possibilitou compreender a evolução e o comportamento da COVID-19, sendo uma ferramenta de auxílio na tomada de decisão devido à espacialização dos dados em cada território, considerando o espaço geográfico.

### Agradecimentos

*O presente trabalho foi realizado com apoio do CNPq, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – Brasil, por meio do Programa de Iniciação Científica PIBIC/CNPq, da Universidade Estadual da Paraíba, UEPB.*

### Referências bibliográficas

- Aquino, E. M. L., Silveira, I. H., Pescarini, J., Aquino, R., Souza-Filho, J. A. (2020) Medidas de distanciamento social no controle da pandemia de COVID-19: potenciais impactos e desafios no Brasil. *Revista Ciência & Saúde Coletiva*. **25** (SI), 2423-2446. Acesso em 17 de novembro de 2021, disponível em: <https://www.scielo.org/article/csc/2020.v25suppl1/2423-2446/pt/#>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2021) *Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão. Introdução ao ambiente SIG QGIS. 1 ed. Rio de Janeiro: Diretoria de Geociências, 2018.* Acesso em 17 de novembro de 2021, disponível em: [http://geofp.ibge.gov.br/metodos\\_e\\_outros\\_documentos\\_de\\_referencia/outros\\_documentos\\_tecnicos/introducao\\_sig\\_qgis/Introducao\\_ao\\_ambiente\\_SIG\\_QGIS\\_2edicao.pdf](http://geofp.ibge.gov.br/metodos_e_outros_documentos_de_referencia/outros_documentos_tecnicos/introducao_sig_qgis/Introducao_ao_ambiente_SIG_QGIS_2edicao.pdf)
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2020) Ministério da Economia, Pesquisa Regiões de Influência das Cidades – Informações de deslocamentos para comércio.
- Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica em Saúde (Icict/Fiocruz) (2020) Covid-19: tendência de interiorização aumenta e pode gerar mais pressão sobre os grandes centros. Acesso em 10 de maio de 2020, disponível em: <https://portal.fiocruz.br/noticia/covid-19-tendencia-de-interiorizacao-aumenta-e-pode-gerar-mais-pressao-sobre-grandes-centros#:~:text=Os%20pesquisadores%20do%20Instituto%20de,munic%C3%ADpios%20de%20menor%20porte%20do>
- LIMA, R. A. (2020) *Descarte Inadequado De Resíduos da Construção Civil Na Área Urbana Do Município De Campina Grande – PB.* Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental - PPGCTA, Universidade Estadual da Paraíba, 79 pp.
- Manfio, V. (2021) As pequenas cidades em tempos de pandemia: uma reflexão sobre o espaço urbano da Quarta Colônia, RS, Brasil. *Élisée – Revista de Geografia da UEG*, **10**(1), e101215.
- Martinuci, O. S., Lima, V., Endlich, A. M., Montanher, O. C., Felini, M. G., Rigoldi, K. C., Caraminan, L. M., Crestani, R. B., Silva, R. B. L., Silva, G. H. S., Ferreira, M. R. (2020) Dispersão da Covid-19 no Estado do Paraná. *Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde. Hygea Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde. Edição especial: Covid-19*, 251-262. <https://doi.org/10.14393/Hygeia0054619>
- Ministério da Saúde (BR) Secretaria de Atenção Primária à Saúde (SAPS) (2021) *Protocolo de manejo clínico do coronavírus (covid-19) na atenção primária à saúde.* Acesso em 17 de novembro de 2021, disponível em: <https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2020/marco/24/20200323-ProtocoloManejo-ver05.pdf>

- Ministério da Saúde; Secretaria de Vigilância em Saúde. (2021) *boletim epidemiológico especial. Doença pelo coronavírus covid-19. Semana epidemiológica 32 (02 a 08/08)* Acesso em 17 de novembro de 2021, disponível em: <https://antigo.saude.gov.br/images/pdf/2020/August/12/Boletim-epidemiologico-COVID-26.pdf>
- Qu, G., Li, X., Hu, L., Jiang, G. (2020) An imperative need for research on the role of environmental factors in transmission of novel coronavirus (COVID-19) *Environmental Science & Technology*, **54**(7), 3730-3732. <https://dx.doi.org/10.1021%2Facs.est.0c01102>
- Souza, A, R, V., Silva, L, DO, C., Curcio, J, S., Delleon, H., Anunciação, C, E., Furlaneto, S, M, S, I., Neto, O, S., Fongaro, g., Lacerda, E, P, S. (2022) Detecção de SARS-COV-2 em águas residuárias como ferramenta de predição de infectados de uma capital da região centro-oeste do Brasil. *Revista Brasileira de Doenças Infecciosas*, **26**(S1), 15-16. doi: <https://doi.org/10.1016/j.bjid.2021.102024>
- Singhal, T. (2020) A Review of Coronavirus Disease-2019 (COVID-19) *Indian J Pediatr*, **87**, 281–286. Acesso em 17 de novembro de 2021, disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12098-020-03263-6#citeas>
- Wu, D., Wu, T., Liu, Q., YANG, Z. (2020) The SARS-CoV-2 outbreak: what we know. *International Journal of Infectious Diseases*. **94**, 44-48. Acesso em 17 de novembro de 2021, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1201971220301235>





# REVISTA AIDIS

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

## CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES LÍQUIDOS EM UM HOSPITAL PÚBLICO: ESTUDO DE CASO EM BELO HORIZONTE, BRASIL

Elci de Souza Santos<sup>1</sup>  
Jéssica Blenda Martins Teles<sup>2</sup>  
Luely Miguel Pereira<sup>3</sup>  
Luiz Carlos Moutinho Pataca<sup>4</sup>  
Olívia Maria de Sousa Ribeiro Vasconcelos<sup>4</sup>  
\* Marcos Paulo Gomes Mol<sup>4</sup>

## LIQUID EFFLUENTS CLASSIFICATION IN A PUBLIC HOSPITAL: A CASE IN BELO HORIZONTE, BRAZIL

Recibido el 19 de enero de 2022. Aceptado el 20 de septiembre de 2022

### Abstract

*Liquid effluents generated by hospital activities can cause negative environmental impacts if poorly managed. The continuous operation and service to a large and heterogeneous public often contribute to a significant consumption of water resources and the consequent generation of liquid effluents. In this research, the characterization of the liquid effluents generated and the diagnosis of possible reasons for the occurrence of non-conforming parameters were carried out. The study was carried out from July to October 2019, in a public hospital in Minas Gerais. Data collection took place from the consolidated institutional record of effluent analyzes in the period 2016 to 2019. The results show that the main parameters that differ from those established by Technical Standard 187/5 is the Chemical Oxygen Demand. Among the 22 parameters analyzed, the medians of point AM01 were higher for 16 parameters. At the AM02 point, only the parameters total boron, total phenols, total fluorides, total suspended solids, surfactants and sulfates presented medians higher than the AM01 point. A positive and high correlation can also be observed between the BOD and COD parameters for both points. Variation in the effluent toxicity characteristics of the studied hospital was observed, especially due to the monitored parameters that are associated with the discarded materials.*

**Keywords:** hospital effluent, liquid effluent, wastewater, environmental impact.

<sup>1</sup> Unidade de Gestão de Resíduos do HC-UFMG-Ebserh, Belo Horizonte, MG, Brasil.

<sup>2</sup> Centro Universitário de Belo Horizonte, Belo Horizonte, MG, Brasil.

<sup>3</sup> Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brasil.

<sup>4</sup> Fundação Ezequiel Dias, Belo Horizonte, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Fundação Ezequiel Dias [FUNED], Conde Pereira Carneiro st., 80, Gameleira, Belo Horizonte/MG, CEP 30510-010, Brazil. Email: [marcos.mol@funed.mg.gov.br](mailto:marcos.mol@funed.mg.gov.br)

## Resumo

Os efluentes líquidos gerados nas atividades hospitalares podem causar impactos ambientais negativos se mal gerenciados. O funcionamento de forma contínua e o atendimento a um público grande e heterogêneo muitas vezes contribuem para um consumo significativo de recursos hídricos e, conseqüente geração de efluentes líquidos. Nesta pesquisa, foi realizada a caracterização dos efluentes líquidos gerados e diagnóstico dos possíveis motivos de ocorrência dos parâmetros não conformes. O estudo foi realizado de julho a outubro de 2019, em um hospital público de Minas Gerais. A coleta de dados se deu a partir do registro institucional consolidado das análises do efluente no período de 2016 a 2019. Os resultados apontam que os principais parâmetros que destoam do estabelecido pela Norma Técnica 187/5 é a Demanda Química de Oxigênio (DQO). Entre os 22 parâmetros analisados, as medianas do ponto AM01 foram maiores para 16 parâmetros. No ponto AM02 somente os parâmetros boro total, fenóis totais, fluoretos totais, sólidos em suspensão totais, surfactantes e sulfatos apresentaram medianas superiores ao ponto AM01. Também pode-se observar uma correlação positiva e alta entre os parâmetros DBO e DQO para ambos os pontos. Foi constatada a variação das características de toxicidade dos efluentes do hospital estudado, especialmente devido aos parâmetros monitorados que estão associados aos materiais descartados.

**Palavras-chave:** efluente hospitalar, efluente líquido, esgoto, impacto ambiental.

## Introdução

O Brasil é um país rico em recursos hídricos, com 12% das reservas de água doce do planeta e 53% dos recursos hídricos da América do Sul. No entanto, mais de 110 mil quilômetros dos rios brasileiros são comprometidos pelo recebimento de esgoto não tratado e 37% da água potável é perdida no sistema de abastecimento, segundo a Agência Nacional de Águas (ANA) e Secretaria Nacional de Saneamento Básico (Atlas Esgotos, 2017).

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, em 2018, o índice de atendimento total com rede de abastecimento de água, pela média do país, foi de 83.6%, com 5146 municípios (92.3% do total de municípios brasileiros) analisados. Quanto ao índice de atendimento total com rede de esgotos, a média do país foi de 53.2%, para um total de informações de 4050 municípios, o que representa 72.7% do total de municípios.

Os efluentes hospitalares têm se tornado objeto de muitas pesquisas (Verlicchi *et al.*, 2010; Ort *et al.*, 2010; Escher *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2013; Afsa *et al.*, 2020). Isto pode ser atribuído às características físico-químicas, sua toxicologia e a presença de fármacos e seus metabólitos em seus efluentes.

Os efluentes hospitalares podem ser classificados como híbridos, por possuírem frações tanto de efluentes domésticos como de efluentes industriais. Além disso, podem apresentar diversidade tanto no âmbito quantitativo como qualitativo, de acordo com o tamanho, tipologia e localização. Existem efluentes específicos de cada área, como laboratórios, radiologia, centro cirúrgico,

lavanderia e cozinha. Estes podem possuir substâncias e misturas químicas persistentes e complexas, como os fármacos e seus metabólitos, marcadores radioativos, meios de contraste à base de iodo ou gadolínio e nutrientes. Os setores da limpeza, desinfecção, lavanderia e cozinha podem lançar detergentes, antissépticos e tensoativos. No caso de hospitais a mais tempo construídos, estes efluentes têm sido lançados diretamente no sistema de esgotos do município (Verlicchi *et al.*, 2012, Kern *et al.*, 2013, Carraro *et al.*, 2016, Khan *et al.*, 2021).

A ausência de legislações específicas para o tratamento e/ou lançamento de efluentes hospitalares tem levado a dificuldades na gestão destes efluentes, tanto no Brasil como na maioria dos países (Khan *et al.*, 2021; Kumari *et al.*, 2020). Em razão da diversidade característica dos efluentes hospitalares, o gerenciamento dos impactos negativos destes efluentes demandam uma análise focada tanto em determinar os pontos de geração como as quantidades e as características físico-químicas de cada lançamento (Khan *et al.*, 2021; Kumari *et al.*, 2020. Cezimbra, 2015).

Considerando a toxicidade dos efluentes líquidos de estabelecimentos de saúde, nota-se que tem crescido as pesquisas sobre os efluentes das lavanderias hospitalares (Kern *et al.*, 2013, Zotesso *et al.*, 2017, Furtado *et al.*, 2020) e sobre os impactos de fármacos na diversidade de bactérias (Chagas *et al.*, 2011, Prado *et al.*, 2011). Os processos têm sido avaliados por diferentes tecnologias (Cuervo Lubarque *et al.*, 2020, Souza *et al.*, 2017, Martins *et al.*, 2017, Souza *et al.*, 2018, Berto *et al.*, 2009, Somense *et al.*, 2015).

Sabe-se que muitos desses impactos podem ser reduzidos ou evitados, tomando-se alguns procedimentos como padrão de maneira a controlar seus efeitos negativos (Toledo, 2006). O funcionamento de forma contínua e o atendimento a um público grande e heterogêneo muitas vezes contribuem para um consumo significativo de recursos hídricos e, conseqüente geração de efluentes líquidos. Esta é uma das problemáticas que envolvem o complexo hospitalar, já que a inserção de boas práticas e racionalização dos recursos naturais representa uma tarefa complexa (Rohloff, 2011; Cezimbra, 2015).

No âmbito da legislação brasileira, a Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, mas não contempla o efluente hospitalar especificamente. Para adequar seu sistema de tratamento aos efluentes gerados por empreendimentos situados dentro da área servida pela rede coletora de efluentes, as companhias de saneamento podem regulamentar por meio de normas específicas. Desta forma, a Norma Técnica nº 187/5 da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) estabelece condições e critérios para o lançamento de efluentes líquidos não domésticos em seu sistema de esgotamento sanitário. Além disto, a COPASA possui o Programa de Recebimento e Controle de Efluentes Não Domésticos (PRECEND).

De acordo com a COPASA (2016), o PRECEND busca obter a destinação adequada dos efluentes líquidos não domésticos gerados por processos produtivos e prestadores de serviços, que serão captados e encaminhados para suas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE). Esse sistema possui rastreamento pelas secretarias de meio ambiente dos municípios, visando a regularização ambiental. Essa norma técnica (T-187/5) estabelece limites máximos, para alguns parâmetros, para o lançamento de efluentes não domésticos em sua rede coletora. Nas situações em que os efluentes possuam parâmetros acima dos limites estabelecidos, estes deveriam ser, obrigatoriamente, ser pré-tratados antes do lançamento (COPASA, 2014).

A crescente preocupação com os modos sustentáveis em todas as áreas de atuação tem direcionado estudos para a minimização dos impactos causados também pelos efluentes hospitalares. Entretanto, sua complexidade exige acompanhamento e conhecimento de suas atividades internas (Bopp *et al.*, 2009). Para Brito (2018), faz-se necessária a identificação e acompanhamento de processos de geração de efluentes em hospitais, e, posteriormente, sugestão de metodologias que reduzam os impactos causados por tais efluentes nos casos de inconformidades encontradas, além de permitir a implantação de ações voltadas para a educação ambiental envolvendo trabalhadores e pacientes/visitantes.

Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar as características dos efluentes líquidos de um hospital brasileiro, e apontar os motivos que levam os parâmetros a ultrapassar os limites máximos estabelecidos.

## **Materiais e métodos**

### Caracterizando o local do estudo

O estudo foi realizado em um hospital público da região de Belo Horizonte, Minas Gerais, inaugurado em 1928. O complexo hospitalar é composto de um edifício central e sete prédios anexos. Realiza atividades assistenciais, de ensino e pesquisa, para pacientes com doenças de média a alta complexidade. Por ser um complexo hospitalar antigo, a identificação de pontos de descarte de efluentes específicos dos setores tem apresentado um desafio, uma vez que ocorreram reformas e modificações em todos os prédios da instituição.

As amostras dos efluentes líquidos coletadas foram analisadas por empresa credenciada junto a Secretaria de Meio Ambiente de BH (SMA-BH) contratada pelo hospital, O sistema de coleta estabelecido por SMA-BH deve ser 6 vezes ao ano, em dois pontos do complexo hospitalar. Um ponto abrangendo a área assistencial (AM01), e o segundo englobando a Central de Materiais e Esterilização (CME) e complexo da lavanderia (AM02).

O hospital em estudo tem um histórico de monitoramento de seus efluentes, por meio do Programa de Controle de Efluentes Não Domésticos (PRECEND) da COPASA. Portanto, neste estudo foram monitorados os seguintes parâmetros: Alumínio Total; Boro Total; Cianetos Totais; Cobre Total; Cromo Hexavalente; Cromo Total; Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Demanda Química de Oxigênio (DQO); Fenóis Totais; Ferro Solúvel; Flúor Total; Gorduras, Óleos e Graxas; Mercúrio Total; Níquel Total; Nitrogênio Amoniacal Total; Prata Total; Sólidos Suspensos Totais; Sólidos Sedimentáveis; Substâncias Surfactantes; Sulfatos; Sulfetos e Zinco Total. O período de amostragem correspondeu aos anos de 2016 a 2019. Para cada ponto de coleta (AM01 e AM02) foram coletadas um total de 24 amostras, totalizando 48 amostras em todo o período de amostragem.

### Legislação aplicável

O Programa de Recebimento e Controle de Efluentes para usuários não domésticos (PRECEND) COPASA estabelece uma série de parâmetros que devem ser, continuamente, monitorados. Se as amostras analisadas apresentarem valores fora dos padrões estabelecidos, será cobrada multa referente ao aumento da carga poluidora, diretamente na conta de água e esgoto. A empresa de saneamento pode, ainda, solicitar análises toxicológicas e químicas complementares.

Para estabelecer o fator de carga poluidora (Fator K) causado pelo lançamento do efluente não doméstico ao sistema de tratamento de efluentes doméstico, utilizam-se os valores limites dos parâmetros Demanda Química de Oxigênio (DQO) = 450 mg/L; e Sólidos Suspensos Totais (SST) = 300 mg/L, conforme a equação 1

$$K = 0.63 + 0.19 \times (DQO/450) + 0.18 \times (SST/300)$$

**Equação (1)**

onde:

K: fator de carga poluidora

DQO: demanda química de oxigênio

SST: sólidos suspensos totais

Quando o valor do fator K for superior 1, ocorre uma alteração na taxa de cobrança mensal do esgoto, através da equação 2.

$$TE = (Pv \times Ve) \times (K > 1)$$

**Equação (2)**

onde:

TE: Tarifa de Esgoto

Pv: Tarifas vigentes

Ve: Volume mensal (PRECEND, 2012)

Todas as vezes que os Relatórios de Auto Monitoramento indicam efluentes fora das especificações da norma T 187/5, ocorre a incidência de multa compensatória correspondente a 30% do valor da última fatura de esgoto. O lançamento de efluentes fora dos padrões proporciona seu custo adicional que pode afetar a gestão financeira e o funcionamento do hospital.

### Coleta de dados e análise estatística

A pesquisa foi realizada através de observação assistemática e documental com acompanhamento do fluxo de trabalho do hospital, a fim de reconhecer as possíveis causas das não conformidades dos parâmetros analisados pelo PRECEND e consulta aos arquivos dos resultados dos parâmetros analisados entre 2016 e 2019. Também foram consultadas as Instruções de Trabalho referentes aos setores visitados, para identificar possíveis não conformidades.

Inicialmente foram realizadas visitas aos setores que possuíam efluentes líquidos com potenciais de serem contaminantes da rede de esgoto, acompanhando a rotina dos mesmos e fazendo o levantamento das substâncias que eram lançadas in natura e após realização do pré-tratamento feito antes do descarte para rede.

Os dados foram consolidados em planilhas e avaliados em função dos limites estabelecidos. Inicialmente os dados foram testados quanto à normalidade, teste de Shapiro Wilk, e posteriormente o valor central (média ou mediana) foi comparado com o limite da norma, para cada parâmetro. As análises estatísticas consistiram na determinação de parâmetros descritivos dos dados (média, desvio padrão, mediana, desvio absoluto mediano (MAD), mínimo, máximo, intervalo interquartil (IQR). Determinou-se, também, o número de vezes que a concentração de um determinado parâmetro ultrapassou o limite máximo permitido estabelecido pela COPASA. Finalmente, determinou-se a correlação entre os vários parâmetros monitorados. Os resultados foram apresentados com 95% de confiança.

As análises estatísticas foram realizadas utilizando a Language and Environment for Statistical Computing - R (R Core Team, 2021).

### **Resultados e discussão**

Os resultados, das análises do efluente dos anos de 2016 a 2019, foram compilados, sendo realizado as análises de estatística descritiva (Tabelas 1 e 2).

O parâmetro DQO apresentou a maior incidência de valores acima dos limites estabelecidos pela Norma Técnica 187/5 tanto para o ponto AM01 quanto para o ponto AM02 (Tabelas 3 e 4), contribuindo para as multas aplicadas ao hospital, pela COPASA.

**Tabela 1.** Estatística descritiva do ponto AM01 de 2016 a 2019 (valores em mg·L<sup>-1</sup>).

Parâmetro	Limite <sup>(1)</sup>	N <sup>(2)</sup>	Média	DV <sup>(3)</sup>	Mediana	MAD <sup>(4)</sup>	min <sup>(5)</sup>	max <sup>(6)</sup>	IQR
Alumínio	3.0	0	0.55	0.4	0.495	0.46	0.03	1.94	0.625
Boro	5.0	0	0.071	0.07	0.055	0.067	0.01	0.24	0.0925
Cianetos	5.0	0	0.014	0.013	0.009	0.0111	0.0005	0.056	0.0153
Cobre	10.0	0	0.0475	0.068	0.0225	0.026	0.001	0.3	0.0348
Cromo VI	1.5	0	0.0450	0.061	0.05	0.1	0.01	0.3	0.040
Cromo Total	10.0	0	0.0177	0.039	0.01	0.0	0.0049	0.2	0.00
DBO		0	551.4	614	290.7	168	133.3	2567.3	261.5
DQO	450.0	20	1167	1081	822.75	449	351.1	4294.5	620.3
DBO/DQO			0.47	0.17	0.47	0.18	0.156	0.862	0.221
Fenóis	5.0	0	0.185	0.18	0.115	0.096	0.028	0.75	0.205
Ferro solúvel	15.0	0	1.017	1.4	0.505	0.57	0.02	5.7	0.701
Fluoretos	10.0	1	2.85	11.3	0.4295	0.41	0.05	55.6	0.648
Gorduras, óleos & graxas	150.0	1	35.5	76	12.15	8	1.6	379	17.1
Mercúrio	1.5	0	0.00074	0.0024	0.0002	0.0	5·10 <sup>-5</sup>	0.012	0
Níquel	5.0	0	0.0146	0.022	0.0095	0.007	0.001	0.1	0.0060
Amônio	500	0	34.9	23	28.13	20	0.06	74.89	37.83
Prata	5.0	0	0.0097	0.020	0.00325	0.0019	0.002	0.1	0.0080
Sólidos Suspensos	300	0	0.0	0	0.00325	0	0.002	0.1	0.0080
Sólidos Sedimentáveis	20	2	7.39	9.7	4.5	5.2	0.3	42	7.25
Surfactantes		2	2.59	2.2	2.11	2.5	0.34	7.98	3.13
Sulfatos	1000	0	16.8	14	15.525	9	3	56.8	17.57
Sulfetos	1.0	4	0.479	1.1	0.009	0.012	0.001	4.85	0.248
Zinco	5.0	0	0.139	0.11	0.125	0.082	0.02	0.527	0.108

Notas: (1) Limite: máximo valor permitido, (2) N: número de valores acima do limite permitido, (3) DV: desvio padrão, (4) MAD: Desvio absoluto mediano, (5) min: mínimo, (6) max: máximo.

Fazendo uma comparação dos valores de DBO em relação a outros hospitais observou que a mediana de DBO, no período de 2016 a 2019, ficou em 290.7 mg/L, sendo inferior ao valor médio encontrado por Carraro *et al.* (2016) de 325 mg/L de DBO para hospitais na Europa, Ásia e América Latina. Para um hospital universitário com 500 leitos, como o caso em estudo, encontrou-se um valor de 245.7 mg/L para DBO (Afsa *et al.*, 2020). Esses dados mostram que os valores no hospital em estudo estão na mesma faixa encontrada em outros estudos.

O ponto AM01 apresentou quase o dobro de valores que extrapolaram os limites máximos permitidos em relação ao ponto AM02 (tabelas 3 e 4). Isto pode ser decorrente pela complexidade dos efluentes amostrados neste ponto, uma vez que engloba todos os efluentes de diferentes tipologias de laboratórios, clínica médica e diálise, além da radioterapia. O gerenciamento dos lançamentos destes pontos possui maior complexidade, devido ao grande fluxo de alunos de medicina e enfermagem, professores, e profissionais ligados a cada um dos setores. Seria necessário realizar constantes treinamentos e ações de conscientização envolvendo todos; visando minimizar os lançamentos não conformes ao sistema de coleta de efluentes.

**Tabela 2.** Estatística descritiva do ponto AM02 de 2011 a 2019 (valores em mg·L<sup>-1</sup>).

Parâmetro	Limite <sup>(1)</sup>	N <sup>(2)</sup>	Média	DV <sup>(3)</sup>	Mediana	MAD <sup>(4)</sup>	min <sup>(5)</sup>	max <sup>(6)</sup>	IQR
Alumínio	3.0	0	0.287	0.26	0.235	0.170	0.03	1.2	0.21
Boro	5.0	1	1.348	1.6	0.855	1.119	0.01	6.39	1.6
Cianetos	5.0	0	0.0100	0.007	0.0080	0.0089	0.0018	0.02	0.016
Cobre	10.0	0	0.0276	0.041	0.0155	0.0133	0.005	0.2	0.021
Cromo VI	1.5	0	0.1075	0.30	0.0500	0.0593	0.01	1.5	0.0400
Cromo Total	10.0	0	0.434	2.0	0.0100	0.0000	0.01	10	0.0000
DBO		0	251	145	239	110	57	594.3	159
DQO	450.0	10	476	295	411	247	143	1450	302
DBO/DQO			0.57	0.18	0.58	0.25	0.252	0.914	0.252
Fenóis	5.0	0	0.179	0.17	0.1500	0.1483	0.05	0.79	0.19
Ferro solúvel	15.0	0	0.180	0.12	0.170	0.1038	0.02	0.51	0.17
Fluoretos	10.0	0	0.660	0.40	0.658	0.3929	0.14	1.69	0.53
Gorduras, óleos & graxas	150.0	0	14.8	26	6.100	5.78	1	100	7.4
Mercúrio	1.5	0	0.0007	0.002	0.000	0.0000	5·10 <sup>-5</sup>	0.012	0.00000
Níquel	5.0	0	0.0133	0.027	0.0050	0.0059	0.001	0.1	0.008
Amônio	500	0	42.4	43	22.6	30.1	0.023	131.9	57.6
Prata	5.0	0	0.0126	0.027	0.0025	0.0007	0.002	0.1	0.0080
Sólidos Suspensos	300	1	120	76	98.0	45.2	39	360	55.4
Sólidos Sedimentáveis	20	1	14.02	50	3.00	3.85	0.1	244.5	5.3
Surfactantes		3	3.11	2.0	2.66	1.22	0.38	7.75	2.3
Sulfatos	1000	0	41.4	33	36.9	30.9	3	118.56	43.8
Sulfetos	1.0	0	0.103	0.2	0.0085	0.0111	0.001	1	0.10
Zinco	5.0	0	0.096	0.07	0.0850	0.0519	0.02	0.3	0.07

Notas: (1) Limite: máximo valor permitido, (2) N: número de valores acima do limite permitido, (3) DV: desvio padrão, (4) MAD: Desvio absoluto mediano, (5) min: mínimo, (6) max: máximo.

**Tabela 3.** Número de vezes que o limite estabelecido pela legislação foi extrapolado (ponto AM01).

Parâmetro	2016	2017	2018	2019	Total
DQO	6	3	6	5	20
Fluoretos	1	0	0	0	1
Óleos	1	0	0	0	1
Sólidos Sedimentáveis	0	1	1	0	2
Surfactantes	0	2	0	0	2
Sulfetos	3	0	0	1	4
Total	11	6	7	6	30

**Tabela 4.** Número de vezes que o limite estabelecido pela legislação foi extrapolado (ponto AM02).

Parâmetro	2016	2017	2018	2019	Total
Boro	0	0	0	1	1
DQO	3	2	1	4	10
Sólidos Suspensos	0	0	1	0	1
Sólidos Sedimentáveis	1	0	0	0	1
Surfactantes	0	3	0	0	3
Total	4	5	2	5	16



Entre os 22 parâmetros analisados, as medianas do ponto AM01 foram maiores para 16 parâmetros. No ponto AM02 somente os parâmetros boro total, fenóis totais, fluoretos totais, sólidos em suspensão totais, surfactantes e sulfatos apresentaram medianas superiores ao ponto AM01. Isto pode ser justificado em razão da origem destes efluentes, a sistema de lavanderia e autoclavagem hospitalar. As águas geradas em lavanderias produzem sólidos suspensos por abrasão das máquinas com os tecidos: SST = 98.0 mg·L<sup>-1</sup> (mediana). Segundo o Ministério do Desenvolvimento Regional- SNIS (Brasil, 2018), os hospitais devem instalar uma caixa separadora com telas, na rede de esgotos, após as lavanderias; visando a retenção dos resíduos oriundos destas roupas. Os efluentes das máquinas da lavanderia de um hospital universitário (Maringá-PR) foram analisados e os valores médios encontrados para sólidos suspensos foram: SS 21 ± 9 mg L<sup>-1</sup>, com valores máximos de 54 mg·L<sup>-1</sup> (Zotesso *et al.*, 2016). Os dados obtidos, durante 6 meses de monitoramento em uma grande hospital (Porto Alegre, RS) mostram que o SST variam entre 27 a 165 mg·L<sup>-1</sup> (Becker *et al.* 2020).

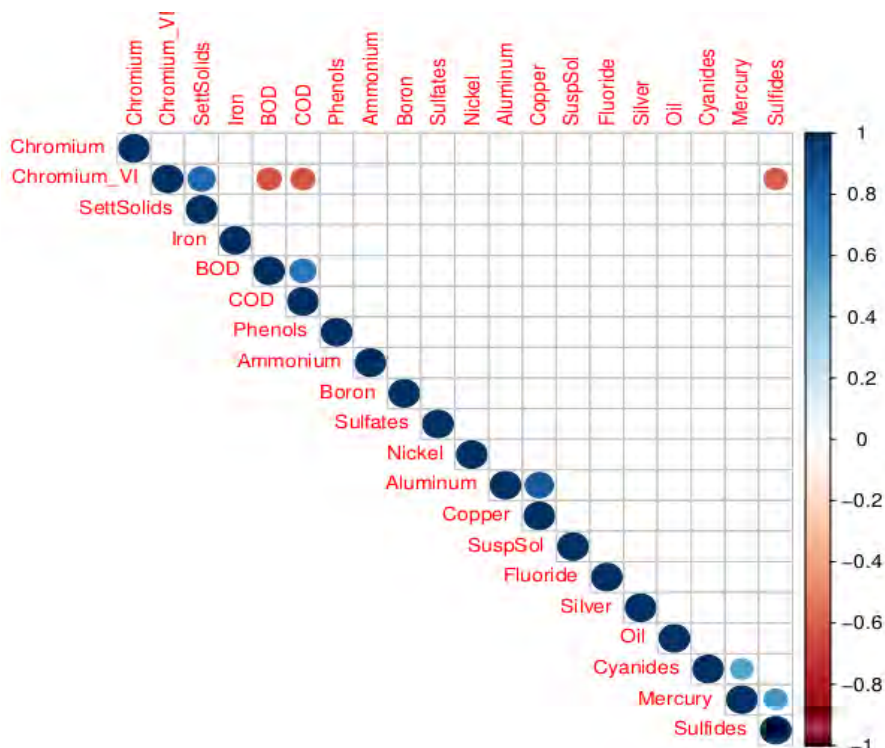
Wilde e colaboradores (2014) determinaram, nos efluentes gerados por um hospital universitário, em Santa Maria (RS), os teores de DQO, obtendo valores que variaram entre 354 mg·L<sup>-1</sup> a 388 mg·L<sup>-1</sup>, para amostras compostas que são inferiores à mediana indicada (Tabela 1 e Tabela 2). Amostras brutas de efluente hospitalar foram analisadas para DBO, durante 6 meses. Os valores mínimo e máximos foram 203 mg·L<sup>-1</sup> e 706 mg·L<sup>-1</sup>, em Porto Alegre. Estes dados mostram a grande variabilidade dos efluentes em estudo, visto que estão acima dos efluentes AM02 (DQOmed 476 mg·L<sup>-1</sup>) e abaixo dos efluentes AM01 (DQOmed 1167 mg·L<sup>-1</sup>) (Becker *et al.*, 2020). Utilizando o tratamento biológico por lodos ativados com tempo de retenção longo, sendo este realizado nas dependências do hospital, em Santa Catarina, Brasil, a eficiência média de remoção foi de 46%, apesar dos valores para lançamento terem permanecidos significativamente altos de DQO de 1338 mg/L (Berto *et al.*, 2009).

Em outro estudo, Majumder (2021) avaliou parâmetros físico-químicos nos efluentes gerados, alcançando valores médios de DQO de 591 mg/L para Ásia, 613 mg/L para Europa e 1074 mg/L para América do Sul. Estes valores, para América do Sul, e especialmente para o Brasil, indicam a necessidade de melhoria no gerenciamento de efluentes líquidos nos hospitais brasileiros.

Outro aspecto que diferencia o ponto AM01 do ponto AM02 são as correlações obtidas entre os parâmetros listados nas Tabela 1 e 2. Nas figuras 1 e 2 estão apresentados os correlogramas para os pontos AM01 e AM02. Identifica-se que algumas das correlações significativas que ocorrem entre as variáveis são diferentes nos dois pontos de amostragem. Este comportamento era esperado uma vez que os efluentes de cada um dos pontos são provenientes de diferentes setores do Hospital.

Pode-se observar uma correlação positiva e alta entre os parâmetros DBO e DQO para ambos os pontos. O quociente entre estes dois parâmetros permite inferir quanto às características de refratariedade ao tratamento biológico.

O correlograma do ponto AM01 indica correlação negativa entre o cromo VI ( $\text{Cr}^{+6}$ ) com o DBO, DQO e sulfetos. O cromo (VI) possui um potencial oxidativo e reage com a matéria orgânica, justificando assim a correlação negativa (Aquino *et al.*, 2006).



**Figura 1.** Correlograma dos parâmetros monitorados do ponto AM01.

Os sólidos sedimentáveis apresentam uma correlação negativa com os óleos e graxas e sulfetos. Esses sólidos agem adsorvendo os óleos e graxas, sendo assim removidos dos efluentes. Esse efluente gerado na lavanderia e sistemas de esterilização possui, geralmente, pH básico, favorecendo a formação de hidróxidos, como indica a correlação positiva entre sólidos sedimentáveis, alumínio e cromo VI.

A análise das Tabelas 3 e 4, permitiu contextualizar os valores decorrentes das multas e sobretaxas que incidiram devido ao não cumprimento da legislação. Em relação ao primeiro ano avaliado: 2015, este apresentou o maior valor, R\$267,374.08 (US\$ 83,560.93, conversão pela mediana do ano, Banco Central do Brasil, 2021), enquanto os demais anos monitorados apresentaram os seguintes valores: R\$87,276.48 (US\$ 25,679.37); R\$102,798.60 (US\$ 32,440.86); e R\$168,295.28 (US\$ 45,132.69); respectivamente aos anos 2016, 2017 e 2018. Foi possível

observar uma redução considerável ao longo dos anos. Considerando o ano 2015 como base, houve uma redução de 67% (69% em US\$) em 2016, 62% (61% em US\$) em 2017 e 37% (46% em US\$) em 2018. Estes dados podem indicar que o gerenciamento de resíduos tem se tornado mais efetivo nos anos de 2016 e 2017, apesar de um indicativo de piora em 2018. Entretanto, os valores das multas ainda apresentam valores expressivos, tornando necessário uma busca por otimização dos processos de descarte e conscientização de todos os profissionais envolvidos no processo. Exemplificando essa necessidade, pode-se avaliar os valores despendidos para pagamento da taxa de lançamento acima dos padrões, ocorrido no primeiro semestre de 2019 ter apresentado uma majoração de 66% em relação a todo o ano de 2018 (Banco Central do Brasil, 2021).

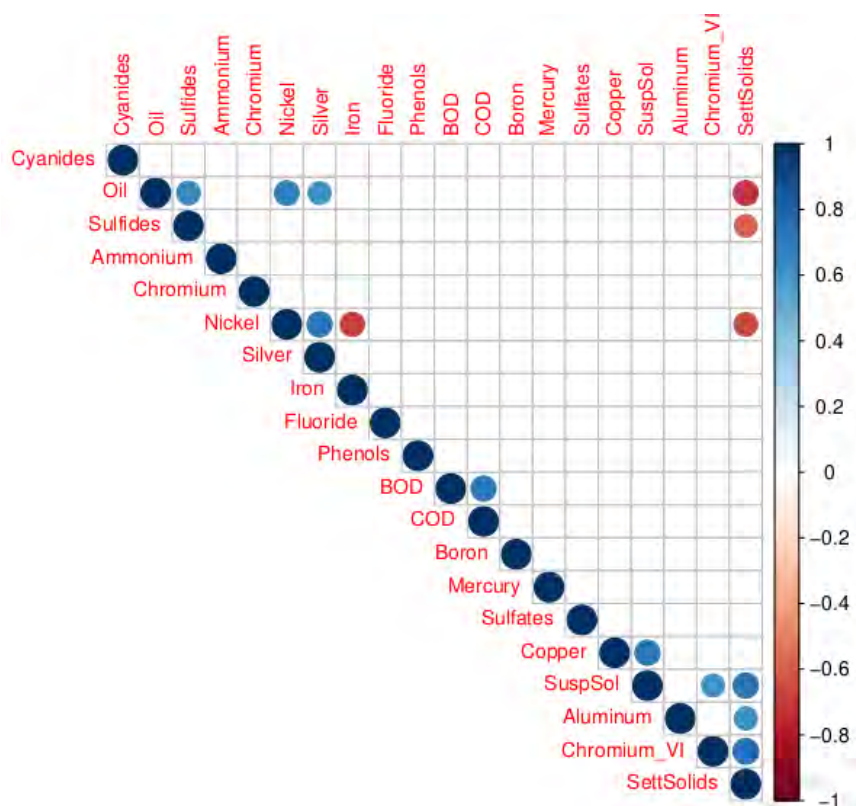


Figura 2. Correlograma dos parâmetros monitorados do ponto AM02.

A partir destes dados, seguiu-se para avaliações nos diferentes setores do hospital, com maior foco nos laboratórios, buscando identificar as práticas de não conformidade nos procedimentos de descarte de resíduos químicos e biológicos. Pode-se observar a necessidade de intensificar os treinamentos. Diferentes grupos de profissionais do hospital demonstraram possuir poucas

informações referentes às legislações e procedimentos aplicados aos efluentes líquidos. Por não ser sua área de atuação estes apresentam baixa motivação e envolvimento com o processo de segregação e destinação adequada aos resíduos que seus trabalhos geram, sendo que muitas vezes são descartados diretamente na rede de esgoto.

Um dos laboratórios com alta taxa de não conformidade foi o laboratório de Microbiologia. Este realiza o descarte de diferentes tipos de reagentes (Cristal Violeta, Lugol, Bicarbonato de Sódio, Fucsina Fenicada (solução aquosa 1:10), Éter Acetona), tem sido, com muita frequência, descartado diretamente na rede coletora de efluentes. O Método de Gram utiliza o reagente Cristal Violeta, sendo analisadas entre 70 a 100 lâminas por dia, gerando em média 1 L de reagentes a cada 3 semanas de trabalho (informação da equipe técnica. Tanto o Cristal violeta como o a fucsina básica possui, em sua estrutura química, anéis aromáticos, e estes apresentam maior refratariedade em se degradar, contribuindo para o aumento da DQO.

Existem alguns equipamentos de análises com maior automação nos laboratórios; possuem reagentes específicos e realizam um pré-tratamento do efluente líquido gerado. Como não são todos os equipamentos automatizados, o procedimento de tratar os efluentes passa a ser responsabilidade da equipe do laboratório. Estes fazem um pré-tratamento padrão, utilizando com hipoclorito de sódio (NaClO) a 1%. Contudo, observou-se que esse método utilizado necessita de revisões técnico-científicas, para estabelecer se apresentam eficiência necessária.

