

revista

DAE



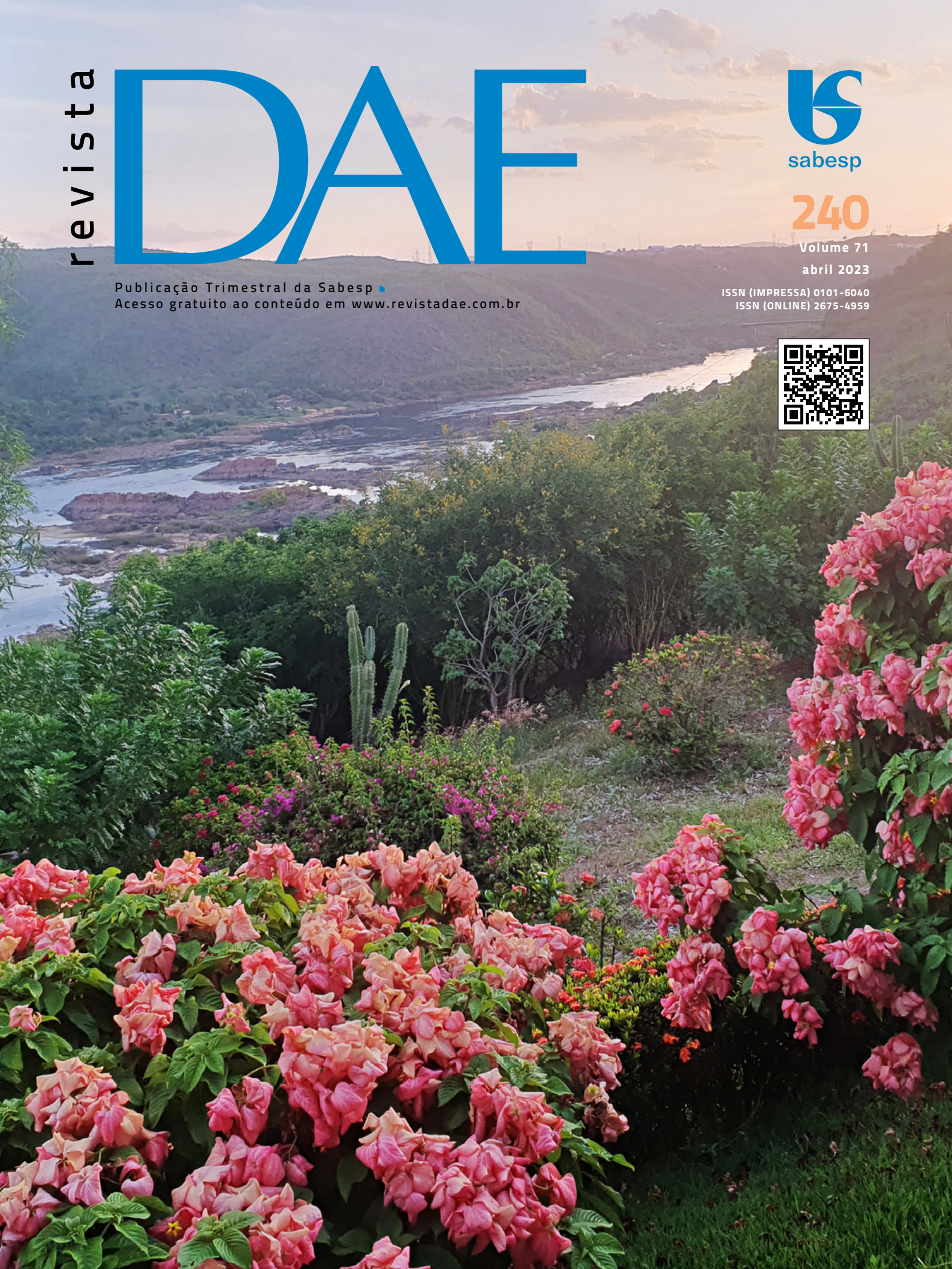
240

Volume 71

abril 2023

Publicação Trimestral da Sabesp
Acesso gratuito ao conteúdo em www.revistadae.com.br

ISSN (IMPRESSA) 0101-6040
ISSN (ONLINE) 2675-4959



O site da Revista DAE está repleto de novidades

Assine gratuitamente o boletim
eletrônico, é só se cadastrar!



No site você
pode baixar
o conteúdo
completo da
Revista.

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



Missão

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

Histórico

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

Publicação

Trimestral (janeiro, abril, julho e outubro)
Diretoria de Tecnologia, Empreendimentos e Meio Ambiente – T
Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e
Inovação Tecnológica – TX
Rua Costa Carvalho, 300 – Pinheiros – 05429 000
São Paulo – SP – Brasil
Tel (11) 3388 9422 / Fax (11) 3814 5716

Editora-Chefe

MSc Engenheira Cristina Knorich Zuffo

Editora Executiva

MSc Engenheira Iara Regina Soares Chao

Editora Adjunta

MSc Engenheira Eloisa Helena Cherbakian

Conselho Editorial

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

Idiomas

Somente português

Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Beatriz Martins Gomes 29772393832

Capa

Rio São Francisco

Foto: Eng. André Bezerra dos Santos


ISSN (impressa) 0101-6040

ISSN (online) 2675-4959

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

Veja a revista eletrônica na internet:

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



Capa Rio São Francisco. Foto: Eng. André Bezerra dos Santos

nesta edição

ARTIGOS TÉCNICOS

- 6** Análise e comparação técnica e econômica de alternativas de processamento de lodo de estações de tratamento de esgotos sanitários para uso em solos
Technical and economic analysis of sewage sludge treatment solutions for land application
- 23** Modelagem de remoção de amônia em lagoas de polimento operadas em fluxo contínuo
Modeling of ammonium removal in polishing ponds operated in continuous flow
- 36** A compostagem como alternativa para redução e aproveitamento de resíduos sólidos orgânicos de grandes geradores de resíduos no município de Goiânia: estudo de caso do restaurante Cidadão do setor Campinas - Goiânia/GO
Compositing as an alternative for the reduction and use of organic solid waste from great waste generators in the municipality of Goiânia: case study of restaurant Cidadão in Campinas - Goiânia /GO
- 51** Estudo do comportamento mecânico e hídrico do uso do lodo de estação de tratamento de água em misturas com solo argiloso laterítico
Study of the mechanical and hydric behavior of the use of water treatment station sludge in mixtures with lateritic clay soil
- 65** Tratamento de um efluente têxtil real via processo combinado de coagulação/floculação/decantação e oxidação Fenton
Real textile effluent treatment via a combined process of coagulation/flocculation/decantation and Fenton oxidation
- 79** Metodologia para otimização operacional de sistema de bombeamento de água com velocidade rotacional constante
Methodology for optimization of water pumping operational system at constant rotating speed
- 91** Estimativa e mapeamento de chuva de projeto, a partir da distribuição GEV e momentos-LH, para a região Oeste do Paraná, Brasil
Estimative and mapping of design rainfall, through GEV distribution and LH-moments, for the Western Region of Paraná, Brazil
- 107** Uma proposta tecnológica gamificada e colaborativa para descarte de resíduos sólidos
A gamified and collaborative technological proposal for the disposal of solid waste
- 120** Avaliação de risco ambiental de fármacos e desreguladores endócrinos presentes no esgoto sanitário brasileiro
Environmental risk assessment of pharmaceuticals and endocrine disruptors present in Brazilian sewage
- 133** Tratamento de efluentes da indústria de cosméticos por meio do método Fenton homogêneo e com resíduo siderúrgico
Treatment of effluents from the cosmetics industry through the homogeneous Fenton method and with steel waste
- 143** Estudo da composição dos gases de aterro sanitário sob diferentes condições de bombeamento
Study of the composition of landfill gases under different pumping conditions
- 157** Remoção de nutrientes em sistema simbiótico microalga-bactéria: influência da adição de CO₂, O₂ e tipo de cultura
Removal of nutrients in microalgae-bacteria symbiotic system: influence of the addition of CO₂, O₂ and culture type
- 171** Iniciativas públicas e privadas de estímulo à pesquisa e inovação no saneamento básico brasileiro
Public and private initiatives to stimulate research and innovation in Brazilian basic sanitation
- 186** Comercialização das embalagens em geral pós-consumo no Nordeste brasileiro: análise das inter-relações da cadeia produtiva
Marketing of packaging in general post-consumption in the Brazilian Northeast: analysis of the interrelations of the productive chain
- 199** Perception of professionals working in João Pessoa and surroundings regarding sustainable urban drainage
Percepção de engenheiros civis, engenheiros ambientais e arquitetos a respeito da drenagem urbana sustentável
- 216** Conteúdo orgânico de rede natural de drenagem urbana no Cariri cearense, Nordeste do Brasil
Organic content of a natural urban drainage network in Ceara's Cariri, northeast of Brazil
- 230** Avaliação da ação antropogênica em sedimentos de fundo do córrego Campo Alegre - Goiás
Evaluation of anthropogenic action in sediments of stream Campo Alegre - Goiás

Análise e comparação técnica e econômica de alternativas de processamento de lodo de estações de tratamento de esgotos sanitários para uso em solos

Technical and economic analysis of sewage sludge treatment solutions for land application

- **Data de entrada:**
10/02/2022
- **Data de aprovação:**
21/02/2022

Débora Carvalho Boratto^{1*} | Marcos von Sperling¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.018>

ORCID ID

Boratto DC  <https://orcid.org/0000-0001-9572-6696>

Sperling M  <https://orcid.org/0000-0001-8467-9492>

Resumo

Um dos desafios para a ampliação do uso de lodo de esgoto em solos no Brasil é a ausência de informações técnicas e econômicas genéricas acerca das diversas alternativas tecnológicas de processamento. Frente a essa lacuna, o presente trabalho objetiva avaliar e comparar, por meio de índices unitários, aspectos técnicos (requisitos de área, energia e matéria prima) e econômicos (CAPEX e OPEX) de arranjos de processamento de lodo para uso em solos como opções alternativas à destinação em aterro sanitário. Os resultados apontam que, para ETEs de diferentes portes, existem um ou mais arranjos de tratamento de lodo para posterior destinação produtiva em solos que apresentam custos totais (CAPEX + VPL do OPEX em 20 anos) mais baixos do que aqueles obtidos para os arranjos com disposição em aterro sanitário. Os índices demonstram ser uma importante ferramenta de subsídio para estudos de concepção e viabilidade, bem como para o fomento às práticas de economia circular no setor de saneamento.

Palavras-chave: Lodo de esgoto. Biossólidos. Índice de custo. Aterro sanitário. Uso em solos. Estações de tratamento de esgoto.

Abstract

One of the challenges to increase beneficial land application of sewage sludge in Brazil is the lack of generic technical and economic information about different sludge treatment solutions. Given this gap, this paper aims to evaluate and compare, through unit value indices, technical (area requirements, energy and materials) and economic (CAPEX and OPEX) aspects of sludge treatment solutions for land application as alternative options to landfill disposal. The results suggest that, for different sizes of WWTP, there are one or more sludge treatment solutions for subsequent beneficial land application that present lower total costs (CAPEX + NPV of OPEX in 20 years) than those obtained for solutions followed by landfill disposal. Moreover, unit value indices prove to be an important tool to support the development of conceptual design and feasibility studies, as well as for promoting circular economy practices in the sanitation sector.

Keywords: Sewage sludge. Biosolids. Cost index. Landfill. Land application. Wastewater treatment plant.

¹ Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte - Minas Gerais - Brasil.

* **Autora correspondente:** debora-boratto@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

As estruturas de tratamento e as atividades ligadas à logística, ao gerenciamento e à destinação final do lodo de esgoto são determinantes para a sustentabilidade técnica, econômica e ambiental das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE). No Brasil, as práticas mais comuns ainda estão associadas à utilização de tecnologias de processamento seguidas de disposição em aterro sanitário. Entretanto, em resposta às crescentes exigências ambientais e ao aumento dos custos associados à logística de destinação de lodo em aterro, o uso do lodo em solos, então denominado biossólido (BRASIL, 2020), tem sido considerado a alternativa de destinação com maior perspectiva de crescimento no Brasil e no mundo (FERNANDES et al., 2014).

Com base nas características e no tipo do lodo e nos objetivos de destinação final, o processamento do lodo pode envolver as etapas de adensamento ou espessamento (remoção de umidade), estabilização ou digestão (remoção de matéria orgânica), condicionamento (etapa prévia necessária a algumas tecnologias de desidratação), desidratação ou desaguamento (remoção de umidade) e higienização (remoção de organismos patogênicos).

A etapa de desaguamento é usualmente necessária, independentemente do tipo de tratamento da fase líquida do esgoto, e é aplicável, tanto para a destinação final em aterros sanitários como para o uso em solos. Tradicionalmente no Brasil, os leitos de secagem constituem o principal método de desaguamento em ETEs de menor porte, e os sistemas mecanizados de desaguamento, como centrífugas e filtros prensa, são métodos muito utilizados em ETEs de maior porte (GONÇALVES et al., 2014). Recentemente, outros processos naturais de desaguamento têm ganhado espaço no país, com destaque para os sistemas wetlands construídos para lodos (WCL), também chamados de canteiros de mineraliza-

ção de lodos, e os geotêxteis em diferentes conformações (bolsas drenantes, “bags” ou tubos de geotêxtil). Os WCL, além do desaguamento, também são considerados métodos de higienização e de estocagem.

Comparada à destinação em aterro sanitário, que normalmente exige apenas a redução do teor de água do lodo, a disposição de lodos em solos requer etapa complementar de higienização. Dentre os diversos métodos aplicados para essa função, Andreoli et al. (2014) apontam que a caleação ou estabilização alcalina prolongada (EAP), a compostagem e a secagem térmica são os mais usualmente adotados no Brasil. Mais recentemente, o método de secagem solar em estufas também tem sido estudado como alternativa promissora no país (VALENTE, 2015).

Quando o destino final é o uso em solos, após o processamento, os biossólidos precisam ser enviados para instalações de estocagem, uma vez que essas estruturas são necessárias para regularização das quantidades produzidas em relação às demandas de aplicação (COMPARINI, 2002) e para possibilitar o tempo de espera dos resultados das análises de controle e monitoramento do lote formado e da realização do projeto agrônomico. Em alguns casos, como na EAP, também são necessárias para garantir a eficácia do tratamento sanitário (tempo de cura) (MANZOCHI, 2008; BITTENCOURT, 2017).