Em relação aos efluentes das autoclaves usadas para pré-tratamento de resíduos biológicos, estes tem sido lançados diretamente na rede de esgoto em altas temperaturas, com a justificativa de auxiliar na minimização das incrustações na tubulação. Este fato pode acarretar a um para o aumento da temperatura do efluente e, conseqüentemente, desrespeitando os parâmetros exigidos pelo PRECEND/COPASA.

Um fator importante para a redução dos efeitos negativos dos efluentes gerados em empreendimentos como hospitais é a correta segregação dos resíduos líquidos e sólidos, de maneira a não comprometer a caracterização dos efluentes. Exemplo disso seria a segregação de resíduos líquidos em recipientes adequados, em vez de se efetivar o lançamento na rede de esgotos. Portanto, manter as equipes treinadas e sensibilizadas quanto às questões ambientais é fundamental neste contexto. Para Jacobi (2003), a contínua degradação do meio ambiente demonstra a crescente demanda da educação ambiental, com o envolvimento de diversas áreas do conhecimento, bem como a inter-relação com os aspectos ambientais e sociais. Refletir sobre as várias vertentes ambientais estimula a compreensão de novas formas de gerir, em busca de um processo educativo articulado que vise a sustentabilidade, tendo como pilares o diálogo e a interdisciplinaridade (Jacobi, 2003).

O efluente resultante da atividade hospitalar que inclui dejetos provenientes de toda a edificação apresenta normalmente uma matriz complexa por envolver diversos fatores, etapas do trabalho de centenas de profissionais e equipamentos automatizados, que se torna por muitas vezes um processo delicado e inconstante.

### Conclusões

O efluente líquido do hospital estudado apresenta variação das características de toxicidade, conforme parâmetros monitorados, que provavelmente estão associados aos materiais descartados na rotina do hospital. O tratamento prévio dos efluentes líquidos é recomendado para assegurar o atendimento às normas e legislações, de forma a controlar o potencial de toxicidade do efluente. Além disso, ações de conscientização e responsabilização dos trabalhadores são necessárias para garantir o descarte correto dos resíduos, e consequente preservação da carga poluidora do efluente, com influência no contexto ambiental e financeiro. Finalmente, mais estudos semelhantes a este são importantes para minimizar a sobrecarga dos efluentes hospitalares e economizar recursos com pagamentos de multas por parâmetros não conformes.

### Referências bibliográficas

- Afsa, S., Hamden, K., Lara Martin, P. A., Mansour, H. B. (2020) Occurrence of 40 pharmaceutically active compounds in hospital and urban wastewaters and their contribution to Mahdia coastal seawater contamination. *Environmental Science and Pollution Research*, **27**(2), 1941–1955. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06866-5>
- ANA, Agência Nacional de Águas (2017) *Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*. ANA, Brasília. Acesso em 21 de outubro de 2021. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br>
- Aquino, Sérgio F. de, Silva, Silvana de Queiroz, Chernicharo, Carlos A. L. (2006) Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*. **11**(4), 295-304. Acesso em 1º de dezembro de 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000400001>.
- Becker, RaquelWielens, Ibáñez, Maria, Lumbaque, Elisabeth Cuervo, Wilde, Marcelo Luís, da Rosa, Tainá Flores, Hernández, Félix, Becker, Sirtori, Carla (2020) Investigation of pharmaceuticals and their metabolites in Brazilian hospital wastewater by LC-QTOF MS screening combined with a preliminary exposure and in silico risk assessment, *Science of The Total Environment*, **699**, 134218, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134218>
- Berto, J., Rochenbach, G. C., Barreiros, M. A., Corrêa, A. X., Peluso-Silva, S., Radetski, C. M. (2009) Physico-chemical, microbiological and ecotoxicological evaluation of a septic tank/Fenton reaction combination for the treatment of hospital wastewaters. *Ecotoxicol Environ Saf.* **72**(4), 1076-1081. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.12.002>
- Brasil (2018) *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos*, Ministério do Desenvolvimento Regional, SNIS. Acesso em 21 de outubro de 2021. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgotos-2018>
- Brito, Débora (2018) *A água no Brasil: da abundância à escassez*. Acesso em 21 de outubro de 2021. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2018-10/agua-no-brasil-da-abundancia-escassez>
- Carraro, E., Bonetta, S., Bertino, C., Lorenzi, E., Bonetta, S., Gilli, G. (2016) Hospital effluents management: Chemical, physical, microbiological risks and legislation in different countries, *Journal of Environmental Management*, **168**, 185-199. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.021>

- Cezimbra, Renata Andrade da Silva (2015) *Estudo de Efluentes Hospitalares: Caso Hospital Santa Casa de Misericórdia de São Lourenço do Sul*. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas. 67 pp. Acesso em: 21 out. 2021. Disponível em: <https://wp.ufpel.edu.br/esa/files/2015/12/TCC-Renata-Cezimbra.pdf>
- Chagas, T. P., Seki, L. M., Cury, J. C., Oliveira, J. A., Dávila, A. M., Silva, D. M., Asensi, M. D. (2011) Multiresistance, beta-lactamase-encoding genes and bacterial diversity in hospital wastewater in Rio de Janeiro, Brazil. *J Appl Microbiol.* **111**(3), 572-581. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2011.05072.x>
- De Toledo, Artur Ferreira, Demajorovic, Jacques (2006) Atividade hospitalar: impactos ambientais e estratégias de ecoeficiência. *Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente*, **1**(2), 23.
- Escher, B. I., Baumgartner, R., Koller, M., Treyer, K., Lienert, J., McArdell, C. S. (2011) Environmental toxicology and risk assessment of pharmaceuticals from hospital wastewater. *Water Res.* **45**, 75–92.
- Fuentefria, Daiane Bopp, Ferreira, Alessandra Einsfeld, Gräf, Tiago (2008) Pseudomonas aeruginosa: disseminação de resistência antimicrobiana em efluente hospitalar e água superficial. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical.* **41**(5), 470–473. Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/rsbmt/v41n5/a07v41n5>
- Furtado, A. O., Almeida, I. V., Almeida, A. C. C., Zotesso, J. P., Tavares, C. R. G., Vicentini, V. E. P. (2020) Evaluation of hospital laundry effluents treated by advanced oxidation processes and their cytotoxic effects on Allium cepa L. *Environ Monit Assess.* **192**(6), 360. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08328-9>
- Jacobi, Pedro (2003) Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade. *Cadernos de Pesquisa*, **118**, 189–206. <https://doi.org/10.1590/S0100-15742003000100008>
- Kern, Deivid I., Schwaickhardt, Rômulo de O., Mohr, Geane, Lobo, Eduardo A, Kist, Lourdes T., Machado, Ênio L. (2013) Toxicity and genotoxicity of hospital laundry wastewaters treated with photocatalytic ozonation, *Science of The Total Environment*, **443**, 566-572, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.023>
- Kern, D. I., de Oliveira Schwaickhardt, R., Lutterbeck, C. A., Kist, L. T., Alcayaga, E. A. L., & Machado, Ê. L. (2015) Ecotoxicological and Genotoxic Assessment of Hospital Laundry Wastewaters. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **68**(1), 64–73. <https://doi.org/10.1007/s00244-014-0072-0>
- Khan, Nadeem, Khan, Saif, Ahmed, Sirajuddin, Farooqi, Izharul, Hussain, Arshad, Vambol, Sergij, Vambol, Viola. (2019) Smart ways of hospital wastewater management, regulatory standards and conventional treatment techniques: A short review. *Smart and Sustainable Built Environment.* **9**(4), 727-736, <https://doi.org/10.1108/SASBE-06-2019-0079>
- Khan, Nadeem A., Vambol, Viola, Vambol, Sergij, Bolibrukh, Borys, Sillanpaa, Mika, Changani, Fazlollah, Esrafil, Ali, Yousefi, Mahmood, (2021) Hospital effluent guidelines and legislation scenario around the globe: A critical review. *Journal of Environmental Chemical Engineering.* **9**(5), 105874. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105874>
- Kumari, A, Maurya, N. S., Tiwari, B. (2020) Hospital wastewater treatment scenario around the globe. *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering. Environmental and Health Impact of Hospital Wastewater.* 549–70. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819722-6.00015-8>
- Lumbaue, E. Cuervo, Wilde, M. L., Lopes, F. Abella, Almeida, E. de Souza Duarte, Tiburtius, E. R. Lopes, Rodrigues, M. Barreto, Sirtori, C. (2020) Degradation of a mixture of pharmaceuticals in hospital wastewater by a zero-valent scrap iron (ZVSI) combined reduction-oxidation process. *Journal of Water Process Engineering*, **37**, 101410, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101410>
- Majumder, A., Gupta, A. K., Ghosal, P. S., & Varma, M. (2021) A review on hospital wastewater treatment: A special emphasis on occurrence and removal of pharmaceutically active compounds, resistant microorganisms, and SARS-CoV-2. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **9**(2), 104812. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104812>
- Martins, A. F., Santos, J. B., Todeschini, B. H., Saldanha, L. F., Silva, D. S., Reichert, J. F., Souza, D. M. (2017) Occurrence of cocaine and metabolites in hospital effluent - A risk evaluation and development of a HPLC method using DLLME. *Chemosphere.* **170**, 176-182. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.019>
- Ort, C., Lawrence, M. G., Reungoat, J., Eaglesham, G., Carter, S., & Keller, J. (2010) Determining the fraction of pharmaceutical residues in wastewater originating from a hospital. *Water Research*, **44**(2), 605–615. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.08.002>

- Prado, T., Silva, D. M., Guilayn, W. C., Rose, T. L., Gaspar, A. M. C., Miagostovich, M. P. (2011) Quantification and molecular characterization of enteric viruses detected in effluents from two hospital wastewater treatment plants. *Water Res.* **45**, 1287–1297. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.012>
- R Core Team. (2020) *A Language and Environment for Statistical Computing* [Linux]. R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <https://www.r-project.org>
- Rohloff, Claudia Cristina (2011) *Avaliação da situação dos hospitais do Rio Grande do Sul no que se refere ao licenciamento de estações de tratamento de efluentes*. Trabalhos de Conclusão de Curso de Graduação. Escola de Engenharia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 56pp. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/55390>
- Santos, L. H. M. L. M., Gros, M., Rodriguez-Mozaz, S., Delerue-Matos, C., Pena, A., Barceló, D., & Montenegro, M. C. B. S. M. (2013) Contribution of hospital effluents to the load of pharmaceuticals in urban wastewaters: Identification of ecologically relevant pharmaceuticals. *Science of The Total Environment*, **461–462**, 302–316.
- Somensi, C. A., Souza, A. L. F., Simionatto, E. L., Gaspareto, P., Millet, M., & Radetski, C. M. (2015) Genetic material present in hospital wastewaters: Evaluation of the efficiency of DNA denaturation by ozonolysis and ozonolysis/sonolysis treatments. *Journal of Environmental Management*, **162**, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.039>
- Souza, F. S., Da Silva, V. V., Rosin, C. K., Hainzenreder, L., Arenzon, A., Pizzolato, T., Jank, L., & Féris, L. A. (2018) Determination of pharmaceutical compounds in hospital wastewater and their elimination by advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, **53**(3), 213–221. <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1387013>
- Verlicchi, P., Al Aukidy, M., Galletti, A., Petrovic, M., & Barceló, D. (2012) Hospital effluent: Investigation of the concentrations and distribution of pharmaceuticals and environmental risk assessment. *Science of The Total Environment*, **430**, 109–118. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.055>
- Verlicchi, P., Galletti, A., Al Aukidy, M. (2013) *Hospital Wastewaters: Quali-Quantitative Characterization and for Strategies for Their Treatment and Disposal*. In S. K. Sharma & R. Sanghi (Eds.), *Wastewater Reuse and Management*. Springer, Netherlands. 225–251. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4942-9>
- Verlicchi, P., Galletti, A., Masotti, L. (2010) Management of hospital wastewaters: The case of the effluent of a large hospital situated in a small town. *Water Science and Technology*, **61**(10), 2507–2519. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.138>
- Wielens Becker, R., Ibáñez, M., Cuervo Lumbaqué, E., Wilde, M. L., Flores da Rosa, T., Hernández, F., & Sirtori, C. (2020) Investigation of pharmaceuticals and their metabolites in Brazilian hospital wastewater by LC-QTOF MS screening combined with a preliminary exposure and in silico risk assessment. *Science of The Total Environment*, **699**, 134218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134218>
- Wilde, M. L., Montipó, S., & Martins, A. F. (2014) Degradation of  $\beta$ -blockers in hospital wastewater by means of ozonation and Fe<sup>2+</sup>/ozonation. *Water Research*, **48**, 280–295. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.039>
- Zotesso, J. P., Cossich, E. S., Janeiro, V., & Tavares, C. R. G. (2017) Treatment of hospital laundry wastewater by UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> process. *Environmental Science and Pollution Research*, **24**(7), 6278–6287. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6860-5>

# REVISTA AIDIS

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

## APLICAÇÃO DE REDES NEURAS ARTIFICIAIS NA PREVISÃO DA RESISTÊNCIA À COMPRESSÃO DE CONCRETOS PRODUZIDOS COM AGREGADOS RECICLADOS

André Aparecido de Moraes<sup>1</sup>

\* Danilo Pereira dos Santos<sup>1</sup>

## APPLICATION OF ARTIFICIAL NEURAL NETWORKS IN THE PREDICTION OF COMPRESSION STRENGTH OF CONCRETE PRODUCED WITH RECYCLED AGGREGATES

Recibido el 19 de enero de 2022. Aceptado el 8 de agosto de 2022

### Abstract

*Due to the growth of civil construction, an increase in the levels of generation of construction waste was observed, which caused significant environmental impacts. Thus, the use of recycled aggregates that present valid technical aspects have been highlighted for being considered a sustainable means for the conservation of natural resources. However, since it involves aggregates with characteristics different from the natural, it is necessary to adapt the models to predict the concrete strength. In this sense, the use of Artificial Neural Networks (ANNs), which are mathematical models capable of recognizing patterns through numerical training, is a valuable alternative. Nevertheless, due to the variability of materials, the challenge of obtaining satisfactory results with a reduced database is imposed. Therefore, to achieve this aim, it was necessary to survey a plural database with recycled concrete from different papers to drive the neural network to the desired degree of generalization. Finally, an ANN architecture capable of predicting the final strength of concrete with acceptable accuracy was proposed. The results obtained were promising, so that the proposed architecture, trained with the selected database, presented results with an average deviation of approximately 3 MPa for the set of validation samples.*

**Keywords:** solid waste, recycling, recycled concrete, compressive strength, artificial neural networks.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Civil da FHO (Fundação Hermínio Ometto), Brasil.

\*Autor correspondente: Departamento de Engenharia Civil da FHO (Fundação Hermínio Ometto). Av. Dr. Maximiliano Baruto, 500 - Jardim Universitário, Araras - SP, 13607-339. Email: [danielopereira.eng@live.com](mailto:danielopereira.eng@live.com)



## Resumo

Com o crescimento do setor da construção civil, foi observado um aumento considerável dos níveis de geração de resíduos da construção e demolição (RCD), que causam grandes impactos ambientais, ficando evidente a necessidade de soluções para modificação desse cenário. Assim, o emprego de agregados reciclados (AR) provenientes dos RCDs que apresentem aspectos técnicos para sua utilização, de forma a garantir resistência ao novo concreto produzido, vem se destacando por ser considerado um meio sustentável para conservação dos recursos naturais. Entretanto, por se tratar da incorporação de agregados com características distintas do natural, e grande variabilidade, faz-se necessário adequar os modelos para previsão de resistência do concreto curado. Neste sentido, a utilização de Redes Neurais Artificiais (RNAs), que são modelos matemáticos capazes de reconhecer padrões através do treinamento numérico, se colocam como valiosa alternativa para um método de previsão da resistência à compressão de espécimes de concretos com agregados reciclados. Entretanto, em função da variabilidade dos materiais o desafio de se obter resultados satisfatórios com um banco de dados reduzido se impõe. Portanto, para alcançar tal objetivo, foi necessário o levantamento de uma base de dados plural com concretos reciclados de diferentes origens de modo a conduzir a rede neural ao grau de generalização desejado. Por fim, foi proposta uma arquitetura de RNA capaz de prever a resistência final do concreto com precisão aceitável. Os resultados obtidos foram promissores, de modo que a arquitetura proposta, treinada com o banco de dados selecionado, apresentou resultados com um desvio médio de aproximadamente 3 MPa quando comparada ao conjunto de amostras de validação.

**Palavras-chave:** resíduos sólidos, reciclagem, concretos reciclados, resistência à compressão, redes neurais artificiais.

---

## Introdução

A indústria da construção civil se destaca no cenário mundial pelo seu potencial de crescimento e geração de vagas de emprego para grande parcela da população. Por outro lado, nesse crescimento é observado um aumento considerável dos índices de consumo de matérias-primas naturais e do nível de geração de resíduos da construção e demolição (RCD), que muitas vezes tem seu descarte em lugares inadequados dos centros urbanos (Ossa; García; Botero, 2016; Santos; Frantz; Masuero, 2021).

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2020) os RCDs coletados pelos municípios apresentaram um aumento significativo, passando de 33 milhões de toneladas, em 2010, para 44.5 milhões de toneladas, em 2019. Portanto, fica evidente a necessidade de se pensar em soluções para modificar esse contexto que cada vez mais contribui para os impactos ao meio ambiente. Desta forma, diversos trabalhos têm se empenhado em avaliar os impactos dessa geração, ferramentas de gestão e destinação destes resíduos (Castro *et al.*, 2021; Rodrigues Lima e Carvalho Júnior, 2019; Urban e Isaac, 2018, Angulo *et al.*, 2011).

Além disso, outras aplicações que se utilizam de resíduos industriais podem não só contribuir para gestão ambiental como atribuir novas características e/ou melhoramento ao concreto dosado. Este é o caso da aplicação resíduo da indústria de cerâmica vermelha estudado por Santos *et al.*

(2018) e Castro *et al.* (2017). Portanto, os benefícios advindos do estudo e aplicação de resíduos podem vir a abarcar não só uma melhor disposição final do material, mas também uma melhoria das propriedades do concreto dosado.

O emprego de agregados reciclados (AR) provenientes dos RCDs para a produção de concreto vem se destacando na indústria da construção civil, por ser considerado um importante minimizador dos impactos ambientais e consequente otimizador dos recursos naturais.

O concreto produzido com AR consiste na substituição total ou parcial dos agregados naturais pelos reciclados. Segundo a ABNT NBR 15116:2004 (Agregados Reciclados de Resíduos Sólidos da Construção Civil), o agregado reciclado pode ser caracterizado como o material granular oriundo de construções ou demolições de obras civis, que apresentem aspectos técnicos para sua aplicabilidade, garantindo assim, resistência ao concreto. Este texto normativo também classifica os agregados reciclados em dois grupos, sendo o primeiro o dos agregados de resíduos de concreto (ARC), que são compostos de no mínimo 90% em massa de fragmentos à base de cimento Portland e rochas; e o segundo, dos agregados de resíduos mistos (ARM) que em sua composição é observado menos de 90% de fragmentos à base de cimento Portland e rochas.

Dentre as propriedades do concreto reciclado no estado fresco, a trabalhabilidade é uma das mais afetadas pela empregabilidade dos AR, isso se explica pela forma irregular e textura áspera dos agregados e principalmente pela elevada taxa de absorção de água dos AR, que se justifica pelo alto índice de porosidade dos mesmos (Leite, 2001). Assim, durante a produção de concreto com agregados reciclados, medidas como a pré-saturação dos AR e a utilização de aditivos superplastificante, que minimizam o transporte interno de água da pasta de cimento para os agregados, são práticas que melhoram a trabalhabilidade do concreto (Quebaud; *et al.*, 1999; Pietersen; Fraay; Hendriks, 1998).

Já referente a propriedade no estado endurecido, especificamente em relação a resistência mecânica, pode-se afirmar que o concreto reciclado apresenta características que variam mais em relação ao convencional, pois além das variações associadas ao consumo de aglomerante e a relação água/cimento, também existem as alterações relacionadas com a composição e características físico-químicas dos AR (Lima, 1999). Ainda segundo Lima (1999), mesmo com todos esses fatores, ainda é possível obter concretos produzidos com agregados reciclados para diversas destinações dentro do setor da construção civil, desde que se tenha cautela nas escolhas, classificação, separação, qualidade e adoção de procedimentos corretos de aplicação para o agregado reciclado e consequentemente para o novo concreto produzido.

Desta forma, pesquisadores tem se dedicado a investigar o desempenho dos concretos com agregados reciclados do ponto de vista do seu desempenho mecânico. Por exemplo, os estudos

conduzidos por da Silva *et al.* (2021) e da Silva e Oliveira Andrade (2017) exploraram concretos com diferentes teores de agregados reciclados e relação água/cimento e determinaram correlações entre os traços e as propriedades alcançadas.

Diante disso, a proposição de modelos matemáticos, analíticos ou numéricos, que consigam prever algumas das características mecânicas dos concretos com agregados reciclados é de interesse prático e acadêmico, na medida em que contribuirão na previsibilidade do uso de algumas misturas.

Em função da acentuada não-linearidade envolvida nas relações entre constituintes e resistência do concreto dosado (Viana Neto *et al.*, 2018), o uso de Redes Neurais Artificiais (RNAs), que são modelos matemáticos inspirados nas estruturas neurais de organismos inteligentes, capazes de adquirir conhecimento e reconhecer padrões através do treinamento computacional, torna-se uma opção atrativa para realizar previsões de resistência de uma dosagem (Fleck *et al.*, 2016).

A aplicação de RNAs na previsão do comportamento físico e mecânico de espécimes de concreto tem sido um campo de acentuadas pesquisas (Araujo *et al.* 2016, Frotté *et al.* 2017, Tavares *et al.* 2020, Rocha *et al.* 2020, Felix *et al.*, 2021). Todas estas pesquisas têm sido exitosas, pois, conforme afirma Almeida (1995), a rede neural é capaz de ler todo um conjunto de amostras fornecido por uma base de dados, de modo que quanto maior o grau de aprendizado da rede e variabilidade dos conjuntos amostrados, melhores são os resultados apresentados por ela.

Portanto, este trabalho propõe uma arquitetura de rede neural capaz de prever com suficiente precisão a resistência de um espécime de concreto reciclado, ainda que treinada com um número limitado de amostras. Para isto foi realizado um levantamento bibliográfico com concreto reciclados de diferentes origens, na busca de informações que constituíssem um banco de dados adequado.

### **Materiais e métodos**

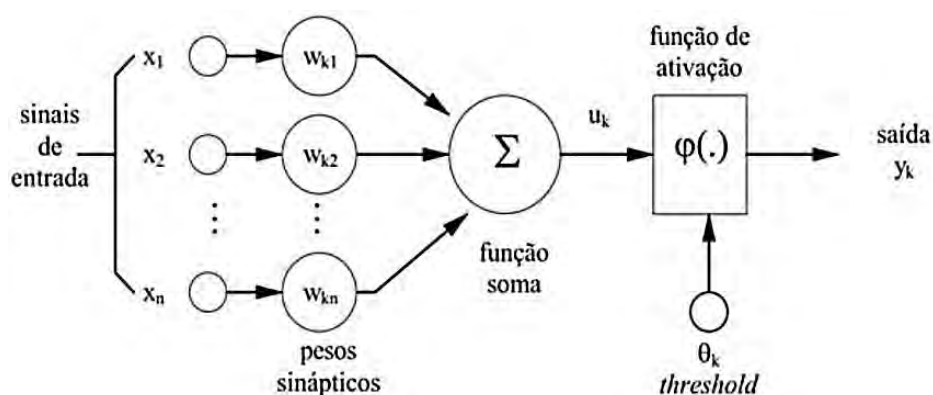
Para a construção do modelo de predição da resistência à compressão de concretos produzidos com agregados reciclados, foi construída uma RNA por meio dos recursos disponibilizados pelo TensorFlow<sup>®</sup>, uma biblioteca com recursos dedicados ao aprendizado de máquina desenvolvida para aplicações em Python<sup>®</sup>.

Nesta seção do artigo serão apresentadas as características básicas de uma rede neural, a estratégia para treinamento da rede e a arquitetura que produziu os melhores resultados nesta pesquisa. Todos os dados estão cuidadosamente descritos e a base de dados construída está disponibilizada no Apêndice A para permitir a reprodutibilidade da pesquisa.

### Rede neural artificial: visão geral

As redes neurais artificiais (RNAs) são algoritmos computacionais que apresentam um modelo matemático que busca trabalhar no processamento de dados, semelhante ao cérebro humano que organiza seus neurônios de forma a realizarem o processamento das informações. Posto isto, a RNA pode ser entendida como um modelo capaz de armazenar conhecimento através da aprendizagem e assim disponibilizar resultados para a aplicabilidade a qual se destina (Spörl *et al.*, 2011; Dacoregio, 2017).

O neurônio artificial é uma unidade fundamental na base do projeto de uma rede neural artificial, o qual recebe um determinado número de dados de entrada e os transforma em saídas previstas. O esquema de um neurônio artificial pode ser entendido na [Figura 1](#).



**Figura 1.** Representação esquemática de um neurônio artificial. *Fonte: Adaptado de Haykin (1994)*

Com base na Figura 1, é possível destacar alguns elementos fundamentais na estrutura de um neurônio artificial (Bocanegra, 2002):

- a) Peso sináptico ( $W_{kj}$ ) que é um multiplicador do sinal  $X_j$  na entrada da sinapse  $j$  (1,2,3, ...,  $n$ ), conectada a um neurônio  $k$ ;
- b) Um somatório que consiste num combinador linear das entradas ponderadas pelos seus respectivos pesos, ou seja:

$$u_k = \sum_{j=1}^n W_{kj} \cdot X_j$$

**Equação 1**

- c) Função de ativação que trabalha como um limitante na amplitude da saída do neurônio;
- d) E a saída do neurônio,  $Y_k$ , que é descrita pela seguinte função, onde  $\varphi$  é a função de ativação:

$$Y_k = \varphi(U_k - \theta_k)$$

### Equação 2

Várias funções de ativação não lineares podem ser empregadas na construção da rede neural, dentre elas destacam-se as funções Sigmoides, muito utilizadas para produzir probabilidades em problemas de classificações, a ReLu que pode ser considerada uma das mais utilizadas nas camadas ocultas durante o treinamento de redes neurais, e a Linear que apresenta um bom desempenho quando empregada na camada de saída dos problemas de regressão, uma vez que fornece resultados em todo o domínio dos números reais.

Conforme descrito por Bocanegra (2002), o processo de aprendizagem da rede neural pode ser caracterizado como a aplicação contínua de vetores de entrada que, de forma simultânea, servem de parâmetros para o ajuste dos pesos sinápticos conforme o treinamento de modo que os dados de entrada sejam processados pela rede e convirjam em valores de saída. Portanto, o aprendizado da rede é atingido pelas alterações nos pesos sinápticos das interconexões e não pelas modificações feitas nos neurônios (Rezende, 2003).

Os procedimentos de treinamento podem ser divididos em duas classes, os não supervisionados e os supervisionados. Explanando o treinamento supervisionado, utilizado na construção da rede deste trabalho, evidencia-se que é necessário a inserção do conjunto de dados de entrada para que a rede calcule a saída prevista e a compare com a saída dos valores alvo, gerando um sinal de erro. Este erro é reinserido à rede, ocasionando o ajuste dos pesos de acordo com o algoritmo de treinamento utilizado para minimizar o mesmo. Esse processo é iterado várias vezes até os valores previstos apresentarem baixos níveis de erro em relação aos valores alvo (Haykin, 2001; Bocanegra, 2002).

Existe uma grande variedade de algoritmos de treinamento, tanto para o método supervisionado quanto para o não supervisionado. Contudo, um dos algoritmos mais difundidos e utilizados é o da “retropropagação do erro” (*backpropagation*), por sua capacidade de corrigir o erro durante o treinamento.

Em resumo, o processo pode ser dividido em duas etapas, a primeira é a “propagação adiante” (*feedforward*) dos dados de entrada pela rede, passando de camada para camada até gerar um conjunto de saídas, vale ressaltar que durante esse procedimento os pesos sinápticos são mantidos fixos. Já a segunda etapa consiste na então “retropropagação do erro”, onde os pesos sinápticos são ajustados de trás para frente de acordo com a regra da correção, e isso é evidenciado pelo fato da resposta fornecida pela rede ser subtraída da resposta desejada, gerando o sinal de erro, que por sua vez é propagado da saída em direção a entrada da rede. Assim, os pesos são corrigidos de forma a minimizar a distância entre as duas respostas (Medeiros, 2016; Bocanegra, 2002).

### Levantamento da base de dados para treinamento da rede

A etapa de construção da base de dados para treinamento da rede neural é fundamental para que a rede neural seja validada e apresente bons índices de aprendizado após o seu treinamento. Portanto, este levantamento de dados, levou em consideração o concreto produzido por diferentes pesquisadores correlacionando as informações pertinentes às proporções do traço do concreto, à relação água/cimento, ao *slump*, à massa específica dos agregados utilizados e à resistência à compressão aos 28 dias.

Ainda no processo de coleta dos dados, houve a necessidade de padronizar os traços de concreto pelo fato de alguns estarem na proporção unitária e outros em quilogramas para obtenção de 1 m<sup>3</sup> de concreto.

Em função da grande variabilidade nos traços de concreto reciclado, um dos desafios dessa pesquisa foi a construção de um banco de dados, de tamanho reduzido, entretanto que conseguisse cobrir uma gama suficiente de diferentes traços que conferisse à rede neural o grau de generalização desejado.

Com este objetivo delimitado foram selecionados na literatura um total de 186 amostras de concretos produzidos com agregados reciclados de variadas origens. Tal levantamento consta no Apêndice A desta publicação.

### Determinação da arquitetura adequada para a rede neural

Diferentes arquiteturas de RNAs foram testadas até que se alcançasse uma capaz de entregar resultados satisfatórios. Em diferentes oportunidades as funções de ativações foram reavaliadas, bem como o número de camadas e o número de neurônios em cada uma delas. Portanto, neste item será apresentada a rede neural de melhor desempenho dentre as avaliadas.

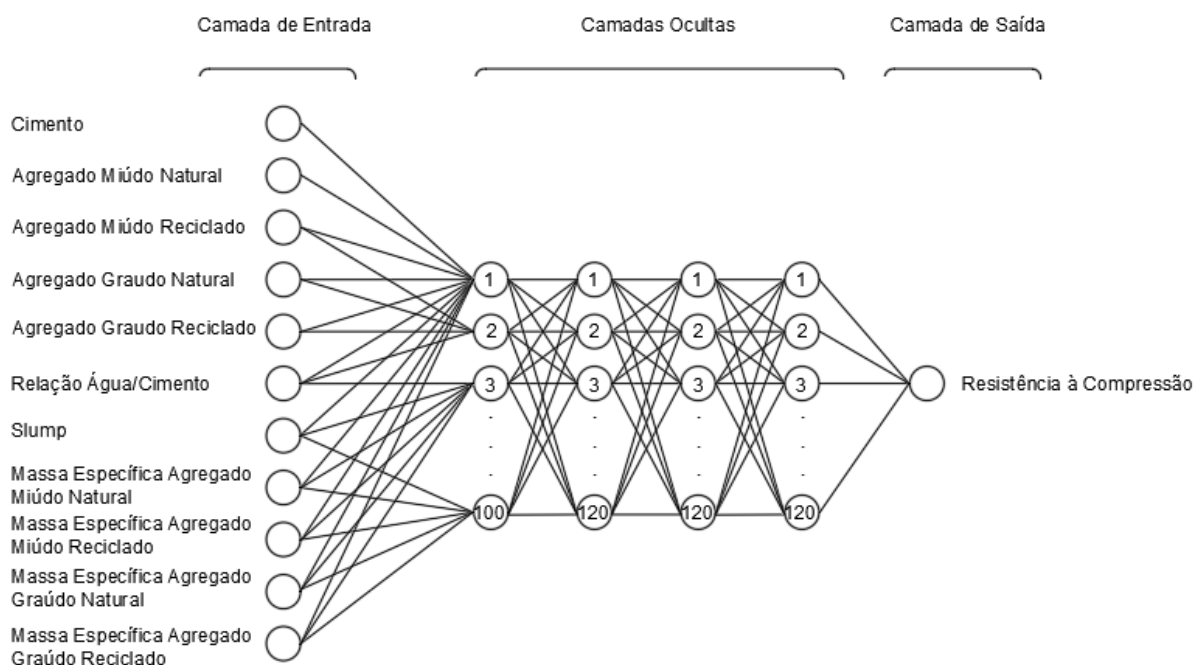
A arquitetura proposta para a construção da RNA incluiu 11 neurônios na camada de entrada, tornando possível que as seguintes informações pudessem ser avaliadas pela rede:

- Proporção de cimento;
- Agregado miúdo natural;
- Agregado miúdo reciclado;
- Agregado graúdo natural;
- Agregado graúdo reciclado;
- Relação água/cimento;
- Abatimento do concreto em milímetros (*slump*);
- Massa específica do agregado miúdo natural (g/cm<sup>3</sup>);

- Massa específica do agregado miúdo reciclado ( $\text{g}/\text{cm}^3$ );
- Massa específica do agregado graúdo natural ( $\text{g}/\text{cm}^3$ );
- Massa específica do agregado graúdo reciclado ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ).

Após a camada de entrada, quatro camadas ocultas foram construídas. A primeira camada foi dotada de 100 neurônios e as demais com 120 neurônios cada. Por fim, uma camada de saída com 1 neurônio foi determinada para que a resposta final da rede fosse tratada. A

Figura 2 é uma representação esquemática da rede, entretanto, há de salientar que todos os neurônios da camada de entrada são conectados a todos os neurônios da camada oculta do mesmo modo que todos os neurônios das camadas ocultas se interconectam entre si.



**Figura 2.** Arquitetura proposta para a rede neural artificial

Definiu-se que o algoritmo de “retropropagação do erro” foi o mais adequado para orientar o processo de treinamento pela sua capacidade de correção das imprecisões durante o procedimento. Portanto, foi estabelecido que o treinamento seria do tipo supervisionado, pois

um conjunto de resultados esperados foi fornecido a rede que por sua vez calculou o erro entre o resultado previsto e o esperado. Delimitou-se também, um número de 550 iterações (épocas), que representa a quantidade de vezes que se repete este processo de treinamento para aperfeiçoamento da rede.

Na sequência, o conjunto de 186 amostras de concreto produzidos com agregados reciclados foi dividido em dois subconjuntos: um com 160 amostras para dados de treino e outro com 26 amostras para dados de validação da rede. Esta divisão foi conduzida de modo a mesclar amostras de todos os artigos selecionados, de modo que a generalização procurada na seleção do grupo total de amostras se mantivesse nos grupos de treinamento e validação.

Deste modo, o subconjunto de 160 amostras de treinamento foi inserido na RNA, contendo tanto os dados de entrada como também os dados de saída; para que a rede fosse capaz de prever os resultados, comparar com as resistências esperadas e corrigir os pesos. Por fim, o conjunto de 26 amostras de validação foi apresentado à rede.

Para avaliar o desempenho da RNA, utilizou-se o “erro médio quadrático” (MSE, *Mean Squared Error*), assim quanto menor o erro encontrado, melhor será a estimativa do modelo utilizado. Esse valor é determinado através da Equação 3.

$$MSE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x}_i)^2$$

Equação 3

Onde:

N = Número de amostras;

$x_i$  = Valores previstos;

$\bar{x}_i$  = Valores esperados.

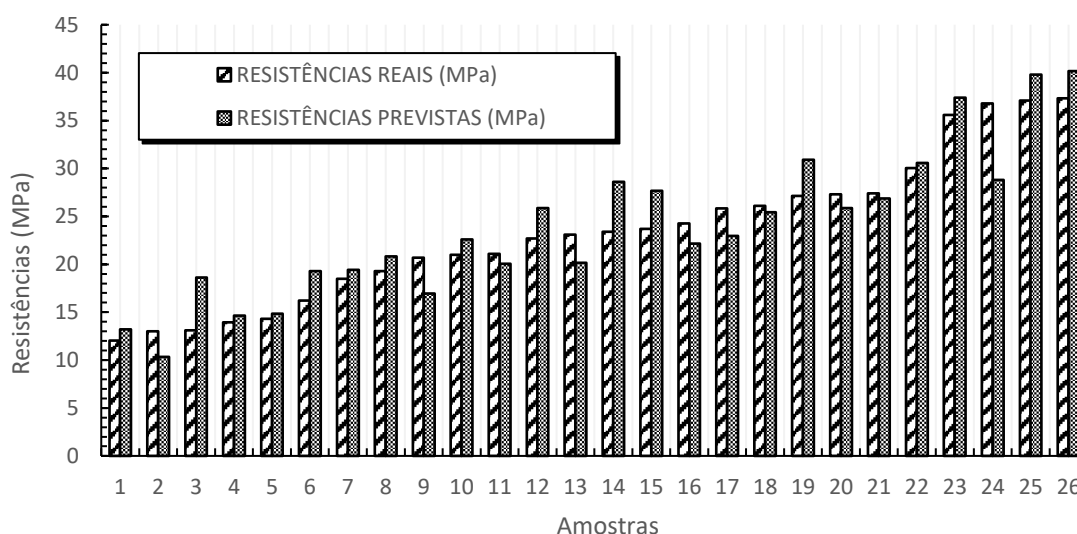
Por meio do emprego desse método foi possível monitorar o comportamento de todo o sistema ao invés de inspecionar apenas um grupo de dados fornecido pela rede. Esta abordagem torna mais objetiva as definições dos números de camadas, de neurônios e de épocas utilizadas no processo de treinamento.

### Resultados e discussões

A avaliação do desempenho da rede proposta foi realizada por meio do cálculo do MSE. A primeira verificação disse respeito ao conjunto de amostras de treinamento, isto é, das 160 amostras separadas para esta finalidade.



Por fim, o conjunto de 26 amostras, que foram anteriormente separados para verificar a capacidade de predição da RNA, foram utilizados. O resultado para estas amostras está reproduzido na Figura 3, que apresenta as resistências reais, extraídas de ensaios experimentais da literatura, e as resistências estimadas pela RNA.



**Figura 3.** Comparação entre os resultados estimados pela RNA e os valores reais.

Para permitir a verificação do desempenho da rede, os resultados da **Figura 3** também estão dispostos na Tabela , de modo que é possível notar os pequenos desvios entre os valores experimentais e os preditos por ela.

Portanto, observa-se que a exceção das amostras de nº 3, 14 e 24, todas as demais apresentaram um desvio absoluto abaixo dos 2 MPa, o que representa um resultado muito promissor, sobretudo dada as incertezas relacionadas à dosagem de concretos.

Para uma métrica geral, foi calculado o MSE sobre este conjunto de resultados, o que resultou em um erro médio quadrático igual a 9.40, correspondendo a um desvio de 3.07 MPa. Assim, há de ser salientado que a variabilidade das amostras não impediu que a rede neural atingisse um desempenho satisfatório na previsão das resistências.

**Tabela 1.** Comparação das resistências estimadas pela RNA e seus respectivos valores reais.

Número da Amostra	Resistência Real (MPa)	Resistência Estimada (MPa)	Desvio Absoluto (MPa)
1	12.05	13.20	0.58
2	13.02	10.35	1.34
3	13.10	18.63	2.76
4	13.93	14.64	0.35
5	14.30	14.85	0.28
6	16.20	19.29	1.55
7	18.50	19.41	0.45
8	19.29	20.83	0.77
9	20.70	16.96	1.87
10	21.00	22.59	0.79
11	21.10	20.06	0.52
12	22.70	25.88	1.59
13	23.10	20.15	1.48
14	23.40	28.61	2.61
15	23.70	27.67	1.99
16	24.25	22.16	1.05
17	25.84	22.96	1.44
18	26.10	25.43	0.34
19	27.12	30.91	1.90
20	27.30	25.86	0.72
21	27.40	26.88	0.26
22	30.04	30.57	0.27
23	35.60	37.38	0.89
24	36.80	28.81	3.99
25	37.10	39.78	1.34
26	37.32	40.15	1.41

### Conclusões

Este trabalho objetivou a construção de uma rede neural treinada com um banco de dados com suficiente variedade de amostras capaz de prever com precisão aceitável a resistência de concretos reciclados.