O uso em solos também requer atividades de controle e monitoramento mais complexas e que devem ser realizadas à luz dos requisitos normativos vigentes. No Brasil, o principal instrumento normativo é a Resolução n. 498 de 19 de agosto de 2020 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Resolução Conama 498/2020), que estabelece, dentre outros, a necessidade de desenvolvimento de projeto agrônomico e monitoramento dos lotes de lodo e das áreas de aplicação. A frequência de monitoramento depende da quantidade

de biossólido a ser destinado, quando destinado de forma contínua, ou da frequência de formação dos lotes de lodo, sendo esta definida no Plano de Gerenciamento da Unidade de Gerenciamento de Lodos (UGL) (BRASIL, 2020).

Com tantos arranjos de tratamento possíveis e disponíveis no mercado, o conhecimento dos requisitos necessários à aplicação dessas tecnologias e a avaliação econômica das mesmas tornam-se imprescindíveis durante estudos de concepção de sistemas de tratamento e gestão do lodo de ETE. Para isso, as funções custo e/ou os custos/requisitos unitários, por permitirem a estimativa dos parâmetros em função de determinadas variáveis, constituem uma importante base de dados para métodos de tomada de decisão e avaliações mais amplas, nas quais estas informações são avaliadas em conjunto com outras características importantes, como fatores ambientais e sociais (CERQUEIRA, 2019).

Para comparação econômica entre alternativas, os custos de implantação e de operação e manutenção também devem ser avaliados em conjunto, considerando o fluxo de caixa e a vida útil do projeto. Dentre os indicadores econômicos que podem ser utilizados, o Valor Presente Líquido (VPL), que permite verificar a alternativa de menor custo total considerando a vida útil de projeto (em geral de 15 ou 20 anos), é um dos mais utilizados na literatura e em estudos específicos da área de saneamento (VON SPERLING, 2018; CERQUEIRA, 2019).

Apesar de os custos serem frequentemente apontados como um obstáculo ao uso do lodo em solos, poucos são os estudos que de fato comparam economicamente essa alternativa com a tradicional prática de destinação em aterros sanitários. A ausência dessas informações, apresentadas de forma genérica, dificulta a comparação expedita/preliminar entre os possíveis arranjos de gerenciamento de lodo, o que

acaba favorecendo a manutenção das práticas tradicionalmente utilizadas e que, nem sempre, serão as mais adequadas.

2 OBJETIVOS

O presente estudo objetiva sistematizar e comparar índices unitários associados aos requisitos de área e aos custos de implantação e de operação dos diversos arranjos de processamento de lodo, incluindo as etapas de desaguamento, higienização, estocagem, transporte e manuseio, controle e monitoramento e destinação final (uso em solos e aterro sanitário). De forma mais ampla, pretende-se fornecer subsídios para discussões e análises acerca da viabilidade do uso do lodo de esgoto em solos e, com isso, contribuir para o fomento dessa prática no Brasil.

3 METODOLOGIA

O procedimento metodológico adotado para elaboração do presente estudo foi composto das seguintes etapas:

1 - Revisão de literatura e contato com empresas especializadas:

Levantamento dos principais estudos que trazem informações relevantes para obtenção de índices de requisitos e custos unitários associados ao tratamento e gerenciamento de lodo. Ao longo do processo de revisão de literatura, empresas e/ou profissionais especializados foram contatados para obtenção de informações faltantes ou pouco abordadas na literatura. Também foram utilizadas referências da literatura, a exemplo de Von Sperling e Gonçalves (2014), para estimar a produção unitária per capita de lodo (kg ST/hab/dia) para distintos processos de tratamento de esgotos, bem como para obtenção das características típicas do lodo em função das tecnologias de processamento adotadas.

2 - Delimitação das condições gerais do estudo:

O estudo considerou o tratamento de lodos secundários de ETEs centralizadas e com remoção contínua/periódica de lodo. Não foi considerado transporte entre ETE-UGL, assumindo que a UGL estaria situada nas adjacências das ETEs. Não foram avaliadas as unidades de adensamento e estabilização. Não foi considerada a influência da captura de sólidos nas etapas de tratamento. Nos custos de implantação, não foram considerados a compra ou desapropriação de terreno e os custos relacionados às etapas de projeto e licenciamento. Nos custos de operação e manutenção, não foram considerados custos de renovação e/ou substituição completa de equipamentos e estruturas caso a vida útil destes for inferior ao horizonte de projeto (o que pode ocorrer especialmente no caso de alternativas mecanizadas), sendo considerado apenas o custo de manutenção anual. Para WCL, o custo de

remoção dos biossólidos ao final do ciclo operacional foi provisionado nos custos de manutenção anual. Não foram considerados custos com realização de análises de monitoramento dos lotes de lodo e das áreas de aplicação no caso do uso em solos, sendo considerados apenas os custos com assistência agrônômica. Para uso em solos, considera-se obtenção de biossólido Classe A (Resolução Conama 498/2020) e destinação de lodo em lotes, sendo, portanto, necessária unidade de estocagem.

A determinação de índices unitários foi realizada com base na massa seca de lodo (kg ST). Os arranjos tecnológicos de processamento considerados e respectivas faixas de aplicação assumidas estão apresentadas na Tabela 1. Para secagem solar, foram consideradas alternativas de sistemas com e sem o aproveitamento energético do biogás.

Tabela 1- Arranjos de tratamento de lodo e respectivas faixas de aplicação consideradas.

Geração de lodo (kg ST/dia)	< 100	100-1.000	1.000-4.000	4.000-8.000	8.000-20.000
Destinação: Aterro sanitário					
LS + A.S.					
WCL + A.S.					
GT + A.S.					
DM + A.S.					
Destinação: Uso em solos					
LS + EAP (MN) + ES + U.S.					
LS + COM. + ES + U.S.					
WCL + U.S.					
GT + EAP (MN) + ES + U.S.					
DM + EAP (MC) + ES + U.S.					
DM + COM. + ES + U.S.					
DM + S.S. + ES + U.S.					
DM + S.T. + ES + U.S.					

LS = Leitões de secagem; A.S. = Aterro sanitário; WCL = *Wetlands* construídos para lodos; GT = Geotêxteis; DM = Desaguamento mecanizado (centrífuga, rosca desaguadora); EAP = Estabilização Alcalina Prolongada; MN = Manual; MC = Mecanizada; ES = Unidade de estocagem; U.S. = Uso em solos; COM = Compostagem; S.S. = Secagem solar; S.T. = Secagem térmica.

FONTE: a autora (2021).

3 - Organização e manipulação das informações:

As informações levantadas para cada tecnologia e unidade de tratamento foram organizadas

e manipuladas de forma a obter índices homogêneos que permitem a comparação entre as diversas tecnologias analisadas (ex.: m²/(kg ST/dia), R\$/kg ST).

a) Requisitos de área: foram calculados para “valores máximos” e “valores mínimos”, com o objetivo de apresentar os resultados como faixas de valores típicos. Para área foi utilizada a unidade de “m²/(kg ST/dia)”, exceto para sistemas compactos mecanizados, para os quais foram apresentados valores fixos de área (m²). As premissas adotadas para cálculo dos requisitos de área das unidades de desaguamento e higienização estão apresentadas na Tabela 2.

Para cálculo da área da unidade de estocagem, foi utilizada metodologia proposta por Cerqueira (2019), considerando tempo de armazenamento dos biossólidos de 6 meses (valor de área mínimo) e 12 meses (valor máximo). Como o cálculo

é influenciado pelas características do lodo final produzido, foram calculados valores para distintas unidades de estocagem: pós EAP (considerando teor de ST final de 50%, massa específica final de 850 kg/m³ e proporção de material externo incorporado de 0,5 kg cal/kg ST) (BITTENCOURT, 2014; 2017); pós compostagem (teor de ST de 50%, massa específica final de 600 kg/m³ e proporção de material externo incorporado de 1,0 kg ST/kg ST) (BIOCOMP, 2021; PROSAB, 1999); e pós métodos de secagem térmica e solar (teor de ST de 80%, massa específica final de 1040 kg/m³) (CERQUEIRA, 2019; HUBER, 2021; PINTO, 2014). Para EAP manual, o requisito de área foi desprezado, uma vez que os pátios de cura foram considerados unidades de estocagem.

Tabela 2- Premissas adotadas para obtenção dos requisitos de área.

Unidade	Parâmetro	Valores adotados	
		MÍN	MÁX
Desaguamento			
Leito de secagem	Taxa de aplicação (kg ST/m ²)	15 ^a	
	Tempo de ciclo (dias)	18 ^b	20 ^c
WCL	Taxa de aplicação (kg ST/ano)/m ²)	100 ^d	60 ^e
Geotêxtil	Taxa de aplicação (kg ST/ano)/m ²)	274 ^f	205 ^g
Desag. mecanizado	Requisito de área (m ²)	250 ^b	400 ^b
Higienização			
EAP mecanizada	Requisito de área (m ²)	140 ^b	160 ^b
Compostagem	Capacidade (m ² /t resíduo.mês)	10 ^{h,c}	
	Teor de sólidos inicial (%)	20%	
	Proporção ^{Material Estruturante/Lodo} (kg/kg)	1:1 ^h	2,5:1 ^c
Secagem Solar	Requisito de área (m ² /(kg ST/dia))	0,4 ⁱ	0,7 ^j
Secagem Térmica	Requisito de área (m ²)	150 ^{b,k}	300 ^{b,l}

FORTE: a autora (2021)

NOTAS: a) Valor máximo da Norma NBR 12.209/11; b) Adotado com base em Cerqueira (2019); c) Adotado com base em Pinto (2014); d) Valor conservador para clima tropical; e) Valor máximo utilizado em clima temperado; f) Igual a menor T.A.S. obtida para leitos de secagem; g) Igual a 75% da T.A.S. mínima adotada; h) Adotado com base em Biocomp (2021); i) Adotado com base em Kurt et al. (2015); j) Adotado com base em Huber (2021); k) Sistema sem aproveitamento de biogás; l) Sistema com aproveitamento de biogás.

b) Custos de implantação: os índices de custos de implantação foram calculados para cada tecnologia/unidade considerando valores únicos (R\$/m² para sistemas extensivos e R\$/(kg ST/dia) para sistemas mecanizados) e redução percentual devido aos ganhos de escala a cada incremento de valor de geração de lodo considerado (em kg ST/dia: 50; 100; 250; 500; 1.000; 2.000;

4.000; 6.000; 8.000; 10.000; 20.000). Esses valores foram atualizados para maio de 2021, considerando a variação acumulada do INCC (Índice Nacional de Custos da Construção) no período. Os valores de R\$/m² foram convertidos a R\$/(kg ST/dia) assumindo valores médios de requisitos de área obtidos para cada sistema. As premissas adotadas estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Premissas adotadas para obtenção dos custos unitários de implantação.

Unidade	Requisito médio de área (m ² /(kg ST/dia))	Custo unitário (data base: 05/2021) ^a		Redução percentual por ganho de escala (%)
		R\$/m ²	R\$/kg ST/dia	
Leito de secagem	1,3	946 ^b	1.199	2 ⁱ
WCL	4,9	600 ^c	2.920	2 ⁱ
Geotêxtil	1,6	200 ^d	311	2 ⁱ
Estocagem – pós EAP	0,8	925 ^b	715	2 ⁱ
Estocagem – pós COM	1,5	925 ^b	1.350	2 ⁱ
Estocagem – pós S.S. e S.T.	0,3	925 ^b	243	2 ⁱ
Secagem Solar	0,6	3.500 ^e	1.925	2 ⁱ
Compostagem	4,1	473 ^f	1.952	10 ^j
Centrífuga	-	-	1.330 ^b	20 ^k
Rosca desaguadora	-	-	2.238 ^g	20 ^k
EAP mecanizada	-	-	733 ^b	20 ^k
Secagem Térmica (S/A)	-	-	2.387 ^b	20 ^k
Secagem Térmica (C/A)	-	-	3.341 ^{b,h}	20 ^k

FONTE: a autora (2021)

NOTAS: a) Custo unitário adotado para o menor valor de geração de lodo considerado para o respectivo sistema; b) Adotado com base em Cerqueira (2019), com correção de valor devido à variação acumulada do INCC no período (21,7%); c) Valor médio da faixa típica de valores, com BDI, reportado por Wetlands Construídos (2021); d) Na ausência de informações obtidas na literatura, foi adotado 1/3 do custo unitário para sistemas WCL; e) Adotado com base em orçamentos preliminares realizados em maio de 2021 pela Huber (2021); f) Adotado com base em Visentin (2019) com correção de valor devido à variação acumulada do INCC no período (26,5%); g) Considera-se custo unitário 75% superior do valor adotado para centrífugas, com base em Lindner (2021) e Cerqueira (2019); h) Foi considerado custo unitário 40% superior ao sistema sem aproveitamento de biogás, com base nos valores apresentados por Cerqueira (2019); i) Equivalente ao valor percentual adotado por Cerqueira (2019) para sistemas extensivos; j) Adotado com base na diferença de valores apresentados por Visentin (2019) (492 R\$/m²) e por Biocomp (2021) (119 R\$/m²), para unidades, respectivamente, de pequeno e de grande porte; k) Adotado com base nos custos unitários de implantação apresentados por Cerqueira (2019) para sistemas mecanizados.

c) Custos de operação e manutenção: os índices associados aos custos de operação e manutenção de cada unidade de processamento foram calculados considerando as parcelas de mão de obra, energia, manutenção e matéria-prima. Custos associados a estocagem, transporte e controle e monitoramento foram calculados para os arranjos completos de tratamento.

Para mão de obra, energia e matérias primas, os índices unitários foram calculados pela multiplicação dos custos unitários pelo respectivo valor de demanda/consumo, obtendo o resultado na unidade R\$/kg ST. Os índices unitários de manutenção foram adotados com base nas informações levantadas para cada tecnologia de tratamento, com exceção da EAP manual e geotêxteis, em que os custos com manutenção foram desprezados. As premissas estão detalhadas na Tabela 4 e Tabela 5.

As premissas adotadas para cálculo dos custos com transporte, manuseio, monitoramento e destinação estão apresentadas na Tabela 6. Para

uso em solos, considerando a ampliação das oportunidades de uso em solos pela Resolução Conama 498/2020 e a tendência de aumento das distâncias entre novas ETEs e aterros sanitários, considerou-se para o transporte metade da distância adotada para aterro. Para WCL, como a retirada dos biossólidos ocorre em intervalos maiores de tempo, os custos com a logística de transporte e destinação são aplicados apenas a cada 10 anos de operação. Ressalta-se que não foram considerados custos com caracterização de lodo e das áreas de aplicação, uma vez que estes são dependentes da frequência de formação de lotes de lodo ou da frequência de monitoramento exigida.

Como alguns componentes desses custos são calculados com base no peso úmido e/ou volume final do produto, foram adotadas as seguintes premissas: para leito de secagem, desaguamento mecanizado e geotêxtil, valor de massa específica final típica de 1060 kg/m³ e teores de sólidos final, respectivamente, de 30%, 20% e 15%

(VON SPERLING E GONÇALVES, 2014; GONÇALVES et al., 2014; ALLONDA, 2021). Para WCL, teor de 40% e massa específica de 600 kg/m³ (NIELSEN E LARSEN, 2016; WETLANDS CONSTRUIDOS, 2021). Para secagem solar e térmica, 80% ST e 1040 kg/m³ (HUBER, 2021; PINTO, 2014; CERQUEIRA, 2019). Alternativas que utilizam EAP ou compostagem, teor de sólidos final de 50% e massa específica final, respectivamente, de 850

kg/m³ e 600 kg/m³. Para esses arranjos, também foi considerado incremento da massa final a ser destinada devido à incorporação de material externo (proporção de material externo na EAP de 0,5 kg ST_{CAL}/kg ST_{LODO} lodo e na compostagem de 1,0 kg ST_{ME}/kg ST_{LODO}) (BITTENCOURT, 2014; 2017; CERQUEIRA, 2019; PROSAB (1999; BIOCOMP, 2021).

Tabela 4- Premissas adotadas para obtenção dos custos unitários de operação e manutenção.

Premissas	Custo unitário		Demanda / consumo	
	Unidade	Valor	Unidade	Valor
Mão de obra (c/ encargos)				
Agente de Operação	R\$/h	60,00 ^a	(h/dia)/(kg ST/dia)	(h)
Técnico Industrial	R\$/h	80,00 ^a	(h/dia)/(kg ST/dia)	(h)
Energia				
Custo Energia	R\$/kWh	0,50 ^a	kWh/kg ST	(i)
Matéria Prima				
Polímero	R\$/kg	16,00 ^a	g polímero/kg ST	6,0 ^j
Cal	R\$/kg	0,55 ^a	kg cal/kg ST	0,4 ^k
Geotêxtil	R\$/m ³	180,00 ^b	m ³ geotêxtil/kg ST	0,008 ^l
GLP	R\$/kg	6,60 ^c	kg GLP/kg ST	0,34 / 0,07 ^m
Combustível diesel	R\$/L	4,50 ^c	L diesel/kg ST	0,007 ⁿ
Material estruturante	R\$/kg	0,068 ^d	kg / kg ST lodo	8,8 ^o
Manutenção				
Leito de secagem	R\$/kg ST	0,13 ^e	-	-
WCL	R\$/kg ST	0,062 ^f	-	-
Compostagem	R\$/kg ST	0,012	-	-
Secagem solar	R\$/kg ST	0,04	-	-
Centrífuga	R\$/kg ST	0,020 ^e	-	-
Rosca desaguadora	R\$/kg ST	0,005 ^f	-	-
EAP mecanizada	R\$/kg ST	0,007 ^e	-	-
Secagem térmica	R\$/kg ST	0,16 ^e	-	-

FONTE: a autora (2021)

NOTAS: a) Adotado com base em Cerqueira (2019) com correção próxima da inflação acumulada entre janeiro de 2018 e maio de 2021 de 16,74% (IPCA, 2021); b) Valor intermediário entre os modelos de menor e maior custo unitário de Geotube®, conforme cotação realizada em maio de 2021 com a Allonda (2021); c) Preço médio praticado no Brasil em maio de 2021 (ANP, 2021); d) Média entre os valores reportados por Diogo (2019) e por Visentin (2019), corrigida conforme inflação acumulada entre janeiro de 2019 e maio de 2021 de 12,53% (IPCA, 2021); e) Valores médios encontrados por Cerqueira (2019); f) Adaptado de Cerqueira (2019). Inclui custo associado à roçada de entorno e provisionamento dos custos associados à remoção dos biossólidos a cada 10 anos; g) 25% do valor para manutenção de centrífugas, com base em Lindner (2019); h) Ver Tabela 5; i) Centrífuga = 0,14 (média entre valores reportados por Cerqueira (2019), de 0,23, e Lindner (2021), de 0,23); Rosca desaguadora = 0,04 (30% do valor obtido para centrífuga, com base nas estimativas realizadas por Lindner (2021); Secagem solar = 0,10 (obtido com base no valor de 30 kWh/ton água evaporada, segundo Kurt et al. (2015) e valores praticados pela Huber (2021), considerando teor de sólidos de entrada de 20% e de saída de 80%); Secagem térmica = 0,21 (média entre valores reportados por Cerqueira (2019)); j) Valor médio entre dosagem para lodos mistos anaeróbios e lodos aeróbios/ativados (GONÇALVES et al., 2014); k) Valor médio usualmente adotado, conforme Bittencourt (2014); l) Calculado considerando valor médio do teor de sólidos finais esperado de 13% e assumindo massa específica igual a 1.000 kg/m³; m) 0,34 = sistema sem aproveitamento de biogás; 0,07 = sistema com aproveitamento térmico do biogás (redução de 79% do consumo de gás GLP). Valores adotados com base em Cerqueira (2019), que considera secador rotativo Bruthus (Empresa Albrecht) com requisitos da ordem de 1.000 kcal para cada kg de água evaporado, considerando teor de sólido de entrada de 20% e de saída de 80%; n) Média entre os valores reportados por Biocomp (2021) e Visentin (2019); o) Calculado considerando proporção de 1,75 kg de material estruturante por kg de lodo (média entre valores da Biocomp (2021), de 1:1, e de Pinto (2014), de 2,5:1) e teor de sólidos no lodo da entrada de 20%.

Tabela 5- Premissas adotadas para estimativa da demanda de mão de obra (h/dia).

Geração de lodo (kg ST/dia)	50	100	250	500	1.000	2.000	4.000	6.000	8.000	10.000	20.000
Desaguamento – Demanda de mão de obra (h/dia)											
LS (AO) ^a	0,18	0,36	0,89	1,79	3,57						
WCL (AO) ^b	0,20	0,21	0,22	0,24	0,30	0,40	0,50				
GT (AO) ^c		2,0	3,0	4,0	5,0	6,0	7,0				
DM (AO) ^d					8,0	8,0	8,0	8,0	12,0	12,0	12,0
DM (TI) ^{d,e}					1,6	1,6	1,6	1,6	2,4	2,4	2,4
Higienização – Demanda de mão de obra (h/dia)											
EAP MN(AO) ^b	0,45	0,45	0,45	0,91	1,82						
EAP MC (AO) ^f						0,8	0,8	0,8	1,2		
COM (AO) ^g	3,0	3,0	3,0	3,0	5,0	7,0	9,0	11,0	13,0		
S.S. (TI) ^h					1,0	1,0	1,0	1,5	1,5	2,0	3,0
S.T. (AO) ⁱ					8,0	8,0	8,0	8,0	12,0	12,0	12,0
S.T. (TI) ^{i,e}					1,6	1,6	1,6	1,6	2,4	2,4	2,4

AO = Agente de Operação; TI = Técnico Industrial; LS = Leitões de secagem; WCL = *Wetlands* construídos para lodos; GT = Geotêxteis; DM = Desaguamento mecanizado (centrífuga, rosca desaguadora); EAP = Estabilização Alcalina Prolongada; MN = Manual; MC = Mecanizada; COM = Compostagem; S.S. = Secagem solar; S.T. = Secagem térmica.

FONTE: a autora (2021).

NOTAS: a) Valores calculados com base no valor de produtividade de 280 kg ST/h, conforme valores praticados na COPASA (COPASA, 2021); b) Valores obtidos do estudo de Cerqueira (2019); c) Valores estimados com base na demanda de 6 h/dia para UGL de 2.000 kg ST/dia, conforme reportado por Allonda (2021); d) Foi considerada demanda mínima de um profissional com dedicação exclusiva (8 h/dia) até 6.000 kg ST/dia e de 12 h/dia para portes maiores; e) Para técnico industrial, considera 1/5 da demanda horária do agente de operação, conforme premissas de Cerqueira (2019); f) Valor de 10% da demanda para centrífuga, conforme premissas adotadas por Cerqueira (2019); g) Valores estimados com base na demanda de 13 h/dia para UGL de 8.000 kg ST/dia, conforme valor relatado por Biocomp; h) Valor adotado com base em informações fornecidas pela Huber. Devido ao alto grau de mecanização desses sistemas, foi considerada operação exclusivamente por técnico industrial; i) Valor igual à demanda para centrífuga, conforme premissas adotadas por Cerqueira (2019).

Tabela 6- Premissas adotadas para obtenção dos custos de transporte, manuseio, monitoramento e destinação.

Composição	Parâmetro	Unidade	Aterro Sanitário	Uso em solos
Transporte	Distância para destinação	km	100 ^a	50 ^b
	Custo Transporte	R\$/t/km	0,67 ^c	0,67 ^c
Manuseio	Custo Estocagem	R\$/m ³	-	1,68 ^d
	Custo Carregamento	R\$/m ³	1,75 ^e	1,75 ^e
Monitoramento e destinação	Assistência agrônômica	R\$/tonelada	-	4,70 ^f
	Destinação final	R\$/tonelada	180 ^g	-

FONTE: a autora (2021)

NOTAS: a) Média entre os valores reportados por Amaral (2018) e Visentin (2019); b) Segundo Bittencourt (2014), a distância das UGL para as áreas de aplicação (agricultura) varia de 2 km a 140 km; c) Valores médios praticados pela Saneago (2021). Considera combustível, manutenção e pessoal envolvido no transporte; d) Valor adotado com base em Cerqueira (2019) e corrigido conforme inflação no período. Considera mistura/movimentação e empilhamento de lodo no pátio de estocagem com retroescavadeira; e) Valor adotado com base em Cerqueira (2019) e corrigido conforme inflação no período. Considera carregamento de caminhão basculante com pá carregadeira; f) Adotado com base em Amaral (2018) com correção próxima da inflação acumulada entre janeiro de 2018 e maio de 2021 de 16,74% (IPCA, 2021); g) Adotado com base no valor de R\$ 160,00 reportado por Vicentin (2019) com correção próxima da inflação acumulada entre janeiro de 2019 e maio de 2021 de 12,53% (IPCA, 2021). Esse valor está dentro dos valores dos contratos atualmente praticados na SANEPAR, de R\$ 120,00 a 350,00 (SANEPAR, 2021).

4 - Obtenção de índices unitários:

Primeiro, foram obtidos índices unitários de requisitos e custos para cada tecnologia de processamento (desaguamento e higienização) e unidade de estocagem. Em seguida, as tecnologias

e unidades de processamento foram agrupadas para obtenção dos arranjos completos (processamento até disposição final). A partir dos valores individuais para cada tecnologia/unidade, foram obtidos os índices unitários para cada arranjo considerado.

5 - Aplicação dos valores obtidos para análise de cenários:

A partir dos índices unitários obtidos para cada arranjo, foi realizada avaliação comparativa entre as potenciais alternativas de tratamento e gerenciamento de lodo, incluindo destinação em aterro sanitário e aplicação em solos, para cinco cenários que consideram ETEs de diferentes portes populacionais (Tabela 7). Para cada cenário, os arranjos avaliados foram aqueles identificados como mais aplicáveis em função do porte, conforme Tabela 1.

O VPL foi utilizado como indicador econômico e o cálculo foi realizado utilizando os índices unitários de CAPEX e OPEX obtidos para cada arranjo de tratamento. Para valores anuais de OPEX, foram somados os custos relativos ao processamento (unidades de desaguamento, higienização e estocagem), transporte, manuseio e destinação. Em seguida, para obtenção do custo total, o OPEX foi trazido a valor presente, considerando horizonte de projeto de 20 anos e taxa de juros de 6,5% ao ano (BCB, 2021), e somado ao CAPEX.

Tabela 7- Cenários considerados para avaliação econômica comparativa.

Cenário	Tipo de ETE	Equivalente Habitacional (hab)	Geração de lodo (kg ST/dia) ^a
01 – Pequeno Porte A	UASB + Pós-tratamento aeróbio ^b	2.000	46
02 – Pequeno Porte B	UASB + Pós-tratamento aeróbio ^b	20.000	460
03 – Médio Porte B	UASB + Pós-tratamento aeróbio ^b	50.000	1.150
04 – Médio Porte B	Lodos ativados ^c	100.000	4.500
05 – Grande Porte	Lodos ativados ^c	500.000	22.500

FONTE: a autora (2021).

NOTAS: a) Considera 23g ST/hab.dia para UASB + pós-tratamento e 45 g ST/hab.dia para lodos ativados (valores típicos reportados por Von Sperling e Gonçalves (2014)); b) Pós-tratamento aeróbio: lodos ativados, biofiltro aerado submerso, filtro biológico; c) Lodos ativados aeração prolongada ou lodos ativados convencional pós etapas de estabilização e adensamento.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

1- Matriz de avaliação global – Índices unitários de área, CAPEX e OPEX

Na Tabela 8 estão apresentadas as faixas de valores (valores máximos e mínimos) para os índices unitários - (a) requisitos de área; (b) CAPEX; (c) OPEX - obtidos para cada arranjo considerado, bem como sua respectiva faixa de aplicação considerada.

Com relação aos requisitos de área, observa-se que os arranjos que utilizam a compostagem como método de higienização foram os que apresentaram os maiores índices unitários, bem como a maior amplitude entre os valores máximos e mínimos. A necessidade de maiores áreas para estocagem dos biossólidos gerados (que possuem material externo incorporado) é um dos fatores que contribuem para o aumento das

áreas requeridas. Já a ampla variação entre os valores máximos e mínimos reflete a discrepância entre os valores adotados como premissas da proporção entre lodo e material estruturante (que variaram de 1,0 a 2,5 kg material estruturante/kg lodo), indicando que este é um parâmetro sensível e que exerce grande influência no resultado final obtido.