O modelo de rede proposto obteve um desempenho adequado na previsão da resistência dos concretos reciclados. Quando o estudo avaliou amostras inéditas, isto é, amostras não empregadas no conjunto de treinamento, a rede neural obteve um MSE igual a 9.40. Portanto, a respeito dos bons resultados apresentados pela rede, há de se destacar que, embora o desvio médio tenha ficado na ordem dos 3 MPa, o maior desvio absoluto registrado em todas as análises de validação foi de 3.99 MPa. Tal resultado indica, de fato, o bom desempenho da metodologia.

Os resultados obtidos demonstraram que um banco de dados com boa variedade de exemplares é capaz de auxiliar a rede na aquisição da generalização desejada, ainda que o número de exemplares não seja extenso. Tal conclusão deve ser levada em consideração na realização de estudos futuros que pretendam expandir a base de dados empregada, de modo que tal expansão deve, na medida do possível, guardar o grau de variedade apresentado nesta pesquisa.

Há de se destacar que as variadas origens dos agregados reciclados consistem em um complicador ao desempenho de RNAs. Esta dificuldade foi minorada nesta pesquisa ao incluir a massa específica destes agregados nos vetores de entrada da rede neural. Todavia, pesquisas futuras podem se lançar ao estudo de agregados reciclados de determinada origem, que seja mais comum à região de interesse. Uma abordagem dessa natureza tem o potencial de conduzir a melhores resultados em seu universo de aplicação.

Por fim, a realização deste trabalho indicou que a utilização de Redes Neurais Artificiais para previsão da resistência à compressão de concretos produzidos com ARs se mostra como uma alternativa viável. Tal constatação fornece mais uma valiosa ferramenta para o estudo e uso do concreto reciclado contribuindo para a sua popularização.

### Referências bibliográficas

- Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2004) *NBR 15116: Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil: Utilização em pavimentação e preparo de concreto sem função estrutural: Requisitos*. Rio de Janeiro: ABNT, p. 12.
- Almeida, F. C. (1995) Desenvolvendo o uso de redes neurais em problemas de administração de empresas: Uma visão geral do potencial e do funcionamento do uso de redes neurais em administração, através de exemplos e ilustrações mais acessíveis ao leitor não-familiarizado com conceitos de informática. São Paulo: *Revista de Administração de Empresas*, 35(1), 46-55. <https://doi.org/10.1590/S0034-75901995000100007>
- Angulo, S. C., Teixeira, C. E., Castro, A. L. D., Nogueira, T. P. (2011). Resíduos de construção e demolição: avaliação de métodos de quantificação. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 16, 299-306. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000300013>
- Araújo, D. L., Felix, L. P., Silva, L. C., Santos, T. M. (2016). Influência de Agregados Reciclados de Resíduos de Construção em Propriedades Mecânicas do Concreto. *REEC-Revista Eletrônica de Engenharia Civil*, 11(1), <https://doi.org/10.5216/reec.V11i1.35467>
- Associação brasileira de empresas de limpeza pública e resíduos especiais. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020. São Paulo, 2020.
- Bocanegra, C. W. R. (2002). *Procedimentos para tornar mais efetivo o uso das redes neurais artificiais em planejamento de transportes*. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia de São Carlos/ Universidade de São Paulo. São Carlos, p. 108.
- Castro, A. L. D., Santos, R. F. C. D., Gonçalves, K. M., Quarcioni, V. A. (2017). Caracterização de cimentos compostos com resíduo da indústria de cerâmica vermelha. *Cerâmica*, 63, 65-76. <https://doi.org/10.1590/0366-69132017633652036>
- Castro, L. C. D., Bernardini, C. S. M., Sales, R. J. D. M., Silva, F. J. A. D., Cavalcante, A. Y. S. S., Alencar, I. F. D. O. (2021). Concreto a partir de agregado graúdo reciclado: uma avaliação na produção de blocos intertravados em Fortaleza/ce. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, 14(3), 1123-1138. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.3.75860>

- da Silva, S. R. de Oliveira Andrade, J. J. (2017). Investigation of mechanical properties and carbonation of concretes with construction and demolition waste and fly ash. *Construction and Building Materials*, **153**, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.07.143>
- da Silva, S. R., Cimadon, F. N., Borges, P. M., Schiavon, J. Z., Possan, E., de Oliveira Andrade, J. J. (2021). Relationship between the mechanical properties and carbonation of concretes with construction and demolition waste. *Case Studies in Construction Materials*, e00860. <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2021.e00860>
- Dacoregio, F. A. (2017). *Estimativa preliminar de custos de obras utilizando redes neurais artificiais*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, p. 276.
- Felix, E. F., Possan, E., Carrazedo, R. (2021). A New Formulation to Estimate the Elastic Modulus of Recycled Concrete Based on Regression and ANN. *Sustainability*, **13**(15), 8561. <https://doi.org/10.3390/su13158561>
- Fleck, L., Tavares, M. H. F., Eyng, E., Helmann, A. C., Andrade, M. D. M. (2016). Redes neurais artificiais: Princípios básicos. *Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia*, **1**(13), 47-57.
- Frotté, C., Nubila, C. S. A. D., Nagalli, A., Mazer, W., Macioski, G., Oliveira, L. O. S. D. (2017) Estudo das propriedades físicas e mecânicas de concreto com substituição parcial de agregado natural por agregado reciclado proveniente de RCD. *Matéria (Rio de Janeiro)*, **22**(2), e11811. <https://doi.org/10.1590/S1517-707620170002.0143>
- Haykin, S. (1994) *Neural networks - A comprehensive foundation*. Pearson.
- Haykin, S. (2001) *Redes neurais: princípios e prática*. Porto Alegre: Editora Bookman.
- Leite, M. B. (2001) *Avaliação de propriedades mecânicas de concretos produzidos com agregados reciclados de resíduos de construção e demolição*. Tese de Doutorado em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (RS), p. 270.
- Lima, J.A.R. (1999) *Proposição de diretrizes para produção e normalização de resíduo de construção reciclado e de suas aplicações em argamassas e concretos*. Programa de pós-graduação da Escola de Engenharia de São Carlos. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. São Carlos, p. 240.
- Medeiros, R. A. O. (2016) *Previsão de demanda no médio prazo utilizando redes neurais artificiais em sistemas de distribuição de energia elétrica*. Programa de pós-graduação em Engenharia Elétrica. Dissertação de mestrado. Universidade Federal da Paraíba. p. 85.
- Ossa, A.; García, J. L.; Botero, E. (2016) Use of recycled construction and demolition waste (CDW) aggregates: a sustainable alternative for the pavement construction industry. *Journal of Cleaner Production*, **135**, 379-386. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.088>
- Pietersen, H. S.; Fraay, A. L. A.; Hendriks, C. F. (1998) Application of recycled aggregates in concrete: experiences from the Netherlands. *International Symposium on Sustainable Development of the Cement and Concrete Industry*. Ottawa - Canadá, p. 146.
- Quebaud, M. R.; Buyle-bodin, F. (1999) A reciclagem de materiais de demolição: utilização dos agregados reciclados no concreto. In: *Congresso Brasileiro de Cimento (CBC)*. Bahia, Brasil.
- Rezende, S. O. (2003) *Sistemas inteligentes - fundamentos e aplicações*. São Paulo: Editora Manole, p. 525.
- Rocha, S. O. N., Maia, N. A., de Carvalho Júnior, Á. B., Dias, M. P. A., Veloso, R. R. (2020). Utilização de redes neurais para estimativa da resistência à compressão do concreto simples. *Brazilian Journal of Development*, **6**(10), 79910-79922. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n10-424>
- Rodrigues Lima, T. B., Carvalho Júnior, F. H. (2019) Análise do gerenciamento de resíduos da construção civil no município de fortaleza. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, **12**(1), 104-119. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2019.12.1.61478>
- Santos, I. L.; Frantz, L. V.; Masuero, A. B. (2021) Influence of hydraulic jiggling of construction and demolition waste recycled aggregate on hardened concrete properties. São Paulo: *Revista IBRACON de Estruturas e Materiais*, **14**(6). <https://doi.org/10.1590/S1983-41952021000300014>

- Santos, R. F. C. D., Castro, A. L. D., Gonçalves, K. M. (2018). Produção de concreto autoadensável incorporado com resíduo da indústria de cerâmica vermelha. *Matéria (Rio de Janeiro)*, **23**. <https://doi.org/10.1590/S1517-707620180003.0500>
- Spörl, C.; Castro, E. G.; Luchiari, A. (2011) Aplicação de Redes Neurais Artificiais na construção de modelos de fragilidade ambiental. *Revista do Departamento de Geografia*, **21**(1), 113-135. <https://doi.org/10.7154/RDG.2011.0021.0006>
- Tavares, D. S., Junior, T. Y., Lacerda, W. S., Ribeiro, D. A. (2020). Uso de Redes Neurais Artificiais na Predição da Resistência à Compressão do Concreto. *Brazilian Journal of Development*, **6**(7).
- Urban, R. C., Isaac, R. D. L. (2018) Ferramenta espacial para gerenciamento de resíduos: elaboração de uma metodologia qualitativa para identificar áreas de destinação final de lodos de ETA e ETE. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, **12**(1), 52-64. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2019.12.1.61160>
- Viana Neto, L. A. C. V.; Sales, A. T. C.; Sales, L. C. (2018) Efeitos da variabilidade de agregados de RCD sobre o desempenho mecânico do concreto de cimento Portland. *Matéria (Rio de Janeiro)*, **23**(1), e-11958. <https://doi.org/10.1590/S1517-707620170001.0294>

## Apêndice A

Nº	C	A.M.N	A.M.R	A.G.N	A.G.R	A/C	S.T	R	M.E.A.M.N	M.E.A.M.R	M.E.A.G.N	M.E.A.G.R
1	1	1.195	1.195	2.9	0	0.57	70	25.50	2.64	2.40	2.65	0
2	1	0	2.39	2.9	0	0.57	70	23.50	0	2.40	2.65	0
3	1	2.39	0	1.45	1.45	0.57	70	18.50	2.64	0	2.65	2.51
4	1	2.39	0	0	2.9	0.57	70	19.50	2.64	0	0	2.51
5	1	1.195	1.195	1.45	1.45	0.57	70	21.00	2.64	2.40	2.65	2.51
6	1	0	2.39	0	2.9	0.57	70	17.00	0	2.40	0	2.51
7	1	2.175	0.725	2.81	0	0.645	50	22.50	2.63	2.54	2.74	0
8	1	1.45	1.45	2.81	0	0.645	35	26.80	2.63	2.54	2.74	0
9	1	0.83	0.83	1.84	0	0.55	100	31.00	2.62	2.54	2.70	0
10	1	1.27	1.27	2.46	0	0.71	100	22.70	2.62	2.54	2.70	0
11	1	1.715	1.715	3.07	0	0.91	100	14.30	2.62	2.54	2.70	0
12	1	0	1.84	1.66	0	0.61	100	27.90	0	2.54	2.70	0
13	1	0	2.78	2.22	0	0.83	100	20.90	0	2.54	2.70	0
14	1	0	3.73	2.77	0	1.01	100	12.80	0	2.54	2.70	0
15	1	1.63	0	1.4	0.47	0.47	55	36.73	2.55	0	2.63	2.31
16	1	2.48	0	1.89	0.63	0.63	50	26.58	2.55	0	2.63	2.31
17	1	3.33	0	2.38	0.79	0.78	50	19.29	2.55	0	2.63	2.31
18	1	1.72	0	0.89	0.89	0.48	70	27.12	2.55	0	2.63	2.31
19	1	2.6	0	1.2	1.2	0.65	65	20.85	2.55	0	2.63	2.31
20	1	3.48	0	1.51	1.51	0.72	70	19.13	2.55	0	2.63	2.31
21	1	1.83	0	0.42	1.25	0.52	75	30.88	2.55	0	2.63	2.31
22	1	2.72	0	0.57	1.71	0.62	60	25.40	2.55	0	2.63	2.31
23	1	3.66	0	0.71	2.13	0.78	55	14.83	2.55	0	2.63	2.31
24	1	1.9	0	0	1.6	0.5	70	29.19	2.55	0	0	2.31
25	1	2.84	0	0	2.16	0.71	65	19.80	2.55	0	0	2.31
26	1	3.79	0	0	2.71	0.83	45	15.79	2.55	0	0	2.31
27	1	0	2.508	0	2.773	0.67	45	19.50	0	2.50	0	2.08

Nº	C	A.M.N	A.M.R	A.G.N	A.G.R	A/C	S.T	R	M.E.A.M.N	M.E.A.M.R	M.E.A.G.N	M.E.A.G.R
28	1	0	2.508	0	3.000	0.67	50	22.50	0	2.50	0	2.27
29	1	2.689	0	0	2.773	0.67	55	20.70	2.68	0	0	2.08
30	1	2.689	0	0	3.000	0.67	185	23.40	2.68	0	0	2.27
31	1	0	1.675	0	2.080	0.5	60	28.30	0	2.50	0	2.08
32	1	0	1.675	0	2.250	0.5	125	30.80	0	2.50	0	2.27
33	1	1.796	0	0	2.080	0.5	150	30.30	2.68	0.00	0	2.08
34	1	1.796	0	0	2.250	0.5	175	28.50	2.68	0.00	0	2.27
35	1	0	1.175	0	1.664	0.4	85	33.60	0	2.50	0	2.08
36	1	0	1.175	0	1.800	0.4	75	42.50	0	2.50	0	2.27
37	1	1.260	0	0	1.664	0.4	105	36.00	2.68	0	0	2.08
38	1	1.260	0	0	1.800	0.4	70	44.60	2.68	0	0	2.27
39	1	1.73	0.22	2.72	0.29	0.45	35	35.60	2.632	2.529	3.09	2.51
40	1	3.42	0.43	4.48	0.47	0.75	20	16.05	2.632	2.529	3.09	2.51
41	1	0.22	1.66	2.72	0.29	0.45	45	37.32	2.632	2.529	3.09	2.51
42	1	0.44	3.28	4.48	0.47	0.75	15	27.50	2.632	2.529	3.09	2.51
43	1	1.73	0.22	0.35	2.2	0.45	20	30.90	2.632	2.529	3.09	2.51
44	1	3.42	0.43	0.58	3.63	0.75	5	18.40	2.632	2.529	3.09	2.51
45	1	0.22	1.66	0.35	2.2	0.45	5	29.82	2.632	2.529	3.09	2.51
46	1	0.44	3.28	0.58	3.63	0.75	0	20.95	2.632	2.529	3.09	2.51
47	1	1.45	1.4	4.06	0	0.6	25	24.55	2.632	2.529	3.09	0
48	1	1.45	1.4	0	3.3	0.6	5	23.83	2.632	2.529	0.00	2.51
49	1	2.91	0	2.03	1.65	0.6	10	23.85	2.632	0	3.09	2.51
50	1	0	2.79	2.03	1.65	0.6	5	26.15	0	2.529	3.09	2.51
51	1	0.82	0.78	1.37	1.11	0.4	25	37.37	2.632	2.529	3.09	2.51
52	1	2.09	2.01	2.7	2.19	0.8	15	16.10	2.632	2.529	3.09	2.51
53	1	1.45	1.4	2.03	1.65	0.6	20	26.00	2.632	2.529	3.09	2.51
54	1	1.435	0	1.625	0.375	0.45	85	41.23	2.53	0	2.65	2.58
55	1	1.435	0	1.140	0.861	0.45	95	39.60	2.53	0	2.65	2.58
56	1	1.435	0	0.500	1.500	0.45	215	35.79	2.53	0	2.65	2.58
57	1	1.435	0	0	2.000	0.45	70	38.30	2.53	0	0	2.58
58	1	1.435	0	1.479	0.521	0.45	85	37.82	2.53	0	2.65	2.70
59	1	1.4	0	0	2.4	0.45	50	47.70	2.68	0	0	2.46
60	1	1.4	0	0	2.4	0.48	70	45.30	2.68	0	0	2.40
61	1	1.4	0	0	2.4	0.45	50	49.20	2.68	0	0	2.43
62	1	1.4	0	0	2.4	0.48	50	42.50	2.68	0	0	2.39
63	1	1.25	0	0	1.45	0.41	75	21.89	2.60	0	0	1.81
64	1	1.95	0	0	1.88	0.568	70	16.47	2.60	0	0	1.81
65	1	2.75	0	0	2.42	0.78	78	11.08	2.60	0	0	1.81
66	1	1.25	0	1.13	0.73	0.4	78	30.04	2.60	0	2.81	1.81
67	1	1.95	0	1.46	0.94	0.548	90	25.84	2.60	0	2.81	1.81
68	1	1.25	0	1.88	1.21	0.73	85	18.52	2.60	0	2.81	1.81
69	1	1.385	0	1.586	0.529	0.48	90	25.26	2.62	0	2.74	1.87
70	1	1.385	0	1.058	1.058	0.48	80	22.70	2.62	0	2.74	1.87
71	1	1.385	0	0.529	1.586	0.48	80	20.94	2.62	0	2.74	1.87
72	1	1.385	0	0	2.115	0.48	55	18.60	2.62	0	2.74	1.87
73	1	2.18	0	2.115	0.705	0.64	90	15.08	2.62	0	2.74	1.87
74	1	2.18	0	1.41	1.41	0.64	75	13.98	2.62	0	2.74	1.87
75	1	2.18	0	0.705	2.115	0.64	75	13.03	2.62	0	2.74	1.87
76	1	2.18	0	0	2.82	0.64	50	12.15	2.62	0	2.74	1.87

Nº	C	A.M.N	A.M.R	A.G.N	A.G.R	A/C	S.T	R	M.E.A.M.N	M.E.A.M.R	M.E.A.G.N	M.E.A.G.R
77	1	2.975	0	2.644	0.881	0.83	90	10.62	2.62	0	2.74	1.87
78	1	2.975	0	1.763	1.763	0.83	90	9.81	2.62	0	2.74	1.87
79	1	2.975	0	0.881	2.644	0.83	70	9.00	2.62	0	2.74	1.87
80	1	2.975	0	0	3.525	0.83	50	8.20	2.62	0	2.74	1.87
81	1	1.25	0	0	1.73	0.66	85	23.70	2.62	0	0	2.06
82	1	1.25	0	0	1.64	0.72	87	22.40	2.62	0	0	1.95
83	1	1.25	0	0	1.92	0.59	78	27.30	2.62	0	0	2.29
84	1	1.25	0	0	1.85	0.6	87	26.10	2.62	0	0	2.20
85	1	2.25	0	0	2.5	1	87	15.60	2.62	0	0	2.06
86	1	2.25	0	0	2.36	1.08	82	14.70	2.62	0	0	1.95
87	1	2.25	0	0	2.78	0.87	90	18.10	2.62	0	0	2.29
88	1	2.25	0	0	2.67	0.87	70	16.60	2.62	0	0	2.20
89	1	2.75	0	0	2.88	1.13	75	14.80	2.62	0	0	2.06
90	1	2.75	0	0	2.73	1.21	70	13.40	2.62	0	0	1.95
91	1	2.75	0	0	3.2	1	75	16.20	2.62	0	0	2.29
92	1	2.75	0	0	3.08	0.97	80	14.70	2.62	0	0	2.20
93	1	1.705	0	2.292	0.574	0.4	240	41.80	2.68	0	2.57	2.27
94	1	2.150	0	2.581	0.645	0.45	190	41.70	2.68	0	2.57	2.27
95	1	2.454	0	2.786	0.697	0.5	220	35.80	2.68	0	2.57	2.27
96	1	2.674	0	2.939	0.735	0.55	80	31.50	2.68	0	2.57	2.27
97	1	2.600	0	2.891	0.726	0.6	140	27.40	2.68	0	2.57	2.27
98	1	2.526	0	2.850	0.712	0.65	210	25.00	2.68	0	2.57	2.27
99	1	1.747	0	1.364	1.362	0.4	200	43.60	2.68	0	2.57	2.27
100	1	2.205	0	1.530	1.528	0.45	110	41.80	2.68	0	2.57	2.27
101	1	2.516	0	1.648	1.648	0.5	195	37.20	2.68	0	2.57	2.27
102	1	2.756	0	1.737	1.732	0.55	100	30.90	2.68	0	2.57	2.27
103	1	2.680	0	1.706	1.706	0.6	140	28.20	2.68	0	2.57	2.27
104	1	2.604	0	1.680	1.680	0.65	210	24.30	2.68	0	2.57	2.27
105	1	1.616	0	0	2.677	0.4	250	41.30	2.68	0	0	2.27
106	1	2.074	0	0	2.990	0.45	230	36.00	2.68	0	0	2.27
107	1	2.395	0	0	3.209	0.5	240	34.40	2.68	0	0	2.27
108	1	2.630	0	0	3.370	0.55	145	30.30	2.68	0	0	2.27
109	1	2.556	0	0	3.319	0.6	175	26.30	2.68	0	0	2.27
110	1	2.482	0	0	3.268	0.65	225	22.80	2.68	0	0	2.27
111	1	1.566	0	2.049	0.498	0.55	100	45.30	2.62	0	2.62	2.49
112	1	1.566	0	1.278	1.234	0.55	100	42.50	2.62	0	2.62	2.49
113	1	1.566	0	0	2.480	0.55	100	38.10	2.62	0	2.62	2.49
114	1	1.026	0	1.549	0.377	0.44	100	42.80	2.62	0	2.62	2.49
115	1	1.026	0	0.968	0.940	0.44	100	41.70	2.62	0	2.62	2.49
116	1	1.026	0	0	1.879	0.44	100	36.80	2.62	0	2.62	2.49
117	1	0.865	0	1.518	0.369	0.40	100	41.00	2.62	0	2.62	2.49
118	1	0.865	0	0.947	0.914	0.40	100	37.10	2.62	0	2.62	2.49
119	1	0.865	0	0	1.837	0.40	100	25.20	2.62	0	2.62	2.49
120	1	1.29	0	0	2.21	0.44	50	17.50	2.63	0	0	2.26
121	1	1.47	0	0	2.03	0.44	50	20.60	2.63	0	0	2.26
122	1	1.65	0	0	1.85	0.44	50	28.10	2.63	0	0	2.26
123	1	1.83	0	0	1.67	0.44	50	26.20	2.63	0	0	2.26
124	1	1.29	0	0	2.21	0.44	50	16.20	2.63	0	0	2.16
125	1	1.47	0	0	2.03	0.44	50	25.00	2.63	0	0	2.16

Nº	C	A.M.N	A.M.R	A.G.N	A.G.R	A/C	S.T	R	M.E.A.M.N	M.E.A.M.R	M.E.A.G.N	M.E.A.G.R
126	1	1.65	0	0	1.85	0.44	50	26.20	2.63	0	0	2.16
127	1	1.83	0	0	1.67	0.44	50	23.70	2.63	0	0	2.16
128	1	1.82	0	0	3.18	0.52	50	18.50	2.63	0	0	2.26
129	1	2.06	0	0	2.94	0.52	50	23.10	2.63	0	0	2.26
130	1	2.30	0	0	2.70	0.52	50	25.50	2.63	0	0	2.26
131	1	2.54	0	0	2.46	0.54	50	21.20	2.63	0	0	2.26
132	1	2.78	0	0	2.22	0.54	50	20.50	2.63	0	0	2.26
133	1	1.82	0	0	3.18	0.52	50	13.10	2.63	0	0	2.17
134	1	2.06	0	0	2.94	0.53	50	16.20	2.63	0	0	2.17
135	1	2.30	0	0	2.70	0.53	50	21.10	2.63	0	0	2.17
136	1	2.54	0	0	2.46	0.54	50	23.10	2.63	0	0	2.17
137	1	2.78	0	0	2.22	0.54	50	21.80	2.63	0	0	2.17
138	1	1.82	0	0	3.18	0.52	50	13.70	2.63	0	0	2.16
139	1	2.06	0	0	2.94	0.53	50	18.70	2.63	0	0	2.16
140	1	2.30	0	0	2.70	0.53	50	23.10	2.63	0	0	2.16
141	1	2.54	0	0	2.46	0.55	50	19.30	2.63	0	0	2.16
142	1	2.78	0	0	2.22	0.54	50	16.20	2.63	0	0	2.16
143	1	1.82	0	0	3.18	0.53	50	16.80	2.63	0	0	2.17
144	1	2.06	0	0	2.94	0.53	50	20.30	2.63	0	0	2.17
145	1	2.30	0	0	2.70	0.53	50	22.00	2.63	0	0	2.17
146	1	2.54	0	0	2.46	0.54	50	20.20	2.63	0	0	2.17
147	1	2.78	0	0	2.22	0.55	50	17.50	2.63	0	0	2.17
148	1	0	1.8	2.58	0	0.57	90	23.55	0	2.40	2.85	0
149	1	1.8	0	0	2.58	0.55	90	20.00	2.62	0	0	2.40
150	1	0	1.8	0	2.58	0.60	80	18.15	0	2.40	0	2.40
151	1	0	3.1	3.78	0	0.76	90	14.00	0	2.40	2.85	0
152	1	3.1	0	0	3.78	0.79	80	13.17	2.62	0	0	2.40
153	1	0	3.1	0	3.78	0.93	80	10.20	0	2.40	0	2.40
154	1	0.9	0.9	1.29	1.29	0.55	90	23.65	2.62	2.40	2.85	2.40
155	1	1.55	1.55	1.89	1.89	0.76	80	15.43	2.62	2.40	2.85	2.40
156	1	2.45	0	1.59	1.59	0.67	80	17.15	2.62	0	2.85	2.40
157	1	1.225	1.225	0	3.18	0.65	85	15.40	2.62	2.40	0	2.40
158	1	0	2.45	1.59	1.59	0.71	80	17.25	0	2.40	2.85	2.40
159	1	1.225	1.225	3.18	0	0.63	85	21.70	2.62	2.40	2.85	0
160	1	1.225	1.225	1.59	1.59	0.65	85	17.30	2.62	2.40	2.85	2.40
161	1	0	1.8	2.58	0	0.60	100	24.25	0	2.40	2.85	0
162	1	1.8	0	0	2.58	0.61	100	20.35	2.62	0	0	2.45
163	1	0	1.8	0	2.58	0.70	110	15.13	0	2.40	0	2.45
164	1	0	3.1	3.78	0	0.85	120	12.05	0	2.40	2.85	0
165	1	3.1	0	0	3.78	0.93	95	13.93	2.62	0	0	2.45
166	1	0	3.1	0	3.78	1.01	80	13.02	0	2.40	0	2.45
167	1	0.9	0.9	1.29	1.29	0.61	80	24.23	2.62	2.40	2.85	2.45
168	1	1.55	1.55	1.89	1.89	0.84	120	13.63	2.62	2.40	2.85	2.45
169	1	2.45	0	1.59	1.59	0.68	105	20.40	2.62	0	2.85	2.45
170	1	1.225	1.225	0	3.18	0.78	95	15.95	2.62	2.40	0	2.45
171	1	0	2.45	1.59	1.59	0.80	90	16.67	0	2.40	2.85	2.45
172	1	1.225	1.225	3.18	0	0.66	105	20.27	2.62	2.40	2.85	0
173	1	1.225	1.225	1.59	1.59	0.74	105	15.20	2.62	2.40	2.85	2.45
174	1	0	1.8	2.58	0	0.56	110	20.02	0	2.44	2.85	0



Nº	C	A.M.N	A.M.R	A.G.N	A.G.R	A/C	S.T	R	M.E.A.M.N	M.E.A.M.R	M.E.A.G.N	M.E.A.G.R
175	1	1.8	0	0	2.58	0.65	100	16.98	2.62	0	0	2.58
176	1	0	1.8	0	2.58	0.63	90	17.07	0	2.44	0	2.58
177	1	0	3.1	3.78	0	0.76	100	12.25	0	2.44	2.85	0
178	1	3.1	0	0	3.78	0.86	90	12.53	2.62	0	0	2.58
179	1	0	3.1	0	3.78	0.85	90	11.33	0	2.44	0	2.58
180	1	0.9	0.9	1.29	1.29	0.57	100	19.80	2.62	2.44	2.85	2.58
181	1	1.55	1.55	1.89	1.89	0.83	90	12.40	2.62	2.44	2.85	2.58
182	1	2.45	0	1.59	1.59	0.69	100	17.10	2.62	0	2.85	2.58
183	1	1.225	1.225	0	3.18	0.72	85	15.68	2.62	2.44	0	2.58
184	1	0	2.45	1.59	1.59	0.68	100	13.45	0	2.44	2.85	2.58
185	1	1.225	1.225	3.18	0	0.61	90	25.10	2.62	2.44	2.85	0
186	1	1.225	1.225	1.59	1.59	0.68	100	16.00	2.62	2.44	2.85	2.58

*Legenda*

*C = Cimento*

*A.M.N = Agregado Miúdo Natural*

*A.M.R = Agregado Miúdo Reciclado*

*A.G.N = Agregado Graúdo Natural*

*A.G.R = Agregado Graúdo Reciclado*

*A/C = Relação Água/Cimento*

*S.T = Slump Test (mm)*

*R = Resistencia (MPa)*

*M.E.A.M.N = Massa Específica Agregado Miúdo Natural*

*M.E.A.M.R = Massa Específica Agregado Miúdo Reciclado*

*M.E.A.G.N = Massa Específica Agregado Graúdo Natural*

*M.E.A.G.R = Massa Específica Agregado Graúdo Reciclado*

# REVISTA AIDIS

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

## ANAEROBIC CO-DIGESTION OF SUGARCANE VINASSE AND ELEPHANT GRASS JUICE FOR BIOMETHAN PRODUCTION

Olga Eliza Rocha e Silva <sup>1</sup>  
Ana Beatriz Vitorino de Farias <sup>1</sup>  
Fernanda Santana Peiter <sup>1</sup>  
Anderson Carlos Marafon <sup>2</sup>  
Daniele Vital Vich <sup>1</sup>

\* Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim <sup>1</sup>

Recibido el 27 de enero de 2022. Aceptado el 28 de junio de 2022

### Abstract

*In the present study, biogas production was investigated by co-digesting elephant grass juice (EGJ) and sugarcane vinasse using batch reactor. Some factors that influence biomethane production were observed, including initial pH, inoculum concentration and proportions of each substrate. Two tests were carried out. In Experiment I, the following proportions (%v/v sugarcane vinasse/elephant grass juice) were tested: A - 25/75, B - 50/50, C - 75/25, D - 100/0, E - 0/100. In Experiment II, the effect of adding alkalizer to the condition that showed the highest methane production (in Experiment I) was also evaluated. In the Experiment I, the highest accumulated production was observed for the proportion 1:1 corresponding to 50% of EGJ and 50% of vinasse (370.94 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub>). Experiment II showed the higher values of accumulated methane production of 1,364.1 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub>. Regarding addition of alkalizing, a maximum production of 836.18 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub> was obtained in the experimental condition with 50% EGJ and 50% vinasse, but with the lowest addition of alkalizer tested (0.05 g HCO<sub>3</sub>/gCOD). In general, the use of elephant grass caused the acidification of the reactors and was unfavorable for biogas production.*

**Keywords:** anaerobic co-digestion, methane, batch, methanogenic potential.

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

<sup>2</sup> Embrapa Tabuleiros Costeiros, Unidade de Execução de Pesquisa de Rio Largo/AL, Campus de Engenharias e Ciências Agrárias, Universidade Federal de Alagoas, Rio Largo/AL, Brasil.

\* *Autor correspondente:* Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas. Av. Lourival Melo Mota, s/n, Cidade Universitária, Maceió, Alagoas. CEP 57072-900. Brasil. Email: [eduardo.lucena@ctec.ufal.br](mailto:eduardo.lucena@ctec.ufal.br)

## Introduction

In the face of a constant increase in global energy demand, different types of residues have been widely studied as a potential source of supplementary energy to substitute fossil fuels. In this way, biological reactors that use agro-industrial waste, such as vinasse, stand out as prominent technologies to generate renewable biofuels (Damrongsak *et al.* 2017, Gao *et al.* 2019).

Vinasse is a subproduct of alcohol processing. Because its high content in nutrients and organic carbon, vinasse is usually used as a fertilizer in sugarcane crops, being the basic economically viable reuse process. However, it is one of the most polluting residues generated in ethanol production, mainly because of its composition with high organic load and acidity. Therefore, the use of vinasse for fertilization is harmful to the soil and water resources, causing problems such as percolation and leaching, possible pollution of groundwater, and emission of greenhouse gases. Besides the environmental impacts, the use for fertilization wastes the potential of vinasse for other applications, such as the generation of biogas (Moraes *et al.* 2015).

The incentives of the Brazilian National Biofuels Policy – RENOVABIO (Law 13,576 of December 26, 2017) tend to encourage the expansion of sugarcane ethanol production in the coming years. Consequently, the production of sugarcane vinasse will also increase since each liter of ethanol produces about 12 liters of this industrial effluent. Thus, a suitable alternative to treat vinasse and deal with the large volumes of this subproduct is the use of anaerobic bioreactors to produce biogas (Mauad *et al.* 2017).

The biogas production in anaerobic digestion utilizes predominantly substrates derived from agro-industrial waste, animal manure, or organic urban solid residues. Studies reported that the process is more efficient when it uses more than one substrate (Scarlat *et al.* 2018, Siddique and Wahid 2018). Advantages of anaerobic co-digestion, which combine the treatment of different feedstocks wastes, include the improvement of process stabilization, nutrient balance, and synergetic effects of microorganisms (Hagos *et al.* 2017).

Pinto *et al.* (2018) evaluated the co-digestion of coffee residues and sugarcane vinasse. They obtained high volumetric proportions of biomethane and biohydrogen, achieving a biogas with a maximum volumetric methane content of 44% and maximum methane yields of 0.14 mlCH<sub>4</sub>/gVS<sub>added</sub>. Lovato *et al.* (2019) used an AnSBBR (anaerobic sequencing batch biofilm reactor) to realize the co-digestion of vinasse and cheese whey. The authors stated that increasing vinasse concentration in the influent was unfavorable to methane molar productivity and yield. Borges *et al.* (2021) analyzed the methane production from co-digestion of sugarcane vinasse and distilled glycerol. They found the highest yield of 352 ± 17 NmLCH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup>COD<sub>rem</sub> in a vinasse-to-glycerol proportion of 50:50(%) on a COD basis and stated that adding glycerol to vinasse enhanced methane yield and biogas production rate.

The cited research reinforces the benefits of anaerobic co-digestion of vinasse with another substrate to produce biogas. An interesting material to employ in this process along with the vinasse is the elephant grass (*Pennisetum purpureum* synonym *Cenchrus purpureus*), a semi-perennial grass with prominent productive potential in tropical and subtropical areas. That species has a rapid growth and a high photosynthetic efficiency that result in a substantial amount of dry matter accumulation, which often exceeds 40 tons/ha, with excellent energy quality attributes (Marafon *et al.* 2020).

Elephant grass is a lignocellulosic biomass that has emerged as a promising energy raw material, applied in various energy conversion methods, including biological processes to produce biofuels and value-added co-products. However, the major problem in the handling forage materials such as elephant grass is the high cost, mainly due to its low apparent density, which demands large volumes for its transport and storage. In this sense, extracting juice from elephant grass can significantly increase the energy density of its bagasse, enabling the transport of this material, besides producing juice abundant in nutrients applicable to be used in industry.

Extracting juice from the elephant grass is similar to extracting sugarcane juice, producing bagasse with much-reduced moisture compared to fresh material. This process maintains the continuous supply and quality of the biomass since dehydration reduces the risks of fermentation and decomposition.

The use of elephant grass juice as a substrate for co-digestion can be advantageous given the high biomass productivity and locational feasibility, with wide distribution and good adaptation throughout the Brazilian territory. This characteristic makes it an excellent alternative for expanding the potential for producing biogas together with sugarcane vinasse (Favare *et al.*, 2019).

The sugar-energy industrial plants operate around 200 days a year with a break between harvests when the thermoelectric energy cogeneration process that uses sugarcane bagasse for direct combustion in boilers is interrupted. However, the alternative supplement with dried elephant grass could increase the energy efficiency of direct combustion in the sugarcane industry. In addition, there is the possibility of using elephant grass juice as a co-substrate in anaerobic vinasse digestion processes for biogas production.

Through the production of biogas, sugarcane plants can obtain financial returns and contribute to improving the sustainability of the environment. While the biogas produced can be used in boilers (complementary to sugarcane bagasse) or in stationary engines to generate electricity, biomethane can be used as biofuel to supply the fleet of trucks and tractors to replace diesel oil.

In this context, this work investigated the potential for biogas production using different proportions of vinasse and elephant grass juice in the anaerobic co-digestion process, analyzing the effect of dilution of substrates and the addition of an alkalizing. The novelty of this study is in the use of elephant grass juice as a component of the method to improve biogas obtaining.

### Methodology

The anaerobic co-digestion was realized in laboratory scale using batch reactors fed with two substrates: sugarcane vinasse (SV) and elephant grass juice (EGJ).

The elephant grass juice was obtained in the Madeira clone (BAGCE 145), from the Elephant Grass Active Germplasm Bank of *Embrapa Gado de Leite*, in an experimental area installed at the Campus of Engineering and Agricultural Sciences (CECA) of the Federal University of Alagoas (UFAL), Rio Largo/Alagoas. The EGJ presented a COD of 8,534.21 mg/L, initial pH of 4.3, total volatile solids (TVS) of 21,400 mg/L and yield of 1 liter of juice for every 5.44 kg of stalks pressed in the mill.

Sugarcane vinasse was collected at an industrial plant located in the municipality of Marechal Deodoro-AL, Brazil, with a COD of 31,955.34 mg/L, pH baseline of 3.76 and TVS of 7,400 mg/L. Both EGJ and SV were frozen until the time of the tests.

The inoculum used was sludge obtained from a UASB reactor from the treatment of sanitary sewage in a residential condominium located in Maceió-AL, Brazil, with TVS of 24,920 mg/L. The material was used *in natura*, without previous treatment.

Physical-chemical analyses were conducted for characterization of the substrates and the inoculum (Table 1).

**Table 1.** Physical-chemical analysis.

Analysis	Equipment or method	Frequency	Reference
pH, COD, Solids, Alkalinity	Standard methods for the examination of water and wastewater	Initial and final	(APHA 2017)
Total carbohydrate	Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances	Initial and final	(DuBois <i>et al.</i> 1956)
Biogas composition	GC-2010, Shimadzu, Japan <sup>b</sup>	5 times/week	(Maintinguer <i>et al.</i> 2008)

The experimental conditions were divided into two distinct and subsequent phases. Experiment I consisted of using SV and EGJ in different proportions of the mixture. Experiment II evaluated the addition of Sodium Bicarbonate ( $\text{NaHCO}_3$ ) (in different concentrations) and the dilution of the substrates with water, considering the best biogas production performance of Experiment I. All procedures performed for the start-up, operation and conclusion of the experiments were standardized for both series of experiments.

### Experiment I

Experiment I used batch biodigesters of glass flasks with 106 mL of total volume, 60 mL of reactional volume (with 10% - 6 mL - for the inoculum), and 46 mL of headspace (gaseous volume).

The pH adjustment was carried out to values around 7.5 using a 0.1 N NaOH solution. Argon gas was fluxed in the flasks containing the mixture for one minute to create an anaerobic condition. The flasks were then sealed and placed in the shaker chamber, with a rotation of about 100 rpm and a controlled temperature of 30 °C.

The study employed 16 digesters distributed as follows: Triplicates of the mixture with different proportions (A, B, C, D and E – 15 units) and one Control containing only inoculum (F). The mixture of EGJ and SV in different volumes is presented in Table 2.

**Table 2.** Proportion of elephant grass juice (EGJ) and sugarcane vinasse (SV) in percentage (V/J) for each test in Experiment I

Reactor	Proportion (V/J)*	Useful volume (mL)	Reactional volume (mL)	SV (mL)	EGJ (mL)	Inoculum (mL)	Replicas
A	25/75	106	60	13.5	40.5	6	3
B	50/50	106	60	27	27	6	3
C	75/25	106	60	40.5	13.5	6	3
D	100/0	106	60	54	0	6	3
E	0/100	106	60	0	54	6	3
F	Control	106	60	0	0	6	1

\*Based on volume/volume ratio (v/v)

### Experiment II

Experiment II was defined from the reactor with the best biogas production obtained in Experiment I. This phase analyzed the effect of dilution using water and the addition of alkalinizing agent.

The tests employed batch reactors using glass flasks with useful volume of 106 mL, reactional volume of 40 mL (with 10% - 4 mL - for the inoculum) and headspace volume of 66 mL.

In this phase, 13 digesters were used, distributed as follows: Duplicates of the mixture with different proportions of SV, EGJ and water (experimental conditions 1, 2, 3, 4, 5, 6 – 12 units) and one Control containing only inoculum (7) (Table 3).

**Table 3.** Proportion of vinasse, juice, and water in percentage (V/J/W) for each test in Experiment II.

Reactor	Proportion (V/J/W) % - (Experimental condition)	Sodium bicarbonate (gHCO <sub>3</sub> /gCOD)	Reactional volume (mL)	SV (mL)	EGJ (mL)	Water (mL)	Inoculum (mL)	Replicas
1	50/0/50	0	40	18	0	18	4	2
2	75/0/25	0	40	27	0	5	4	2
3	0/50/50	0	40	0	18	18	4	2
4	50/50/0	0.05	40	18	18	0	4	2
5	50/50/0	0.10	40	18	18	0	4	2
6	50/50/0	0.25	40	18	18	0	4	2
7	Control	0	40	0	0	36	4	1

Experimental conditions 1, 2 and 3 were designed to evaluate the contribution of each substrate to methane production. Conditions 4, 5 and 6 included the addition of sodium bicarbonate to the mixture to evaluate the effect of biogas production in the face of the addition of alkalizing agent.

Monitoring started 24 hours after the startup of the biodigesters. Gas collection occurred by removing 0.1mL of sample from the headspace (gas phase) in the reactors and manually injecting into the chromatograph. Chromatography was performed once a day for the first 7 days. After this period, the biogas production rate and the stabilization of the reactors were analyzed and, as there was a lower production rate for the initial period (24 h), the analysis interval was spaced for a maximum of 48 h. The chromatographic method for the determination of methane production and biogas composition was performed using a gas chromatograph, Shimadzu GC-2010-Plus, equipped with a thermal conductivity detector, according to the methodology developed by Maintinguer *et al.* (2008). A Supelco Carboxen 1010 Plot column (30 m long and 0.53 mm internal diameter) was used.

At the end of the experiments, the final characterization was carried out by means of the analyzes that consist in the determination of the results of the physical-chemical evaluation (Table 1).

The accumulated volume of methane in the headspace in mmol of each reactor was converted into mL-CH<sub>4</sub> through the General Gas Equation. For the triplicates of reactors used, the standard deviation ( $\sigma$ ) and the coefficient of variation (CV) were used for the composition of the means.

For the presentation of data related to methane production, it was applied to the Gompertz sigmoid. The sigmoid was numerically derived, with the help of the same software, to determine the maximum methane production rates in each reactor (experimental condition) and maximum methane production rate.

## Results

### Experiment I

Table 4 presents the initial characterization of the compositions before the pH adjustment. Reactors fed with greater proportions of vinasse (D and C) had elevated COD concentrations, and those containing more EGJ presented less COD (A and E). Similarly, as more vinasse is added to the mixture, the lower the pH.

Reactor E, having only EGJ and inoculum in the mixture, presented higher total solids (TS = 24046.00 mg/L) and total volatile solids (TVS = 21521.00 mg/L), while reactor D (vinasse + inoculum), had the lower number of solids (TS = 9004.00 mg/L; TVS= 8276.00 mg/L).

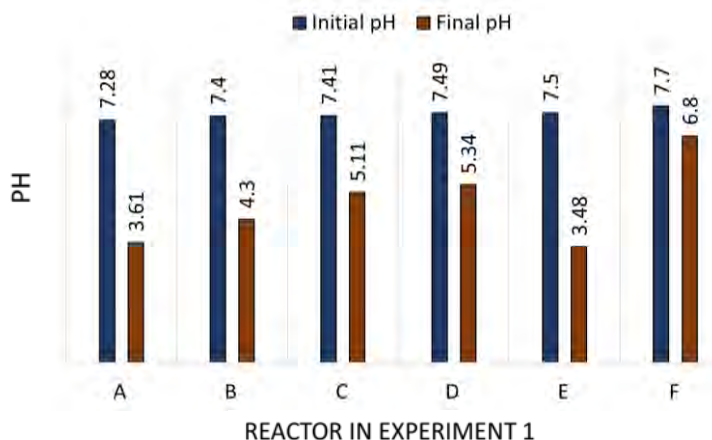
**Table 4.** Initial physical-chemical results of the fractions used in the experiment I.

Parameter	A (25/75)	B (50/50)	C (75/25)	D (100/0)	E (0/100)
pH	4.80	4.35	4.07	3.75	6.22
COD (mg/L)	14375.63	20316.98	26258.33	30601.91	8024.78
Total solids (mg/L)	19900.00	15800.00	11700.00	9004.00	24046.00
Total volatile solids (mg/L)	17900.00	14400.00	10900.00	8276.00	21521.00
Total fixed solids (mg/L)	2000.00	1400.00	800.00	728.00	2525.00

Figure 1 shows the variations of pH for the Experiment 1. Reactor E had the lowest final pH of 3.48, followed by reactor A (V/J = 25/75), with final pH of 3.61. These reactors contained the higher proportion of elephant grass juice. Reactors C and D, with higher amount of vinasse, presented maximum final pH of 5.11 and 5.34, respectively.

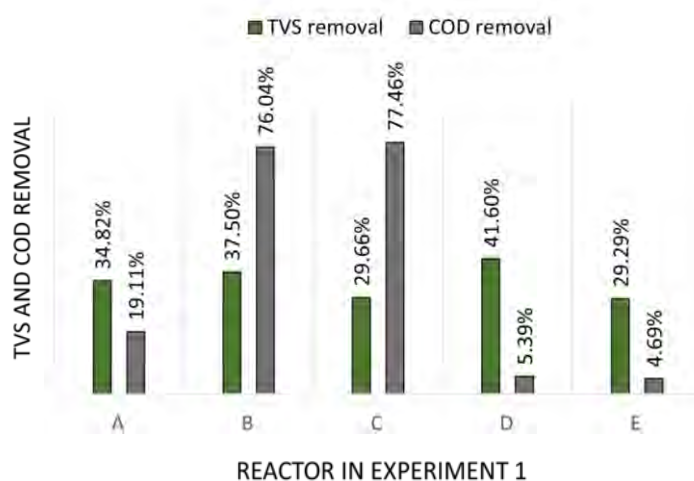
All conditions that operated with a higher concentration of elephant grass juice showed a greater pH decay. This fact may represent the expressive behavior of EGJ in the acidification of the reactors. Reduction in pH can be associated with accumulation of volatile acids in the system which tends to be unsuitable for methane production. In general, methanogenic microorganisms' activity is favored at neutral pH of about 7.0 (Kiani Deh Kiani *et al.* 2022).





**Figure 1.** Variation of pH in the reactors of the Experiment 1.

Figure 2 presents total volatile solids removal and COD removal observed in Experiment 1. Minimum TVS removal occurred in reactors E (29.29%) and C (29.66%), while reactor D presented the highest value of 41.60%. The results were smaller than that found by Carvalho *et al.* (2016). The authors realized the anaerobic co-digestion of sewage sludge and elephant grass hydrolysate, achieving TVS reductions of 48, 59 and 65%.



**Figure 2.** Variation of TVS and COD removal in the reactors of the Experiment 1.

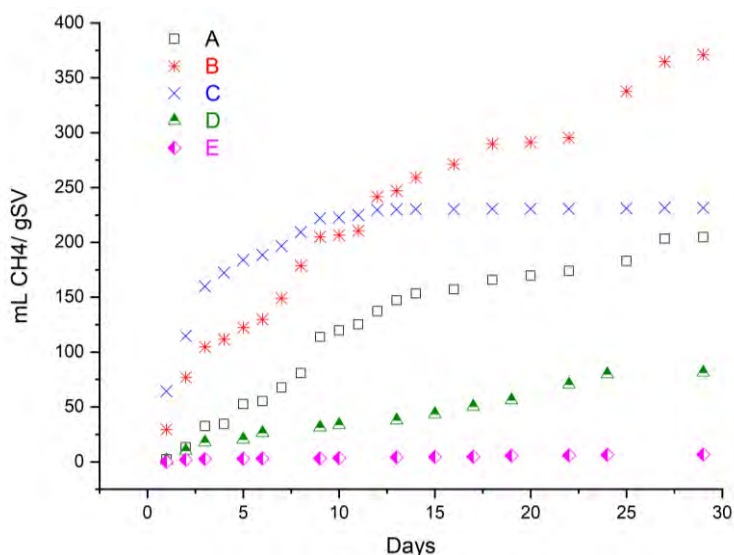
The lowest COD removal occurred in reactor E (4.69%). Reactors B and C presented the maximum COD removal of 76.04 and 77.46%, respectively. Reactor A also achieved a small COD removal of

19.11%. The reactors with higher amounts of elephant grass juice probably were adverse for TVS and COD removal. However, the low COD decrease in reactor D (5.39%), containing only vinasse and inoculum, may have occurred due to the high load of organic matter since elevated substrate concentrations can cause kinetic limitations that inhibit the capacity of microorganisms to consume carbohydrates (Gois *et al.* 2021).

Figure 3 presents the behavior of the accumulated methane production (the adjustment coefficients for the Gompertz model were higher than 0.99). Reactors D and E, containing only one of the substrates and inoculum, obtained low biogas production. It indicates the combination of substrates in co-digestion proved to be more effective. There was a correlation between COD removal and methane production. The conditions with the lowest accumulated methane production value, D and E, also presented the lowest COD consumption of 5.39% and 4.69% respectively.

The experimental conditions with the best performances in the accumulated production of biogas (B and C) showed the highest COD removal efficiencies of 76.04% and 77.46%, respectively. Experimental condition B presented the highest accumulated methane production, reaching 370.94 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub>, followed by the experimental type C which produced 231.6 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub>. Reactors A, D and E achieved methane productions of 204.96, 81.30 and 6.65 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub>.

The maximum production rates were: Reactor A = 14.57 mLCH<sub>4</sub>/day; Reactor B = 14.12 mLCH<sub>4</sub>/day; Reactor C = 26.25 mLCH<sub>4</sub>/day; Reactor D = 1.55 mLCH<sub>4</sub>/day; Reactor E = 0.065 mLCH<sub>4</sub>/day.



**Figure 3.** Accumulated methane production adjusted to the Gompertz (Experiment I). % V/C: A (25/75), B (50/50), C (75/25), D (0/100), E (100/0).

### Experiment II

The maximum methane production occurred in reactor B. Therefore, Experiment II was conducted considering its condition. A new characterization was carried out encompassing the parameters presented in Table 5.

**Table 5.** Physicochemical characteristics of the substrates (Experiment II).%V/C/A (alkalizer): 50/0/50, 75/0/25, 0/50/50, 50/50/0 (0,05), 50/50/0 (0,11), 50/50/0 (0,25).

Parameter	Unity	Vinasse	Elephant grass juice
COD	mg/L	68053.1	81175.41
Total solids	mg/L	16744	86168
Total volatile solids	mg/L	12316	53668
Total fixed solids	mg/L	4428	14500

Reactors 1, 2 and 3 were used to analyze the effect of dilution using water in proportions of V/W = 50/50, V/W = 75/25 and J/W = 50/50, respectively (Table 3).

Reactors 4, 5 and 6 were employed to verify the effect of addition of alkalizing, considering the condition B of Experiment 1. Thus, the mixture was composed of 50% SV and 50% EGJ with concentrations of sodium bicarbonate of 0.05 (reactor 4), 0.10 (reactor 5) and 0.25 gHCO<sub>3</sub>/gCOD (reactor 6).

Figure 4 displays initial and final pH for the reactors in Experiment II. Minimum final pH occurred in reactor 3 (EGJ + water + inoculum), reinforcing that elephant grass juice tends to acidify the system. Reactor 1 (SV 50% + water 50% + inoculum) and reactor 2 (SV 70% + water 20% + inoculum) presented higher final pH of 5.82 and 5.61, respectively. Reactors without EGJ achieved better results for final pH.

Reactors 4, 5 and 6 (containing the mixture of SV, EGJ and sodium bicarbonate) had final pH of 5.37, 5.32 and 5.06, respectively. These values were higher than that found for reactor B in Experiment I of 4.3. It indicates that the addition of an alkalizing diminished the acidification.

Figure 5 shows percentages of TVS and COD removal. Maximum TVS removal occurred in reactors 1 (31.99%) and 3 (33.43%), and minimum values were found in reactors 2 (15.45%) and 5 (17.55%). Percentages of COD removal were close, in the range of 50.07-55.44%, with a small standard deviation of 0.021.

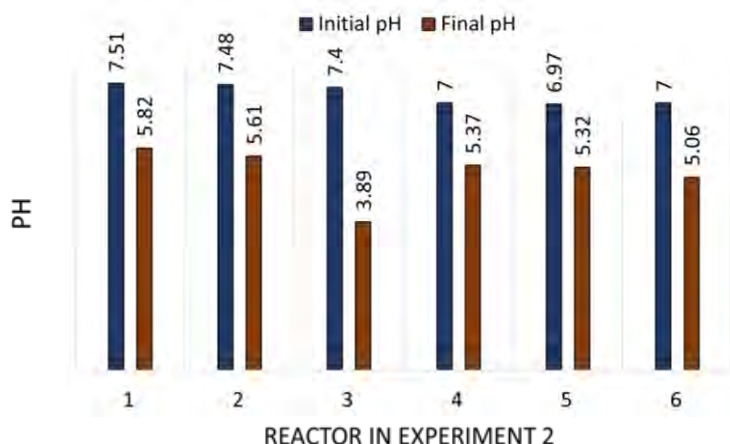


Figure 4. Variation of pH in Experiment II.

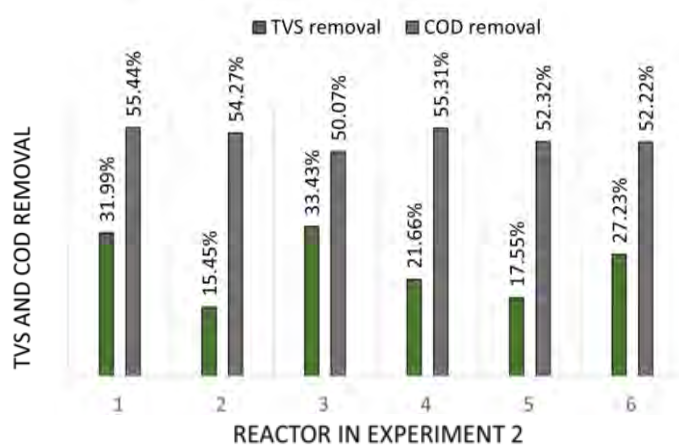
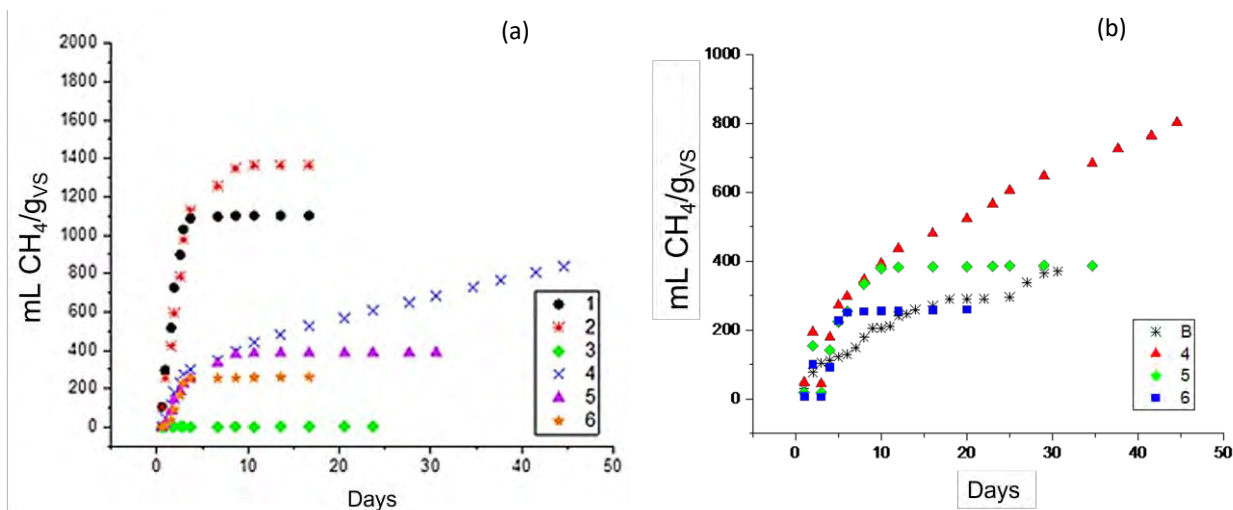


Figure 5. Variation of TVS and COD removal in Experiment II.

Figure 6 displays the accumulated methane production (the adjustment coefficients for the Gompertz model were higher than 0.99). Experimental conditions 1 and 2 showed an increasing accumulated methane production of during about 10 days, ending with condition 2 showing the highest accumulated production of methane of 1,364.1 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub>, followed by reactor 1 (1,100.1 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub>). The accumulated production in Experiment I, using vinasse with 100% of the reaction volume (D), presented a value of 81.30 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub>.

The addition of an alkalizing favored the biogas production Figure 2(b). However, the higher amount of methane was obtained at lower sodium bicarbonate concentration of 0.05 gHCO<sub>3</sub>/gCOD, in reactor 4, which achieved 836.18 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub>.



**Figure 6.** (a) Comparison of accumulated methane production under experimental conditions in Experiment II. (b) Comparison of accumulated production under experimental conditions with 50% vinasse and 50% elephant grass broth, from assays I and II, with and without addition of sodium bicarbonate. %V/C/A (alkalizer): 1 (50/0/50), 2 (75/0/25), 3 (0/50/50), 4 (50/50/0 - 0.05), 5 (50/50/0 - 0.11), 6 (50/50/0 - 0.25) e %V/C: B (50/50).

The maximum production rates were: Reactor 1 = 158.30 mLCH<sub>4</sub>/day; Reactor 2 = 160.02 mLCH<sub>4</sub>/day; Reactor 3 = 0.22 mLCH<sub>4</sub>/day; Reactor 4 = 30.21 mLCH<sub>4</sub>/day; Reactor 5 = 126.01 mLCH<sub>4</sub>/day; Reactor 6 = 210.00 mLCH<sub>4</sub>/day.

In general, the use of EGJ was adverse for anaerobic digestion. The results presented by Haryanto *et al.* (2018) can corroborate this statement. In the co-digestion of cow dung and elephant grass, the authors achieved the best results of methane production for the reactor without elephant grass (422.58 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub>). Reactors containing the mixture and diluted with water presented lower methane production of 7.35, 16.75 and 111.72 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub>.

## Conclusion

Anaerobic co-digestion, using vinasse and elephant grass juice as substrates, operated under mesophilic conditions, proved to be efficient.

In Experiment I, reactor with higher proportions of elephant grass juice (A and E) presented lower final pH, indicating that this substrate may be related to the accumulation of acids. Reactor B (V/J = 50/50) and C (V/J = 75/25) had the highest accumulated methane production of 370.94 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub> and 231.6 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub>, respectively. They also presented the best COD removal of 76.04% (reactor B) and 77.04% (reactor C).

In Experiment II, reactors 1 (SV 50% + water 50%) and 2 (SV 70% + water 20%) achieved the higher final pH (5.82 and 5.61), maximum COD removal (55.44 and 54.27%) and the greater accumulated methane production of 1,100.1 and 1,364.1 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>VS</sub>, respectively.

The addition of sodium bicarbonate (reactors 4, 5 and 6) was favorable to methane production in comparison with the condition B in the Experiment I, which contained the same substrate concentrations. However, the best result was obtained for the lower alkalizing concentration of 0.05 gHCO<sub>3</sub>/gCOD in reactor 4.

The experiments conducted in this work showed that the use of elephant grass juice in the anaerobic co-digestion with vinasse was adverse for biogas production. The best results were achieved when this substrate was used in the minor concentrations or even in its absence.

## References

- APHA (2017) *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 23rd ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2nd kiln 103012.
- Borges, A. do V., Fuess, L.T., Alves, I., Takeda, P.Y., Damianovic, M.H.R.Z. (2021) Co-digesting sugarcane vinasse and distilled glycerol to enhance bioenergy generation in biofuel-producing plants. *Energy Conversion and Management*, **250**, 114897.
- Carvalho, A.R., Fragoso, R., Gominho, J., Saraiva, A., Costa, R., Duarte, E. (2016) Water-energy nexus: Anaerobic co-digestion with elephant grass hydrolyzate. *Journal of Environmental Management*, **181**, 48–53.
- Damrongsak, D., Chaichana, C., Wongsapai, W. (2017) Small-Scale Biogas Plant from Swine Farm in Northern Thailand. In: *Energy Procedia*. Elsevier, 165–169.
- DuBois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, P.A., Smith, F. (1956) Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. *Analytical Chemistry*, **28**(3), 350–356.
- Favare, H.G. De, Abreu, J.G. De, Barros, L.V. de, Silva, F.G. Da, Ferreira, L.M.M., Barelli, M.A.A., Neto, I.M. da S., Cabral, C.E.A., Peixoto, W.M., Campos, F.I. da S., Ledo, F.J. da S., Silva, V.Q.R. Da, Herrera, L.D.S. (2019) Effect of Elephant Grass Genotypes to Bioenergy Production. *Journal of Experimental Agriculture International*, **38** (April), 1–11.
- Gao, M., Wang, D., Wang, H., Wang, X., Feng, Y., 2019. Biogas potential, utilization and countermeasures in agricultural provinces: A case study of biogas development in Henan Province, China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 99 (May 2018), 191–200.
- Gois, G.N.S.B., Macêdo, W. V., Peiter, F.S., Chaves, T.C., Sales, V.C.R., Barbosa, P.A.M.A., Abud, A.K.S., Amorim, E.L.C. (2021) Evaluation of biohydrogen production from sugarcane vinasse in an anaerobic fluidized bed reactor without pH control. *Latin American Applied Research - An international journal*, **51**(1), 63–69.
- Hagos, K., Zong, J., Li, D., Liu, C., Lu, X. (2017) Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **76**, 1485–1496.
- Haryanto, A., Hasanudin, U., Afrian, C., Zulkarnaen, I., 2018. Biogas production from anaerobic codigestion of cowdung and elephant grass (*Pennisetum Purpureum*) using batch digester. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, **141**(1).
- Huang, C., Xiong, L., Guo, H.J., Li, H.L., Wang, C., Chen, X.F., Zhao, C., Chen, X. De (2019) Anaerobic digestion of elephant grass hydrolysate: Biogas production, substrate metabolism and outlet effluent treatment. *Bioresource Technology*, **283**(2), 191–197.

- Kiani Deh Kiani, M., Parsaee, M., Safieddin Ardebili, S.M., Reyes, I.P., Fuess, L.T., Karimi, K. (2022) Different bioreactor configurations for biogas production from sugarcane vinasse: A comprehensive review. *Biomass and Bioenergy*, **161**, 106446.
- Lovato, G., Albanez, R., Triveloni, M., Ratusznei, S.M., Rodrigues, J.A.D. (2019) Methane Production by Co-Digesting Vinasse and Whey in an AnSBBR: Effect of Mixture Ratio and Feed Strategy. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **187**(1), 28–46.
- Maintinguer, S.I., Fernandes, B.S., Duarte, I.C.S.S., Saavedra, N.K., Adorno, M.A.T., Varesche, M.B. (2008). Fermentative hydrogen production by microbial consortium. *International Journal of Hydrogen Energy*, **33**(16), 4309–4317.
- Marafon, A.C., Machado, J.C., Amorim, E.L.C., Salomon, K.R., Santos, J.P., Rocha e Silva, O.E. (2020) Elephant grass as a feedstock for bioenergy production. *Biorefinery Sustainable Solutions*, **2**(2).
- Mauad, F.F., Ferreira, L. da C., Trindade, T.C.G. (2017) *Energia renovável no Brasil: análise das principais fontes energéticas renováveis brasileiras*.
- Moraes, B.S., Zaiat, M., Bonomi, A. (2015) Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **44**, 888–903.
- Olugbemide, A., 2012. Anaerobic Co-digestion of Fresh Maize Leaves with Elephant Grass OLUGBEMIDE, AD, IMASUEN, AO 2, OLEGHE, PO 3 AND EFOSA, JO 3. *J. Appl. Sci. Environ. Manage*, **16**(1), 155–157.
- Pinto, M.P.M., Mudhoo, A., de Alencar Neves, T., Berni, M.D., Forster-Carneiro, T. (2018) Co-digestion of coffee residues and sugarcane vinasse for biohythane generation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **6**(1), 146–155.
- Scarlat, N., Dallemand, J.F., Fahl, F. (2018) Biogas: Developments and perspectives in Europe. *Renewable Energy*, **129**, 457–472.
- Siddique, M.N.I. Wahid, Z.A. (2018) Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *Journal of Cleaner Production*, **194**, 359–371.
- Summoogum-utchanah, S.L. Poorneema, D. (2015) An Investigation on the Potential of Biogas Production from Elephant Grass and Guinea Grass. *American International Journal of Research in Science, Technology, Engineering & Mathematics*, **9**(2), 194–197.
- Wilawan, W., Pholchan, P., Aggarangsi, P. (2014) Biogas production from co-digestion of Pennisetum purpurem cv. Pakchong 1 grass and layer chicken manure using completely stirred tank. *Energy Procedia*, **52**, 216–222.

# REVISTA AIDIS

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

## ABORDAGEM SISTEMÁTICA PARA IDENTIFICAÇÃO DE LACUNAS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS PELOS PROCESSOS FENTON E FOTO-FENTON HETEROGÊNEOS

\* Amanda Gondim Cabral Quirino <sup>1</sup>  
Elisângela Maria Rodrigues Rocha <sup>1</sup>  
Arthur Marinho Cahino <sup>1</sup>

## SYSTEMATIC APPROACH FOR GAPS IDENTIFICATION IN TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE BY HETEROGENEOUS FENTON AND PHOTO-FENTON PROCESSES

Recibido el 28 de febrero de 2022. Aceptado el 27 de mayo de 2022

### Abstract

*The study aimed to determine the state of the art regarding the application of heterogeneous Fenton and photo-Fenton processes in the treatment of landfill leachate. For this, the ProKnow-C (Knowledge Development Process - Constructivist) method was used to guide the selection of a bibliographic portfolio (BP) about the topic and to perform the bibliometric and systematic analyzes of the BP, considering the publications in the period of 2015 to 2020. After the systematic filtering stages of articles, the final BP was constituted by 8 articles. Through bibliometric analyzes, it was found that the country and the year with the largest number of publications were India and 2018. The systematic analysis of the articles was developed based on three lenses and the gaps identified were related to: i) the lack of studies that contemplated simultaneous variations of the interfering variables (pH, hydrogen peroxide and catalyst dosages) in the process; ii) the need to investigate further the changes in the Dissolved Organic Matter (DOM) of the leachate after the application of the processes, as well as the removal of emerging contaminants; and iii) the need for studies related to the separation capacity between the catalysts and the treated leachate, in the reactive reusability cycles, at different scales of investigation.*

**Keywords:** catalysts, COD, heterogeneous photocatalysis, iron, ProKnow-C.

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

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



## Resumo

O estudo teve por objetivo determinar o estado da arte a respeito da aplicação dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Para isso, foi utilizado o método *ProKnow-C* (*Knowledge Development Process – Constructivist*) para nortear a seleção de um portfólio bibliográfico (PB) sobre o tema e para realizar as análises bibliométrica e sistêmica do PB, considerando-se as publicações no período de 2015 a 2020. Após as etapas sistematizadas de filtragens de artigos, o PB final constituiu-se por 8 artigos. Por meio de análises bibliométricas, verificou-se que o país e o ano com maior número de publicações foram a Índia e o ano de 2018. A análise sistêmica dos artigos foi desenvolvida norteadando-se em três lentes e as lacunas identificadas foram referentes: i) à carência de estudos que contemplassem variações simultâneas das variáveis interferentes (pH, dosagens de peróxido de hidrogênio e de catalisador) no processo; ii) à necessidade de se investigar mais profundamente as alterações na Matéria Orgânica Dissolvida (MOD) dos lixiviados após a aplicação dos processos, como também a remoção de contaminantes emergentes; e iii) à necessidade de estudos relacionados à capacidade de separação entre os catalisadores e os lixiviados tratados, nos ciclos reacionais de reusabilidade, em diferentes escalas de investigação.

**Palavras chave:** catalisadores, DQO, ferro, fotocatalise heterogênea, *ProKnow-C*.

## Introdução

Os lixiviados são efluentes gerados devido à disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários. Impactos negativos para o meio ambiente e para a saúde pública podem ocorrer se esses efluentes não forem tratados adequadamente (Baettker *et al.*, 2020), pois eles são constituídos por uma elevada concentração de matéria orgânica na forma de DQO (Demanda Química de Oxigênio), por compostos recalcitrantes como ácidos húmicos e fúlvicos (Costa *et al.*, 2019) e por uma ampla gama de contaminantes emergentes (Lu *et al.*, 2016; Masoner *et al.*, 2016; Sui *et al.*, 2017), sendo sua composição complexa, variável e fortemente influenciada por fatores como clima, geologia e idade do aterro sanitário (Costa *et al.*, 2019).

Uma das tecnologias disponíveis para o tratamento dos lixiviados de aterros sanitários são os Processos Oxidativos Avançados (POAs) que possuem a habilidade de gerar concentrações elevadas de radicais livres, dentre eles, o radical hidroxila ( $\bullet\text{OH}$ ), que é um oxidante forte capaz de efetuar a oxidação da maioria dos compostos orgânicos, sem que haja a transferência de fase dessas substâncias (Metcalf e Eddy, 2016).

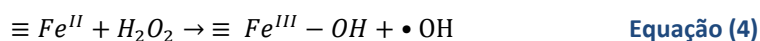
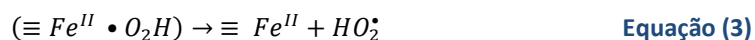
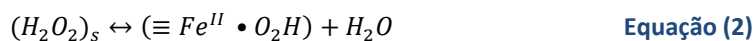
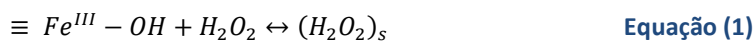
No contexto do tratamento de águas residuárias por POAs, diversas experiências apresentaram resultados exitosos, a exemplo da investigação conduzida por Muraro *et al.* (2020), na qual foi observada uma degradação de 94.1% do corante orgânico Rodamina B por fotocatalise heterogênea empregando-se de forma suspensa o nanocatalisador óxido de ferro de forma híbrida com nanopartículas de prata (AgNPs-Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>), sob radiação ultravioleta. Considerando-se, ainda, a degradação do corante Rodamina B por fotocatalise heterogênea, Moreno *et al.* (2021)

verificaram que dentre os diferentes catalisadores suportados a base de sílica investigados, o  $SrCl_5Ti$  apresentou melhor desempenho fotocatalítico, com elevados fatores de eficiência (mg de Rodamina B degradado / mg de catalisador), iguais a 0.020 e a 0.0132, sob radiação ultravioleta e visível, respectivamente.

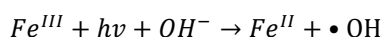
Dentre os inúmeros POAs, o processo Fenton homogêneo tradicional é uma poderosa fonte de geração de radicais  $\bullet OH$  por meio de  $Fe^{2+}/Fe^{3+}$  na presença de  $H_2O_2$ . Contudo, as maiores desvantagens do processo Fenton homogêneo são a faixa de trabalho de pH muito restrita e a grande geração de lodo rico em ferro. Para serem superadas essas limitações, o processo Fenton heterogêneo, que utiliza catalisadores sólidos, tem sido estudado e amplamente utilizado como um método alternativo de POA (Pham *et al.*, 2018). Esse sistema pode ser catalisado por diferentes materiais à base de ferro, como o ferro de valência zero, minerais de ferro e materiais multimetálicos à base de ferro de forma suspensa ou suportada (He *et al.*, 2016).  $Fe_3O_4/Zr-B$  (Ma *et al.*, 2018),  $Cu@Fe_3O_4$  (Pham *et al.*, 2018),  $Fe_3O_4$  (Niveditha e Gandhimathi, 2020a; Taşçı *et al.*, 2021) e  $FeMoPO$  (Niveditha e Gandhimathi, 2020b) são alguns exemplos de catalisadores que vêm sendo utilizados em sistemas Fenton heterogêneos, enquanto  $Fe^0$  (Barndök *et al.*, 2016; Tejera *et al.*, 2019),  $Fe_2O_3$  (Changotra *et al.*, 2018),  $LaFeO_3/BiOI$  (Cao *et al.*, 2022) e  $FeNi-LDH/Ti_3C_2$  (Yang *et al.*, 2022) são exemplos de catalisadores aplicados em sistemas foto-Fenton heterogêneos.

No processo Fenton heterogêneo, o catalisador sólido reage com o  $H_2O_2$  e gera o radical  $\bullet OH$  sem produzir lodo ferroso, podendo o catalisador ser reutilizado várias vezes (Niveditha e Gandhimathi, 2020b). O processo Fenton heterogêneo fotoassistido é denominado de foto-Fenton heterogêneo (Barndök *et al.*, 2016).

O mecanismo do processo Fenton heterogêneo, ou seja, as reações químicas responsáveis pela decomposição catalítica de  $H_2O_2$  na superfície de um catalisador sólido à base de ferro, estão descritas nas Equações (1) a (4), segundo Thomas *et al.* (2021). No mecanismo, o símbolo  $\equiv Fe^{III}$  representa o ferro presente na superfície do catalisador. A interação entre  $H_2O_2$  e a superfície ( $\equiv Fe^{III} - OH$ ) forma o complexo  $(H_2O_2)_s$  (Equação (1)). Em seguida, um ligante para a transferência de carga do metal permite a formação de um complexo de transição ( $\equiv Fe^{II} \bullet O_2H$ ) (Equação (2)). Subsequentemente, o complexo se dissocia e forma o radical hidroperoxila (Equação (3)) e, logo após, o radical  $\bullet OH$  é gerado na presença de  $\equiv Fe^{II}$  e  $H_2O_2$  (Equação (4)).



Sob irradiação, a reação Fenton heterogênea é intensificada pela produção de  $Fe^{II}$  devido à redução do  $Fe^{III}$  para  $Fe^{II}$ , sendo o processo denominado de foto-Fenton heterogêneo (Equação (5)). No processo foto-Fenton heterogêneo, o radical  $\bullet OH$  também é gerado por meio da reação entre  $Fe^{II}$  e  $H_2O_2$ , na superfície do catalisador. Posteriormente, o  $\bullet OH$  reage com a matéria orgânica ocasionando a sua degradação (Thomas *et al.*, 2021).



Equação (5)

Considerando-se a viabilidade ambiental e econômica, a utilização de materiais de baixo custo e não perigosos revela-se cada vez mais importante para tornar o processo Fenton heterogêneo mais acessível como uma tecnologia de tratamento de águas residuárias (Ma *et al.*, 2018). Nesse âmbito, inserem-se as estratégias ecotecnológicas como a síntese verde para o desenvolvimento de catalisadores alternativos, que objetiva uma menor geração de impactos ambientais, sociais e econômicos (Silva e Santos, 2017; Muraro *et al.*, 2022).

Nessa seara, Silva *et al.* (2021) investigaram a utilização de um resíduo agroindustrial e de um resíduo de indústria petroquímica como materiais de suporte para fotocatalisadores à base de titânio e o seu potencial na degradação fotocatalítica de fenol, tendo sido verificada uma eficiência de degradação do poluente de 68.4% sob radiação ultravioleta-visível. Ainda no âmbito da utilização de materiais alternativos no tratamento de águas residuárias por POAs, Moreno *et al.* (2016) utilizaram um fotocatalisador suportado preparado com resíduo de indústria petroquímica e obtiveram uma eficiência de degradação de 66.8%, tendo o corante Rodamina B como molécula alvo, sob radiação ultravioleta. No tratamento de lixiviados de aterros sanitários, Hussain *et al.* (2021) utilizaram um resíduo de indústria siderúrgica como catalisador do processo Fenton heterogêneo e obtiveram uma degradação de 75% do COT (Carbono Orgânico Total).

Nesse sentido, o presente artigo realizou uma revisão acerca do estado da arte sobre a aplicação dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

Para isso, foi utilizado o *Proknow-C* (*Knowledge Development Process – Constructivist*) que envolve a seleção de um portfólio bibliográfico segundo etapas sistematizadas de filtragens de um banco de artigos bruto e as análises bibliométrica e sistêmica do portfólio bibliográfico final. O *ProKnow-C* foi desenvolvido pelo Laboratório de Metodologia Multicritério de Apoio à Decisão (LabMCDA), do Departamento de Engenharia de Produção e Sistemas da Universidade Federal de Santa Catarina – Brasil e envolve quatro macro etapas: a seleção de um portfólio bibliográfico, a análise bibliométrica, a análise sistêmica e a pergunta da pesquisa, onde o pesquisador é capaz de conhecer, finalmente, o estado da arte sobre o tema e identificar lacunas (Waiczysk e Ensslin, 2013). A metodologia *ProKnow-C* vem sendo utilizada em pesquisas de diferentes áreas do conhecimento, como por exemplo, as realizadas por Vilela (2012), Ensslin *et al.* (2013), Vieira *et al.* (2018) e Linhares *et al.* (2019).

Os objetivos do presente artigo foram: selecionar um portfólio bibliográfico sobre a aplicação dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários no período de 2015 a 2020, utilizando as bases de dados *Scopus*, *ScienceDirect* e *Web of Science* e realizar as análises bibliométrica e sistêmica desse portfólio por meio de lentes pré-definidas.

## Metodologia

A fim de ser selecionado um portfólio bibliográfico relevante e com reconhecimento científico sobre a aplicação dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários, foram realizadas buscas sistematizadas e filtrações de artigos segundo a metodologia *ProKnow-C – Knowledge Development Process – Constructivist*, que envolve a seleção do portfólio bibliográfico e as análises bibliométrica e sistêmica desse portfólio. A fim de proporcionar uma melhor compreensão do processo construtivo, a metodologia foi subdividida em três etapas.

### Seleção e filtração do banco de artigos bruto

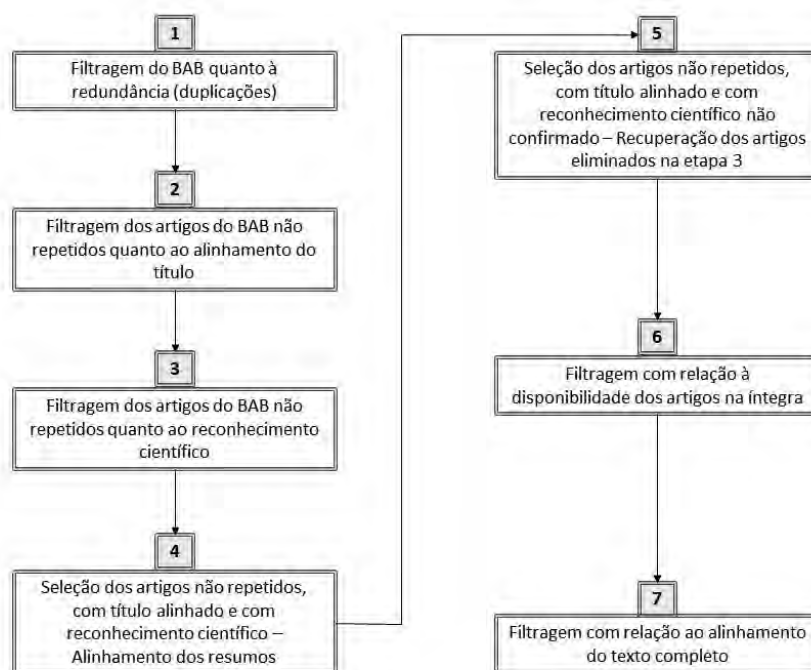
A seleção do banco de artigos bruto iniciou-se por meio da determinação dos eixos de pesquisa (eixo I: tipo de efluente, eixo II: tipo de POA aplicado) e das palavras-chave associadas a cada um (palavra chave do eixo I: *landfill leachate*, palavras-chave do eixo II: *heterogeneous Fenton*, *heterogeneous photo-Fenton*, *Fenton-like*), cujas combinações entre as palavras-chave dos dois eixos resultaram em três *strings* de busca: “*landfill leachate*” AND “*heterogeneous Fenton*”, “*landfill leachate*” AND “*heterogeneous photo-Fenton*” e “*landfill leachate*” AND “*Fenton-like*”. As bases de dados utilizadas nas buscas foram *Scopus*, *ScienceDirect* e *Web of Science*.