Como esperado, arranjos de tratamento que possuem métodos mecanizados de desaguamento/higienização foram os que apresentaram os menores requisitos unitários de área. Fica evidenciado que a disponibilidade de área é fator primordial para a viabilidade técnica de arranjos de tratamento que utilizam métodos extensivos.

Com relação aos índices unitários de CAPEX, observa-se que os arranjos que utilizam métodos de tratamento mecanizados foram os que

apresentaram maior variação entre os valores mínimos e máximos, uma vez que para esses sistemas foi considerada maior redução percentual dos índices unitários em função do ganho de escala (20% contra 2% ou 10% para métodos extensivos). Os arranjos que utilizam sistemas de secagem térmica e compostagem foram os que apresentaram maiores índices unitários de implantação, enquanto sistemas com uso de geotêxteis foram os que apresentaram os menores índices.

Quando comparadas alternativas que utilizam o mesmo método de desaguamento, porém, considerando disposição em solo versus aterro sanitário, tem-se que o CAPEX é sempre mais elevado na primeira situação. Isso porque, além do desaguamento, a disposição final em solos requer instalações adicionais (higienização e estocagem), que encarecem os custos unitários de implantação. Exceção ocorre para os sistemas WCL, que, por cumprirem a função de higienização e de estocagem, não necessitam de estruturas adicionais para uso em solos, ou seja, o CAPEX é o mesmo independentemente da forma de destinação final. A eliminação da unidade complementar de estocagem configura uma vantagem dos sistemas WCL em comparação com os demais arranjos de beneficiamento do lodo para aplicação em solos, uma vez que a preocupação com a geração de maus odores nos galpões de estocagem é, por vezes, um dos fatores dificultadores da implementação de programas de uso do lodo em solos.

Com relação ao OPEX, observa-se que os arranjos que utilizam sistema de secagem térmica sem aproveitamento de biogás, geotêxtil e o arranjo leito de secagem seguido de compostagem foram os que apresentaram os maiores índices unitários. O aproveitamento de biogás na secagem térmica (e conseqüente redução do consumo

de GLP) reduziu, em média, em R\$ 1,76 o custo unitário total de operação. De forma análoga, a incorporação da unidade de EAP a jusante do desaguamento com geotêxteis e posterior destinação em solos, apesar dos custos adicionais com consumo de cal e mão de obra, reduziu, em média, em R\$ 1,13 o índice unitário, especialmente em função da redução dos custos com transporte e disposição final.

Para métodos mecanizados de desaguamento, a incorporação de unidade complementar de higienização que permite uso do lodo em solos proporcionou, considerando valores médios, redução do OPEX global para a maioria das alternativas (sendo a maior redução observada quando considerado o método de secagem solar), exceto para os arranjos que utilizam secagem térmica sem aproveitamento de biogás, em que os custos operacionais se mostraram mais elevados do que aqueles obtidos considerando disposição em aterro. De forma similar, o arranjo “leito de secagem + EAP + uso em solos” apresentou índices de OPEX próximos ou inferiores àqueles obtidos para o arranjo “leito de secagem + aterro sanitário”.

Tanto para disposição final em aterro sanitário como para uso em solos, os sistemas WCL foram os que apresentaram os menores índices unitários de OPEX. Esse resultado evidencia a simplicidade das rotinas operacionais e logísticas associadas a esses sistemas. Além disso, apesar de não terem sido considerados os custos com monitoramento dos biossólidos e das áreas de aplicação, como nos WCL a frequência de formação de lotes de biossólidos ocorre em intervalos maiores de tempo (5 a 10 anos), as rotinas e custos de monitoramento são substancialmente reduzidas quando comparadas com as demais alternativas.

Tabela 8- Matriz de avaliação global de arranjos de tratamento e gerenciamento de lodo: aplicabilidade e índices unitários de área, CAPEX e OPEX.

Destinação	Arranjo	Faixa aplicável (kg ST/dia)					ÁREA ^{c,d} (m ² /(kg ST/dia))	CAPEX ^{a,d} (R\$/ (kg ST/dia))	OPEX ^{a,b} (R\$/kg ST)				
		<100	100-1.000	1.000-4.000	4.000-8.000	8.000-20.000			Processamento	Transporte	Manuseio	A.A / D.A.	TOTAL
ATERRO SANITÁRIO	Leito secagem + A.S.						1,2 – 1,3	1.106 – 1.199	0,34 – 0,35	0,22	0,006	0,60	1,17 – 1,17
	WCL + A.S.						3,7 – 6,1	2.587 – 2.920	0,07 – 0,30	0,17	0,007	0,45	0,69 – 0,93
	Geotêxtil + A.S.						1,3 – 1,8	281 – 311	1,55 – 2,65	0,45	0,011	1,20	3,21 – 4,30
	Centrífuga + A.S.						(c)	349 – 1.330	0,23 – 0,79	0,34	0,008	0,90	1,47 – 2,04
	Rosca desaguadora + A.S.						(c)	610 – 2.328	0,17 – 0,73	0,34	0,008	0,90	1,41 – 1,97
USO EM SOLOS	Leito secagem + EAP (MN) + U.S.						1,7 – 2,4	1.765 – 1.913	0,67 – 1,11	0,10	0,012	0,014	0,80 – 1,23
	Leito secagem + Compostagem + U.S.						5,2 – 8,5	3.632 – 4.501	1,28 – 4,59	0,13	0,023	0,019	1,46 – 4,76
	WCL + U.S.						3,7 – 6,1	2.587 – 2.920	0,07 – 0,30	0,08	0,007	0,012 e	0,16 – 0,39
	Geotêxtil + EAP (MN) + U.S.						1,8 – 2,8	915 – 1.012	1,88 – 3,14	0,10	0,012	0,014	2,01 – 3,26
	Centrífuga + EAP (MC) + U.S.						0,5 – 1,0	1.528 – 2.722	0,54 – 1,05	0,10	0,012	0,014	0,66 – 1,17
	Centrífuga + Compostagem + U.S.						4,0 – 7,2	2.534 – 4.501	1,04 – 1,73	0,13	0,023	0,019	1,21 – 1,91
	Centrífuga + Secagem Solar + U.S.						0,6 – 1,1	2.270 – 3.499	0,33 – 0,96	0,04	0,004	0,006	0,38 – 1,01
	Centrífuga + Secagem Térmica (S/A) + U.S.						0,2 – 0,4	1.190 – 3.960	2,77 – 3,89	0,04	0,004	0,006	2,82 – 3,95
	Centrífuga + Secagem Térmica (C/A) + U.S.						0,2 – 0,4	1.440 – 4.915	1,01 – 2,13	0,04	0,004	0,006	1,06 – 2,18
	Rosca Desaguadora + EAP (MC) + U.S.						0,5 – 1,0	1.937 – 3.720	0,47 – 0,98	0,10	0,012	0,014	0,60 – 1,11
	Rosca Desaguadora + Compostagem + U.S.						4,0 – 7,2	2.943 – 5.498	0,97 – 1,67	0,13	0,023	0,019	1,15 – 1,85
	Rosca Desaguadora + Secagem Solar + U.S.						0,6 – 1,1	2.531 – 4.496	0,27 – 0,90	0,04	0,004	0,006	0,32 – 0,95
	Rosca Desag. + Secagem Térm. (S/A) + U.S.						0,2 – 0,4	1.452 – 4.958	2,71 – 3,83	0,04	0,004	0,006	2,76 – 3,88
Rosca Desag. + Secagem Térm. (C/A) + U.S.						0,2 – 0,4	1.702 – 5.912	0,94 – 2,07	0,04	0,004	0,006	1,00 – 2,12	

WCL = Wetlands construídos para lodo; A.S. = Aterro sanitário; U.S. = Uso em solos; EAP = Estabilização alcalina prolongada; MN = manual MC = mecanizada; S/A = Sistema sem aproveitamento de biogás; C/A = Sistema com aproveitamento de biogás; A.A = Assistência agrônômica (uso em solos); D.A. = Disposição final (aterro sanitário).

FONTE: a autora (2021).

NOTAS: a) Valores unitários máximos de CAPEX e OPEX estão associados aos sistemas de menor porte, considerando a faixa de aplicação adotada para cada método; b) Para arranjos de uso em solos, não estão inclusos custos anuais associados à análise laboratorial (valores devem ser acrescidos em função da frequência de monitoramento ou frequência de formação de lotes de lodo); c) Não está incluída a área associada a construção de edifícios de tratamento de lodos para sistemas mecanizados (considerar de 100 a 400 m²); d) Requisitos de área e CAPEX associados às unidades de estocagem, quando aplicável, estão inclusos nos índices apresentados; e) Este índice deve ser aplicado apenas no ano de remoção dos biossólidos (a cada 10 anos de operação).

2- Avaliação econômica comparativa – ETEs de diferentes portes populacionais

Na Fig. 1 estão apresentados os resultados obtidos na análise dos custos totais (CAPEX + VPL OPEX) para os cinco cenários avaliados.

Para os cenários 01, 02 e 03 (respectivamente, ETEs para 2.000, 20.000 e 50.000 habitantes utilizando UASB + Pós-tratamento aeróbio), o arranjo que utiliza sistema WCL com posterior destinação em solos foi o que apresentou o menor custo total. Nos cenários 01 e 02, esse arranjo demonstrou redução de custos, respectivamente, de 28% e 39% quando comparado com o clássico arranjo “Leito de secagem + aterro sanitário”. No cenário 03, a diferença entre os custos totais do arranjo “WCL + uso em solos” e do arranjo “Centrífuga + aterro sanitário”, alternativa tipicamente adotada em ETEs deste porte, foi ainda mais representativa, sendo que o primeiro apresentou valor cerca de 60% inferior ao encontrado para a opção centrífuga + aterro.

Para o cenário 02, além do arranjo “WCL + uso em solos”, a alternativa “Leito de secagem + EAP + uso em solos” também apresentou custos totais inferiores àqueles obtidos para as alternativas cuja disposição final se dá em aterro sanitário.

Analogamente, no cenário 03, as alternativas de desaguamento mecanizado seguidas de EAP ou de secagem solar com posterior uso em solos também apresentaram custos totais inferiores àqueles obtidos para as alternativas de desaguamento mecanizado, ou geotêxtil, seguido de aterro sanitário. Entretanto, o arranjo “WCL + aterro sanitário”, apesar de apresentar custos superiores ao arranjo “WCL + uso em solos”, ainda apresentou custos totais inferiores aos dos demais arranjos avaliados.

Para o cenário 4 (ETE para 100.000 habitantes utilizando lodos ativados), as alternativas de desaguamento mecanizado seguidas de EAP ou de secagem solar e posterior uso em solos demonstraram ser mais econômicas do que as alternativas que

utilizam apenas o desaguamento seguido de aterro. Apesar do VPL do OPEX ser inferior para os arranjos com secagem solar, os custos totais desses arranjos foram ligeiramente superiores (4%) àqueles obtidos para os arranjos com EAP, uma vez que o CAPEX no primeiro arranjo é mais significativo.

Para o cenário 05 (ETE para 500.000 habitantes utilizando lodos ativados), apenas as alternativas que utilizam sistema de secagem térmica sem aproveitamento de biogás foram mais onerosas do que as alternativas de desaguamento mecanizado seguido de aterro sanitário. Ou seja, o uso de posterior higienização com secagem solar ou secagem térmica com aproveitamento de biogás apresentou os menores custos totais. Comparando esses dois métodos de higienização, tem-se que a alternativa com secagem solar apresentou custos totais cerca de 34% inferiores aos custos com o uso de secagem térmica com aproveitamento de biogás.

De maneira geral, observa-se que os arranjos de tratamento que utilizam geotêxtil, compostagem e secagem térmica sem aproveitamento de biogás foram os que apresentaram os maiores custos totais nos cenários em que foram utilizados. Já a alternativa de secagem térmica com aproveitamento de biogás apresentou custos totais inferiores aos dos arranjos com destinação em aterro apenas no cenário 05.

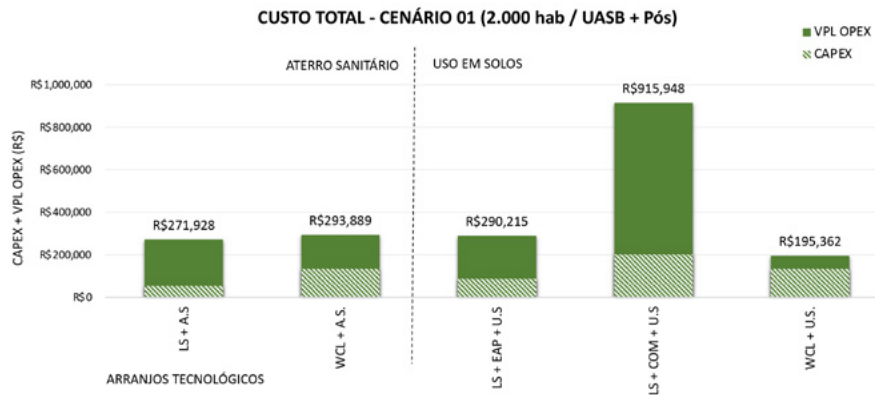
É importante ressaltar que a interpretação desses resultados deve ser feita à luz das premissas que foram utilizadas e que, em alguns casos, são extremamente sensíveis, podendo apresentar grande variabilidade. Alguns exemplos são: o custo do material geotêxtil (no estudo foram considerados valores médios do Geotube®, que são materiais importados, entretanto, o valor pode ser maior ou menor em função do fornecedor e contrato firmado); a compra de material estruturante para compostagem (no estudo foi considerada a aquisição desse material, mas, em alguns casos, esses custos podem ser reduzidos ou até mesmo elimi-

dados); o tipo e custo da fonte de energia utilizada para secagem térmica (no estudo foi considerado gás GLP); o valor adotado para cálculo dos custos com assistência agrônômica para uso em solos; as premissas de custo e demanda de mão de obra, entre outras.