Considerou-se como critério de busca nas ferramentas das bases de dados, a procura por artigos que possuíssem as *strings* definidas em seus títulos, resumos ou palavras-chave, sendo o intervalo de tempo das publicações estipulado de 2015 a 2020. Para compor o banco de artigos bruto foram selecionados apenas documentos do tipo artigo escritos na língua inglesa.

Em todas as bases de dados, os resultados encontrados com as *strings* de busca foram exportados no formato RIS (*Research Information Systems*) para o gerenciador bibliográfico *EndNote Online*, da *Clarivate Analytics*, ambiente no qual as etapas de filtrações foram realizadas.

A fim de ser verificada a aderência das palavras-chave definidas, foram escolhidos dois artigos do banco de artigos bruto cujos títulos sugeriam adequação dos documentos com o tema de pesquisa. Foram observadas as palavras-chave utilizadas pelos autores dos artigos e observou-se aderência às utilizadas no presente estudo. Sendo assim, o banco de artigos bruto (BAB) foi considerado alinhado ao objetivo da pesquisa.

Após a seleção do BAB, iniciou-se o seu processo de filtragem seguindo-se sete etapas sistematizadas definidas na metodologia *ProKnow-C*, que envolveu filtros tanto com relação à redundância, onde foram identificados os artigos duplicados, quanto filtros relacionados ao alinhamento dos títulos, dos resumos e dos textos integrais dos artigos ao tema, como também filtragens relacionadas ao reconhecimento científico dos artigos, à disponibilidade dos documentos na íntegra e à recuperação de artigos eliminados por não terem reconhecimento científico confirmado. As sete etapas sistematizadas de filtragens aplicadas no presente estudo estão ilustradas na Figura 1. Ao término da sétima etapa, foi possível obter-se o portfólio bibliográfico final, objeto de estudo do presente trabalho.



**Figura 1.** Representação esquemática das etapas de filtragem do banco de artigos bruto (BAB) para a obtenção do portfólio bibliográfico final.

### Análise bibliométrica do portfólio bibliográfico e de suas referências

Conforme preconizado na metodologia *Proknow-C*, o portfólio bibliográfico final foi submetido à uma análise bibliométrica, assim como as referências dos artigos que compõem o portfólio. Nesta etapa da análise, foram considerados os seguintes aspectos: i) autores, ii) periódicos, iii) editoras, iv) palavras-chave, v) países de maior destaque do portfólio bibliográfico, vi) periódicos de maior destaque nas referências do portfólio bibliográfico.

### Análise sistemática do portfólio bibliográfico

A fim de ser verificado o estado da arte e as lacunas a respeito da aplicação dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários no período investigado, foi realizada uma análise sistêmica do conteúdo desses artigos, onde eles foram analisados segundo os mesmos critérios, por meio de lentes previamente estabelecidas. As lentes de análise que nortearam a investigação estiveram relacionadas às características intrínsecas dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos. Sendo assim, foram definidas três lentes de análise:

- 1) Quais são as variáveis de entrada e como estão sendo analisados os seus efeitos?
- 2) Quais as variáveis respostas adotadas para análise da eficiência do processo?
- 3) Os catalisadores utilizados possuem capacidade de reuso?

## **Resultados**

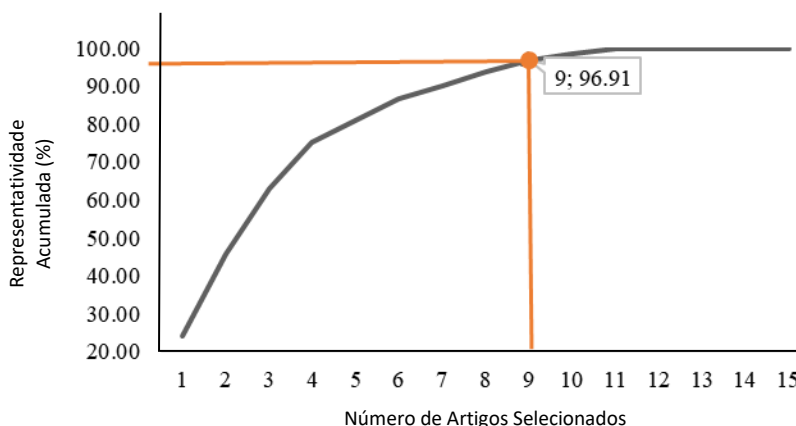
### Elaboração do portfólio bibliográfico

As buscas realizadas nas bases de dados *Scopus*, *ScienceDirect* e *Web of Science* segundo os critérios estabelecidos na metodologia resultaram em um banco de artigos bruto (BAB) constituído por 82 artigos, considerando-se todas as *strings* de busca e bases de dados. A fim de ser verificada a existência de artigos duplicados no BAB, procedeu-se a sua importação no gerenciador bibliográfico *EndNote Online*, onde foram detectados 36 artigos duplicados. Dessa forma, o BAB passou a ser constituído por 46 artigos.

Em seguida, foi realizada a leitura dos títulos dos 46 artigos para ser verificado o alinhamento dos mesmos quanto ao tema de pesquisa, que é a aplicação dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Assim, foram identificados 15 artigos alinhados ao tema para serem submetidos às próximas etapas.

A terceira etapa consistiu na filtragem dos 15 artigos do BAB não repetidos quanto ao reconhecimento científico. Para a realização dessa etapa, fez-se necessário a obtenção do número de citações de cada um dos 15 artigos por meio de dados coletados no *Google Acadêmico*. Observou-se que o número de citações variou de 47 a 0, obtendo-se um total de 194 citações. Assim, visando-se à determinação da representatividade acumulada dos artigos, construiu-se a curva ABC (Figura 2), onde definiu-se, subjetivamente, o percentual acumulado que os artigos mais citados apresentaram (Vilela, 2012). Na presente pesquisa, os artigos responsáveis por 96.91% do total de citações dos 15 artigos do BAB não repetidos e alinhados quanto ao título, ou seja, os artigos com até 6 citações, foram selecionados obtendo-se no final desta etapa 9 artigos.

A opção por 96.91% como fator de representatividade decorreu do número de artigos resultantes, pois percentuais abaixo desse valor resultariam em um baixo número de artigos para o próximo filtro.



**Figura 2.** Curva ABC: filtro do banco de artigos quanto ao reconhecimento científico.

Essa etapa resultou, portanto, em um banco de artigos bruto com 9 artigos mais citados e outro com 6 artigos cuja relevância científica ainda deveria ser verificada, sendo necessário fazê-lo porque, segundo Vilela (2012), artigos muito recentes ainda não possuem um número de citações que seja representativo para enquadrá-los no grupo dos mais citados. O banco de dados excluído na etapa 3, constituído por 6 artigos, foi denominado de banco de artigos com relevância científica não comprovada.

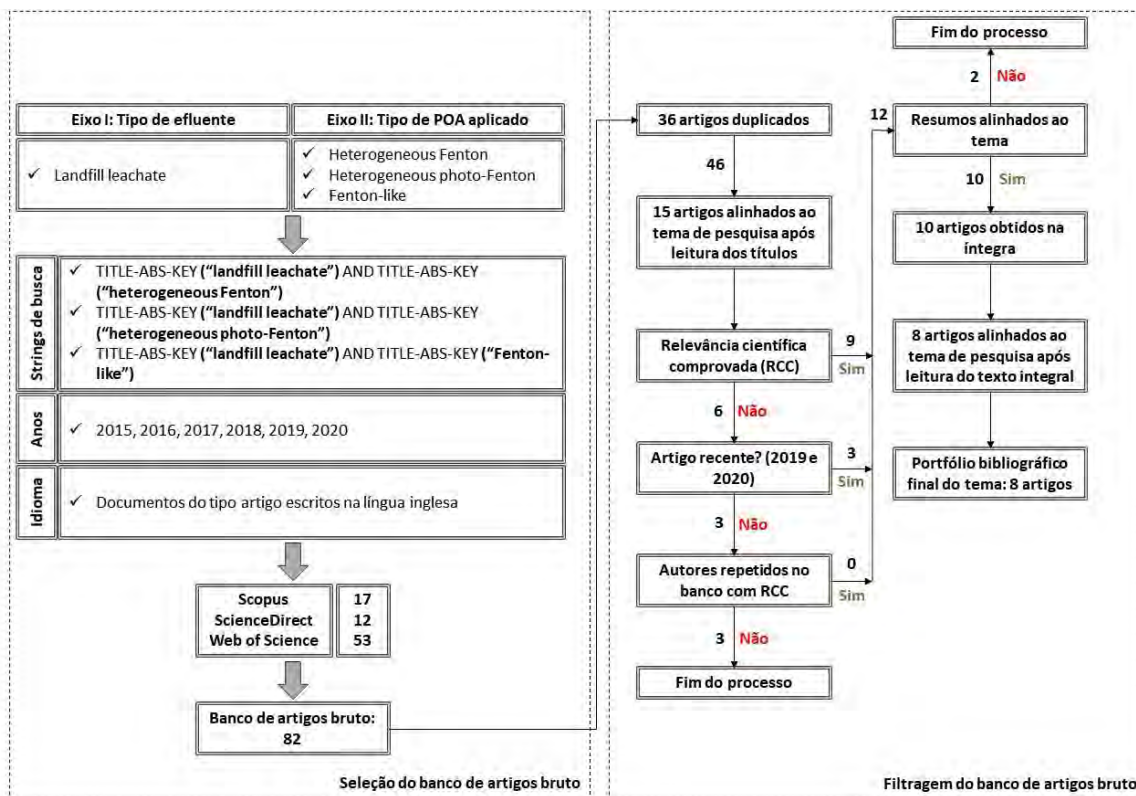
Na quarta etapa, os 9 artigos resultantes da terceira etapa passaram por um filtro de alinhamento dos seus resumos com o tema da pesquisa. Após a leitura dos 9 resumos, verificou-se que apenas 7 estavam alinhados.

A quinta etapa do processo de filtragem consistiu na seleção dos artigos não repetidos, com título alinhado e com reconhecimento científico não confirmado. Sendo assim, os 6 artigos eliminados na etapa 3 (banco de artigos com relevância científica não comprovada) com até dois anos de publicação foram submetidos a uma análise através da leitura dos seus resumos. Logo, dos 6 artigos, apenas 3 foram publicados nos últimos dois anos (2019 e 2020) e, verificou-se, por meio da leitura dos seus resumos, que os mesmos estavam alinhados ao tema de pesquisa. Para os artigos restantes do banco de artigos com relevância científica não comprovada, o método *Proknow-C* sugere que sejam avaliados os autores, ou seja, que seja verificado se algum dos artigos possui o mesmo autor dos artigos com reconhecimento científico (Vilela, 2012), ou seja, conferir o banco de dados constituído pelos 9 artigos resultantes da etapa 3. No caso da presente pesquisa, não houve autores em comum com os 9 reconhecidos cientificamente. Sendo assim, essa etapa resultou na recuperação de 3 artigos publicados nos últimos dois anos e com resumos alinhados ao tema de pesquisa, resultando-se em um banco de dados constituído pelos 7 artigos da etapa 4 mais os 3 recuperados no presente item, totalizando-se em 10 artigos a serem submetidos à próxima etapa.

Na sexta etapa, verificou-se a disponibilidade de acesso ao texto integral dos 10 artigos. Como resultado da busca, 9 deles possuíam acesso restrito e apenas 1 acesso livre, o qual foi integrado para a leitura. Para obter-se acesso aos restritos, utilizou-se o portal de periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), do Ministério da Educação, que disponibiliza o acesso às instituições participantes. Sendo assim, todos os 10 artigos foram obtidos na íntegra.

Na sétima e última etapa, verificou-se o alinhamento do texto completo dos artigos ao tema de pesquisa. Após a leitura do texto integral dos 10 artigos, verificou-se que 8 estavam alinhados ao tema de pesquisa, que é a aplicação dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Sendo assim, o portfólio bibliográfico final constituiu-se por 8 artigos.

O processo de seleção do banco de artigos bruto e o seu processo de filtragem para a obtenção do portfólio bibliográfico final pode ser observado no fluxograma apresentado na Figura 3.



**Figura 3.** Fluxograma geral de seleção e de filtragem do banco de artigos bruto para a obtenção do portfólio bibliográfico final.



O portfólio bibliográfico constituído por 8 artigos, resultante das buscas sistematizadas e das etapas de filtragem, está disposto na Tabela 1, onde os artigos estão em ordem decrescente de relevância científica, considerando-se o número de citações.

**Tabela 1.** Portfólio bibliográfico final sobre a aplicação dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários no período de 2015-2020

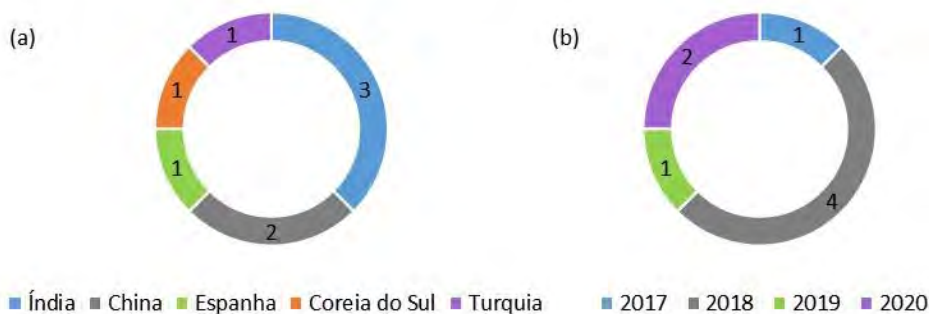
#	Autores	Título	Periódico	Editora	Ano
1	T. Sruthi, R. Gandhimathi, S. T. Ramesh, P. V. Nidheesh	Stabilized landfill leachate treatment using heterogeneous Fenton and electro-Fenton processes	Chemosphere	Elsevier	2018
2	W. Chen, A. Zhang, Z. Gu, Q. Li	Enhanced degradation of refractory organics in concentrated landfill leachate by Fe <sup>0</sup> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> coupled with microwave irradiation	Chemical Engineering Journal	Elsevier	2018
3	V. L. Pham, D.-G. Kim, S.-O. Ko	Cu@Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> core-shell nanoparticle-catalyzed oxidative degradation of the antibiotic oxytetracycline in pre-treated landfill leachate	Chemosphere	Elsevier	2018
4	C. Ma, Z. He, S. Jia, X. Zhang, S. Hou	Treatment of stabilized landfill leachate by Fenton-like process using Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> particles decorated Zr-pillared bentonite	Ecotoxicology and Environmental Safety	Elsevier	2018
5	N. Ertugay, N. Kocakaplan, E. Malkoç	Investigation of pH effect by Fenton-like oxidation with ZVI in treatment of the landfill leachate	International Journal of Mining, Reclamation and Environment	Taylor & Francis	2017
6	S.V. Niveditha, R. Gandhimathi	Flyash augmented Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> as a heterogeneous catalyst for degradation of stabilized landfill leachate in Fenton process	Chemosphere	Elsevier	2020a
7	J. Tejera, R. Miranda, D. Hermosilla, I. Urra, C. Negro, Á. Blanco	Treatment of a Mature Landfill Leachate: Comparison between Homogeneous and Heterogeneous Photo-Fenton with Different Pretreatments	Water	MDPI	2019
8	S. V. Niveditha, R. Gandhimathi	Mineralization of stabilized landfill leachate by heterogeneous Fenton process with RSM optimization	Separation Science and Technology	Taylor & Francis	2020b

### Análise bibliométrica do portfólio bibliográfico e de suas referências

Na análise bibliométrica do portfólio bibliográfico, verificou-se que o periódico com mais artigos publicados sobre o tratamento de lixiviados de aterros sanitários pelos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos é o *Chemosphere*, que detém 3 das 8 publicações. A editora *Elsevier* destacou-se em relação ao número de artigos publicados sobre o tema, possuindo 5 dentre as 8 publicações. No portfólio bibliográfico, o artigo com maior reconhecimento científico é o de Sruthi *et al.* (2018), possuindo 47 citações.

Em relação às palavras-chave utilizadas pelos autores do portfólio, a mais utilizada foi “*Stabilized landfill leachate*”, com 3 ocorrências, enquanto as palavras-chave “*Heterogeneous Fenton process*”, “*ZVI*”, “*Heterogeneous catalyst*”, “*Landfill leachate*” e “*Advanced oxidation processes*” foram utilizadas com a mesma frequência, todas com 2 ocorrências.

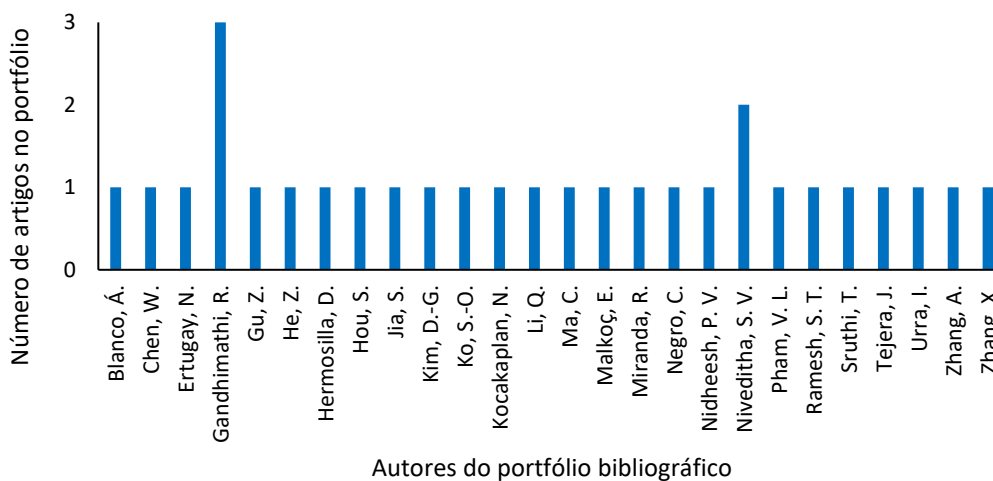
No tocante à distribuição espacial das pesquisas, os 8 artigos do portfólio bibliográfico são provenientes de estudos em 5 países diferentes (Figura 4a). A Índia concentrou o maior número de trabalhos, possuindo três publicações: Niveditha e Gandhimathi (2020a), Niveditha e Gandhimathi (2020b) e Sruthi *et al.* (2018). Em segundo lugar, destacou-se a China com dois artigos, os de Chen *et al.* (2018) e de Ma *et al.* (2018). As outras pesquisas são da Espanha, da Coreia do Sul e da Turquia, correspondentes às publicações, respectivamente, de Tejera *et al.* (2019), de Pham *et al.* (2018) e de Ertugay *et al.* (2017). Notou-se, portanto, uma lacuna de estudos sobre a aplicação dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos ao tratamento de lixiviados provenientes de aterros sanitários brasileiros.



**Figura 4.** Número de publicações por (a) país e por (b) ano no portfólio bibliográfico.

Quanto à distribuição temporal (Figura 4b), verificou-se que 50% das publicações que compõem o portfólio bibliográfico são de 2018. Em relação ao ano de 2020, apesar de estarem contempladas nessa revisão apenas as publicações referentes ao primeiro semestre, notou-se o interesse recente dos pesquisadores nessa área do conhecimento, pois 25% dos artigos foram publicados no referido ano.

O portfólio bibliográfico selecionado possui um total de 26 autores/coautores, dos quais destacaram-se Gandhimathi e Niveditha, com 3 e 2 artigos publicados sobre o tema, respectivamente, conforme observa-se na Figura 5.



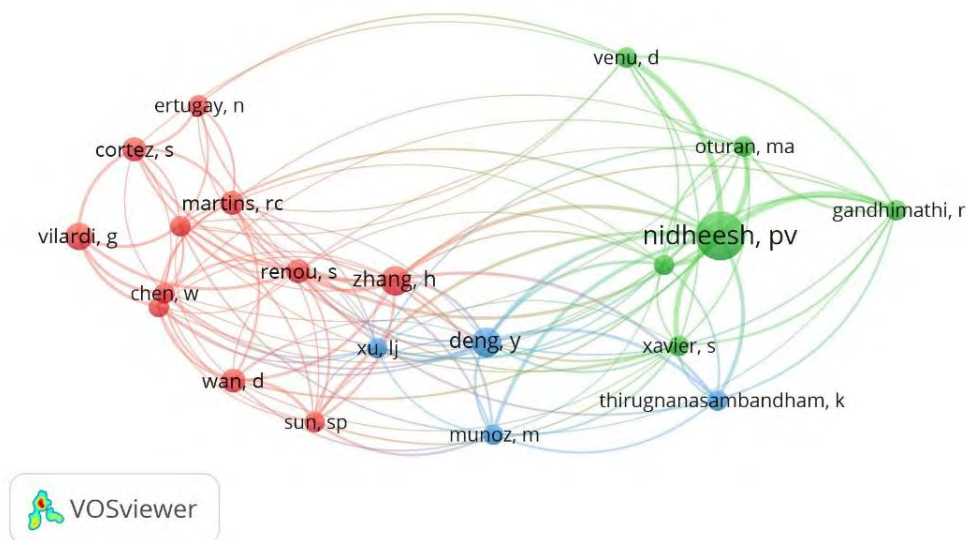
**Figura 5.** Autores do portfólio bibliográfico.

Foram identificados 331 autores citados nas referências do portfólio bibliográfico. A análise de cocitação de autores nas referências do portfólio bibliográfico considerando-se o número mínimo de citações de um autor igual a 3, resultou em 21 autores mais citados (Figura 6). Conforme observa-se na Figura 6, o autor mais influente nas referências do portfólio bibliográfico foi Nidheesh, com 16 citações. Salienta-se que o referido autor também esteve presente no portfólio bibliográfico (Figura 5), como coautor do trabalho de Sruthi *et al.* (2018), que, por sua vez, foi o artigo mais citado do portfólio bibliográfico.

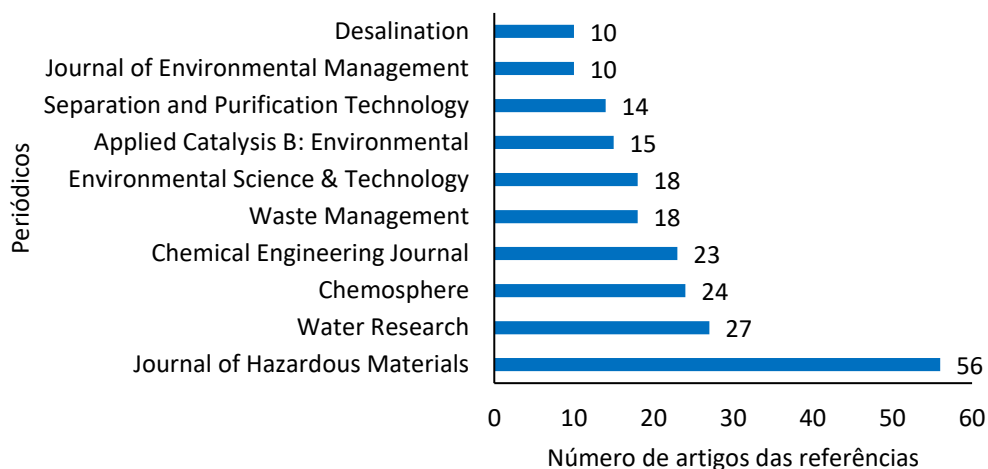
O portfólio bibliográfico contém um total de 428 referências do tipo artigo, distribuídas em 122 periódicos diferentes. Na Figura 7 podem ser observados os 10 periódicos que mais se destacaram, que concentraram 50.23% da representatividade acumulada. O periódico mais citado nas referências do portfólio foi o *Journal of Hazardous Materials*, com 56 artigos nas referências.

Considerando-se os 10 periódicos responsáveis por 50.23% das citações nas referências juntamente com os 6 periódicos que compõem o portfólio bibliográfico, construiu-se a matriz apresentada na Figura 8. O *Chemosphere* foi o periódico de destaque nos artigos do portfólio

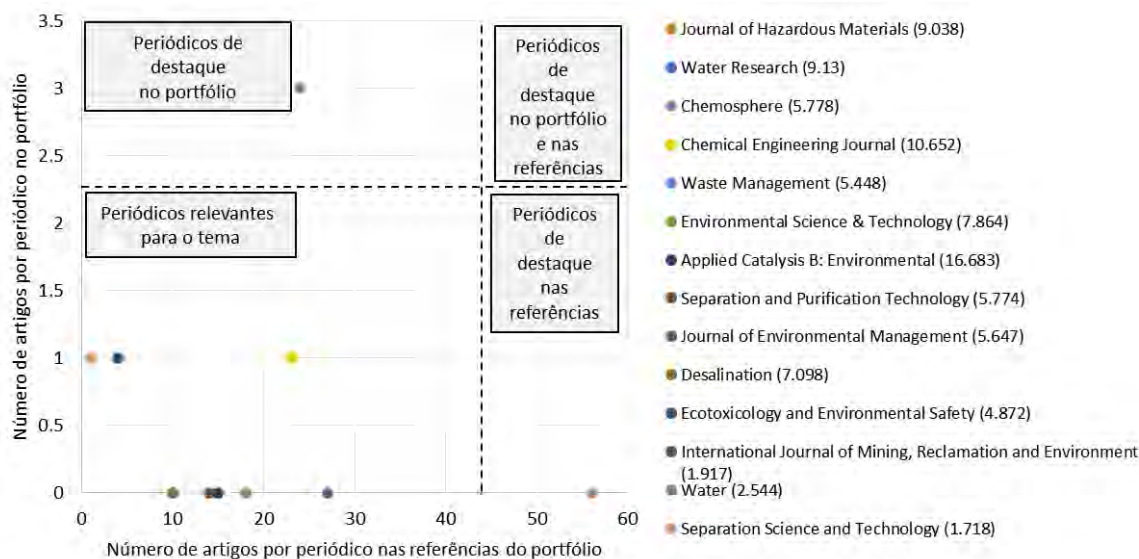
bibliográfico e o periódico de destaque das referências foi o *Journal of Hazardous Materials*, com 56 artigos nas referências do portfólio bibliográfico. Não houve, entretanto, periódicos de destaque, simultaneamente, no portfólio e nas referências, conforme pode ser verificado na Figura 8.



**Figura 6.** Autores mais citados nas referências do portfólio bibliográfico, considerando-se o número mínimo de citações de um autor igual a 3.



**Figura 7.** Periódicos das referências que mais se destacaram.



**Figura 8.** Periódicos de destaque das referências e periódicos do portfólio com seus fatores de impacto.

A análise bibliométrica revelou, portanto, as principais tendências quantitativas a respeito do tratamento de lixiviados de aterros sanitários pelos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos, e pode ser utilizada para nortear os pesquisadores do tema, por exemplo, sobre quais são os periódicos mais indicados para a submissão de artigos científicos, como também os pesquisadores potenciais para o desenvolvimento de parcerias.

#### Análise sistemática do portfólio bibliográfico

No portfólio bibliográfico referente ao tratamento dos lixiviados de aterros sanitários existem aplicações dos processos: Fenton heterogêneo (Ertugay *et al.*, 2017; Ma *et al.*, 2018; Niveditha e Gandhimathi, 2020a; Niveditha e Gandhimathi, 2020b; Pham *et al.*, 2018; Sruthi *et al.*, 2018), foto-Fenton heterogêneo com radiação UV artificial (Tejera *et al.*, 2019) e foto-Fenton heterogêneo com irradiação micro-ondas (Chen *et al.*, 2018). Verificou-se, portanto, uma lacuna referente às aplicações dos processos foto-Fenton heterogêneos com a utilização da irradiação solar, que está disponível em abundância em alguns países, inclusive no Brasil, e que vêm proporcionando eficiências compatíveis àquelas obtidas por meio da utilização de lâmpadas artificiais em diversos tipos de POAs.

Os lixiviados submetidos aos testes foram do tipo estabilizados e diferiram em suas características, havendo aplicações com o efluente bruto (Ertugay *et al.*, 2017; Ma *et al.*, 2018; Niveditha e Gandhimathi, 2020a; Niveditha e Gandhimathi, 2020b; Sruthi *et al.*, 2018), com o efluente pré tratado por coagulação com sulfato de alumínio (Tejera *et al.*, 2019), com o lixiviado

pré tratado por métodos convencionais sequenciais (coagulação, floculação, reator anóxico, reator óxico, sedimentação, etc.) (Pham *et al.*, 2018) e com o lixiviado proveniente do tratamento por reatores anóxico-óxico, biorreator de membranas e osmose reversa (Chen *et al.*, 2018).

No tocante à abordagem técnica dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários, notou-se uma lacuna relacionada à verificação do enquadramento dos efluentes aos padrões de lançamento segundo as normas vigentes. Nesse sentido, apenas Tejera *et al.* (2019) verificaram que o lixiviado após o tratamento combinado de coagulação seguido por foto-Fenton heterogêneo, apesar de ter apresentado bons resultados no que tange ao aumento de biodegradabilidade do efluente, não foi suficiente para atender aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela legislação vigente no país onde o estudo foi desenvolvido. Sendo assim, Tejera *et al.* (2019) elucidaram que se faz necessário um tratamento biológico após o POA estudado, onde haja remoção simultânea de DBO<sub>5</sub>, DQO e de nutrientes, especialmente, nitrogênio.

Com relação à necessidade de pós tratamentos, Chen *et al.* (2018), Niveditha e Gandhimathi (2020a) e Sruthi *et al.* (2018) destacaram que os lixiviados tratados pelos processos Fenton heterogêneos por terem apresentado aumento das suas razões de biodegradabilidade após os processos, poderiam ser submetidos a processos biológicos subsequentes a fim de serem removidos poluentes remanescentes nos lixiviados.

Sob a perspectiva heterogênea, os processos Fenton e foto-Fenton aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários vêm sendo estudados por meio da utilização de diversos catalisadores em estado sólido, existindo estudos que utilizaram o ferro puro (Chen *et al.*, 2018; Ertugay *et al.*, 2017; Tejera *et al.*, 2019) como também catalisadores multimetálicos contendo ferro, como o óxido binário de ferro-mangânês suportado em zeólita (Sruthi *et al.*, 2018), o óxido de ferro suportado em bentonita com intercadas preenchidas por zircônio (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/Zr-B) (Ma *et al.*, 2018), o molibdofosfato de ferro (FeMoPO) (Niveditha e Gandhimathi, 2020b), a ferrita de cobre (Cu@Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) (Pham *et al.*, 2018) e a magnetita (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) combinada com cinza volante de carvão (Niveditha e Gandhimathi, 2020a).

As respostas das três lentes (questões-chaves) definidas nessa revisão estão dispostas a seguir. Ressalta-se que a análise amparou-se nos oito artigos constituintes do portfólio bibliográfico final.

#### Quais são as variáveis de entrada e como estão sendo analisados os seus efeitos?

Em todos os artigos do portfólio bibliográfico sobre a aplicação dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, as variáveis de entrada adotadas foram o pH e as dosagens de catalisador e de peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>).

O efeito do pH observado em todos os artigos que conduziram tal investigação foi negativo, ou seja, as maiores eficiências foram obtidas quando foram utilizados os menores valores de pH. Os valores de pH ótimos obtidos para os processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos na remoção da Demanda Química de Oxigênio (DQO) dos lixiviados foram em pH 2 (Chen *et al.*, 2018; Ertugay *et al.*, 2017; Ma *et al.*, 2018; Niveditha e Gandhimathi, 2020b) e em pH 3 (Niveditha e Gandhimathi, 2020a; Pham *et al.*, 2018; Sruthi *et al.*, 2018), apresentando eficiência de remoção de DQO mínima de 58.70 % (Chen *et al.*, 2018) e máxima de 88.6% (Sruthi *et al.*, 2018). Tejera *et al.* (2019), apesar de não terem investigado os efeitos do pH no processo foto-Fenton heterogêneo em diferentes valores iniciais, verificaram que em pH 7 o processo demonstrou-se eficaz na remoção de DQO do lixiviado, com eficiência de 62%, utilizando-se o catalisador  $\text{Fe}^0$ . Nesse sentido, Pham *et al.* (2018) verificaram que o sistema Fenton heterogêneo ( $\text{Cu@Fe}_3\text{O}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ ) foi capaz de apresentar bons resultados mesmo em valores de pH mais elevados, com uma eficiência de remoção de DQO do lixiviado de 61.9% em pH 6.

As principais razões apontadas pelos autores para o efeito do pH ser negativo nos processos Fenton heterogêneos foram que em valores de pH elevados o  $\text{H}_2\text{O}_2$  perde sua estabilidade e se dissocia em  $\text{H}_2\text{O}$  e  $\text{O}_2$  (Sruthi *et al.*, 2018; Niveditha e Gandhimathi, 2020b) e que em valores de pH acima de 3 ocorre a formação de complexos ferro-hidróxidos (Ertugay *et al.*, 2017; Niveditha e Gandhimathi, 2020a), o que diminui a capacidade de geração de radicais  $\bullet\text{OH}$ .

O efeito da dosagem de  $\text{H}_2\text{O}_2$  nos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários foi similar em cinco dos seis estudos que conduziram essa investigação, onde, nas faixas estudadas em cada trabalho, o efeito da dosagem de  $\text{H}_2\text{O}_2$  foi positivo até um certo valor limite e, ao ser ultrapassado tal valor, o efeito observado tornou-se negativo. Esse comportamento foi atribuído ao sequestro de radicais  $\bullet\text{OH}$ , pois o  $\text{H}_2\text{O}_2$ , em excesso, reage com radicais hidroxila e forma radicais hidroperoxila ( $\text{HO}_2\bullet$ ), que apresentam um potencial de oxidação menor que o  $\bullet\text{OH}$ . Os radicais  $\text{HO}_2\bullet$  são posteriormente oxidados para água e oxigênio e esses efeitos reduzem a eficiência do tratamento (Chen *et al.*, 2018; Ma *et al.*, 2018; Niveditha e Gandhimathi, 2020a; Niveditha e Gandhimathi, 2020b; Sruthi *et al.*, 2018). Tejera *et al.* (2019) verificaram, entretanto, um efeito positivo da dosagem de  $\text{H}_2\text{O}_2$  em toda a faixa investigada pelos autores.

No tocante ao efeito da dosagem de catalisador, seis artigos investigaram a eficiência dos processos Fenton heterogêneos no tratamento das amostras de lixiviados de aterros sanitários. Dentro das faixas investigadas, cinco deles verificaram um efeito positivo da dosagem de catalisador até ser atingida uma determinada concentração, onde acima dela ou o efeito tornou-se negativo ou o aumento da eficiência de remoção de DQO observado foi discreto. Atribuiu-se esse comportamento às reações entre  $\bullet\text{OH}$  e o excesso de  $\text{Fe}^{2+}$  na superfície dos catalisadores, onde o  $\text{Fe}^{2+}$  atuou como um sequestrador de radicais  $\bullet\text{OH}$  o que limitou as reações entre as espécies do radical  $\bullet\text{OH}$  e os

poluentes, ocasionando na diminuição da remoção de DQO dos lixiviados (Ma *et al.*, 2018; Niveditha e Gandhimathi, 2020a; Niveditha e Gandhimathi, 2020b) e às reações em cadeia entre  $\bullet\text{OH}$  e outros radicais como  $\text{R}\bullet$  e  $\text{ROO}\bullet$  que resultaram em uma redução da taxa de oxidação, tendo sido desenvolvido um efeito anticatalítico no processo (Chen *et al.*, 2018). Pham *et al.* (2018), por sua vez, verificaram um efeito positivo da dosagem de catalisador em toda a faixa de investigação, tendo sido obtida a eficiência de remoção máxima (99.9%) do fármaco oxitetraciclina no lixiviado quando utilizou-se a maior dosagem de catalisador ( $1\text{ g L}^{-1}$  de  $\text{Cu@Fe}_3\text{O}_4$ ), que proporcionou mais sítios ativos e induziu a decomposição de  $\text{H}_2\text{O}_2$  para gerar radicais  $\bullet\text{OH}$ .

Na investigação dos efeitos das variáveis de entrada (pH, dosagens de catalisador e de  $\text{H}_2\text{O}_2$ ) para que pudessem ser determinadas as condições otimizadas, houve uma predominância de estudos que mantiveram duas das variáveis constantes, sendo alterados os valores da terceira variável para que os seus efeitos pudessem ser analisados ao longo do tempo. Estudos sob essa perspectiva foram realizados por Chen *et al.* (2018), Ma *et al.* (2018), Niveditha e Gandhimathi (2020a), Niveditha e Gandhimathi (2020b) e Sruthi *et al.* (2018).

Ertugay *et al.* (2017) elaboraram modelos cinéticos para estimar o tempo necessário para remover a DQO de lixiviado de aterro sanitário pelo processo Fenton heterogêneo com o catalisador  $\text{Fe}^0$ , considerando-se diferentes valores de pH inicial, entretanto, esse estudo foi conduzido considerando-se valores fixos de dosagem de catalisador e de peróxido de hidrogênio. Sendo assim, elucida-se a necessidade de serem realizadas investigações que contemplem variações simultâneas das variáveis interferentes no processo, investigações essas que podem ser realizadas por meio de planejamentos fatoriais de experimentos associados à Metodologia de Superfície de Resposta (MSR).

No tratamento de lixiviados de aterros sanitários, tal abordagem foi adotada por Niveditha e Gandhimathi (2020b), que utilizaram o Delineamento Box-Behnken com 4 fatores e 3 níveis associado à MSR para otimizar o processo Fenton heterogêneo com o catalisador molibdofosfato de ferro. Foi gerado um modelo quadrático significativo com  $R^2$  de 0.9920 capaz de prever a remoção de DQO em função das variáveis dosagem de catalisador, dosagem de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , pH e tempo, onde tal modelo foi validado estatisticamente e experimentalmente. Sendo assim, os valores dos parâmetros operacionais na condição otimizada para o processo Fenton heterogêneo foram de  $1.8323\text{ g L}^{-1}$  de dosagem de catalisador,  $9.67862\text{ mM}$  de dosagem de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , 2 de pH e 74.825 min de tempo, sendo tal condição capaz de proporcionar uma eficiência de remoção de DQO de 86.44%, de acordo com o modelo gerado. A eficiência de remoção de DQO obtida experimentalmente foi de 86.00%, que esteve de acordo com os resultados da otimização.

Logo, vislumbra-se para pesquisas futuras a condução de outros estudos de planejamentos fatoriais e de otimização associados à MSR, onde seja possível definir-se a região ótima para o



proceso confrontando-se, simultaneamente, os diferentes níveis das variáveis de entrada, uma vez que em 87.50% dos artigos do portfólio bibliográfico as investigações dos efeitos das variáveis interferentes no processo foram conduzidas de maneira individualizada. Ademais, devem ser adotadas mais variáveis respostas, testados diferentes catalisadores, como também utilizadas amostras de lixiviados oriundas de aterros sanitários com diversas composições.

#### Quais as variáveis respostas adotadas para análise da eficiência do processo?

O parâmetro utilizado em todos os artigos do portfólio bibliográfico para mensurar a eficiência do tratamento dos lixiviados de aterros sanitários pelos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos foi a remoção de DQO (Chen *et al.*; 2018; Ertugay *et al.*, 2017; Ma *et al.*; 2018; Niveditha e Gandhimathi, 2020a; Niveditha e Gandhimathi, 2020b; Pham *et al.*, 2018; Sruthi *et al.*, 2018; Tejera *et al.*; 2019). A remoção de cor dos lixiviados (Chen *et al.*, 2018; Ertugay *et al.*, 2017; Tejera *et al.*; 2019), redução de UV<sub>254</sub> (Chen *et al.*; 2018; Niveditha e Gandhimathi, 2020a; Niveditha e Gandhimathi, 2020b; Tejera *et al.*; 2019), análise de absorvância UV específica (SUVA<sub>254</sub>) (Niveditha e Gandhimathi, 2020a; Niveditha e Gandhimathi, 2020b), análise de carbono orgânico dissolvido (COD) (Niveditha e Gandhimathi, 2020a; Niveditha e Gandhimathi, 2020b) e de carbono orgânico total (COT) (Niveditha e Gandhimathi, 2020a; Niveditha e Gandhimathi, 2020b; Pham *et al.*, 2018) também foram utilizados. Os parâmetros relacionados à matéria orgânica nitrogenada foram investigados apenas em Pham *et al.* (2018) e em Niveditha e Gandhimathi (2020a).

Niveditha e Gandhimathi (2020b) conduziram estudos para verificar a mineralização de compostos, por meio de quantificações das variações da razão de biodegradabilidade e da matéria orgânica dissolvida (MOD). Os autores verificaram que após o processo Fenton heterogêneo com o catalisador molibdofosfato de ferro houve um aumento da DBO<sub>5</sub>/DQO do lixiviado, sendo esse fato atribuído à quebra de moléculas orgânicas grandes para moléculas menores. A fim de analisar-se mais profundamente as alterações na biodegradabilidade, foi realizado um estudo da MOD por meio da determinação da absorvância UV específica (SUVA<sub>254</sub>). Os resultados revelaram que moléculas orgânicas aromáticas de elevado peso molecular presentes no lixiviado bruto foram quebradas em substâncias alifáticas hidrofílicas de baixo peso molecular, por ação do radical •OH, o que demonstrou a eficiência e a aplicabilidade do processo Fenton heterogêneo no tratamento de lixiviado estabilizado de aterro sanitário.

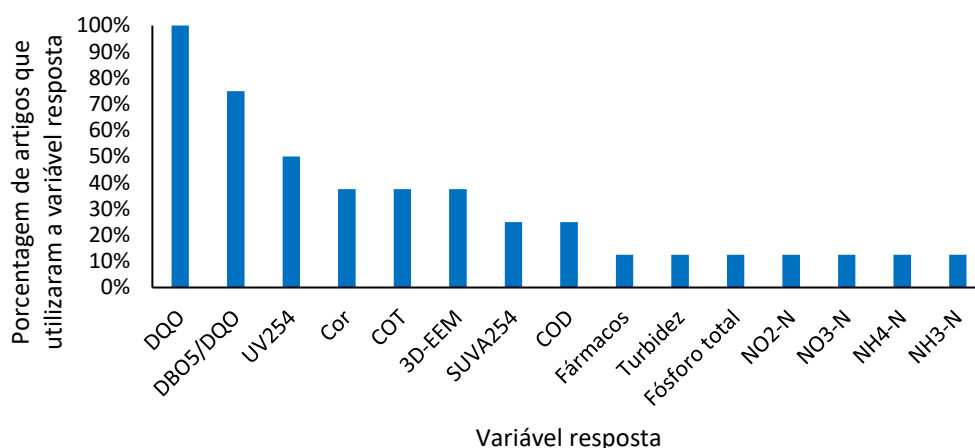
Niveditha e Gandhimathi (2020a) também conduziram estudos sobre mineralização, biodegradabilidade e remoção de MOD, onde verificou-se que o processo Fenton heterogêneo com o catalisador Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> combinado com cinza volante de carvão foi capaz de aumentar a biodegradabilidade do lixiviado e de diminuir a SUVA<sub>254</sub>, revelando também que as moléculas orgânicas hidrofóbicas e aromáticas presentes no lixiviado bruto foram quebradas em moléculas hidrofílicas, alifáticas e de baixo peso molecular, podendo o efluente ser submetido a um tratamento biológico subsequente.

Nesse sentido, Chen *et al.* (2018) ao estudarem o tratamento de lixiviado de aterro sanitário pelo processo foto-Fenton heterogêneo com irradiação micro-ondas (MW-Fe<sup>0</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), analisaram as transformações estruturais na MOD por meio de análises UV-Vis, espectroscopia de fluorescência 3D em matriz de excitação-emissão (3D-EEM) e espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) e verificaram que o processo MW-Fe<sup>0</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> foi capaz de remover efetivamente a matéria orgânica como também de reduzir significativamente os graus de aromaticidade e de humificação do lixiviado. Os autores verificaram, ainda, a capacidade do processo de diminuir o peso molecular da MOD, de aumentar a biodegradabilidade do lixiviado e de transformar os grupos funcionais complexos presentes no efluente em grupos mais simples. No tocante às substâncias fluorescentes, o processo MW-Fe<sup>0</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> apresentou eficiências de remoção de 93.10 e de 90.03% das substâncias tipo ácido fúlvico e ácido fúlvico.

Alguns estudos demonstraram uma preocupação em verificar a performance do processo para a remoção de compostos orgânicos heterocíclicos, como o de Ma *et al.* (2018), onde verificou-se que dos 16 poluentes orgânicos detectados no lixiviado bruto, 15 deles foram completamente removidos durante a reação Fenton heterogênea com o catalisador óxido de ferro suportado em bentonita com intercamadas preenchidas por zircônio. Ma *et al.* (2018) verificaram, ainda, por meio de espectroscopia de fluorescência 3D em matriz de excitação-emissão (3D-EEM), que o processo Fenton heterogêneo foi capaz de remover do lixiviado as substâncias tipo ácido húmico e tipo ácido fúlvico, que são as principais constituintes da matéria orgânica dissolvida desse efluente bruto. De maneira análoga, Pham *et al.* (2018) também investigaram a degradação de matéria orgânica dissolvida no lixiviado pelo processo Fenton heterogêneo com o catalisador Cu@Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> e verificaram que o mesmo foi capaz de remover totalmente as substâncias tipo ácido húmico e tipo ácido fúlvico e parcialmente as substâncias tipo proteínas aromáticas.

Para ser verificada a eficiência dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos no tratamento dos lixiviados de aterros sanitários percebeu-se que os estudos realizados utilizaram tanto parâmetros convencionais quanto não convencionais, a exemplo das técnicas de espectroscopia e de UV-visível para caracterizar a MOD. Entretanto, notou-se uma lacuna relacionada à investigação da remoção de contaminantes emergentes específicos, pois sabe-se que os lixiviados são fontes potenciais de contaminantes emergentes, como fármacos e produtos de cuidados pessoais (Lu *et al.*, 2016; Masoner *et al.*, 2016; Sui *et al.*, 2017), logo, ressalta-se a importância de serem contempladas essas investigações em trabalhos futuros, pois o único artigo do portfólio bibliográfico que conduziu estudos nesse sentido foi o de Pham *et al.* (2018), onde foi investigada a remoção do fármaco oxitetraciclina presente no lixiviado de aterro sanitário por meio do processo Fenton heterogêneo (Cu@Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), revelando que a investigação da remoção de fármacos foi conduzida por apenas 12.5% dos artigos do portfólio bibliográfico.

A Figura 9 mostra os parâmetros adotados na avaliação dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos aplicados ao tratamento de lixiviados. Conforme pode ser observado, o parâmetro DQO foi utilizado em 100% dos trabalhos, porém salienta-se a necessidade de ampliação de estudos que analisem profundamente a MOD dos lixiviados após o tratamento, por meio de 3D-EEM, uma vez que esse parâmetro foi utilizado apenas em 37.50% dos artigos do portfólio.



**Figura 9.** Variáveis respostas adotadas na análise da eficiência dos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos nos artigos do portfólio bibliográfico final no período de 2015-2020.

### Os catalisadores utilizados possuem capacidade de reuso?

Estudos de reusabilidade dos catalisadores nos processos Fenton heterogêneos aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários foram conduzidos por Ma *et al.* (2018), Niveditha e Gandhimathi (2020a), Niveditha e Gandhimathi (2020b), Pham *et al.* (2018) e Sruthi *et al.* (2018), ou seja, em 62.5% dos trabalhos do portfólio bibliográfico.

Nos estudos de reciclo do catalisador, Ma *et al.* (2018) verificaram que o óxido de ferro suportado em bentonita com intercaminadas preenchidas por zircônio ( $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{Zr-B}$ ) apresentou elevada estabilidade durante os reusos, onde foram realizados 4 ciclos de reações de oxidação com eficiências de remoção de DQO do lixiviado iguais a 69.0, 62.3, 62.1 e 61.3%, respectivamente.

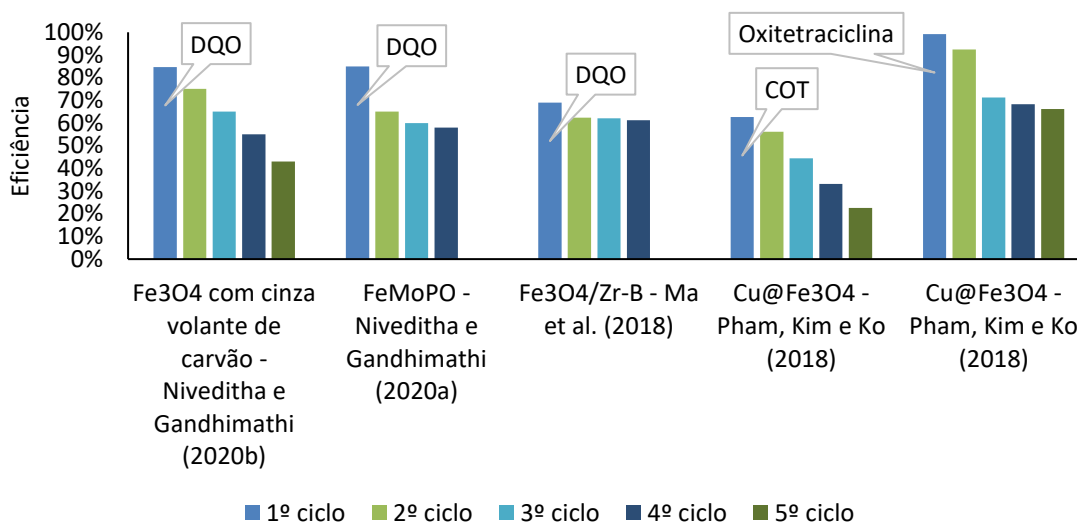
Niveditha e Gandhimathi (2020a) conduziram um estudo de reusabilidade do catalisador  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  combinado com cinza volante de carvão no processo Fenton heterogêneo e verificaram que a eficiência de remoção de DQO do lixiviado de aterro sanitário decresceu de 84.7% para 43.0% em cinco ciclos reacionais, sendo esse decréscimo atribuído à lixiviação do ferro da superfície do catalisador ao longo dos ciclos.

Niveditha e Gandhimathi (2020b) analisaram a estabilidade do catalisador molibdofosfato de ferro (FeMoPO) no processo Fenton heterogêneo para tratar lixiviado estabilizado em 4 ciclos consecutivos, onde observou-se reduções na degradação da DQO a cada ciclo reacional. As remoções de DQO foram de 84.9, 65.0, 60.0 e 58.0%, cujo declínio na eficiência de remoção foi atribuído à diminuição do volume de catalisador recuperado após cada ciclo como também à redução dos sítios ativos devido à adsorção de compostos inorgânicos na superfície do catalisador.

Pham *et al.* (2018) investigaram a reusabilidade e estabilidade do catalisador ferrita de cobre (Cu@Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) em 5 ciclos reacionais do processo Fenton heterogêneo onde analisou-se a atividade catalítica na remoção do fármaco oxitetraciclina e na remoção de Carbono Orgânico Total (COT) no lixiviado. Verificou-se que a atividade catalítica decresceu gradualmente do primeiro ao quinto ciclo, com eficiências de degradação de oxitetraciclina de 99.2, 92.4, 71.3, 68.3 e 66.2% e de remoção de COT de 62.6, 56.1, 44.4, 33.1 e 22.6%, respectivamente. Os autores afirmaram que a Cu@Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> reagiu preferencialmente com a oxitetraciclina do que com a matéria orgânica dissolvida (MOD) presente no lixiviado, provavelmente, porque a oxitetraciclina é mais hidrofílica que a MOD. O decréscimo das eficiências ao longo dos ciclos pode ser explicado, de acordo com Pham *et al.* (2018), devido à presença de substâncias húmicas no lixiviado que podem facilmente ser adsorvidas na superfície do catalisador e que, gradualmente, acumulam-se e formam barreiras que restringem o contato do H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> com o catalisador.

Estudos de reusabilidade do catalisador óxido binário de ferro-manganês suportado em zeólita foram conduzidos por Sruthi *et al.* (2018), onde verificou-se que o mesmo pôde ser eficientemente reutilizado em um ciclo reacional no processo Fenton, apresentando eficiência compatível a do processo realizado com o catalisador utilizado pela primeira vez, em 90 minutos de reação.

Dentre os estudos conduzidos, foram investigadas as eficiências de, no máximo, cinco ciclos reacionais (Figura 10). Dentre os catalisadores investigados, o Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/Zr-B apresentou uma maior estabilidade durante os reusos, com uma redução de apenas 7.70% de remoção de DQO do primeiro ao quarto reuso (Ma *et al.*, 2018). A menor estabilidade verificada em quatro reusos foi a do catalisador Cu@Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> na remoção de oxitetraciclina, com uma diminuição de eficiência 30.9% (PHAM *et al.*, 2018). Em cinco ciclos reacionais, a maior redução de eficiência verificada foi de 41.7%, referente à remoção de DQO do lixiviado pelo processo Fenton heterogêneo com o catalisador Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> combinado com cinza volante de carvão (Niveditha e Gandhimathi, 2020a) enquanto a menor redução de eficiência, considerando-se a mesma quantidade de ciclos, foi de 33.0%, referente à degradação do fármaco oxitetraciclina presente no lixiviado (Pham *et al.*, 2018).



**Figura 10.** Resultados dos estudos de reusabilidade dos catalisadores nos processos Fenton heterogêneos aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários no período 2015-2020 dos 8 artigos selecionados.

Nas investigações futuras recomenda-se estudar a capacidade de separação dos catalisadores das amostras de lixiviados tratados, a exemplo do realizado por Pham *et al.* (2018), que verificaram que o catalisador Cu@Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> pôde ser facilmente separado do lixiviado tratado em 1 minuto por meio da aplicação de um campo magnético externo utilizando-se um ímã, em diferentes condições operacionais. Ressalta-se a importância de verificar a capacidade de separação dos catalisadores em escala real, pois todos os estudos do portfólio bibliográfico que realizaram investigações a respeito da reusabilidade dos catalisadores foram aplicados em escala de bancada.

## Conclusões

A utilização da metodologia *ProKnow-C* demonstrou-se eficaz para a finalidade proposta, que foi selecionar artigos publicados na língua inglesa relevantes para o tema de pesquisa. O portfólio bibliográfico resultante desta análise, constituído por 8 artigos, revelou, portanto, o estado da arte a respeito do tratamento dos lixiviados de aterros sanitários pelos processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos no período 2015-2020.

A análise bibliométrica mostrou as principais tendências quantitativas a respeito do tema, como uma predileção do mesmo por pesquisadores indianos e chineses, um maior número de publicações concentrados no ano de 2018, dentro do intervalo estudado, tendo o periódico *Chemosphere* concentrado o maior número de publicações no portfólio bibliográfico e o *Journal of Hazardous Materials* nas referências do portfólio.

No tocante à análise sistêmica, constatou-se que os processos Fenton e foto-Fenton heterogêneos são tecnologias eficazes e promissoras a serem utilizadas no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, tanto em efluentes brutos quanto em efluentes pré-tratados. Em todos os trabalhos, as variáveis investigadas como interferentes nos processos foram a concentração de catalisador, a dosagem de peróxido de hidrogênio e o pH, sendo seus efeitos investigados de maneira individualizada na maioria dos trabalhos. Como variável resposta, a Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi utilizada em 100.00% das investigações, dessa forma, ressalta-se a necessidade de análises mais aprofundadas da composição da Matéria Orgânica Dissolvida (MOD) dos lixiviados após os processos, como também a verificação da degradação de contaminantes emergentes presentes nesses efluentes. Quanto aos catalisadores utilizados, a reusabilidade foi investigada na maioria dos artigos e foi demonstrado que os catalisadores puderam ser eficientemente reutilizados. Para pesquisas futuras, sugere-se que seja investigada de maneira mais aprofundada a capacidade de separação entre os catalisadores e os lixiviados tratados, incluindo-se estudos em escala real.

Destaca-se a possibilidade de fazer-se necessário um pós-tratamento ou complementar ao Fenton heterogêneo para reduzir os compostos recalcitrantes presentes nos lixiviados de aterros sanitários. Segundo os autores do portfólio bibliográfico, os mais recomendados foram os processos biológicos, pois os lixiviados após o Fenton heterogêneo exibiram aumento da biodegradabilidade, o que sinalizou a possibilidade de bons resultados com processos biológicos subsequentes.

Ademais, recomenda-se a investigação do processo foto-Fenton heterogêneo com a utilização de irradiação solar, bem como com a utilização de catalisadores de baixo custo ou de resíduos industriais que contenham ferro em sua composição, priorizando-se a condução de tais investigações por experimentos delineados por planejamentos fatoriais que conduzam à otimização multivariada dos processos.

### Agradecimentos

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

### Referências bibliográficas

- Baettker, E. C., Kozak, C., Knapik, H. G., Aisse, M. M. (2020) Applicability of conventional and non-conventional parameters for municipal landfill leachate characterization. *Chemosphere*, **251**, 126414. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126414>
- Barndök, H., Blanco, L., Hermosilla, D., Blanco, Á. (2016) Heterogeneous photo-Fenton processes using zero valent iron microspheres for the treatment of wastewaters contaminated with 1,4-dioxane. *Chemical Engineering Journal*, **284**, 112-121. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.097>

- Cao, Z., Zhao, Y., Zhou, Z., Wang, Q., Mei, Q., Cheng, H. (2022) Efficiency LaFeO<sub>3</sub> and BiOI heterojunction for the enhanced photo-Fenton degradation of tetracycline hydrochloride. *Applied Surface Science*, **590**, 153081. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2022.153081>
- Changotra, R., Varshney, L., Guin, J. P., Dhir, A. (2018) Performance of hematite particles as an Iron source for the degradation of ornidazole in photo-fenton process. *Journal of Sol-Gel Science and Technology*, **85**, 203-212. <https://doi.org/10.1007/s10971-017-4499-4>
- Chen, W., Zhang, A., Gu, Z., Li, Q. (2018) Enhanced degradation of refractory organics in concentrated landfill leachate by Fe<sup>0</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> coupled with microwave irradiation. *Chemical Engineering Journal*, **354**, 680-691. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.08.012>
- Costa, A. M., Alfaia, R. G. S. M., Campos, J. C. (2019) Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management*, **232**, 110-116. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
- Ensslin, L., Ensslin, S. R., Pinto, H. M. (2013) Processo de Investigação e Análise Bibliométrica: Avaliação da Qualidade dos Serviços Bancários. *Revista de Administração Contemporânea*, **17**(3), 325-349.
- Ertugay, N., Kocakaplan, N., Malkoç, E. (2017) Investigation of pH effect by Fenton-like oxidation with ZVI in treatment of the landfill leachate. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, **31**(6), 404-411. <https://doi.org/10.1080/17480930.2017.1336608>
- He, J., Yang, X., Men, B., Wang, D. (2016) Interfacial mechanisms of heterogeneous Fenton reactions catalyzed by iron-based materials: A review. *Journal of Environmental Sciences*, **39**, 97-109. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.12.003>
- Hussain, S., Aneggi, E., Maschio, S., Contin, M., Goi, D. (2021) Steel Scale Waste as a Heterogeneous Fenton-like Catalyst for the Treatment of Landfill Leachate. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **60**, 11715–11724. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.1c01901>
- Linhares, J. E., Pessa, S. L. R., Bortoluzzi, S. C., Luz, R. P. (2019) Capacidade para o trabalho e envelhecimento funcional: análise Sistêmica da Literatura utilizando o PROKNOW-C (Knowledge Development Process - Constructivist). *Ciência & Saúde Coletiva*, **24**(1), 53-66. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-81232018241.00112017>
- Lu, M.-C., Chen, Y. Y., Chiou, M.-R., Chen, M. Y., Fan, H.-J. (2016) Occurrence and treatment efficiency of pharmaceuticals in landfill leachates. *Waste Management*, **55**, 257-264. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.029>
- Ma, C., He, Z., Jia, S., Zhang, X., Hou, S. (2018) Treatment of stabilized landfill leachate by Fenton-like process using Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> particles decorated Zr-pillared bentonite. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **161**, 489-496. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.06.031>
- Masoner, J. R., Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Cozzarelli, I. M., Gray, J. L. (2016) Landfill leachate as a mirror of today's disposable society: pharmaceuticals and other contaminants of emerging concern in final leachate from landfills in the conterminous United States. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **35**(4), 906-918. <https://doi.org/10.1002/etc.3219>
- Metcalf, Eddy (2016) *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*, 5a ed., AMGH Editora Ltda., Porto Alegre, 1980 pp. ISBN 978-85-8055-523-3.
- Moreno, Y. P., Escobar, C. C., Silva, W. L., Santos, J. H. Z. (2016) Alternative Approaches in Development of Heterogeneous Titania-Based Photocatalyst. *Semiconductor Photocatalysis - Materials, Mechanisms and Applications*, 379-402. <http://dx.doi.org/10.5772/62891>
- Moreno, Y. P., Silva, W. L., Stedile, F. C., Radtke, C., Santos, J. H. Z. (2021) Micro and nanodomains on structured silica/titania photocatalysts surface evaluated in RhB degradation: Effect of structural properties on catalytic efficiency. *Applied Surface Science Advances*, **3**, 100055. <https://doi.org/10.1016/j.apsadv.2021.100055>
- Muraro, P. C. L., Mortari, S. R., Vizzotto, B. S.; Chuy, G., Santos, C., Brum, L. F. W., Silva, W. L. (2020) Iron oxide nanocatalyst with titanium and silver nanoparticles: Synthesis, characterization and photocatalytic activity on the degradation of Rhodamine B dye. *Scientific Reports*, **10**, 3055. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-59987-0>

- Muraro, P. C. L., Pinheiro, L. D. S. M., Chuy, G., Vizzotto, B. S., Pavoski, G., Espinosa, D. C. R., Rech, V. C., Silva, W. L. (2022) Silver nanoparticles from residual biomass: Biosynthesis, characterization and antimicrobial activity. *Journal of Biotechnology*, **343**, 47–51. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2021.11.003>
- Niveditha, S. V., Gandhimathi, R. (2020a) Flyash augmented Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> as a heterogeneous catalyst for degradation of stabilized landfill leachate in Fenton process. *Chemosphere*, **242**, 125189. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125189>
- Niveditha, S. V.; Gandhimathi, R. (2020b) Mineralization of stabilized landfill leachate by heterogeneous Fenton process with RSM optimization. *Separation Science and Technology*. <https://doi.org/10.1080/01496395.2020.1725573>
- Pham, V. L., Kim, D. G., Ko, S. O. (2018) Cu@Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> core-shell nanoparticle-catalyzed oxidative degradation of the antibiotic oxytetracycline in pre-treated landfill leachate. *Chemosphere*, **191**, 639-650. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.090>
- Silva, W. L., Hamilton, J. W. J., Sharma, P. K., Dunlop, P. S. M., Byrne, J. A., Santos, J. H. Z. (2021) Agro and industrial residues: Potential raw materials for photocatalyst development. *Journal of Photochemistry & Photobiology, A: Chemistry*, **411**, 113184. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2021.113184>
- Silva, W. L., Santos, J. H. Z. (2017) Ecotechnological strategies in the development of alternative photocatalysts. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, **6**, 63-68. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2017.06.001>
- Sruthi, T., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., Nidheesh, P. V. (2018) Stabilized landfill leachate treatment using heterogeneous Fenton and electro-Fenton processes. *Chemosphere*, **210**, 38-43. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.172>
- Sui, Q., Zhao, W., Cao, X., Lu, S., Qiu, Z., Gu, X., Yu, G. (2017) Pharmaceuticals and personal care products in the leachates from a typical landfill reservoir of municipal solid waste in Shanghai, China: Occurrence and removal by a full-scale membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, **323**, 99-108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.03.047>
- Taşçı, S., Özgüven, A., Yıldız, B. (2021) Multi-Response/Multi-Step Optimization of Heterogeneous Fenton Process with Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> Catalyst for the Treatment of Landfill Leachate. *Water, Air & Soil Pollution*, **232**, 275. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05225-w>
- Tejera, J., Miranda, R., Hermosilla, D., Urra, I., Negro, C., Blanco, Á. (2019) Treatment of a mature landfill leachate: comparison between homogeneous and heterogeneous photo-Fenton with different pretreatments. *Water*, **11**(1849). <https://doi.org/10.3390/w11091849>
- Thomas, N., Dionysiou, D. D., Pillai, S. C. (2021) Heterogeneous Fenton catalysts: A review of recent advances. *Journal of Hazardous Materials*, **404**, 124082. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124082>
- Vieira, V. A., Sincorá, L. A., Pelissari, A. S., Carneiro, T. C. J. (2018) O valor da marca pela perspectiva do consumidor: um modelo conceitual. *CPMark – Caderno Profissional de Marketing*, **6**(2), 125-139.
- Vilela, L. O. (2012) Aplicação do ProKnow-C para seleção de um portfólio bibliográfico e análise bibliométrica sobre avaliação de desempenho da gestão do conhecimento. *Revista Gestão Industrial*, **8**(1), 76-92. <https://doi.org/10.3895/S1808-04482012000100005>
- Waiczyk, C., Ensslin, E. R. (2013) Avaliação de produção científica de pesquisadores: mapeamento das publicações científicas. *Revista Contemporânea de Contabilidade*, **10**(20), 97-112. <https://doi.org/10.5007/2175-8069.2013v10n20p97>
- Yang, L., Li, L., Liu, Z., Lai, C., Yang, X., Shi, X., Liu, S., Zhang, M., Fu, Y., Zhou, X., Yan, H., Xu, F., Ma, D., Tang, C. (2022) Degradation of tetracycline by FeNi-LDH/Ti<sub>3</sub>C<sub>2</sub> photo-Fenton system in water: From performance to mechanism. *Chemosphere*, **294**, 133736. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133736>





# REVISTA AIDIS

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

## AVALIAÇÃO DO GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE EM UM HOSPITAL PÚBLICO: ESTUDO DE CASO EM BELO HORIZONTE (MG), BRASIL

\* Desirée Mainart Braga <sup>1</sup>  
AAna Carolina Lanza Queiroz <sup>2</sup>  
Marcos Paulo Gomes Mol <sup>3</sup>

### EVALUATION OF HEALTHCARE WASTE MANAGEMENT IN A PUBLIC HOSPITAL: A CASE IN BELO HORIZONTE (MG), BRAZIL

Recibido el 9 de marzo de 2022. Aceptado el 20 de septiembre de 2022

#### Abstract

*This study aimed to analyze the quantity and types of Healthcare Waste (HCW) generated in a hospital at the time of the HCW management plan implementation (2013) - comparing with the generation data of the current days (2020). Thus, we discussed potentialities and challenges inherent to the plan structuring in the hospital services, identifying seasonal changes or even those related to the Covid-19 pandemic. This is a descriptive and exploratory study of a quantitative nature. Data were obtained from the institution's HCW management plan, including daily generation of HCW. The data suggested a positive influence of the HCW implementation plan in the reduction of generated waste, although an increase in the quantity of infectious and chemical waste was observed, and a reduction in non-hazardous waste was identified, suggesting improvements in the segregation of potentially contaminated waste and that refer to the greatest risk to collective health and the environment.*

**Keywords:** healthcare waste, waste management, healthcare waste management plan, hospital waste.

<sup>1</sup> Gerenciamento de Riscos e Segurança Hospitalar, Fundação Hospitalar do Estado de Minas Gerais

<sup>2</sup> Universidade Feral dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri

<sup>3</sup> Diretoria de Pesquisa e Desenvolvimento, Fundação Ezequiel Dias (Funed), Belo Horizonte, Brasil

\* Autor correspondente: Rua José Wanderley Lara, 135/ Apto 203, bairro Dona Clara, Belo Horizonte- MG. CEP: 31260-170. Email: [ddmainart@gmail.com](mailto:ddmainart@gmail.com)

## Resumo

Este estudo objetivou analisar o quantitativo e tipos de Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) gerados em uma instituição hospitalar à época do início da implantação do Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde (PGRSS) (2013), comparando com os dados de geração dos dias atuais (2020). Visando assim, discutir potencialidades e desafios inerentes à sua estruturação nos serviços, identificar alterações sazonais ou mesmo correlacionadas à pandemia da Covid-19. Trata-se de um estudo descritivo e exploratório, de natureza quantitativa. Os dados foram obtidos em planilhas do PGRSS da instituição, contendo registros diários da pesagem dos RSS. Os dados sugerem uma influência positiva da implantação do PGRSS na redução de resíduos vez que, embora tenha se observado o aumento do quantitativo de resíduos infectantes e químicos, identificou-se a redução dos resíduos comuns, sugerindo melhorias na segregação dos resíduos potencialmente contaminados e que remetem ao maior risco para a saúde coletiva e o meio ambiente.

**Palavras chave:** resíduos de serviços de saúde, gerenciamento de resíduos, plano de gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde, resíduos hospitalares.

## Introdução

Os Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) são resultantes de atividades correlacionadas à atenção à saúde humana ou animal, e que podem conter em sua composição uma parcela com características de toxicidade (Brasil, 2018; Ansari *et al.*, 2019; Borowi, 2019; WHO, 2018). Os RSS representam, atualmente, cerca de 2% do total de resíduos produzidos diariamente no país (Oliveira *et al.*, 2018).

Contudo, a preocupação com a sua segregação é relativamente recente no Brasil (Macedo *et al.*, 2007; Ribeiro *et al.*, 2020). O aumento da geração dos RSS e os riscos ao meio ambiente, quando sua destinação final é inadequada, são fatores que demandaram a elaboração de legislações específicas e mais restritivas relativas ao gerenciamento destes resíduos. Também os altos custos relacionados à destinação final estimularam os gestores a repensarem formas de descarte mais adequadas para os RSS gerados.

Normalmente, a quantidade de RSS gerada nos serviços de saúde está associada às características do estabelecimento, como o número de pacientes atendidos, número de leitos e o tipo de atividades realizadas, conforme apresentado por estudos da Organização Mundial da Saúde (2014) e Ribeiro *et al.* (2020). Questões contemporâneas, como o envelhecimento populacional, que impulsionou o uso do sistema de saúde, e o aumento da complexidade da assistência médica, associadas ao desenvolvimento tecnológico, o crescimento populacional, urbanização, aumento de produtos disponíveis em embalagens e a ampliação do uso de plástico refletiram no aumento correspondente na produção de resíduos de saúde, principalmente nas instituições hospitalares (Schneider *et al.*, 2001; Mmerekí *et al.*, 2016; Naime *et al.*, 2006).

Da totalidade dos resíduos gerados nos estabelecimentos de saúde no mundo, cerca de 85% são classificados como não perigosos por natureza (WHO, 2014). Em contrapartida, 15% dos resíduos gerados podem ser tóxicos, patogênicos e ambientalmente adversos (WHO, 2014), devido à sua natureza não biodegradável e/ou reutilizável (Khobragade, 2019), vez que incluem itens radioativos, objetos perfurocortantes e infecciosos. Bidone (2001) alerta para o fato de os resíduos de serviços de saúde apresentarem grande quantidade de substâncias químicas - como desinfetantes, antibióticos e outros medicamentos - que podem acarretar em risco químico ou biológico. De acordo com os dados apresentados pela Organização Mundial de Saúde (2014), em um hospital universitário são em média gerados cerca de 4.1 a 8.7 Kg de RSS por leito.dia; já em hospital geral, de 2.1 a 4.2 kg/(leito.dia), enquanto em ambulatórios a quantidade de RSS gerados gira em torno de 0.5 a 1.8 kg/(pessoa.dia), e em centros de Atenção Primária à Saúde de 0.05 a 0.2 kg/(pessoa.dia) de RSS. Para 2020, ano que o mundo foi acometido pela pandemia da Covid-19, por exemplo, a Abrelpe (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais), estimou que para o tratamento de cada paciente internado para tratamento desta doença foram gerados, em média, 7,5 quilos de lixo hospitalar por dia por leito (ABRELPE, 2021).

Conforme apontam Alcântara et al (2016), a mistura dos resíduos - principalmente de resíduos biológicos com resíduos comuns - impossibilita o seu tratamento correto, devido a falhas da segregação, onerando o seu descarte e, ainda, acarretando em significantes riscos para pacientes, trabalhadores de saúde, para a comunidade e o meio ambiente (WHO, 2014). Quando possível, ou seja, caso não representem risco biológico, químico ou radiológico, os RSS devem ser encaminhados para reciclagem, reutilização, recuperação ou logística reversa (Santos, 2018). Nesse contexto, de acordo com a RDC nº 222/2018 e a Resolução nº 358/2005 do CONAMA, cabe aos serviços de saúde organizar e primar pelo seu gerenciamento, minimizando a quantidade de descarte, sempre que possível, e atendendo assim aos princípios e objetivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (2010).

Nesse sentido, a caracterização e a quantificação dos RSS gerados constituem etapas fundamentais na elaboração do Plano de Gerenciamento de Resíduos de Saúde (PGRSS) das instituições, e objetivam organizar as seguintes etapas: segregação, acondicionamento e identificação; incluindo a coleta, o transporte, o armazenamento e sua destinação ambientalmente adequada (Belo Horizonte, 2011). E, para melhor compreender o processo do gerenciamento se faz necessário entender sua classificação, em função dos riscos potenciais, como também em função da sua natureza e origem. O monitoramento e avaliação periódicos dos PGRSS são etapas fundamentais para mensurar a efetividade do gerenciamento dos RSS nos empreendimentos, a partir da elaboração de indicadores (Belo Horizonte, 2011).

Nesse contexto, o estudo objetivou analisar a geração de RSS em uma instituição hospitalar, a partir do quantitativo de resíduos gerados à época de início da sua implantação (2013) - agrupados por suas características de toxicidade e patogenicidade (BRASIL, 2018) - e o gerado nos dias atuais (2020), levantando uma discussão sobre as potencialidades do gerenciamento de resíduos de saúde. Também foram analisados os dados referentes ao ano de 2020, para os tipos de resíduos gerados na instituição, por trimestre, objetivando identificar alterações sazonais, ou mesmo correlacionadas à pandemia da Covid-19 na geração de resíduos de saúde na instituição.

### Metodologia

Trata-se de estudo quantitativo exploratório e descritivo, com levantamento de informações acerca dos tipos de resíduos gerados na instituição cenário do estudo, referentes ao ano de 2013 (janeiro a dezembro de 2013 – ano que iniciou a implantação do PGRSS na instituição) e ao período de janeiro a dezembro de 2020. Foi realizado em um hospital geral, público, de porte médio (105 leitos, em 2020), situado no município de Belo Horizonte, capital do estado de Minas Gerais, no sudeste do Brasil, considerado a sede da terceira concentração urbana mais populosa do país, com 2.7 milhões de habitantes estimados (IBGE, 2011). A instituição conta com serviço de mastologia, cirurgia geral e especialidades como clínica médica, oncologia, centro cirúrgico, terapia intensiva, serviço de urgência e ambulatorial.

Cabe ressaltar que a implementação do PGRSS (orientações, educação em saúde, organização dos processos, etc.), ocorreu concomitantemente com a sua elaboração, tendo sido aprovado em 2014 - em ambas as fases, intra e extra-estabelecimento, junto aos órgãos fiscalizadores municipais: Secretaria Municipal de Saúde e Superintendência de Limpeza Urbana, respectivamente.

Os dados referentes às pesagens dos RSS para os anos estudados foram extraídos de planilhas utilizadas para o registro diário dos resíduos produzidos, realizada por Grupos (RDC nº 222/2018), já rotina do serviço há sete anos. Esse levantamento dos dados foi realizado entre primeiro de fevereiro e 12 de março de 2021.

### Resultados e discussões

O Plano de Gerenciamento de Resíduos de Saúde da instituição cenário do estudo começou a ser implantado no ano de 2013, concomitante à sua elaboração. Os dados apresentados na Tabela 1 são referentes ao panorama de geração de resíduos na instituição à época, contabilizando média diária de 7.20 quilos/(leito.dia). Para o ano de 2020, foram contabilizados 5.15 quilos/(leito.dia) de RSS gerados, ou seja, houve uma redução na geração total de RSS quando comparado com o ano de 2013.

**Tabela 1.** Geração dos RSS por grupo de resíduos e por ano.

Classificação dos RSS	Kg/(leito.dia) 2013)	%	Kg/(leito.dia) (2020)	%
Infectantes	1.88	26.7	1.43	29.3
Químicos	0.048	0.69	0.086	1.76
Comuns (total)	5.016	71	3.29	67.5
Comuns (recicláveis)	0.15	-	0.27	
Perfurocortantes	0.115	1.62	0.069	1.43
Total	7.2	100	5.15	100

Fonte: dados da pesquisa.

Esses dados sugerem uma influência positiva da implantação do PGRSS quanto a redução de resíduos, levantando algumas possibilidades para sua explicação: quanto aos resíduos biológicos, foi possível perceber uma diferença de 0.45kg/(leito.dia), entre os anos de 2020 e 2013. A redução pode também ser observada para os resíduos comuns totais e perfurocortantes, com diferenças de 1.73 e 0.046 kg/(leito.dia), respectivamente. Por outro lado, para os resíduos químicos e recicláveis (em relação aos resíduos comuns) foi observado um aumento de 0.038 e 0.12 kg/(leito.dia).

Comparando os dados da Tabela 1 (ano 2020) a geração dos hospitais brasileiros, observa-se que o valor total de RSS gerados (5.15 kg/(leito.dia)) mostrou-se mais elevado que a média brasileira (2.97 kg/(leito.dia)) (Ribeiro *et al.*, 2020). No que se refere à fração de resíduos infectantes, no hospital estudado, por exemplo, o valor encontrado foi de 1.43 kg/(leito.dia), enquanto a média dos hospitais brasileiros aponta para 0.99 kg/(leito.dia), valores relativamente próximos (Ribeiro *et al.*, 2020), embora mais elevado na instituição estudada.

Pode-se inferir que a redução do quantitativo dos resíduos biológicos, registrada na Tabela 1, provavelmente decorreu da melhoria do processo de segregação na fonte e descarte correto dos resíduos não contaminados, quando comparados o primeiro ano de implementação do PGRSS e o ano de 2020. Essa (presumível) correta dispensação dos RSS potencialmente contaminados pode estar relacionada aos treinamentos periódicos realizados com os profissionais que atuam na instituição e ou aumento na eficiência dos equipamentos e/ou processos (como aquisição de materiais e insumos, de acordo com a padronização estabelecida em normas regulamentares, para melhor sinalização visual de coletores, placas informativas, aprimoramento no processo de pesagem, utilização de balanças apropriadas, entre outros.).

O descarte correto dos resíduos infectantes (biológicos), a partir da segregação mais efetiva, provavelmente refletiria no aumento da quantidade de resíduos comuns (não contaminados) (Ansari *et al.*, 2019; Ribeiro *et al.*, 2020). No entanto, tal situação não foi identificada na análise realizada, uma vez que se constatou uma pequena redução percentual dos resíduos comuns (de

71% em 2013, a 67.5% em 2020). Uma possível explicação para esse desfecho seria o aumento de resíduos recicláveis coletados: de 12.03 kg dia, em 2013 para 28.46 kg dia, em 2020, conforme apresentado na Tabela 1.