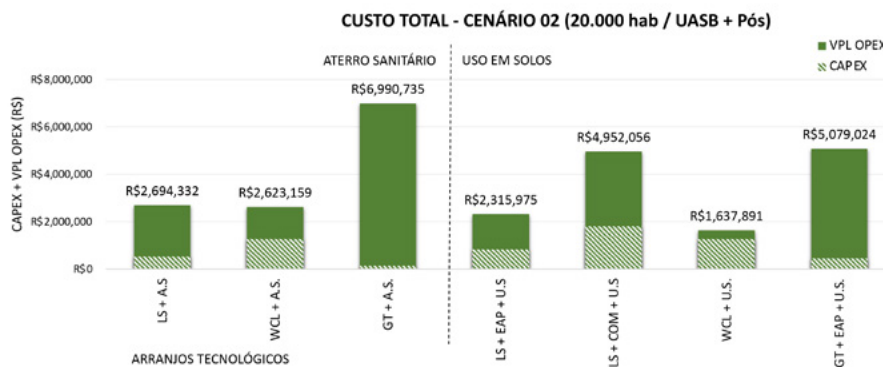
Portanto, atentando-se para essas ressalvas e limitações do estudo, o resultado global obtido

para avaliação comparativa entre alternativas aponta que, para todos os cenários avaliados (portes de ETE variando de 2.000 a 500.000 habitantes), existem um ou mais arranjos de tratamento de lodo para posterior destinação em solos que apresentam custos totais (CAPEX + VPL do OPEX em 20 anos) mais baixos do que aqueles obtidos para os arranjos cuja disposição final se dá em aterro sanitário.

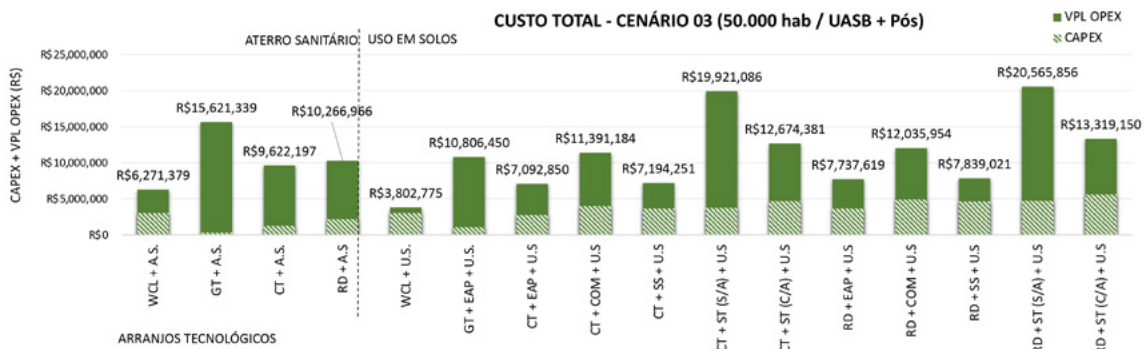
Figura 1 - Custo total das alternativas de tratamento de lodo para os 05 cenários avaliados: CAPEX + OPEX (VPL - 20 ANOS).



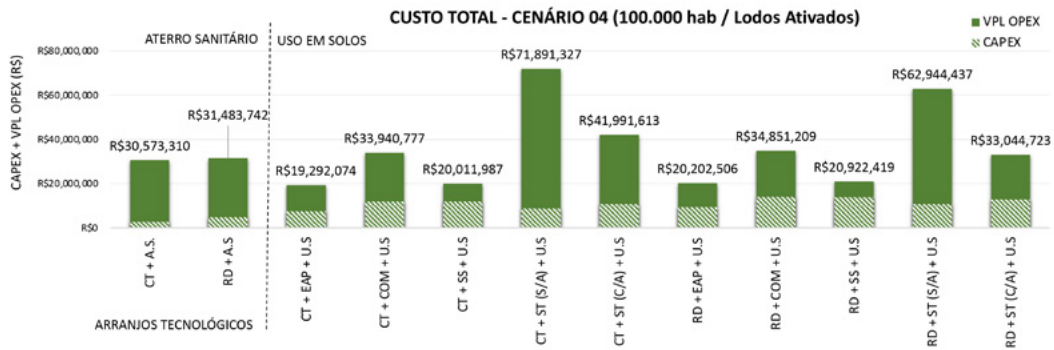
(a) Custo total de alternativas de tratamento de lodo - Cenário 01 (2.000 hab. / UASB + pós)



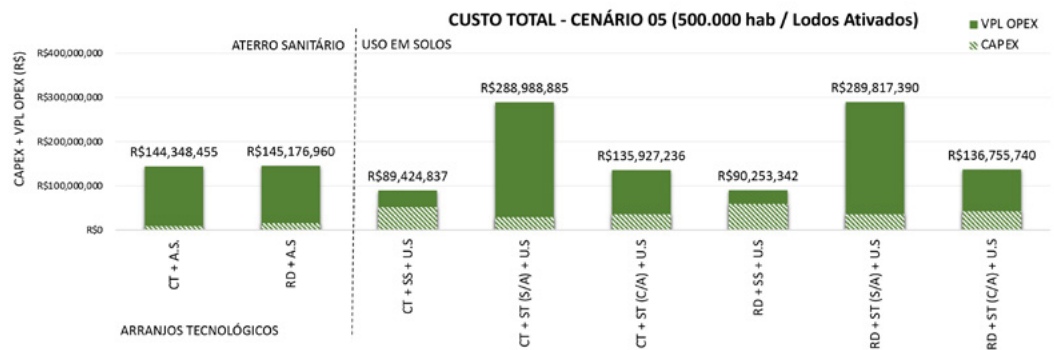
(b) Custo total de alternativas de tratamento de lodo - Cenário 02 (20.000 hab. / UASB + pós)



(c) Custo total de alternativas de tratamento de lodo - Cenário 03 (50.000 hab. / UASB + pós)



(d) Custo total de alternativas de tratamento de lodo - Cenário 04 (100.000 hab. / Lodos ativados)



(e) Custo total de alternativas de tratamento de lodo – Cenário 05 (500.000 hab. / Lodos ativados)

LS = Leito de secagem; A.S. = Aterro sanitário; WCL = *Wetlands* construídos para lodo; GT = Geotêxtil; CT = Centrífuga; RD = Rosca desaguadora; EAP = Estabilização alcalina prolongada; U.S. = Uso em solos; COM = Compostagem; SS = Secagem solar; ST = Secagem térmica; S/A = Sistema sem aproveitamento de biogás; C/A = Sistema com aproveitamento de biogás;

FONTE: a autora (2021).

NOTA: i) Nos gráficos apresentados, a parcela hachurada corresponde à contribuição do CAPEX no custo total (CAPEX + VPL OPEX de 20 anos); ii) VPL (Valor Presente Líquido) considerando 20 anos de operação e taxa de juros anual de 6,5%; iii) Para OPEX, estão incluídos apenas custos com processamento (desaguamento e higienização), transporte e manuseio de lodo, assistência agrônômica (caso uso em solos) e disposição em aterro sanitário (caso destinação final em aterro); iv) Custos de implantação associados às unidades de estocagem, quando aplicável, estão incluídos nos índices apresentados.

5 CONCLUSÃO

O presente trabalho avaliou e comparou aspectos técnicos e econômicos de dezenove arranjos tecnológicos de processamento e gerenciamento de lodo para uso em solos como opções alternativas à destinação final em aterro sanitário, considerando ETEs de diferentes portes populacionais. Foram incluídos na análise tanto métodos tradicionalmente utilizados, como leitos de secagem e centrífugas, como métodos com potencial de crescimento no Brasil, como sistemas *wetlands* construídos para lodos e sistemas

de secagem solar. As informações acerca de cada alternativa tecnológica foram convertidas em unidades comuns, em função da massa seca de lodo, permitindo comparar, de forma equânime, todos os arranjos de tratamento avaliados.

Para as premissas consideradas, a avaliação econômica comparativa entre alternativas aponta que, para todos os cenários avaliados (portes de ETE variando de 2.000 a 500.000 habitantes), existem um ou mais arranjos de tratamento de lodo para posterior destinação em solos que

apresentam custos totais (CAPEX + VPL do OPEX em 20 anos) mais baixos do que aqueles obtidos para os arranjos cuja disposição final se dá em aterro sanitário.

Ainda, dentre os arranjos de tratamento e gerenciamento de lodo avaliados, a análise econômica comparativa entre alternativas permitiu concluir que:

- Para todas as situações em que se aplica (avaliado neste estudo para ETEs de 2.000, 20.000 e 50.000 habitantes), o uso de *wetlands* construídos para tratamento de lodo (WCL) com posterior uso em solos foi o que apresentou o menor custo total, sendo este de 28% a 60% inferior àqueles obtidos para os arranjos típicos de leitos de secagem ou centrífugas seguidos de aterro sanitário.
- Para ETEs/UGL de médio a grande porte (avaliado no estudo ETEs de 50.000 e 100.000 habitantes), as alternativas de desaguamento mecanizado seguidas de higienização com estabilização alcalina prolongada (EAP) ou secagem solar e posterior uso em solos apresentaram custos totais inferiores àqueles obtidos para arranjos que utilizam apenas o desaguamento seguido de disposição em aterro sanitário. Para maiores gerações (avaliado no estudo ETE de 500.000 habitantes), o uso de secagem térmica com aproveitamento de biogás e uso em solo também apresentou custos inferiores aos obtidos para os sistemas de desaguamento seguido de aterro sanitário.
- De maneira geral, os arranjos de tratamento que utilizam métodos de geotêxtil, compostagem ou secagem térmica sem aproveitamento de biogás foram os que apresentaram os maiores custos totais nos cenários em que foram utilizados.

Cabe ressaltar que, durante a fase de estudos de concepção e/ou de viabilidade, além dos índices unitários levantados (CAPEX, OPEX, requisitos de

área, energia e matérias primas), demais aspectos técnicos, operacionais, sanitários, culturais, locais e ambientais, não abarcados em profundidade no presente estudo, também devem ser considerados na avaliação global comparativa entre os arranjos de tratamento e gerenciamento de lodos de ETE.

Por fim, o presente estudo traz subsídios e apresenta resultados que, dentro das condições e limitações do trabalho, se opõem ao *status quo* de que a disposição de lodo em aterro sanitário é sempre a alternativa financeiramente menos onerosa. Ao contrário, aponta que arranjos de tratamento que permitem o uso do lodo em solos, além de todas as demais vantagens associadas e apesar das barreiras a serem vencidas, podem trazer, em muitos casos, economias significativas. Este é, portanto, mais um fator motivador para o fomento a essa prática no Brasil e, em maior escala, para a mudança de paradigma no saneamento, incorporando ao tratamento de esgotos e à gestão de lodos a lógica de economia circular e regenerativa.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Investigação, Metodologia, Redação - Primeira versão: Boratto, D. C.; **Conceitualização, Redação - Revisão & Edição, Supervisão:** Von Sperling, M.

7 REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCUMBUSTÍVEIS – ANP. **Síntese dos Preços Praticados - Brasil** – Resumo II - Período: 2021–Maio. <https://preco.anp.gov.br/include/Resumo_Mensal_Combustiveis.asp>. Acesso 22 jun. 2021.

ALLONDA. **Custo | Geotubes**. Mensagem recebida por <deboraboratto@hotmail.com> em 14 mai. 2021.

AMARAL, K. G. C. **Avaliação da sustentabilidade no gerenciamento do lodo e biogás, em estação de tratamento de esgotos, utilizando a técnica de ACV**. Tese (Doutorado em

Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná. 2018.

ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E.S.; FERNANDES, F. Disposição do lodo no solo. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M. FERNANDES, F.(Ed). **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. 2ª Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. p.317-395 (Cap. 8).

BANCO CENTRAL DO BRASIL - BCB. **Focus: Relatório de Mercado - 16 de julho de 2021**. Disponível em: <<https://www.bcb.gov.br/publicacoes/focus>>. Publicado em 19/07/2021. Acesso em 22/07/2021.

BITTENCOURT, S.; AISSE, M. M.; SERRAT, B. M. Gestão do uso agrícola do lodo de esgoto: estudo de caso do Paraná, Brasil. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.22, n.6. Rio de Janeiro: ABES, 2017. p. 1129-1139. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017156260>.

BITTENCOURT, S. **Gestão de processo de uso agrícola de lodo de esgoto no estado do Paraná: aplicabilidade da Resolução CONAMA 375/06**. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná. 2014.

BIOCOMP Soluções Ambientais LTDA. **Contato pessoal**. Responsável técnico e supervisor geral. Usina de compostagem. Papagaios, julho, 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama n.498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 19 ago. 2020.

CERQUEIRA, P. L. W. **Custos de desaguamento e higienização de lodo em ETEs com reatores UASB seguidos de pós-tratamento aeróbio: subsídios para estudos de concepção**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná. 2019.

COMPARINI, J.B. Engenharia de aplicação dos biossólidos. In: TSUTIYA M. T.; COMPARINI, J. B.; SOBRINHO, P. A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (Ed.). **Biossólidos na Agricultura**. 2ª Ed. São Paulo: ABES/SP, 2002. p.405-431 (Cap. 13).

COPASA. **Contato pessoal**. Engenheiro de Produção e Operação. Unidade de Serviço de Tratamento de Esgoto da Bacia do Rio Paraopeba. Belo Horizonte, agosto, 2021.

DIOGO, V. H. F. **Estudo de viabilidade de tratamento regionalizado de lodos de fossa e tanque sépticos**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2019.

FERNANDES, F.; LOPES, D. D.; ANDREOLI, C. V.; SILVA, S. M. C. P. Avaliação de alternativas e gerenciamento do lodo na ETE. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M. FERNANDES, F. (Ed.). **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. 2ª Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. p.297-315 (Cap. 7).

GONÇALVES, R. F.; LUDUVICE, M. VON SPERLING, M. Remoção da umidade de lodos de esgoto. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M. FERNANDES, F. (Ed.). **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. 2ª Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. p.157-258 (Cap. 5).

HUBER. **HUBER do Brasil Pedido de informação detalhada de produto**. Mensagens recebidas por: <debora-boratto@hotmail.com> em mai./jul., 2021.

ÍNDICE DE PREÇOS AO CONSUMIDOR AMPLO – IPCA. **Calculadora do IPCA**. Disponível em <<https://www.ibge.gov.br/explica/inflacao.php>>. Acesso em 22 jun. 2021.

KURT, M.; AKSOY, A.; SANIN, F.D. Evaluation of solar sludge drying alternatives by costs and area requirements. **Water Research**. v.82. Elsevier, 2015. p.47-57.