Desde que feita uma segregação adequada, parte dos resíduos de serviços de saúde (por exemplo: embalagens, material de escritório) poderá ser reciclada, trazendo de volta ao ciclo produtivo materiais que seriam descartados, utilizando-os na produção de novos objetos (Teixeira e Carvalho, 2005; Garcia e Zanetti-Ramos, 2004; Santos *et al.*, 2019; Schneider *et al.*, 2001). Vale citar que esse aumento da geração de materiais recicláveis pode ter ocorrido após a criação de um programa de educação permanente na instituição, envolvendo todos os profissionais, os pacientes e seus acompanhantes. Considerando a possível rotatividade dos profissionais nos serviços de saúde, os treinamentos (pautados na sensibilização para o tema e a educação em saúde) passam a ser ainda mais estratégicos e necessários, com ofertas frequentes, a ponto de incluir todos os colaboradores dos serviços (Orosko *et al.*, 2011).

Outro destaque importante sobre os resíduos infectantes está associado à possibilidade de destinação considerando o tratamento prévio (uma parcela elevada dos resíduos infectantes poderia ser destinada sem tratamento prévio, conforme legislação brasileira) (Brasil, 2018). Portanto, os riscos devem ser levados em consideração durante a segregação, acompanhado de um processo de acondicionamento que atue como barreira de proteção contra acidentes (Mol *et al.*, 2017).

Os resíduos do Grupo B são provenientes da assistência ao paciente, incluindo os efluentes de processadoras de imagem (reveladores e fixadores), pilhas e baterias, películas de raio-X inservíveis, medicamentos vencidos e os resíduos do processo de coloração de lâminas realizadas no laboratório de análises clínicas. Estes resíduos são gerados em grande quantidade em hospitais devido ao uso de medicamentos, esterilizantes, conservantes de tecidos humanos e reagentes de análises clínicas; e seu manejo inadequado constitui risco de contaminação para trabalhadores dos serviços de saúde, para a comunidade e para o ambiente, devido às suas características de inflamabilidade, corrosividade e toxicidade (Paula *et al.*, 2015; Ribeiro *et al.*, 2020; André *et al.*, 2016).

O aumento na geração dos resíduos químicos identificados - o que à primeira vista parece estar relacionado ao aumento do número e ou da complexidade de intervenções médicas realizadas na instituição – pode ser, de fato, consequência da correta classificação e dispensação dos resíduos, vez que, até 2013, em alguns setores do hospital, esses resíduos eram descartados como resíduos biológicos. Ademais, o descarte de forma inadequada de resíduos químicos pode acontecer, de acordo com Orosko *et al.* (2011), pela falta de precaução ou conhecimento, ou inconscientemente, quando os profissionais estão realizando procedimentos com atenção focada no paciente.

Nesse sentido, as capacitações periódicas se tornam essenciais, visando estabelecer a naturalização (cultura) do adequado descarte dos tipos específicos de resíduos nos locais apropriados.

#### Variación da geração de RSS por tipo de resíduo e por trimestre

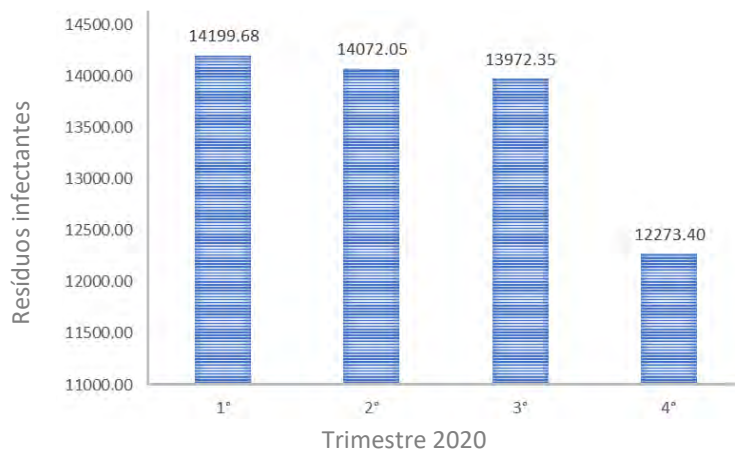
A variação da geração de RSS por tipo de resíduos também pode ser observada na Tabela 1, comparando-se os anos analisados (2013 e 2020). Constata-se que as alterações percentuais foram pequenas: um aumento dos resíduos comuns, que abrangem os resíduos que não apresentam riscos biológico, químico, radiológico ou físico à saúde e ou ao meio ambiente, e subdivididos em recicláveis e não-recicláveis. A quantidade gerada no ano de 2020 na instituição cenário do estudo correspondeu a 67.5% do volume total de RSS gerados, o que possibilita pressupor que o aumento no quantitativo de resíduos infectantes e químicos possui uma conotação positiva, uma vez que remete a um possível descarte e segregação adequados dos RSS.

O quantitativo de resíduos recicláveis também aponta a potencialidade de o PGRSS contribuir para o meio ambiente e a saúde coletiva, vez que o seu manejo realizado de forma adequada pode prevenir infecções hospitalares, evitando, ainda, a contaminação do solo, dos lençóis freáticos e outros cursos d'água (Teixeira e Carvalho, 2005).

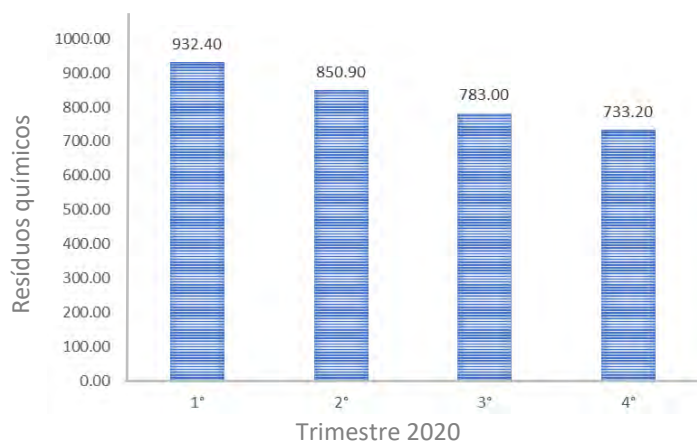
A análise trimestral (referente ao ano de 2020), aponta que se por um lado a média dos resíduos infectantes (29.3%) esteja acima da média estipulada pela Organização Mundial da Saúde (15%) (WHO, 2014), em contrapartida a instituição apresentou uma diminuição do quantitativo gerado (kg/(leito.dia)) no ano de 2020, em relação ao ano de 2013. Quando comparados por trimestre, é possível analisar a geração de um total de 14,199.68 kg de RSS no primeiro trimestre de 2020; e no quarto trimestre, uma geração de 12,273.40 kg, correspondendo a uma redução de 1,926.28 kg na geração de resíduos potencialmente contaminados, ou 13.6% (Figura 1).

Também foi observada diminuição no quantitativo dos resíduos químicos, vez que no primeiro trimestre houve um total de 932.4 kg gerados e no quarto trimestre 733.20 kg, equivalendo a uma redução de 199.2 kg gerados no período (ou 21.3%) (Figura 2). E para os resíduos comuns, conforme consta na Figura 3, também foi observada diminuição do quantitativo gerado ao longo do ano de 2020, um percentual de 15.7% de redução.

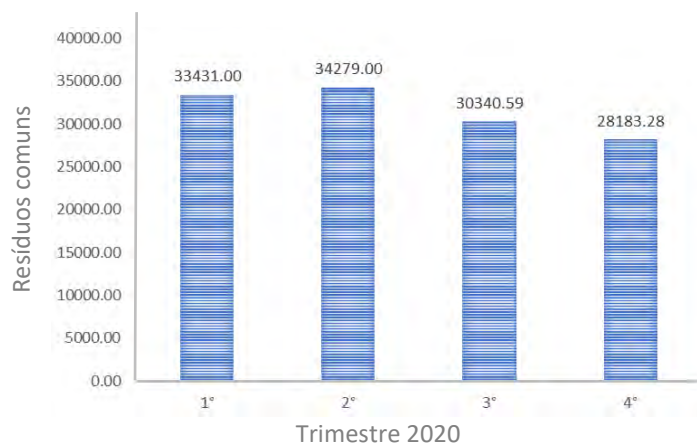
A taxa de geração de resíduos recicláveis aumentou de 0.15 (2013) para 0.27 kg/(leito.dia) (2020), considerando que os resíduos comuns totais tiveram uma redução de 5.02 (2013) para 3.29 kg/(leito.dia) (2020), sendo, este um importante indicativo de aumento na capacidade de segregação dos resíduos.



**Figura 1.** Variação da geração dos resíduos infectantes por trimestre, no ano de 2020.



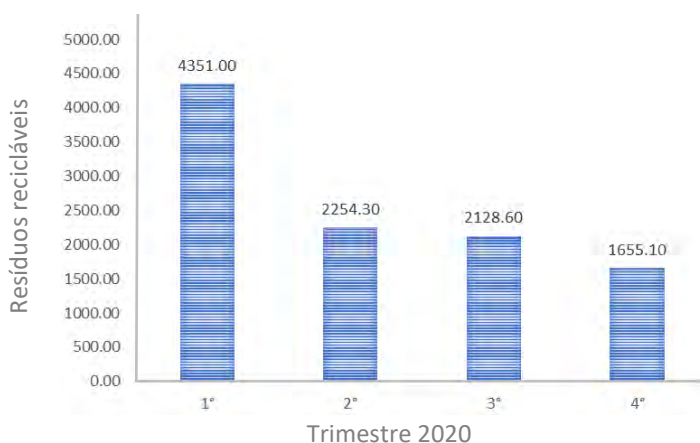
**Figura 2.** Variação da geração dos resíduos químicos por trimestre, no ano de 2020.



**Figura 3.** Variação da geração dos resíduos comuns por trimestre, no ano de 2020.



Quando analisados apenas no ano de 2020 (Figura 4), em função dos trimestres, observou-se uma diminuição de geração dos materiais recicláveis, possivelmente atribuída ao aumento na rotatividade dos colaboradores responsáveis pela coleta dos RSS na instituição, uma vez que a empresa terceirizada optou pelo afastamento dos profissionais, previamente capacitados para a coleta e segregação dos resíduos que atuavam na instituição, que fizessem parte do grupo de risco para Covid-19.



**Figura 4.** Variação da geração dos resíduos recicláveis por trimestre, no ano de 2020.

Outro fator que pode ter contribuído para a diminuição do quantitativo de resíduos foi a ausência de ações voltadas para a capacitações em serviço, para a segregação adequada de resíduos, pesagem, dentre outras. Devido ao cenário de pandemia da Covid-19, as atividades educativas priorizaram questões de biossegurança, sendo ainda reduzido o número de encontros e profissionais envolvidos, visando, assim, reduzir o número de reuniões com grupos de pessoas em ambientes fechados.

É preciso pontuar ainda que, devido à pandemia do Coronavírus, algumas alterações foram realizadas no atendimento realizado pela instituição no ano de 2020. E, embora a pandemia possa ter contribuído para a geração de uma maior quantidade de resíduos nos serviços de saúde (ABRELPE, 2021), essa instituição não atuou como hospital referência para atendimento a pacientes com suspeita e ou confirmação de diagnóstico da Covid-19. Também, de certa maneira, dado o seu perfil de atendimento a pacientes oncológicos, os pacientes optaram por limitar o número de consultas e ou somente procurar a unidade quando estritamente necessário. Ou seja, pode-se inferir que houve uma diminuição no fluxo de pacientes atendidos no ano de 2020. Não menos importante, vale citar também a suspensão de cirurgias eletivas em alguns períodos do referido ano, decaindo assim a geração de RSS.

### Considerações finais

Os dados sugerem uma influência positiva da implantação do PGRSS na redução de resíduos vez que, embora se observe o aumento do quantitativo de resíduos infectantes e químicos, entre 2013 (período de implantação) e 2020, identificou-se a redução dos resíduos comuns, sugerindo melhorias na segregação daqueles resíduos potencialmente infectantes e que remetem ao maior risco para a saúde coletiva e o meio ambiente. Dentre os possíveis fatores relacionados, identificados na instituição, podem ser elencados: a melhoria no processo da gestão dos RSS e maior conhecimento e colaboração dos profissionais e pacientes quanto à destinação correta dos resíduos, por meio de estruturação de capacitações e treinamentos em serviço. E, ainda, sinalizações visuais em todos os setores da instituição, que constituíram, neste caso específico, estratégia simples e efetiva na melhoria da segregação dos RSS, da geração à segregação.

Por meio da implantação e adequação do PGRSS é possível vislumbrar um ciclo virtuoso no manejo dos resíduos: diminui-se a geração dos potencialmente contaminados (vez que deixam de agregar na massa de resíduos comuns); também diminui-se a quantidade de despojos comuns, vez que os recicláveis passam a ser dispensados da forma mais adequada, reduzindo, por conseguinte, os gastos inerentes ao tratamento e sua disposição final, no fim da cadeia. Gera-se, dessa forma, economia de recursos financeiros, proteção da saúde e do meio ambiente. A partir do conhecimento e controle acerca à caracterização dos RSS gerados, sua quantificação e destinação adequada, é preciso focar estratégias de sensibilização para a sua redução na cadeia dos serviços de saúde. O primeiro passo precisa ser dado.

### Referências bibliográficas

- Alcântara, B., Lima, J., Lira, M. C., Pacheco-Filho, G., dos Santos, W. (2016) *Resíduos sólidos hospitalares: estudo de caso de três hospitais de Pernambuco e prevenção da poluição*. Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia CONTECC. Foz do Iguaçu, Brasil.
- André, S. C., Veiga, T. B., Takayanagui, A. (2016) Geração de Resíduos de Serviços de Saúde em hospitais do município de Ribeirão Preto (SP), Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **21**(1), 123-130. <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100140092>
- Ansari, M., Ehrampoush, M. H., Farzadkia, M., Ahmadi, E. (2019) Dynamic assessment of economic and environmental performance index and generation, composition, environmental and human health risks of hospital solid waste in developing countries; A state of the art of review. *Environment International*, **132**, 1050732-105073. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105073>
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2021) *Recomendações para a gestão de resíduos sólidos durante a pandemia de coronavírus (Covid-19)*. [Internet]. Acesso em: 20 de fevereiro de 2021. Disponível em: <https://www.abrelpe.org.br>
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004) *NBR 10.004: Resíduos sólidos – Classificação*. Rio de Janeiro. Belo Horizonte (2011) *Manual de Regulamento Orientador para a Construção dos Indicadores de Monitoramento, Avaliação e Controle de Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde de Belo Horizonte - MG*. Belo Horizonte, COPAGRESS, 2011. 57 pp. Acesso em: 27 de fevereiro de 2021. Disponível em: <http://cromg.org.br/arquivos/manual.pdf>

- Bidone F. R. A. (2001) *Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: eliminação e valorização*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Brasil.
- Borowy, I. (2020) Resíduo hospitalar: o lado sombrio da assistência médica. *Hist. cienc. Saúde-Manguinhos*, **27**(Suppl 1), 231-251. Acesso em 24 de março de 2021. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0104-59702020000900231&lng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-59702020000900231&lng=en)
- Brasil (2005). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução nº 358, de 29 de abril de 2005*. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília. Acesso em: 27 de fevereiro de 2021. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=5046>
- Brasil (2006) *Manual de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde*. Brasília: Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Acesso em: 27 de fevereiro de 2021. Disponível em: [https://www.anvisa.gov.br/servicosaude/manuais/manual\\_gerenciamento\\_residuos.pdf](https://www.anvisa.gov.br/servicosaude/manuais/manual_gerenciamento_residuos.pdf)
- Brasil (2018) Agência Nacional de Vigilância Sanitária. *Resolução RDC n. 222, de 29 de março de 2018*. Dispõe sobre as boas práticas de gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde e dá outras providências [Internet]. Brasília DF: Ministério da Saúde. Acesso em 24 de março de 2021. Disponível em: [http://antigo.anvisa.gov.br/documents/33852/271855/RDC+222+de+Mar%C3%A7o+de+2018+COMENTADA/eedd85795-17a2-4e1e-99ac-df6bad1e00ce?version=1.0#:~:text=222%2C%20DE%2028%20DE%20MAR%C3%87O,do%20Meio%20Ambiente%20\(CONAMA\).](http://antigo.anvisa.gov.br/documents/33852/271855/RDC+222+de+Mar%C3%A7o+de+2018+COMENTADA/eedd85795-17a2-4e1e-99ac-df6bad1e00ce?version=1.0#:~:text=222%2C%20DE%2028%20DE%20MAR%C3%87O,do%20Meio%20Ambiente%20(CONAMA).)
- Costa, T., Felli, V. E. (2012) Periculosidade dos produtos e resíduos químicos da atenção hospitalar. *Cogitare Enferm*, **17**(2), 322-30. 2012. Acesso em 24 de março de 2021. Disponível em: [http://www.revenf.bvs.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1414-85362012000200017](http://www.revenf.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-85362012000200017)
- Garcia, L. P., Zanetti-Ramos, B. (2004) Gerenciamento dos resíduos de serviços de saúde: uma questão de biossegurança. *Cad. Saúde Pública*, Rio de Janeiro, **20**(3), 744-752. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2004000300011>
- IBGE (2011) *IBGE, Rio de Janeiro. Censo 2010*. Acesso em 02 de fevereiro de 2021. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br>
- Khobragade, D. (2019) Health care waste: avoiding hazards to living and nonliving environment by efficient management. *Fortune J Health Sci.*, **2**(2), 14-29. <https://doi.org/10.26502/fjhs007>
- Macedo, L. C., Larocca L., Nolasco Chaves, M. M., Perna, P. O., Muntsch, S. M. A., Damaceno, E. F. C., Souza, T. S., Poliquesi, C. B., Truppel, T. C., Souza, C. (2007) Segregação de resíduos nos serviços de saúde: a educação ambiental em um hospital-escola. *Cogitare Enfermagem*, **12**(2), 183-188. <http://dx.doi.org/10.5380/ce.v12i2.6803>
- Mmereki, D., Baldwin, A., Hong, L., Li, B. (2016) The Management of Hazardous Waste in Developing Countries, In: *Management of Hazardous Wastes*. Saleh H., Rahman R.A. (Eds.). Intech, Rijeka. Croatia. 39-51.
- Mol, M. P. G., Cussiol, N. A. M., Heller, L. (2017) Destinação de resíduos de serviços de saúde do subgrupo A4: política baseada em evidência ou em intuição? *Engenharia Sanitária e Ambiental*. **22**(06). <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017152421>
- Naime, R., Ramalho, A. H. P. E., Naime, I.S. (2006), Diagnosis of the solid waste management system of the hospital of clinics of Porto Alegre, *Uniciencias*, **10**, 103-143. <https://www.redalyc.org/journal/4716/471659747012/html/> Acesso em 20 de fevereiro de 2021
- Oliveira, L., Mendonça, I.V., Gomes, S.C., Caldas, A. (2018) Fatores associados ao manejo de Resíduos de Serviços de Saúde, pela Equipe de Enfermagem. *Rev baiana enferm*, n. **32**. 2018. Disponível em: <file:///C:/Users/anacl/Downloads/25104-90232-2-PB.pdf> Acesso em 20 de fevereiro de 2021.
- Orozco, M. M. D., Vieira, P. C., Trindade, A. M. F. (2011) *Avaliação do desempenho do gerenciamento dos resíduos de serviço de saúde gerados em um hospital do município de Congonhas-MG*. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia. Porto Alegre. 2011.

- Paula, A. M., Garbin, A. A. R. (2015) Saúde e segurança no trabalho: as implicações do processo de gerenciamento dos resíduos de saúde no serviço público. *Archives of Health Investigation*, **4**(4), 44-49. Acesso em 02 de fevereiro de 2021. Disponível em: <https://www.archhealthinvestigation.com.br/ArcHI/article/view/914>
- 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. Acesso em 20 de fevereiro de 2021. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/343828130\\_Quantitative\\_estimation\\_of\\_healthcare\\_wastes\\_generated\\_by\\_brazilian\\_hospitals\\_A\\_literature\\_review?\\_sg%5B0%5D=wFBY3mVLu-TCplkoD\\_m3w4RwuB4wmFpXCAy6Ko4RbHKXgo-tNTFqM2wfwWYCexdlbvCQCodYBrz\\_5bZhUXphKfbziqpW2JoqSWWuJuNwKr.AO08wcAT5obl8KzdSdPt3R8bqGpKQXKetcwIq7SPHT2IDA0AeieiyrCdrGnEf6SU-Xvqeg2zRxGQ2f-KK7GrtA](https://www.researchgate.net/publication/343828130_Quantitative_estimation_of_healthcare_wastes_generated_by_brazilian_hospitals_A_literature_review?_sg%5B0%5D=wFBY3mVLu-TCplkoD_m3w4RwuB4wmFpXCAy6Ko4RbHKXgo-tNTFqM2wfwWYCexdlbvCQCodYBrz_5bZhUXphKfbziqpW2JoqSWWuJuNwKr.AO08wcAT5obl8KzdSdPt3R8bqGpKQXKetcwIq7SPHT2IDA0AeieiyrCdrGnEf6SU-Xvqeg2zRxGQ2f-KK7GrtA)
- Santos, E., Gonçalves, K. M., Mol, M. P. G. (2019) Healthcare waste management in a Brazilian university public hospital. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy (WM&R)*. **37**(3). <https://doi.org/10.1177/0734242X18815949>
- Schneider, V. E., Rêgo, R. D. C. E. D., Caldart, V., Orlandin, S. M. (2001), *Health Services Solid Waste Management Manual*, CLR Balieiro, São Paulo, Brasil.
- Teixeira, G., Carvalho, F. (2005) *A possibilidade de reciclagem de resíduos hospitalares com a implantação do plano de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde – PGRSS*. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005. Anais. Juiz de Fora/ MG.
- WHO, World Health Organization (2018), Healthcare Waste Fact Sheet, Geneva, World Health Organization Switzerland, Acesso em 20 de fevereiro de 2021. Disponível em: <http://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/health-care-waste>
- WHO, World Health Organization (2014) Chantier, Yves et al (ed.) *Safe Management of wastes from health-care activities*, 2nd ed. 2014. Acesso em 24 de março de 2021. Disponível em: [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/wastemanag/en](https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/wastemanag/en)



# REVISTA AIDIS

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

## BIOCHAR FROM ANDROPOGON GRASS (*Andropogon gayanus* cv. *Planaltina*) APPLICATIONS IN DYE REMOVAL BY ADSORPTION AND SLOW FILTRATION

Cleidiane Cardoso Teixeira <sup>1</sup>

Argemiro Lima Pedrosa <sup>2</sup>

Iago Aguiar Dias Carmo <sup>3</sup>

Marcelo Mendes Pedroza <sup>2</sup>

Nelson Luis Gonçalves Dias de Souza <sup>3</sup>

\* Grasielle Soares Cavallini <sup>3</sup>

Recibido el 17 de septiembre de 2021. Aceptado el 21 de febrero de 2022

### Abstract

Dyes represent a class of contaminants with a high impact on aquatic ecosystems due to their toxicity. As these pollutants are difficult to degrade, studies on the treatment methods for these compounds are highly important to minimize damage to water bodies that receive these effluents. In this work, the adsorption and slow filtration processes using charcoal produced from the pyrolysis of Andropogon grass (*Andropogon gayanus* cv. *Planaltina*) were individually evaluated for removal of the methylene blue dye. The adsorption studies included the evaluation of kinetic behavior, evaluating pseudo-first-order and pseudo-second-order models and adsorption isotherms using the Langmuir, Freundlich, and Dubinin-Radushkevich models. According to the results, it was found that the adsorptive process had greater efficiency between pH 8 and 10. The pseudo-second-order model better described the adsorption kinetic behavior ( $R^2 = 0.9722$ ) and as for the adsorption isotherms, Freundlich's model best described the process. The maximum charcoal adsorption capacity of Andropogon grass for the removal of methylene blue was  $17.63 \text{ mgg}^{-1}$ . In the filtration process, dye removal reached an efficiency above 99% at filtration rates of 1.5 and 2.1  $\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$ .

**Keywords:** biomaterial, bioadsorbent, dye, filtration, adsorption.

<sup>1</sup> Colegiado de Ciências Exatas e Biotecnológicas, Universidade Federal do Tocantins, Brasil.

<sup>2</sup> Instituto Federal do Tocantins, Brasil.

<sup>3</sup> Programade Pós-Graduação em Química, Universidade Federal do Tocantins, Brasil.

Corresponding author: Federal University of Tocantins - Undergraduate Programme in Chemistry, 77.402-970, Gurupi, Tocantins, Brazil. Email: [grasielesoares@gmail.com](mailto:grasielesoares@gmail.com); [grasiele@uft.edu.br](mailto:grasiele@uft.edu.br)

## Introduction

Dyes used in textile industries are manufactured in such a way that they are resistant to exposure to light, water, soap, perspiration, chemical substances, and microbial attacks, which makes them persistent in the environment (Chandra, 2016). In industrial effluents, dyes are among the most polluting contaminants (Resta *et al.*, 2016; Yaseen and Scholz, 2019), as even in a small fraction they can promote impacts such as changes in gas solubility and water transparency, in addition, they are hardly removed by conventional effluent treatments due to their complex composition (Zazycki *et al.*, 2019).

The removal of these dyes from water bodies is extremely important as they are considered a risk to public health because most of these substances present toxicity and carcinogenic potential (Hassaan and El Nemr, 2017). As for the impacts on ecosystems, the presence of dyes in an aqueous medium can present toxicity to the biota, as well as reduce the passage of light preventing the photosynthesis process (Holkar *et al.*, 2016; Rosa *et al.*, 2019).

Due to the specificity of each dye, there is no standardization as to the most suitable treatment method for its removal, with the most commonly used conventional methods being: chemical precipitation, ozonization, electro-flocculation, chemical coagulation, oxidation, biological treatment, ultrafiltration, electrochemical treatment, ion exchange, membrane filtration and adsorption (Choudhary *et al.*, 2020; Tomczyk *et al.*, 2020).

Adsorption technologies are highlighted, as they are effective in the treatment of industrial effluents regarding the removal of metals and dyes (Ms and Hasan, 2016). According to Baccar *et al.* (2009) activated carbon has been widely used in the treatment of water and effluents, due to its high adsorption capacity, but depending on the source of the raw material, such as wood, lignite, and mineral coals, the cost of its production is high (Baccar *et al.*, 2009). In this context, there is great interest in the use of low-cost alternative materials that can be used in the production of charcoal, such as coconut husks, peat, petroleum residues, rice husks, walnuts, animal bones, grains, coffee, peach, plum, and almond pits (Wu *et al.*, 2019). Which can originate from forest species, industrial, urban, and agricultural residues, among others. According to Dalahmeh *et al.*, 2012, the high surface area of charcoal of vegetable origin offers a high capacity for removing organic matter by adsorption and by biofilm (Dalahmeh *et al.*, 2012).

Fast-growing plants such as grasses also have the potential for biochar production. Specifically, Andropogon grass was used for metal removal in the after-treatment of paint industry effluent, and removals greater than 97% were obtained for total aluminum, total cadmium, hexavalent chromium, zinc, and total cobalt, in addition to removal of 92% color (Pedrosa *et al.*, 2019).

According to Embrapa Cerrados, *Andropogon* grass (*Andropogon gayanus* cv. Planaltina) is a perennial forage grass originally from Tropical Africa and was widely distributed in most tropical Cerrados, as it presents areas of dry seasons and prolonged periods. The cultivar of the *Andropogon gayanus* Kunt species was the first tropical forage launched in 1980, however, it has been showing a behavior with a strong tendency to occupy non-cultivated environments close to the plantation areas. The Planaltina cultivar has the following characteristics: adaptation to sandy or gravel soils, acid and of low natural fertility; presents rapid regrowth at the beginning of the rains; has fire tolerance; high compatibility with herbaceous forage legumes; and lower food value during the dry season. This cultivar stands out for its high resistance to leafhoppers from pastures, and also for showing excellent adaptation to restrictive soil and climate conditions (Andrade *et al.*, 1980).

In this context, the present study evaluated the retention capacity of the methylene blue dye through adsorption and slow filtration processes, using a filter built on a laboratory scale, using charcoal obtained from the process of pyrolysis of the biomass of *Andropogon* grass. The physicochemical characteristics of coal were evaluated by Raman and Infrared spectroscopy.

## Materials and methods

### Biochar production from *Andropogon* grass

The biomass of *Andropogon* grass was collected in Palmas, Tocantins, Brazil (S10°22'32.5" W48°18'15.7"). To obtain the fiber, the grass was crushed in a knife mill and crushed again in a blender, then the biomass was subjected to drying at 40 °C for 24 hours and then sieved. The material retained between the 28 and 48 mesh sieves was mixed and used for the characterization and production of charcoal.

The biochar was produced by the slow pyrolysis process in a stainless steel bipartite fixed bed reactor, 100 cm long and 10 cm external diameter, brand FLYEVER, model FE50RPN, 05/50 line, with a microcontroller coupled to a reclining oven, tubular up to 1200 °C and 1 zone. The biomass (dry mass of 64.74g) was introduced into the reactor tube in the form of briquettes. The pyrolysis reactor coupled to a thermocouple was initially heated to an oven temperature of 200 °C. Then, the temperature of the device was increased according to the operating conditions of the pyrolysis process, which ranged from 400 °C to 500 °C, for 30 minutes. The flow rate of the carrier gas (nitrogen) was 3mLmin<sup>-1</sup>. Pedrosa *et al.* (2019) characterized this biomaterial as mesoporous, with moisture content 9.9% ± 0.1, ash content 4.5% ± 0.3, apparent density 0.824 mg L<sup>-1</sup> and pH 8.9.

### Adsorptive studies using charcoal from *Andropogon* grass to remove methylene blue

A 5.12 mgL<sup>-1</sup> solution of methylene blue was used to carry out the tests at different pH values: 2, 4, 6, 8, 10 and 12. Adjustments of the pH values of the methylene blue solutions were performed with solutions of sulfuric acid (0.1 molL<sup>-1</sup>) and sodium hydroxide (0.1 molL<sup>-1</sup>), using a pH meter

(MS Tecnopon®), with the samples under agitation. In a glass flask with a lid, 0.01 g of the charcoal from Andropogon grass was weighed, then 20 mL of each methylene blue solution was added. The samples were left under agitation for 15 hours. The methylene blue removal efficiency was evaluated by visible spectrophotometry in a PG instruments model T60 UV-Vis spectrophotometer. Absorbance measurements were performed at a wavelength of 664 nm. The amount of methylene blue adsorbed by the adsorbent at each pH value was calculated by the following Equation 1:

$$Q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad \text{Equation (1)}$$

Where:  $Q_e$  is the amount of dye adsorbed by the adsorbent,  $C_0$  ( $\text{mgL}^{-1}$ ) and  $C_e$  ( $\text{mgL}^{-1}$ ) correspond to the initial concentrations and final equilibrium concentration of the dye,  $m$  is the mass of the adsorbent and  $V$  is the volume of the dye solution in contact with the adsorbent. The adsorption rate was calculated by Equation 2:

$$\% \text{ removal} = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} * 100 \quad \text{Equation (2)}$$

Adsorption isotherms were calculated from the following concentrations:  $40.96 \text{ mgL}^{-1}$ ,  $30.72 \text{ mgL}^{-1}$ ,  $20.48 \text{ mgL}^{-1}$ ,  $10.24 \text{ mgL}^{-1}$  and  $5.12 \text{ mgL}^{-1}$ . In a glass flask with a lid, 0.01 g of the charcoal from Andropogon grass was weighed, then 20 mL of each methylene blue solution was added. The samples were left under agitation for 24 h. The data obtained were adjusted to Langmuir, Freundlich, Dubinin-Radushkevich and Redlich–Peterson isotherms.

For the kinetic assay, a methylene blue concentration of  $5.12 \text{ mgL}^{-1}$  was used. For this, a glass flask with a lid was used, in which 0.1 g of the biochar from Andropogon grass was weighed, then 250 mL of the methylene blue solution was added. The system was agitated for 24 h and aliquots to evaluate the adsorption of the dye concerning time were collected over time. The kinetic behavior of the adsorptive process was evaluated according to two pseudo-first-order and pseudo-second-order models.

#### Filtration using biochar from Andropogon grass to remove methylene blue

The particle size characterization of the charcoal filter was determined by the effective diameter and the uniformity coefficient (CU) of the filter media. The effective diameter being defined as the opening of the sieve that allows the accumulated passage of 10% of the analyzed sample. And the uniformity coefficient is the porosity of the sieve that retains 40% of the sample divided by the effective diameter (Bourke *et al.*, 1995; Sheng, 2007; Munk *et al.*, 2017)



The test was carried out on a laboratory scale, in a descending filter containing the charcoal produced by the pyrolysis of Andropogon grass as a filtering medium. The experiment was carried out in continuous flow, using the methylene blue solution at a concentration of  $20.01 \text{ mgL}^{-1}$  at pH 7.0. Two filters of equal dimensions were used: total height of the filter tubing with connections of 25 cm, height of the carbon layer in the tubing of 10 cm and filter diameter of 1.9 cm in each filter. During the assembly of the system, the mass of 3.984 grams of coal was used. Filters were fed by gravity, and two filtration rates were evaluated,  $1.5 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$  and  $2.1 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$ .

Dye retention was measured in a double-beam spectrophotometer (PERKIN ELMER, LAMBDA 750) at 650 nm, using a calibration curve with  $R^2$  equal to 0.9991, constructed by solutions with concentrations of 1.0; 5.0; 10.0; 15.0 and  $24.0 \text{ mgL}^{-1}$ .

#### Raman spectroscopy

Raman spectra were performed on an RFS 100 instrument (Bruker, Ettlingen, Germany), equipped with a  $\text{Nd}^{+3}/\text{YAG}$  laser operating at 1064 nm with a Ge detector cooled with liquid nitrogen and with a spectral resolution of  $4 \text{ cm}^{-1}$  and 1024 accumulations were performed with a laser power of 60 mW. For the calculation of the ratio of the D and G bands intensities, it is important to clearly define a protocol for the exclusion of the baseline, necessary to access the spectroscopic information. The procedure used was the exclusion of a linear baseline between 1000 and  $1900 \text{ cm}^{-1}$  using a spline function and multiple points. To adjust the spectrum, the Gauss function was used for the D and G bands, resulting in an  $R^2 = 0.97$ .

#### Infrared absorption spectroscopy

The infrared spectra of the samples were obtained in a Perkin Elmer brand FTIR spectrometer in the region of  $4000\text{-}400 \text{ cm}^{-1}$ , with a resolution of  $4 \text{ cm}^{-1}$  and an average of 64 scans.

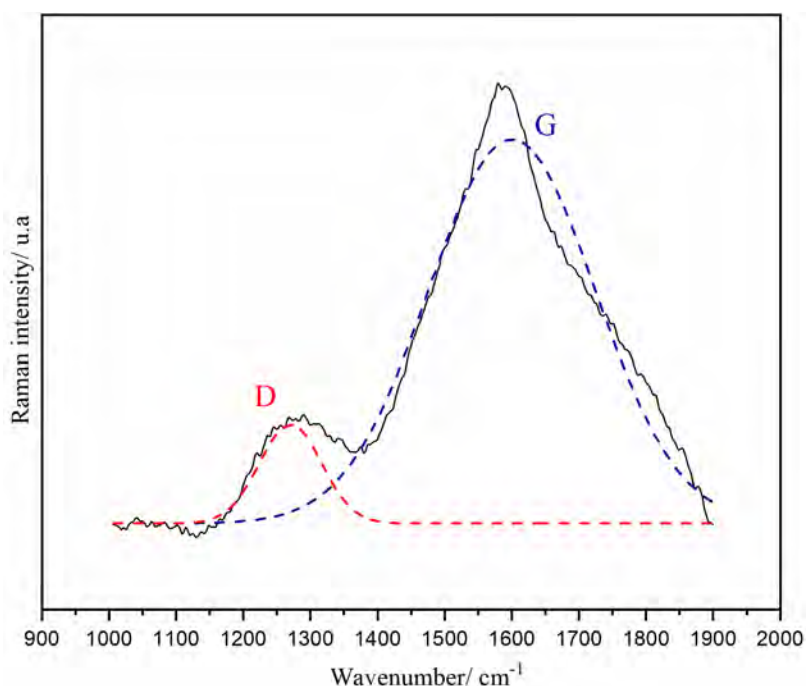
## Results and discussion

### Spectroscopic evaluation of the biomaterial

The biomaterial was analyzed using Raman and Infrared vibrational spectroscopic methods to characterize its chemical structure. Figure 1 shows the Raman spectrum of biochar and it is possible to observe two characteristic bands of carbonic material, one at  $1272 \text{ cm}^{-1}$  (D band) and the other at  $1592 \text{ cm}^{-1}$  (G band) (Cuesta *et al.*, 1994; Sheng, 2007; Munk *et al.*, 2017). Both reveal the presence of  $\text{sp}^2$ -type hybridization carbon atoms in benzene or partially hydrogenated condensed benzene rings (Fuertes *et al.*, 2010).

The D band is characteristic of polyaromatic carbons and can be attributed to the vibration mode of the graphitic network with  $A_{1g}$  symmetry, and its relative intensity and width vary according to the disorder or defect of the material (Keown Li, Hayashi Li, 2007; Sadezky *et al.*, 2005). The G

band corresponds to an ordered graphite network and can be attributed to the vibration mode of the double bonds between carbon atoms and the vibration of the graphite network with  $E_{2g}$  symmetry (Chen *et al.*, 2015; Hoslett *et al.*, 2020). The curve fitting of the Raman spectrum is widely used for the analysis of the biochar structure, and the methods that use only the G and D bands are simpler. Methods using five to ten bands are also described in the literature, however, in this work, only the D and G band was used because it is a single material (Tsaneva *et al.*, 2014; Pusceddu, 2017; Wang *et al.*, 2018; Yu *et al.*, 2018).

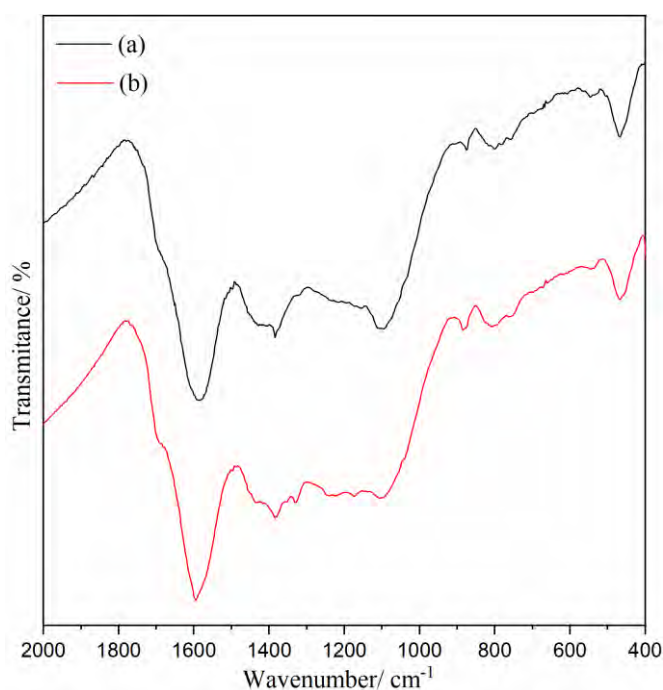


**Figure 1.** Biochar Raman spectrum obtained by pyrolysis of Andropogon grass.

The band intensities ratio ( $I_D/I_G$ ) is an important qualitative parameter to assess the structure of materials, indicating the level of disorder and defect in the material. A ratio greater than 1 indicates an interruption in  $sp^2$  hybridization due to a large number of defects and a ratio lower than 1 is characteristic of material with fewer structural defects and a better graphitic network (Genovese *et al.*, 2015; Mendonça *et al.*, 2017; Eshun *et al.*, 2019). The calculated ratio for the obtained biochar was 0.26; which indicates a structure with fewer defects and better structural organization. This value can be associated with the low temperature used for pyrolysis ( $450^\circ\text{C}$ ) and a low ash content ( $13.23 \pm 0.63\%$ ) since high carbonization and biochar temperatures with lower ash contents generate graphite with crystallites more disorderly and amorphous. In addition, Raman spectroscopy can be

used to measure the average size of carbon crystallite in the (La) plane. This is done by taking the G-bandwidth value at half height ( $\Gamma_G$ ) and using a mathematical equation built from Raman spectroscopy and X-ray diffraction data.. Thus, in the Raman spectrum of the biochar  $\Gamma_G = 292 \text{ cm}^{-1}$ , is observed, which gives an average crystallite size of 1.99 nm.

Figure 2 shows the infrared absorption spectrum of biochar before and after the filtration process with the methylene blue solution.



**Figure 2.** The infrared spectrum of biochar was obtained from the pyrolysis of Andropogon grass before (a) and after (b) the adsorption of the methylene blue dye.

Comparing the spectra, no spectral changes are observed in the bands in 3391, 2965/2925/2854, 1688, 1434 e 468  $\text{cm}^{-1}$ , assigned respectively to the  $\nu(\text{OH})$ ,  $\nu(\text{CH}_2)$ ,  $\nu(\text{C}=\text{O})$ ,  $\nu(\text{CH})$  and  $\nu(\text{CH})$  and aromatic compounds. However, small spectral changes are observed in other regions of the spectrum. The bands on 1584 e 875  $\text{cm}^{-1}$ , which can be assigned respectively to the  $\nu(\text{C}=\text{C})$  e  $\nu(\text{CH})$  aromatic, are respectively shifted to 1594 and 783  $\text{cm}^{-1}$  in the spectrum of the biochar with the dye. In addition, there is an increase in the relative intensity of the bands in 1384 and 1328, assigned respectively to the  $\nu(\text{C}-\text{C})$  in aromatics and  $\nu(\text{C}-\text{O})$  in phenols and decreased relative intensity of the band in 1099  $\text{cm}^{-1}$  that can be attributed to the  $\nu(\text{C}-\text{O}-\text{C})$  (Chia *et al.*, 2012; Mupa *et al.*, 2016; Zhu *et al.*, 2018; Fazal *et al.*, 2019) . Thus, from the results obtained by infrared spectroscopy, it can be

inferred that the adsorption that occurs is not chemical, as for this to occur, more significant spectral changes would be necessary as described in the literature (Liu *et al.*, 2020; Suwunwong *et al.*, 2020). Mainly in the bands referring to C=C/C=O and OH bonds, which would indicate respectively  $\pi$ - $\pi$  type interactions and hydrogen bonds.

#### Evaluation of pH in the adsorption of methylene blue on Andropogon grass biochar

The results of the evaluation of the adsorptive process at different pH values are shown in Table 1.

**Table 1.** Adsorption values at different pH.

pH	Qe (mg/g)	% Removal
2	5.1991	53
4	6.4649	66
6	6.1677	63
8	7.72504	79
10	7.1847	73
12	4.6984	48

The pH that presented the lowest removal rate was pH = 2, this may occur because methylene blue is a cationic molecule, so at more acidic pH values there may be competition between the  $H_3O^+$  ions and the dye, reducing the efficiency of the adsorptive process (Shee *et al.*, 2014). The results showed that the best working range is between pH 8 and 10, with a removal percentage of 79 and 73%, respectively.

#### Adsorption Isotherm

The isotherms used to describe the adsorption process using Andropogon grass and methylene blue dye were: Langmuir, Freundlich, Dubinin-Radushkevich and Redlich–Peterson. Figure 3 presents the models, the equations provided and the coefficient of determination ( $R^2$ ). To interpret the data, the parameters of each model were calculated, which are shown in Table 2

The values of  $R^2$  shown in Figure 3 demonstrate that the Langmuir ( $R^2 = 0.9748$ ) and Freundlich ( $R^2 = 0.9765$ ) models fitted very well to the experimental data by the linear regression method because the coefficient of determination  $R^2$  presented values close to a 1, which indicates good applicability in both isotherm models. However, the Dubinin-Radushkevich and Redlich–Peterson models, despite having presented a lower  $R^2$  than the previous ones, still presents a good fit, which allows use the first them to calculate the average adsorption energy (E).

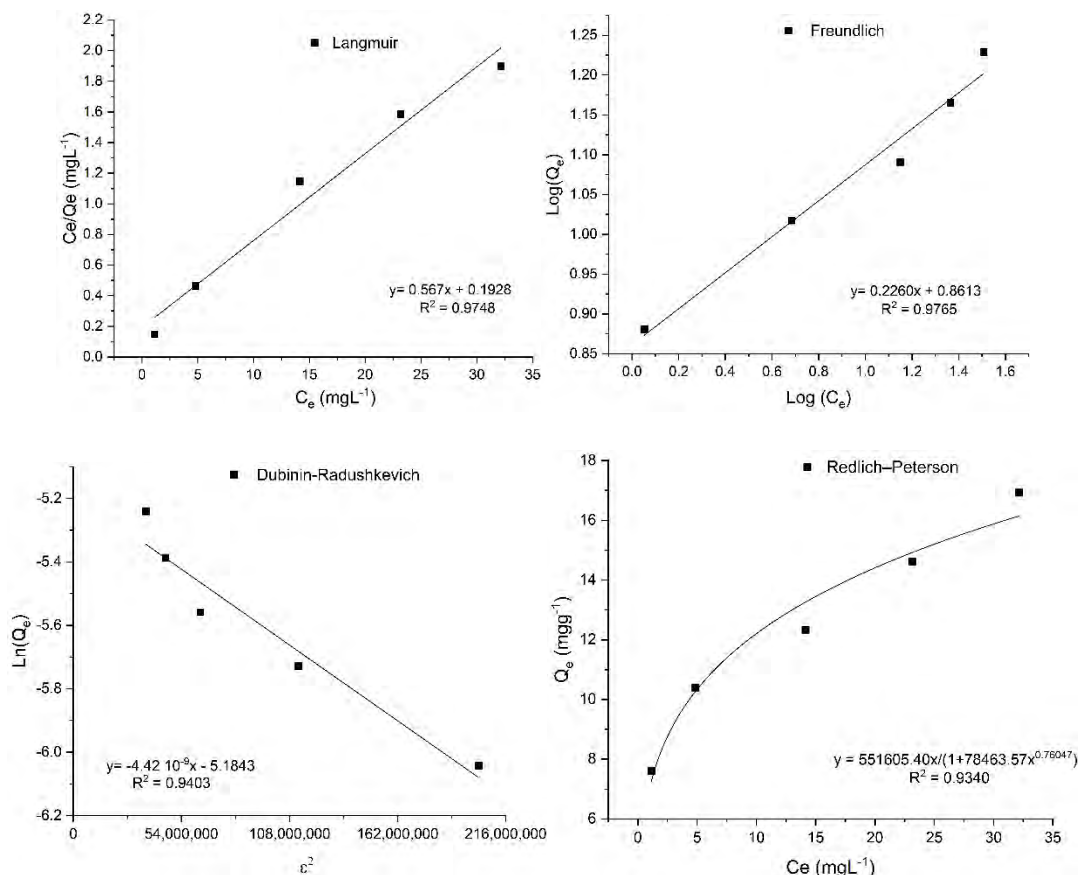


Figure 3. Langmuir, Freundlich and Dubinin-Radushkevich isotherms.

Table 2. Langmuir, Freundlich and Dubinin-Radushkevich isotherm parameters.

Langmuir	Freundlich	Dubinin-Radushkevich	Redlich-Peterson
$Q_{max} \text{ (mgg}^{-1}\text{)} = 17.63$			$K_R \text{ (Lmg}^{-1}\text{)} = 551605.40$
$K_L \text{ (Lmg}^{-1}\text{)} = 0.294$	$K_F \text{ (mgg}^{-1}\text{)} = 2.366$		$A_R \text{ (Lmg}^{-1}\text{)} = 78463.57$
$R_L = 0.0767$	$n \text{ (mgL}^{-1}\text{)} = 4.424$	$E \text{ (kJmol}^{-1}\text{)} = 1.063$	$\beta = 0.76047$

The Langmuir isotherm assumes that the adsorption sites are energetically identical, that the adsorbent has a uniform surface and the adsorption takes place in a monolayer. From this model, it is possible to obtain the maximum adsorption capacity ( $Q_{max}$ ) and the parameter  $R_L$ , which indicates whether the Langmuir isotherm is favorable, unfavorable, linear, or irreversible. A favorable isotherm will achieve high solid loading values even at low adsorbate values in the fluid

phase, unlike an unfavorable isotherm. In the linear isotherm, the loading will increase linearly with the concentration of the solution, and in the irreversible, it will present a very strong interaction, so the adsorbed amount is independent of its concentration in the fluid (Ayawei *et al.*, 2017). Being,  $R_L > 1$  when the process was unfavorable,  $R_L = 1$  for linear isotherm,  $R_L$  between 0 e 1 when the process is favorable and  $R_L = 0$  when the process is irreversible (Crini and Badot, 2008). The value of ( $Q_{max}$ ) of Andropogon grass biomass for methylene blue removal according to the Langmuir model was  $17.63 \text{ mgg}^{-1}$ . The value of  $R_L$  obtained was 0.0767 which indicates favorable adsorption, as its value was between 0 and 1.

The Freundlich model considers that the solid is constituted by several different types of active sites and that its surface is heterogeneous, therefore it does not assume adsorption only in a monolayer. From this model, it is possible to obtain the  $K_F$  (adsorption capacity) and  $n$  (adsorption intensity), which represent the adsorption capacity and the distribution of the adsorption sites in terms of their energy, respectively. Thus, when the value of  $K_F$  is between 1 and  $20 \text{ mgg}^{-1}$ , the adsorption is feasible, when  $n = 1$ , the partition between the two phases is independent of the concentration, if  $1/n < 1$ , normal adsorption occurs, if  $1/n > 1$  suggests cooperative adsorption and when  $n$  is a value between 1 and 10, the adsorption process is favorable (Komkiene and Baltreinaite, 2016; Ayawei *et al.*, 2017; Shikuku and Jemutai-Kimosop, 2020; Iqbal *et al.*, 2021). In the present work, the  $K_F$  value was  $2.366 \text{ mgg}^{-1}$ , indicating the capacity of Andropogon grass biochar to adsorb the dye. The value of  $n$  was  $4.424 \text{ mgL}^{-1}$ , therefore, the adsorption process is favorable and normal. The Freundlich model is the most used to describe the adsorption characteristic of coal used for the treatment of water and effluents (Metcalf *et al.*, 2002).

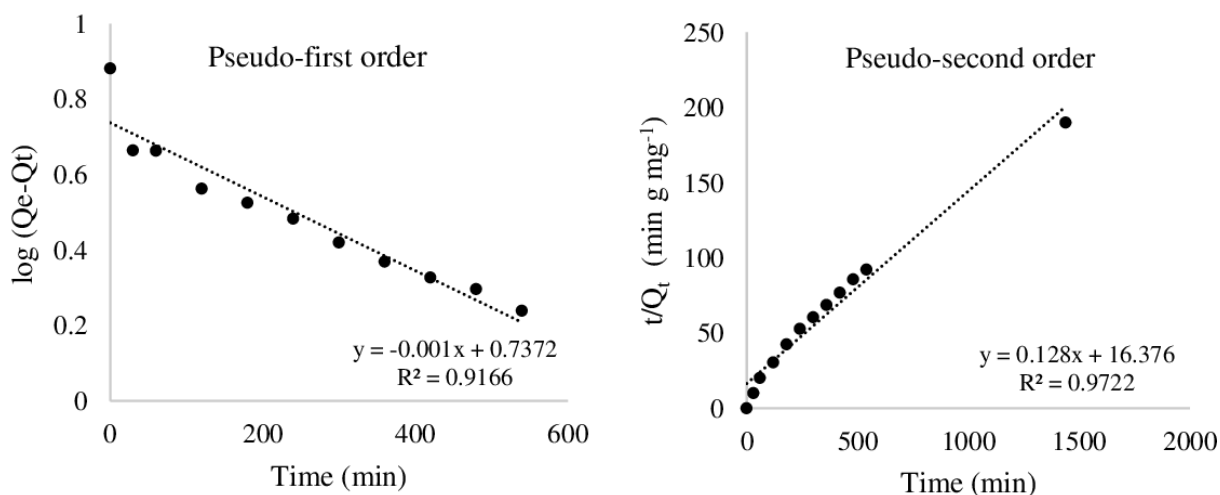
The Redlich-Peterson isothermal model combines Langmuir elements and Freundlich equations, and the adsorption mechanism is a unique hybrid and does not follow the ideal monolayer adsorption. It can be applied in homogeneous and heterogeneous systems, due to its versatility. From this model it is possible to obtain the parameters  $k_R$  and  $a_R$  (constants of the isotherm) and  $\beta$ , a dimensionless parameter of the model that varies from 0 to 1. When  $\beta = 0$  the equation obtained is similar to the Freundlich equation. When  $\beta = 1$ , the equation resembles that of Langmuir (Tosun *et al.*, 2012).

Finally, the Dubinin-Radushkevich isotherm is an adsorption model generally applied to express adsorption mechanism with Gaussian energy distribution on heterogeneous surfaces. The model is a semi-empirical equation in which adsorption follows a pore-filling mechanism. From this model, it is possible to differentiate physical (physisorption) and chemical (chemisorption) adsorption by obtaining the average adsorption energy. Thus, if physisorption occurs, the average adsorption energy has a value between 1 and  $8 \text{ kJmol}^{-1}$ , while if there is chemisorption (ion exchange) the energy value must have a value between  $8-16 \text{ kJmol}^{-1}$  (Bertolini *et al.*, 2013; Ayawei *et al.*, 2017).

The Andropogon grass biochar presented average adsorption energy of  $1.063 \text{ kJmol}^{-1}$ , thus indicating that the adsorption process is physical, which corroborates the result obtained using infrared spectroscopy.

### Adsorption Kinetics

The kinetics of the methylene blue adsorption process was investigated by applying pseudo-first-order and pseudo-second-order linear kinetic models, to study the mechanism that controls the kinetic process and find the time in which the adsorbent/dye equilibrium occurs. Figure 4 shows the linear fit of the data to the models and the adsorption kinetic parameters obtained by the linearization of the data are presented in Table 3.



**Figure 4.** Pseudo-first order and Pseudo-second order kinetic models.

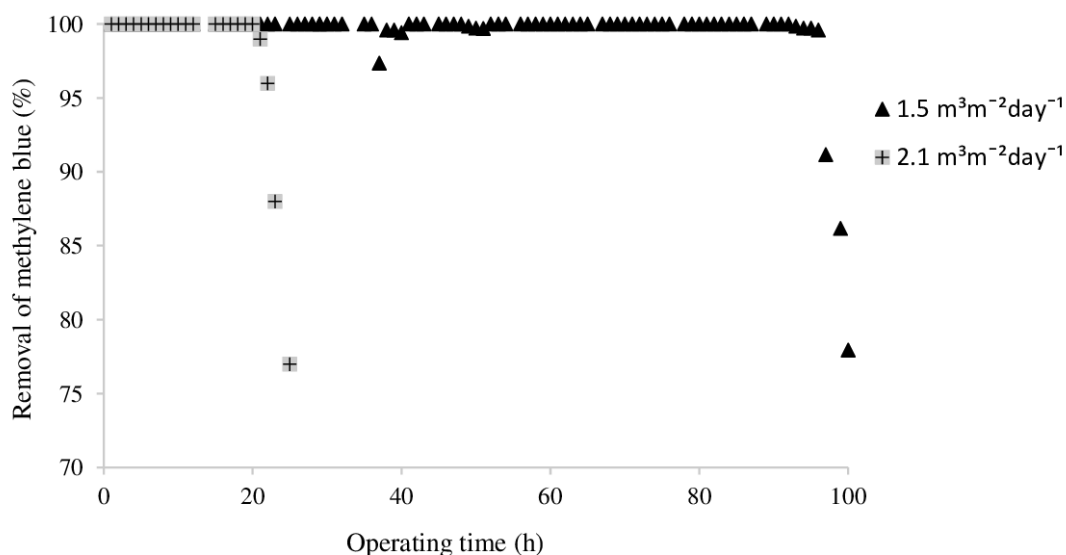
**Table 3.** Kinetic parameters of pseudo-first-order and pseudo-second-order models.

Model	Parameters	Values
Pseudo-first order	$k_1$	$2.303 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$
Pseudo-second order	$k_2$	$1.001 \times 10^{-3} \text{ gmg}^{-1} \text{ min}^{-1}$

Analyzing the data obtained, it appears that the pseudo-second-order model better described the adsorption kinetics, as the value of  $R^2$  was closer to 1. This model indicates that the adsorption rate depends on the adsorption capacity of the material and not on the adsorbate concentration. From this model it is also possible to calculate the theoretical value of  $Q_e$ , which was  $7.8125 \text{ mgg}^{-1}$ , very close to the experimental value of  $7.5824 \text{ mgg}^{-1}$  (Sahoo and Prelot, 2020).

### Efficiency of the filtration process using methylene blue solution

The filter removal efficiency was evaluated at two filtration rates  $1.5$  and  $2.1 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$ , both corresponding to a slow filtration. The filter was operated until the saturation of the filter medium, which was verified by the decline in the filtration rate and the reduction in filter efficiency, as shown in Figure 5.



**Figure 5.** Filtration of methylene blue in biochar obtained by pyrolysis of Andropogon grass.

For a filtration rate of  $1.5 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$ , the total dye retention persisted for 92 hours, corresponding to 1.65 liters of the filtered sample. After this period, there was the transfer of the dye, which indicates that the adsorption capacity of the biochar begins to be depleted (Metcalf *et al.*, 2002). For the rate of  $2.1 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$ , the operating time until filter saturation was 22 hours, equivalent to 0.66 liters of the filtered sample. To avoid filter clogging, it is necessary to balance the hydraulic and organic load of the liquid and the properties of the filter medium (Torrens *et al.*, 2009), that is why the study of filtration at different rates is important for the process.

Considering the volume treated in the first 22 hours, the rate of  $1.5 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$  had a yield 4 times lower, however, the lower cleaning frequency is an advantage compared to the rate of  $2.1 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$ . According to the characterization of the biomaterial, infrared spectroscopy showed that the adsorption of the dye occurred physically. This behavior is consistent with the structure with few defects observed by the Raman spectrum, as this characteristic makes it less reactive and therefore chemical adsorption did not occur.



It is noteworthy that in addition to the adsorption capacity, the filter removal efficiency depends on the porosity, the specific surface area, the reactivity, and the ability to promote the development of films. (Rolland *et al.*, 2009). Pedrosa *et al.*, (2019) described this biomaterial as mesoporous but did not evaluate its adsorbent potential (Pedrosa *et al.*, 2019). Regarding the reactivity with the filtering medium and the dye in, a low reactivity can be observed, which can be explained by the little significant change in the infrared spectrum.

The effective diameter obtained by the granulometric analysis of the Andropogon grass biochar was 0.3 mm, and the uniformity coefficient corresponded to 2. Both values are within the range indicated by the Water Treatment Manual for a slow filtration, which must fall between 0.25 - 0.35 mm of effect diameter and uniformity coefficient less than 3, featuring a filter medium with uniform particles that allow a filtration process with retention in deeper regions of the filter, and thus greater use of the filter medium (Bourke *et al.*, 1995).

### Conclusions

The adsorption studies carried out with the biomass of Andropogon grass demonstrated that this biochar could adsorb the methylene blue dye, which is favored when performed in pH ranges between 8 and 10.

As for the adsorption isotherms, all models were satisfactory, however, the models that had the best fit were Freundlich and Langmuir, as they presented similar coefficients of determination and closer to 1. According to the Langmuir model, the maximum adsorption capacity of biochar of Andropogon grass for the removal of methylene blue dye was  $17.63 \text{ mgg}^{-1}$  and from a favorable process. The Freundlich isotherm indicated a favorable process and normal adsorption, and the Dubinin-Radushkevich isotherm described the adsorption process as physical.

The methylene blue adsorption kinetics on the study carbon showed that the pseudo-second-order model was the best fit model, presenting a theoretical  $Q_e$  value very close to the experimental one.

The slow filtration tests showed that the biochar produced from the pyrolysis of Andropogon grass has a high capacity to retain the methylene blue dye. Both filtration rates demonstrated dye removal efficiency, however, the rate of  $2.1 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$  would require much downtime due to the need to clean the filter.

As for the characterization of the biomaterial, it was possible to observe using Raman spectroscopy that the material has a more ordered structure and few defects, which makes it less

reactive and not susceptible to chemical adsorption. Finally, infrared spectroscopy allowed us to characterize the chemical structure of the material and determine the occurrence of physical adsorption of methylene blue in the biochar.

### Acknowledgments

*The authors would like to thank CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel - Brazil) (Financing Code 001 CAPES). This work was carried out with the support of the National Council for Scientific and Technological Development – CNPq – Brazil; Federal University of Tocantins (UFT) for financial assistance (PROPESQ).*

### References

- Andrade, R.P., Sanzonowicz, C., Gomes, D.T., Rocha, C.M.C.D., Couto, W., Thomas, D., MOORE, C.P. (1980) Preliminary recommendations for the formation of Andropogon Planaltina grass pastures. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1-3.
- Ayawei, N., Ebelegi, A.N., Wankasi, D. (2017) Modelling and Interpretation of Adsorption Isotherms. *Journal of Chemistry*, **2017**, 1-11. <https://doi.org/10.1155/2017/3039817>
- Baccar, R., Bouzid, J., Feki, M., Montiel, A. (2009) Preparation of activated carbon from Tunisian olive-waste cakes and its application for adsorption of heavy metal ions. *J. Hazard. Mater.*, **162**, 1522-1529. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.041>
- Bertolini, T.C.R., Izidoro, J.C., Magdalena, C.P., Fungaro, D.A. (2013) Adsorption of Crystal Violet Dye from Aqueous Solution onto Zeolites from Coal Fly and Bottom Ashes. *Orbital: Electron. J. Chem.*, **5**, 179-191.
- Bourke, N., Carty, G., Crowe, M., Lambert, M. (1995) Water treatment manuals: filtration. Environmental Protection Agency Irlanda.
- Chandra, R. (2016) Environmental Waste Management. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b19243>
- Chen, W., Chen, M., Zhou, X. (2015) Characterization of Biochar Obtained by Co-Pyrolysis of Waste Newspaper with High-Density Polyethylene. *Bioresources*. <https://doi.org/10.15376/biores.10.4.8253-8267>
- Chia, C.H., Gong, B., Joseph, S.D., Marjo, C.E., Munroe, P., Rich, A.M. (2012) Imaging of mineral-enriched biochar by FTIR, Raman and SEM-EDX. *Vib. Spectrosc.*, **62**, 248-257. <https://doi.org/10.1016/j.vibspec.2012.06.006>
- Choudhary, M., Kumar, R., Neogi, S. (2020) Activated biochar derived from Opuntia ficus-indica for the efficient adsorption of malachite green dye, Cu<sup>+2</sup> and Ni<sup>+2</sup> from water. *J. Hazard. Mater.*, **392**, 122441. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122441>
- Crini, G., Badot, P.-M. (2008) Application of chitosan, a natural aminopolysaccharide, for dye removal from aqueous solutions by adsorption processes using batch studies: A review of recent literature. *Progress in Polymer Science*, **33**, 399-447. <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2007.11.001>
- Cuesta, A., Dhamelincourt, P., Laureyns, J., Martínez-Alonso, A., Tascón, J.M.D. (1994) Raman microprobe studies on carbon materials. *Carbon*, **32**, 1523-1532. [https://doi.org/10.1016/0008-6223\(94\)90148-1](https://doi.org/10.1016/0008-6223(94)90148-1)
- Dalahmeh, S.S., Pell, M., Vinnerås, B., Hylander, L.D., Öborn, I., Jönsson, H. (2012). Efficiency of Bark, Activated Charcoal, Foam and Sand Filters in Reducing Pollutants from Greywater. *Water Air Soil Pollut.*, **223**, 3657-3671. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1139-z>

- Eshun, J., Wang, L., Ansah, E., Shahbazi, A., Schimmel, K., Kabadi, V., Aravamudhan, S. (2019) Characterization of the physicochemical and structural evolution of biomass particles during combined pyrolysis and CO<sub>2</sub> gasification. *J. energy Inst.*, **92**, 82-93. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2017.11.003>
- Fazal, T., Faisal, A., Mushtaq, A., Hafeez, A., Javed, F., Alaud Din, A., Rashid, N., Aslam, M., Rehman, M.S.U., Rehman, F. (2019) Macroalgae and coal-based biochar as a sustainable bioresource reuse for treatment of textile wastewater. *Biomass Convers. Biorefin.*, <https://doi.org/10.1007/s13399-019-00555-6>
- Fuertes, A.B., Camps Arbestain, M., Sevilla, M., Maciá-Agulló, J., Fiol, S., López, R., Smernik, R., Aitkenhead, W., Arce, F., Macias, F. (2010) Chemical and structural properties of carbonaceous products obtained by pyrolysis and hydrothermal carbonisation of corn stover. *Aust. J. Soil Res.*, **48**, 618-626. <https://doi.org/10.1071/SR10010>
- Genovese, M., Jiang, J., Lian, K., Holm, N. (2015) High capacitive performance of exfoliated biochar nanosheets from biomass waste corn cob. *J. Mater. Chem. A*, **3**, 2903-2913. <https://doi.org/10.1039/C4TA06110A>
- Hassaan, M., El Nemr, A. (2017) Health and Environmental Impacts of Dyes: Mini Review. *Am. J. Environ. Sci.*, **1**, 64-67. <https://doi.org/10.11648/j.ajese.20170103.11>
- Holkar, C.R., Jadhav, A.J., Pinjari, D.V., Mahamuni, N.M., Pandit, A.B. (2016) A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches. *J. environ. Manage.*, **182**, 351-366. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.090>
- Hoslett, J., Ghazal, H., Mohamad, N., Jouhara, H. (2020) Removal of methylene blue from aqueous solutions by biochar prepared from the pyrolysis of mixed municipal discarded material. *Sci. total environ.*, **714**, 136832. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136832>
- Iqbal, T., Iqbal, S., Batool, F., Thomas, D., Iqbal, M.M.H. (2021) Utilization of a Newly Developed Nanomaterial Based on Loading of Biochar with Hematite for the Removal of Cadmium Ions from Aqueous Media. *Sustainability*, **13**, 2191. <https://doi.org/10.3390/su13042191>
- Komkiene, J., Baltreinaite, E. (2016) Biochar as adsorbent for removal of heavy metal ions [Cadmium(II), Copper(II), Lead(II), Zinc(II)] from aqueous phase. *Int. J. new Technol. Res.*, **13**, 471-482. 1 <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0873-3>
- Liu, L., Deng, G., Shi, X. (2020) Adsorption characteristics and mechanism of p-nitrophenol by pine sawdust biochar samples produced at different pyrolysis temperatures. *Sci. Rep.*, **10**, 5149. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62059-y>
- Mendonça, F.G.d., Cunha, I.T.d., Soares, R.R., Tristão, J.C., Lago, R.M. (2017) Tuning the surface properties of biochar by thermal treatment. *Bioresour. Technol.*, **246**, 28-33. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.099>
- Metcalf, Eddy, I., Tchobanoglous, G., Burton, F., Stensel, H.D. (2002) Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. McGraw-Hill Education.
- Ms, A., Hasan, A. 2016 Removal of Heavy Metals from Industrial Waste Water by Biomass-Based Materials: A Review. *J. Ind. Pollut. Control*, **5**, 1-13. <https://doi.org/10.4172/2375-4397.1000180>
- Munk, M., de Souza Salomão Zanette, R., de Almeida Camargo, L.S., de Souza, N.L.G.D., de Almeida, C.G., Gern, J.C., de Sa Guimaraes, A., Ladeira, L.O., de Oliveira, L.F.C., de Mello Brandão, H. (2017) Using carbon nanotubes to deliver genes to hard-to-transfect mammalian primary fibroblast cells. *Biomed. Phys. Eng. Express.*, **3**, 045002. <https://doi.org/10.1088/2057-1976/aa7927>
- Mupa, M., Rutsito, D., Musekiwa, C. (2016) Removal of methylene blue from aqueous solutions using biochar prepared from Eichhornia crassipes (Water Hyacinth)-molasses composite: Kinetic and equilibrium studies. *Afr. J. Pure Appl. Chem.*, **10**, 63-72. <https://doi.org/10.5897/AJPAC2016.0703>
- Pedrosa, A.L., Pedroza, M.M., Cavallini, G.S. (2019) Post-treatment of paint industry effluents by filtration using Andropogon biochar (*Andropogon gayanus* Kunth cv. Planaltina). *Environ. Sci. Pollut. R.*, **26**, 33294-33303. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06463-6>
- Pusceddu, E. (2017) Comparison between ancient and fresh biochar samples, a study on the recalcitrance of carbonaceous structures during soil incubation. *Int. J. new Technol. Res.*, **3**, 39-46.

- Resta, B., Gaiardelli, P., Pinto, R., Dotti, S. (2016) Enhancing environmental management in the textile sector: An Organisational-Life Cycle Assessment approach. *J. clean prod.*, **135**, 620-632. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.135>
- Rolland, L., Molle, P., Liénard, A., Bouteldja, F., Grasmick, A. (2009) Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters. *Desalination.*, **248**, 998-1007. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.10.016>
- Rosa, J.M., Garcia, V.S.G., Boiani, N.F., Melo, C.G., Pereira, M.C.C., Borrelly, S.I. (2019) Toxicity and environmental impacts approached in the dyeing of polyamide, polyester and cotton knits. *J. Environ. Chem. Eng.*, **7**, 102973. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.102973>
- Sadezky, A., Muckenhuber, H., Grothe H., Niessner, R., Pöschl, U. (2005) Raman microspectroscopy of soot and related carbonaceous materials: Spectral analysis and structural information. *Carbon*, **43**(8), 1731-1742. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2005.02.018>
- Sahoo, T.R., Prelot, B. (2020) Chapter 7 - Adsorption processes for the removal of contaminants from wastewater: the perspective role of nanomaterials and nanotechnology. in: Bonelli, B., Freyria, F.S., Rossetti, I., Sethi, R. (Eds.). *Nanomaterials for the Detection and Removal of Wastewater Pollutants*. Elsevier, 161-222.
- Shee, A., Onyari, J., Jn, W., Munga, D. (2014) Methylene Blue Adsorption onto Coconut husks/Poly lactide Blended Films: Equilibrium and Kinetic Studies. *Chemistry and Materials Research*, **6**, 28-37.
- Sheng, C., 2007. Char structure characterised by Raman spectroscopy and its correlations with combustion reactivity. *Fuel*. **86**, 2316-2324. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2007.01.029>
- Shikuku, V.O., Jemutai-Kimosop, S. (2020) Efficient Removal of Sulfamethoxazole onto Sugarcane Bagasse-derived Biochar: Two and Three-parameter Isotherms, Kinetics and Thermodynamics. *J South African Journal of Chemistry*. *S. Afr. J. Chem.*, **73**, 111-119. <https://doi.org/10.17159/0379-4350/2020/v73a16>
- Suwunwong, T., Hussain, N., Chantrapromma, S., Phoungthong, K. (2020) Facile synthesis of corncob biochar via in-house modified pyrolysis for removal of methylene blue in wastewater. *Mater. Res. Express.*, **7**, 015518. <https://doi.org/10.1088/2053-1591/ab6767>
- Tomczyk, A., Sokołowska, Z., Boguta, P. (2020) Biomass type effect on biochar surface characteristic and adsorption capacity relative to silver and copper. *Fuel.*, **278**, 118168. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118168>
- Torrens, A., Molle, P., Boutin, C., Salgot, M. (2009) Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Res.*, **43**, 1851-1858. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.01.023>
- Tsaneva, V.N., Kwapinski, W., Teng, X., Glowacki, B.A. (2014) Assessment of the structural evolution of carbons from microwave plasma natural gas reforming and biomass pyrolysis using Raman spectroscopy. *Carbon.*, **80**, 617-628. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2014.09.005>
- Tosun, I. (2012) Ammonium Removal from Aqueous Solutions by Clinoptilolite: Determination of Isotherm and Thermodynamic Parameters and Comparison of Kinetics by the Double Exponential Model and Conventional Kinetic Models. *Int. J. Environ. Res. Public Health.*, **9**, 970-984. <https://doi.org/10.3390/ijerph9030970>
- Wang, G., Zhang, J., Chang, W., Li, R., Li, Y., Wang, C. (2018) Structural features and gasification reactivity of biomass chars pyrolyzed in different atmospheres at high temperature. *Energy*, **147**, 25-35. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.01.025>
- Wu, J., Yang, J., Feng, P., Huang, G., Xu, C., Lin, B. (2019) High-efficiency removal of dyes from wastewater by fully recycling litchi peel biochar. *Chemosphere*, **246**, 125734. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125734>
- Yaseen, D.A., Scholz, M. (2019) Textile dye wastewater characteristics and constituents of synthetic effluents: a critical review. *Int. J. new Technol. Res.*, **16**, 1193-1226. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-2130-z>
- Yu, J., Sun, L., Berruoco, C., Fidalgo, B., Paterson, N., Millan, M. (2018) Influence of temperature and particle size on structural characteristics of chars from Beechwood pyrolysis. *J. Anal. Appl. Pyrol.* <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2018.01.018>



- Zazycki, M.A., Borba, P.A., Silva, R.N.F., Peres, E.C., Perondi, D., Collazzo, G.C., Dotto, G.L. (2019) Chitin derived biochar as an alternative adsorbent to treat colored effluents containing methyl violet dye. *Adv. Powder Technol.*, **30**, 1494-1503. <https://doi.org/10.1016/j.apt.2019.04.026>
- Zhu, Y., Yi, B., Yuan, Q., Wu, Y., Wang, M., Yan, S. (2018) Removal of methylene blue from aqueous solution by cattle manure-derived low temperature biochar. *RSC Adv.*, **8**, 19917-19929. <https://doi.org/10.1039/C8RA03018A>

La Revista AIDIS Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica agradece a los siguientes revisores su valioso apoyo en el proceso de evaluación 2022 (1 de diciembre 2021 al 1 de diciembre 2022):

Adriana Oliveira Araújo, Brasil	Eduardo P. Mayorga Llerena, Ecuador
Aidê Amábile Coelho dos Santos Gaspar, Brasil	Edumar Ramos Cabral Coelho, Brasil
Alberto Ordaz Cortés, México	Elaine da Cunha Silva Paz, Brasil
Alcione Aparecida de Almeida Alves, Brasil	Eric Pascal Houbbron, México
Alexandre Troian, Brasil	Ernesrto Favela Torres, México
Alice Jadneiza Guilherme de Albuquerque Almeida, Brasil	Fabián Robles Martínez, México
Alice Rocha de Souza, Brasil	Fernando José Araújo da Silva, Brasil
Ana Silvia Pereira Santos, Brasil	Florina Ramirez Vives, México
André Carlos Cruz Copetti, Brasil	Francisca Nara da Conceição Moreira, Brasil
Andre Luis Calado Araujo, Brasil	Francisco Humberto de Carvalho Junior, Brasil
Ann Honor Mounteer, Brasil	Francisco Cervantes Carrillo, México
Armando González Sánchez, México	Gabriela Eleonora Moeller Chàvez, México
Armando Ordaz Hernández, México	Gabriela Medellín Mayoral, México
Bárbara Luíza Souza Freitas, Brasil	Germán Cuevas Rodríguez, México
Carlos Barreira Martinez, Brasil	Gina Rizpah Besen, Brasil
Carlos Magno Marques Cardoso, Brasil	Hozana Raquel de Medeiros Garcia, Brasil
Claudia Gutiérrez Antonio, México	Ian Rocha de Almeida, Brasil
Cláudia Orsini Machado de Sousa, Brasil	Idania Valdez Vazquez, México
Constantino Gutiérrez Palacios, México	Iván Moreno Andrade, México
Danielma Silva Maia, Brasil	Ivonne Figueroa González, México
Darci Barnech Campani, Brasil	Jessyca De Freitas Lima Brito, Brasil
Denise Soares, México	Joana Darc Freire de Medeiros, Brasil
Derovil Antonio dos Santos Filho, Brasil	Joana Tereza Vaz de Moura, Brasil
Diogo Appel Colvero, Brasil	Jorge Noel Gracida Rodríguez, México
Edgar Omar Rueda Puente, México	José Borzacchiello da Silva, Brasil
Edineia Lazarotto Formagini, Brasil	José Carlos Alves Barroso Júnior, Brasil
Edson Baltazar Estrada Arriaga, México	Jose Manuel Juárez López, México
Eduardo Antonio Maia Lins, Brasil	Juan Gabriel García Maldonado, México
Eduardo Mendonça Pinheiro	Julián Carrillo Reyes, México

La Revista AIDIS Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica agradece a los siguientes revisores su valioso apoyo en el proceso de evaluación 2022 (1 de diciembre 2021 al 1 de diciembre 2022):

Juliano Rodrigues Gimenez, Brasil	María Neftalí Rojas Valencia México
Julio César Bizarreta Ortega, Brasil	Marisela Ix-chel Vega De Lille, México
Karla María Muñoz Páez, México	Marta del Carmen Paris, Argentina
Karol Karla García Aguirre, México	Marta Tocchetto, Brasil
Laís Roberta Galdino de Oliveira, Brasil	Mélida del Pilar Anzola Rojas, Colombia
Leonor Patricia Güereca Hernández, México	Mercedes Esperanza Ramírez Camperos, México
Luciana Londero Brandli, Brasil	Miguel Angel Rosas Trejo, México
Luciana Rezende Alves de Oliveira, Brasil	Mirna Noemy Argueta Irias, Honduras
Luciane de Paula Machado, Brasil	Monica Ximena Guzman Rojo, Bolivia
Luis Adrián Ramírez Montoya, México	Oswaldo Frutos, Paraguay
Luis Dario Sanchez Torres, Colombia	Patrícia Campos Borja, Brasil
Luísa Helena dos Santos Oliveira, Brasil	Patricia Laura Marconi, Argentina
Luiz Roberto Santos Moraes, Brasil	Paulo Gustavo Sertório de Almeida, Brasil
Luiza Carla Girard Mendes Teixeira, Brasil	Paulo Igor Milen Firmino, Brasil
Lyda Patricia Sabogal Paz , Brasil	Paulo Roberto Janissek, Brasil
Ma. Araceli Correa Murrieta, México	Paulo Roberto Lacerda Tavares, Brasil
Marbella Coromoto Arias Muñoz, Venezuela	Paulo Robinson da Silva Samuel, Brasil
Marcel Szanto Narea, Chile	Pedro Antonio García Encina, España
Marcelo Luis Murari, Brasil	Petia Mijaylova Nacheva, México
Marcelo Mendes Pedroza, Brasil	Quetzalcoatl Cruz Hernández Escobedo, México
Marcelo Montaña, Brasil	Rafael Kopschiyz Xavier Bastos, Brasil
Marcelo Zaiat, Brasil	Raphael Corrêa Medeiros, Brasil
Marco Aurélio Soares de Castro, Brasil	Raphael Tobias de Vasconcelos Barros, Brasil
Marcos André Capitulino de Barros Filho, Brasil	Raúl Muñoz Torre, España
Marcus Vinicius Freire Andrade, Brasil	Ricardo Ferreira Carlos de Amorim, Brasil
Maria Cristina de Almeida Silva, Brasil	Rita de Cassia Pompeu de Sousa, Brasil
María del Carmen Aurora Carmona Lara, México	Rodrigo Costa Puerari, Brasil
Maria del Rosario Martínez Macias, México	Rogério Campos, Brasil



La Revista AIDIS Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica agradece a los siguientes revisores su valioso apoyo en el proceso de evaluación 2022 (1 de diciembre 2021 al 1 de diciembre 2022):

Rolando Chamy, Chile

Roriz Luciano Machado, Brasil

Sílvia Helena Dantas de Lima, Brasil

Simón González Martínez, México

Sonia Lorena Arriaga Garcia, México

Tsunao Matsumoto, Brasil

Valderi Duarte Leite, Brasil

Virginia Montiel Corona, México

Viviane Farias Silva, Brasil

Wilberth Chan Cupul, México

William Leonardo da Silva, Brasil

Yamile Valencia G., Colombia