LINDNER. **Requisitos e custos - Equipamentos desaguamento lodo de ETE**. Mensagem recebida por: <debora-boratto@hotmail.com> em 12 e 14 de mai. 2021.

MANZOCHI, C. I. S. **Logística para tratamento e disposição final de lodos de ETE's visando reciclagem agrícola**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina. 2008.

NIELSEN, S.; LARSEN, J.D. Operational strategy, economic and environmental performance of sludge treatment reed bed systems – based on 28 years of experience. **Water Science & Technology**. v.74, n.8. IWA Publishing, 2016. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.295>.

PINTO, M.T. Higienização de lodos. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M. FERNANDES, F. (Ed.). **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. 2ª Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. p.259-295 (Cap. 6).

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO – PROSAB. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. FERNANDES, F.; SILVA, S.M.C.P (autores). Universidade Estadual de Londrina. 1999.

SANEAGO – Companhia de Saneamento de Goiás. **TCC - Alternativas para tratamento e gerenciamento de lodo**. Mensagem recebida por <debora-boratto@hotmail.com> em 19 mar. 2021.

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. **[Lodo SANEPAR]**. WhatsApp: [Grupo Estudo lodo UFMG SANEPAR]. Março - maio. 2021. Mensagens de WhatsApp.

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

VISENTIN, R. **Viabilidade econômica da compostagem de lodo de esgoto para fins agrícola**. Dissertação (Mestrado em Ciências

Agronômicas), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2019.

VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F. Lodo de esgotos: características e produção. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M. FERNANDES, F. (Ed.). **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. 2ª Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. p.15-65 (Cap. 2).

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2018. (Volume 1)

WETLANDS CONSTRUÍDOS LTDA. **Contato pessoal**. Belo Horizonte, junho de 2021.

Modelagem de remoção de amônia em lagoas de polimento operadas em fluxo contínuo

Modeling of ammonium removal in polishing ponds operated in continuous flow

• **Data de entrada:**
24/01/2022


• **Data de aprovação:**
14/03/2022

Francisca Kamila Amancio Frutuoso^{1*} | Monique da Silva Albuquerque¹ |
Iran Eduardo Lima Neto¹ | Silvânia Lucas dos Santos²


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.019>

ORCID ID

Frutuoso FKA  <https://orcid.org/0000-0003-3519-6704>

Albuquerque MS  <https://orcid.org/0000-0002-8280-6272>

Lima Neto IE  <https://orcid.org/0000-0001-8612-5848>

Santos SL  <https://orcid.org/0000-0002-6905-3966>

Resumo

Em sistemas de lagoas há diferentes mecanismos de remoção de amônia, tais como: volatilização, nitrificação-desnitrificação e assimilação pelas algas. Contudo, não se tem um consenso sobre qual via de remoção é predominante. Nesse sentido, o presente trabalho objetivou contribuir com os estudos acerca dos mecanismos de remoção de amônia, propondo um novo modelo de remoção para lagoas de polimento de fluxo contínuo. Operou-se um sistema experimental de lagoas de polimento com duas lagoas em série para diferentes TDH (4, 8, 16 e 32 dias), e avaliaram-se as concentrações de amônia afluente e efluente a cada lagoa. O modelo aplicado foi desenvolvido a partir de uma diferencial de 1ª ordem. Os resultados demonstraram que as simulações tiveram ótimas correlações, com R^2 , aproximadamente, de 0,99, para todos os experimentos investigados. Observou-se ainda que o modelo desse estudo teve melhores simulações comparado ao modelo de Pano e Middlebrooks. O coeficiente de assimilação (k_{an}) que melhor se ajustou ao modelo foi um valor de $0,13 \text{ d}^{-1}$ e para o fluxo de liberação de amônia (S_n) foi uma solução empírica linear em função do tempo, de R^2 igual a 0,9592. Por fim, observou-se que o coeficiente de volatilização de amônia (k_v) na equação geral teve maior influência na remoção apenas quando o pH ultrapassou 8,6. Pode-se, desse modo, concluir que, para essas condições de lagoas, a assimilação de amônia foi o mecanismo de remoção predominante, seguido da volatilização dos primeiros dias de TDH; somente quando o pH ultrapassou 8,6 houve essa inversão da predominância dos mecanismos de remoção da amônia.

Palavras-chave: Nutriente. Modelo. Nitrogênio.

Abstract

In pond systems there are different mechanisms for removing ammonia, such as: volatilization, nitrification-denitrification, and assimilation by algae. However, there is no consensus on which route of removal is predominant. In this sense, the present work aimed to contribute to studies on the mechanisms of ammonia removal, proposing a new removal model for continuous flow polishing ponds. An experimental polishing pond system was operated with two ponds in series for different HRT (4, 8, 16 and 32 days), and the concentrations of affluent and effluent ammonia in each pond were evaluated. The applied model was developed from a 1st order differential. The results showed that the simulations had excellent correlations, with R^2 of approximately 0.99, for all investigated experiments. It

¹ Universidade Federal do Ceará - UFC - Fortaleza - Ceará - Brasil.

² Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN - Natal - Rio Grande do Norte - Brasil.

***Autora correspondente:** kamilaamancio.ka@gmail.com.

was also observed that the model of this study had better simulations compared to the model of Pano and Middlebrooks. The assimilation coefficient (k_{an}) that best fitted the model was a value of 0.13 d^{-1} and for the ammonia release flow (S_n) it was a linear empirical solution as a function of time, R^2 equal to 0.9592. Finally, it was observed that the ammonia volatilization coefficient (k_v) in the general equation had a greater influence on removal only when the pH exceeded 8.6. Thus, it can be concluded that for these pond conditions, the assimilation of ammonia was the predominant removal mechanism followed by the volatilization of the first days of HRT and only when the pH exceeded 8.6 do you hear this inversion of the predominance of removal mechanisms of ammonia.

Keywords: Nutrient. Model. Nitrogen.

1 INTRODUÇÃO

Reatores UASB são digestores anaeróbios de crescente aplicação, particularmente em países emergentes (LETTINGA, 2008). Como descrito por diversos autores (VAN HAANDEL et al., 2006; LETTINGA, 2008; CHERNICHARO et al., 2018), esses sistemas se destacam pelas suas vantagens, tais como: boa remoção de matéria orgânica e sólidos, curto tempo de detenção hidráulica e, principalmente, pelo baixo custo de implantação, manutenção e operação. Contudo, são ineficientes na remoção de patógenos e nutrientes, e sua eficiência na remoção de DBO pode ser insuficiente para atender aos padrões exigidos na legislação, principalmente quanto à disposição final do esgoto tratado, o que traz a necessidade de um pós-tratamento de seu efluente.

Khan (2011), por sua vez, relata que a combinação de reatores UASB a um sistema complementar de tratamento via oxidação biológica aeróbia ou microaeróbia representa uma alternativa promissora, destacando diversas configurações possíveis, dentre elas, as lagoas de polimento (LP) assim denominadas para designar lagoas utilizadas especificamente para o polimento de efluentes de reatores UASB, bem como para diferenciá-las das lagoas de estabilização. LPs possuem função equivalente à de lagoas de maturação, sendo projetadas, em especial, para remoção de patógenos, com remoção complementar de matéria orgânica e amônia (BASTOS et al.,

2011). Sua aplicabilidade tem sido promissora especificamente em países de clima quente (CAVALCANTI, 2003; DIAS et al., 2017).

Essa combinação UASB+LP é atraente por manter a configuração de tratamento simples, causando as vantagens do reator UASB às das lagoas de estabilização, como a fácil operação, manutenção e baixo investimento, sem a necessidade de gastos com energia no processo de remoção dos constituintes indesejados do esgoto (matéria orgânica e nutrientes), produzindo um efluente final de boa qualidade sanitária em menor área (DIAS et al., 2018; ALBUQUERQUE, SANTOS, VAN HAANDEL, 2021).

O comportamento dessas lagoas de polimento de fluxo contínuo, especificamente no que diz respeito a seu desempenho na remoção de DBO, nitrogênio e coliformes, está bem consolidada na literatura (CAVALCANTI, 2003; CHERNICHARO et al., 2010; SOUSA et al., 2017); contudo, ainda carecem de melhores esclarecimentos em sua modelagem (BASTOS, 2011), especialmente por esses sistemas apresentarem alta complexidade devido a uma relação mutualística entre microalgas e bactérias (HO et al., 2019). A aplicação dos modelos na área ambiental é uma importante ferramenta que descreve e analisa o comportamento dos sistemas, uma vez que podem prever as diferentes respostas das configurações de tratamento sob condições variadas (HO, 2019).

Observa-se na literatura (ASSUNÇÃO e VON SPERLING, 2012; SENZIA et al., 2002; HO et al., 2019) que há diferentes mecanismos de remoção de amônia e nitrogênio total, a saber: volatilização, nitrificação-desnitrificação e assimilação pelas algas com consequente sedimentação dessas, passando a fazer parte do lodo de fundo. Contudo, não se tem um consenso sobre qual via de remoção é predominante nos sistemas de lagoas, apesar de muitos esforços, nas últimas décadas, terem sido destinados para o desenvolvimento desses modelos que estimassem a remoção de nitrogênio das lagoas (VIJAY e YUAN, 2017).

Senzia et al. (2002), em estudos com uma lagoa de estabilização primária, identificaram diferentes rotas de transformação e remoção de nitrogênio: nitrificação, desnitrificação, volatilização, captação de amônia, nitrato por algas e microrganismos e perda líquida nos sedimentos de nitrogênio orgânico. Constatou-se que as principais vias de remoção para essas lagoas foram sedimentação e absorção pelas algas. Além disso, observou-se uma nitrificação limitada e uma volatilização insignificante; essa última, pelas condições da lagoa não serem favoráveis ao processo, uma vez que baixas concentrações de amônia livre estavam disponíveis para descarga na atmosfera devido ao baixo pH.

Para Ho et al. (2019), ao determinar um modelo mecanístico simulando processos biogeoquímicos de remoção de carbono, nitrogênio e fósforo, além dos processos hidráulicos e físicos de uma lagoa facultativa, a remoção de nitrogênio nessas lagoas se dá principalmente via volatilização e assimilação microbiana de amônia. Já o processo de desnitrificação seria insignificante, visto que há uma abundante condição aeróbica, resultado da intensa atividade fotossintética das algas, limitando as zonas anóxicas e, portanto, o crescimento de heterotróficos desnitrificantes.

Pano, A. e Middlebrooks (1982) apud Assunção e von Sperling (2013) e Bastos et al., (2011), em estudos com lagoas facultativas nos EUA que recebiam baixa carga superficial (<40 kgDBO/ha.d), propuseram um modelo de cinética de primeira ordem de mistura completa que assume a volatilização da amônia como o principal mecanismo de remoção de nitrogênio, além de incorporar valores de carga hidráulica, pH, temperatura e coeficientes derivados de dados empíricos. O modelo já demonstrou boa capacidade preditiva para concentrações de efluentes de amônia em lagoas de polimento, apesar de ser baseado em estudos desenvolvidos em lagoas facultativas (BASTOS et al., 2011; ASSUNÇÃO e VON SPERLING, 2013).

Para Van Haandel e Santos (2021), em lagoas de polimento a volatilização é a única rota de remoção de amônia, devido ao elevado pH, que favorece a formação de amônia livre (NH_3) a partir de sua forma ionizada (NH_4^+), sendo factível sua dessorção para atmosfera.

Entretanto, nas lagoas de polimento, a remoção de nitrogênio pela absorção pode ocorrer em razão da sua alta concentração de algas, que, por sua vez, é resultado da relação simbiótica entre algas e bactérias, na qual proporciona condições adequadas (altas concentrações de oxigênio dissolvido e níveis de pH) para sua proliferação (DIAS et al., 2018; HO et al., 2019).

Além disso, nesses sistemas, a baixa profundidade das lagoas e a maior transparência do esgoto digerido favorecem a predominância da fotossíntese sobre a oxidação. A taxa de produção de oxigênio é bem maior do que o consumo, levando à diminuição da concentração de CO_2 (consumidos na fotossíntese) e ao aumento do pH, criando condições ideais para volatilização, em que a amônia é removida fisicamente da massa líquida para a atmosférica (VAN HAANDEL; SANTOS, 2021).

Nesse sentido, o presente trabalho objetiva contribuir com os estudos acerca dos mecanismos de remoção de amônia, propondo um novo modelo de remoção para lagoas de polimento, considerando, além da assimilação, nitrificação e volatilização de amônia, uma possível liberação de amônia do lodo de fundo.

2 METODOLOGIA

2.1 Estudo experimental

Na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), localizada na cidade de Campina Grande, Paraíba, foi instalado e monitorado o sistema experimental de Lagoas de Polimento (LP).

Foram trabalhados em paralelo dois sistemas de duas lagoas em série de fluxo contínuo, na qual se diferenciaram pela profundidade de trabalho, sendo essas de 20 e 40 cm. As lagoas foram projetadas em escala piloto com diâmetro de 0,5 m, e estas possuíam individualmente um regime de mistura completa (se consideradas ambas as lagoas em série, podem ser observadas um fluxo pistão), em que eram agitadas suavemente por uma palheta superficial central com baixa rotação (6 rpm) para uniformizar a concentração da fase líquida e evitar a flotação de algas. Essa suave agitação objetivava também simular as ações dos ventos das condições reais de uma LP.

Foi utilizado, na presente pesquisa, o esgoto sanitário da cidade de Campina Grande, tratado em um reator UASB já instalado e em operação no local de realização dos experimentos. O reator foi projetado com um volume de 2,5 m³ e altura de 1,7 m, para tratar uma vazão de até 10 m³/dia (SANTOS et al., 2016). O efluente digerido passava por um tanque de equalização com volume de

1 m³, onde se mantinha homogêneo por meio de agitação mecânica, que, por sua vez, era direcionado para as lagoas de polimento.

Na alimentação das LP, cada sistema contou com uma bomba dosadora, um temporizador e tubos de alimentação que ligavam o tanque de equalização, com o efluente tratado no reator UASB, aos sistemas de lagoas. As bombas dosadoras possuíam vazões máxima e mínima de 22,8 e 1,02 L/h, respectivamente. O temporizador industrial foi utilizado para controle do período de funcionamento das bombas que alimentavam as LP, o qual possuía 20 programações.

O sistema de lagoas foi operado em quatro fases, determinadas pelo tempo de permanência (TDH) do experimento, respectivamente de 4, 8, 16 e 32 dias. Cada fase foi operada durante quatro semanas, sendo destinadas duas semanas para estabilização do experimento e duas para coleta de dados. O sistema experimental entrou em funcionamento em setembro de 2019, quando foi iniciado o monitoramento, e prolongou-se até janeiro de 2020.

Na Fig. 1 pode-se observar uma representação esquemática do sistema experimental, com todas as unidades presentes (Reator UASB, tanque de equalização e lagoas de polimento), bem como a vista lateral das lagoas.

Quanto ao monitoramento, foram avaliadas, três vezes por semana (por volta das 9:00 h da manhã) em cada fase, as concentrações de nitrogênio amoniacal do efluente do UASB e de cada lagoa da série, seguindo os métodos padrões do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Foram coletados ainda os valores pH e temperatura, utilizando o multímetro Hanna.

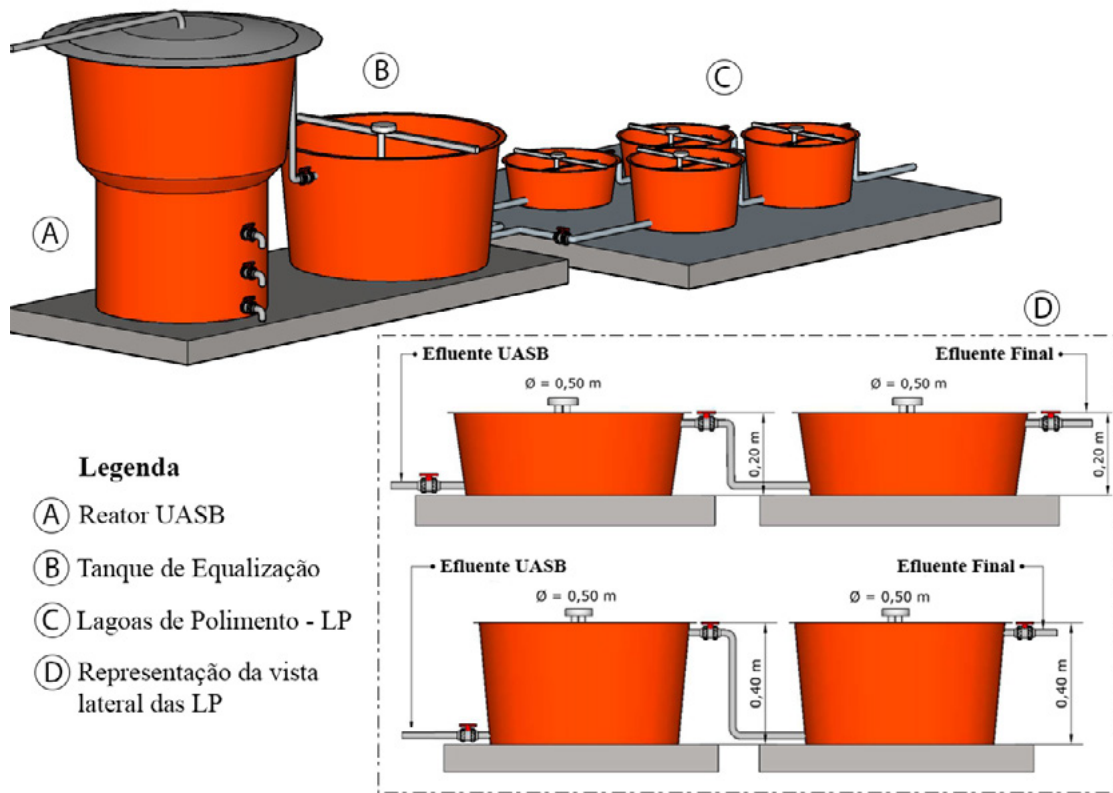


Figura 1- Representação esquemática do sistema experimental com representação da vista lateral das lagoas de polimento.

2.2 Modelagem matemática

Para a modelagem da amônia, assumiu-se uma equação unidimensional de transporte de massa (desprezando os termos transiente e de difusão/dispersão), em que o termo de advecção pode ser considerado diretamente proporcional a um termo de reação de 1ª ordem que representa as concentrações de amônia, como mostra a Eq. 1:

$$U \frac{dN}{dx} = -kN \quad (1)$$

N = concentração de amônia total afluente (mg/L);

U = velocidade média do efluente entre entrada e saída;

x = coordenada ao longo da trajetória no sistema;

k = coeficiente de decaimento (d⁻¹).

Para reescrever essa equação em termos de diferença de tempo (Δt), podemos considerar que U/dx é equivalente a $1/dt$. Neste caso, ao se falar de tempo, refere-se ao tempo transcorrido em x, dessa forma teremos a Eq. 2:

$$\frac{dN}{dt} = -kN \quad (2)$$

Como mencionado anteriormente, a literatura (ASSUNÇÃO e VON SPERLING, 2012; SENZIA et al., 2002; HO et al., 2019) reporta diferentes mecanismos de remoção da amônia. Desse modo, sua variação no espaço ou tempo terá influência de diferentes fenômenos. Serão consideradas para esse trabalho a volatilização, a liberação pelo sedimento de fundo, a assimilação pelas algas e nitrificação, sendo essas duas

últimas para simplificar a matemática, um único fator da equação.

Após um apanhado na literatura na busca por cada termo considerado, chegou-se na equação geral empregada nesse estudo.

Von Sperling (2007) considera o seguinte balanço de amônia, Eq. 3, para rios:

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = K_{oa} * N_{org} - K_{an} * N_{amon} + \frac{S_{Namon}}{H} \quad (3)$$

Em que,

N_{org} - Nitrogênio orgânico (mg N/L);

K_{oa} - Coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico a amônia (d^{-1});

N_{amon} - Amônia (mg N/L);

K_{an} - Coeficiente de nitrificação (d^{-1});

S_{Namon} - Coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ($g N/m^2.dia$)

H - Profundidade do curso d'água (m).

Para LP não é considerado a variável N_{org} , uma vez que o nitrogênio orgânico já deve ter sido transformado no digestor anaeróbico, de modo que sua concentração efluente é insignifican-

$$\frac{dN}{dt} = -K_a * N + \frac{S}{H} - \frac{K_v}{H} * \left(\frac{N}{1 + 10^{\left(\left(0,0918 + \left(\frac{2729,92}{T+273,2} \right) \right) - pH \right)}} \right) \quad (5)$$

Em que,

N - Concentração de amônia total (mgN/L);

K_a - Coeficiente de assimilação e nitrificação (d^{-1});

K_v - Coeficiente de volatilização (d^{-1});

S_N - Coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ($gN/m^2.d$);

H - Profundidade da massa líquida (m);

T - Temperatura ($^{\circ}C$).

A integração da equação, levando em conta os limites de N_o e N_f (concentrações inicial e final do parâmetro N), resultou na expressão da Eq. 6.

te comparado a concentração de amônia. Além de que, segundo Ho et al. (2019), os valores das demais frações nitrogenadas são marginais em comparação com a concentração de nitrogênio amoniacal em lagoas.

Por sua vez, a taxa de volatilização da amônia livre depende dos valores de pH e temperatura (EMERSON et al., 1975 *apud* CALVACANTI, 2009; von SPERLING, 2007), como descrito na Eq. 4.

$$rd_{NH_3} = k_v * \left(\frac{N}{1 + 10^{\left(\left(0,0918 + \left(\frac{2729,92}{T+273,2} \right) \right) - pH \right)}} \right) \quad (4)$$

Em que,

rd_{NH_3} - Taxa de volatilização da amônia livre;

K_v - Coeficiente de volatilização (d^{-1}).

Cavalcanti (2009) e Senzia et al. (2002) descrevem ainda o coeficiente de volatilização (k_v) dependente da profundidade na massa líquida, como k_v/H .

Ajustando, por fim, os termos em uma única expressão, obteve-se a Eq. 5.

$$N = N_o * e^{-kt} + \left(\frac{S_N}{k.H} \right) * (1 - e^{-kt}) \quad (6)$$

Em que, k é expresso pela Eq. 7.

$$k = k_a + \frac{k_v}{H * (1 + 10^{(pk_a - pH)})} \quad (7)$$

$$pk_a = 0,0918 + \left(\frac{2729,92}{T + 273,2} \right)$$

2.3 Ajustes de coeficientes

O coeficiente de transferência de massa, k_v , foi modelado conforme proposto por Stratton (1968) e Stratton (1969) *apud* Senzia et al. (2002), como descrito pela Eq. 8.

$$k_v = 0.0566 * e^{(0.13(T-20))} \quad (8)$$

O coeficiente k_a foi ajustado nas curvas procurando-se determinar aquele que proporcionasse os menores desvios. Da mesma forma, buscou-se determinar um melhor ajuste para SN.

3 RESULTADOS

3.1 Estudo experimental

Nos gráficos das Fig. 2 e 3 pode ser observado que a concentração de amônia decaiu ao longo do tempo, atingindo, nas lagoas de 20 cm, médias de 20,68, 13,67, 1,03 e 0,75 mg/L respectivamente, para os TDH de 4, 8, 16 e 32 dias. Concentrações não muito diferentes foram encontradas na lagoa de 40 cm, com valores de 24,34, 14,06, 1,22, e 0,83 mg/L, nessa mesma ordem, para os TDH de 4, 8, 16 e 32 dias.

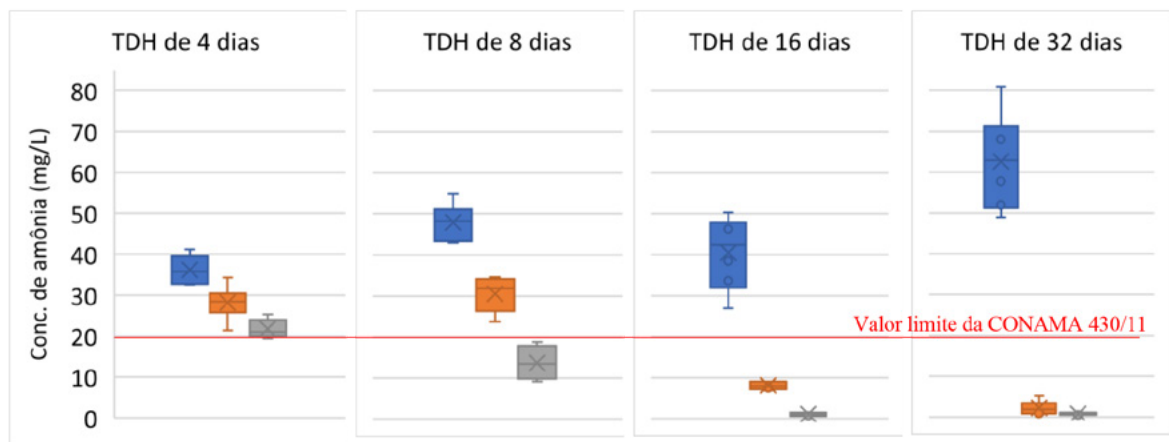


Figura 2 - Boxplot das concentrações de amônia para as lagoas de 20 cm. Caixa azul, laranja e cinza representam, respectivamente, os dados de UASB (P_0), Lagoa (P_1) e Lagoa (P_2), em que P_1 e P_2 são lagoas em série.

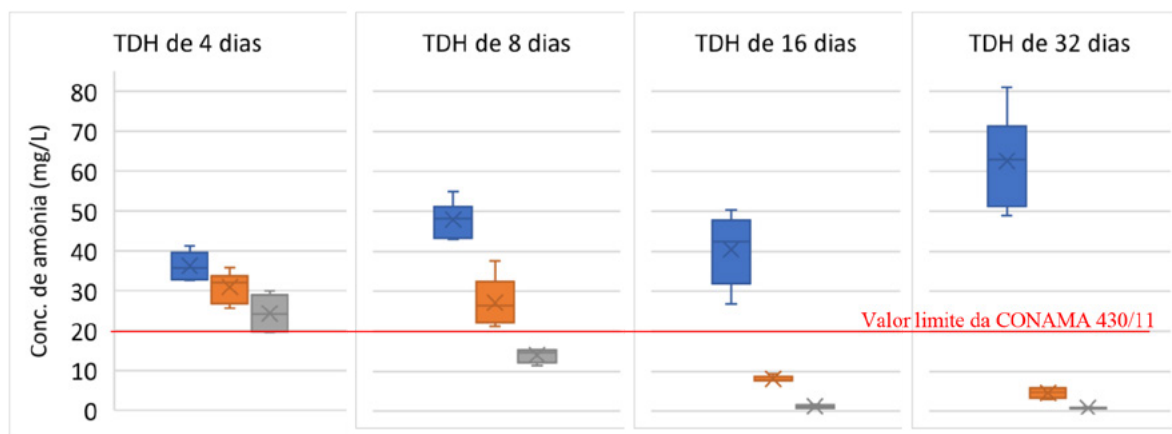


Figura 3 - Boxplot das concentrações de amônia para as lagoas de 40 cm. Caixa azul, laranja e cinza representam, respectivamente, os dados de UASB (P_0), Lagoa (P_1) e Lagoa (P_2), em que P_1 e P_2 são lagoas em série.

Os dados médios de entrada das lagoas, bem como nos menores TDH, tem uma variação que ocorre em decorrência de fatores diversos, como por exemplo, a ocorrência ou não de chuva. À medida que a concentração de amônia diminui, essa variação fica inexpressiva, como pode ser observado nos TDH de 16 e 32 dias.

Em ambas as lagoas, com 8 dias de TDH atingiu-se uma concentração máxima permitida pela Resolução n.º 430/11 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), de 20 mg/L de nitrogênio amoniacal (BRASIL, 2011).

No que diz respeito ao pH, como demonstrado na Tabela 1, foi observado um aumento com o tempo, o que é resultado da sobreposição da fotossíntese sobre a oxidação biológica. No primeiro processo, há o consumo de CO₂ ou ácido carbônico em sua forma hidratada, o que causa um aumento no pH (SNIFFEN et al., 2018). Em lagoas, o consumo de CO₂ se sobrepõe à oxidação de material orgânico, que, em geral, já é reduzida, pelo fato de sua maior parte já ter sido digerida no reator UASB. Cerca de 64% a 72% da DQO é removida em reatores UASB (HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Analisa-se ainda um valor do pH ligeiramente superior na lagoa de 20 cm em comparação com a de 40 cm, também em razão de a fotossíntese ser mais favorecida em lagoas mais rasas. Dessa forma, percebe-se que o aumento do pH em lagoas de polimento pode ser descrita como uma função do TDH e altura, apesar de haver outros fatores que podem influenciar, tais como temperatura e origem do efluente.

Esses dados são semelhantes aos de Bastos et al. (2011), quando afirmam que, em seus estudos experimentais com lagoas de polimento, um aumento de pH de 3 a 5% pode ser esperado da primeira para a segunda lagoa, e de 5 a 7% na terceira lagoa. Nesse estudo foram observados aumentos entre 3 e 11% para a lagoa de 20 cm

e 3 e 7% na de 40 cm. Contudo, os autores concluíram que um pH de 7,0 pode ser assumido com confiança na primeira lagoa, divergindo dos dados dessa pesquisa, na qual constatou que esse valor depende dos fatores hidrodinâmicos da lagoa (TDH e altura), caso se deseje assumir um valor com segurança.

A temperatura observada no efluente do reator UASB foi um valor médio de 25 °C. Já no sistema de lagoas, esse valor variou de entre 22 a 27 °C, do menor ao maior TDH, para a lagoa de 20 cm e variou de 22 a 26 °C para a lagoa de 40 cm, também do menor ao maior TDH, como pode se observar na Tabela 1.

Tabela 1 - Concentrações de pH nas lagoas de 20 e 40 cm em diferentes tempos de permanência.

Tempo (d)	Lagoa de 20 cm		Lagoa de 40 cm	
	pH	T °C	pH	T °C
0	6,99	25	6,99	25
2	7,75	22	7,45	22
4	8,02	23	7,87	23
8	8,28	25	8,22	24

3.2 Ajustes de Coeficientes

O coeficiente k_a encontrado que melhor se ajustou ao modelo foi um valor de 0,13 d⁻¹, dentro da faixa de 0,1 a 1 d⁻¹, reportada por von Sperling (2007). Associa-se esse majoritariamente a assimilação pela biomassa, uma vez que segundo Craggs et al. (2000) o processo de nitrificação em sistema de lagoas é fortemente limitado pela ausência de um meio suporte de fixação de biofilme.

Para o fluxo de liberação de amônia do sedimento de fundo, S_N , foi encontrada uma solução empírica linear em função do tempo, de R² igual a 0,9592, indicando uma liberação ligeiramente maior ao longo do tempo, como pode ser observado na Eq. 9. Os valores encontrados também estiveram em concordância com von Sperling

(2007) que padronizou valores variando de 0 a 0,5 gN/m².d.

$$S_N = 0,039 * \ln(t) - 0,031 \quad R^2 = 0,9592 \quad (9)$$

Tal comparação desses coeficientes com os empregados por von Sperling (2007) faz sentido ao imaginarmos uma lagoa de polimento semelhante a um rio, que recebe baixas cargas de matéria orgânica.

No que tange ao valor de liberação de amônia do sedimento do fundo, acredita-se que seja por causa da deposição das algas ao longo do tempo que, posteriormente à sua deposição, passa a estar disponível para degradação e consequente liberação de amônia. Corroborando Ho et al. (2019), autores que afirmam que, se por um lado a intensa fotossíntese, causada pela forte radiação solar, pode elevar o pH e favorecer o desprendimento da amônia livre, por outro a abundância de algas pode liberar amônia para a coluna de água durante o processo de deterioração.

Para o presente estudo em escala piloto, o S_N inicial igual a zero foi muito mais evidente em razão da não existência inicial de lodo de fundo. Um projeto de escala real, no início de sua operação, deve ter esse comportamento. Contudo, ao longo dos anos, o lodo de fundo passa a se acumular caso a lagoa de polimento não tenha uma limpeza de lodo de fundo com certa frequência, propiciando um valor de S_N inicial diferente de zero.

Outra possibilidade, que não necessariamente é uma ressuspensão do sedimento de fundo, mas pode entrar na contabilização de S_N , é a produção de excreção celular de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) por microrganismos, na qual liberam no ambiente polissacarídeos e proteínas contendo nitrogênio; esse nitrogênio orgânico é rapidamente hidrolisado produzindo amônia (SNIFFEN et al., 2018).

Foi observado que o k_v na equação teve maior influência na remoção de amônia apenas quando o pH ultrapassou 8,6; nesse caso, nos dias 11 e 14, respectivamente, para as lagoas de 20 e 40 cm. Desse modo, constatou-se uma maior remoção em decorrência da assimilação, seguida da volatilização, isso porque nos 11 a 14 primeiros dias há a maior remoção. Pode-se inferir, portanto, que em lagoas que atinjam um pH elevado muito mais rapidamente, a remoção de amônia por volatilização deve ser a predominante.

Tais resultados concordam com Ho et al. (2019), na qual observaram que a assimilação microbiana e volatilização amoniacal foram os dois processos principais na remoção de amônia em uma de lagoa facultativa, pós lagoa aerada, localizado na Ucubamba. O processo de assimilação por meio do metabolismo das algas, na qual os autores relataram que a respiração e decaimento das algas são responsáveis por 20% da remoção total, igualmente a volatilização contribui para mais de 20% da variação do nitrogênio amoniacal total.

Em contraste, Senzia et al. (2002) observaram, em lagoas de estabilização primária, que a volatilização foi responsável por apenas cerca de 0,1% da remoção total de nitrogênio amoniacal, porém a assimilação foi um dos principais processos de remoção de amônia, cerca de 17,4% do total. Os autores ratificam que havia pouca amônia dissolvida disponível para dessorção devido ao baixo pH, em torno de 7,29.

3.3 Modelagem Matemática

Para expressão geral modelada, descrita na Eq. 6, e adotando-se os ajustes dos coeficientes citados anteriormente, podem-se obter ótimas correlações entre o ajuste perfeito e os dados reais com R^2 de aproximadamente 0,99 para todos os testes experimentais. Na Tabela 2, podem ser observadas as correlações para cada TDH analisado.

Tabela 2 - R² encontrados entre os ajustes das curvas modelada e curvas reais para os diferentes TDH e as duas alturas analisadas.

TDH	Lagoa de 20 cm	Lagoa de 40 cm
4 dias	0,9989	0,9826
8 dias	0,9883	0,9999
16 dias	0,9998	0,9997
32 dias	0,9996	0,9996

Na Fig. 4, valores simulados e experimentais da amônia são apresentados em função do tempo para cada TDH e altura investigada; pode ser observado que os pontos de dados reais de fato tiveram boas aproximações ao modelo.

Na Fig. 5, pode-se também observar a relação entre as concentrações de amônia observada e modelada. Para a comparação do modelo, foram simulados e plotados também valores usando o modelo de Pano e Middlebrooks (1982), descrito por Assunção e von Sperling (2013) e Bastos et al., (2011). Aplicou-se ainda o modelo desse estudo aos dados de amônia de quatro lagoas de polimento em série (P₁, P₂, P₃, P₄) estudadas por von Sperling e Mascarenhas (2005), essas lagoas possuíam vazão de 40 m³/d e altura de 0,65, 0,55, 0,40 e 0,40 m, respectivamente, para as lagoas P₁, P₂, P₃, P₄.

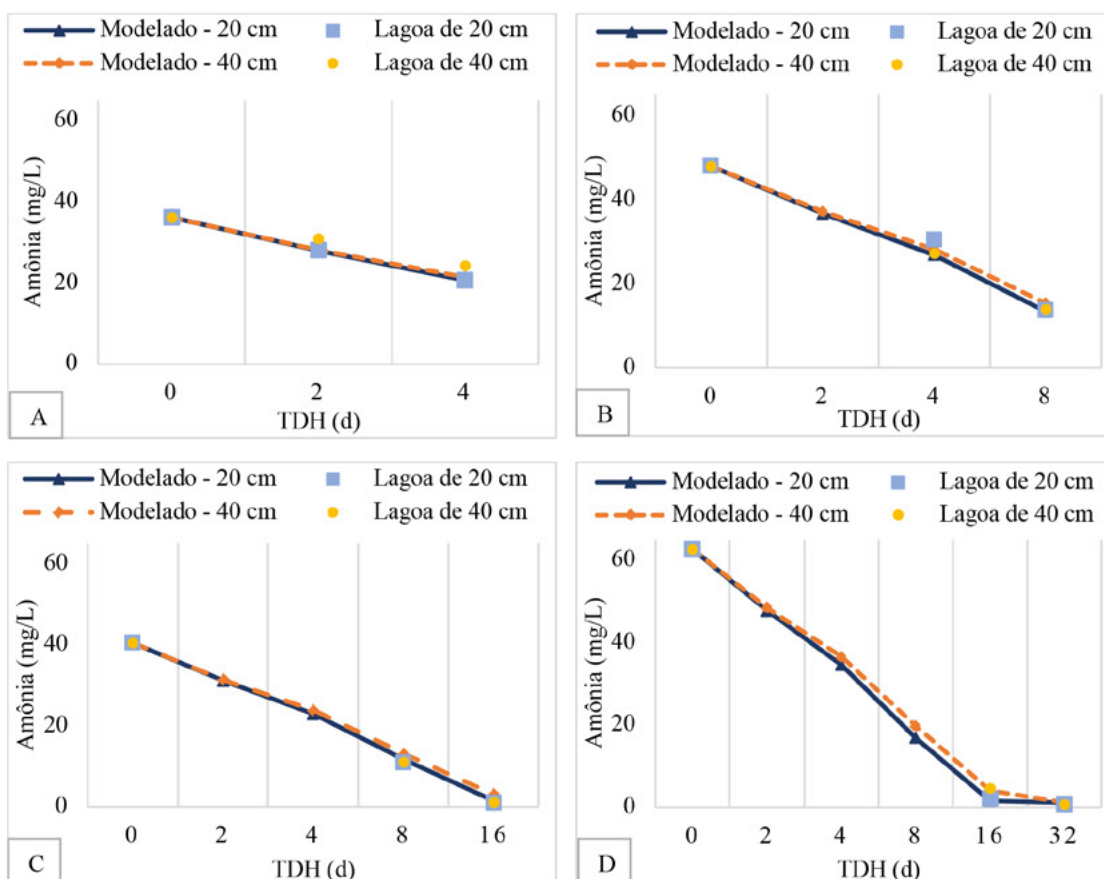


Figura 4 - Simulação da concentração de amônia no tempo para TDH de (a) 4 dias; (b) 8 dias; (c) 16 dias e (d) 32 dias.

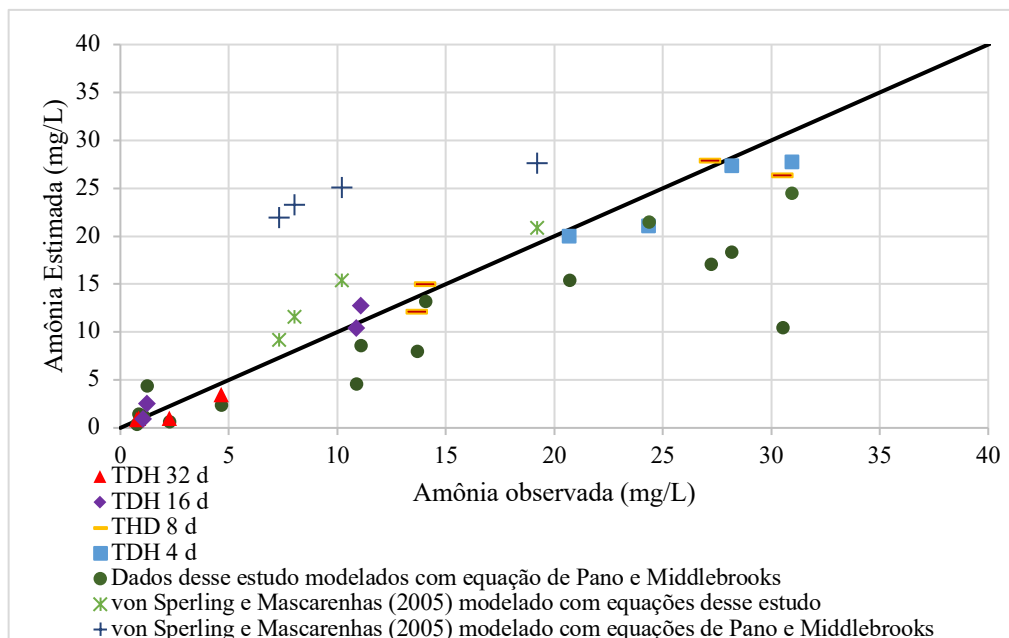


Figura 5 – Comparações entre valores de amônia estimado e observado, usando-se modelo desse estudo e de Pano e Middlebrooks.

4 CONCLUSÃO

O modelo proposto descreve adequadamente o comportamento da amônia em lagoas de polimento de fluxo contínuo ao longo do tempo, obtendo-se correlações, aproximadamente, de R^2 0,99 para todos os casos experimentais.

O coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo (S_N) teve maior influência do tempo, isto é, houve uma maior liberação de amônia para o meio do sedimento de fundo com o decorrer do tempo, ao passo que o coeficiente K_a foi associado majoritariamente à assimilação de amônia pela biomassa algal e microbiana. Seu valor foi constante ao longo do tempo ($0,13 \text{ d}^{-1}$). Contudo, o mecanismo de remoção teve maior influência exclusivamente dos menores TDH, de até 11 e 14 dias, respectivamente, para as lagoas de 20 e 40 cm, quando a remoção por volatilização passou a ser predominante.

Essa predominância só foi possível pois o k_v , coeficiente de volatilização, é fortemente influenciado pelo pH e temperatura, de modo que seu

valor também teve um aumento com o tempo, e somente quando o pH ultrapassou 8,6 houve essa inversão da predominância nos mecanismos de remoção da amônia.

A simulação provou ainda ter um melhor ajuste do que o modelo de Pano e Middlebrooks, tanto para os dados desse estudo como para os dados experimentais de von Sperling e Mascarenhas (2005).

5 AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer o incentivo financeiro à pesquisa às seguintes instituições brasileiras: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq; Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização, Análise Formal, Redação - Rascunho Original, Modelagem: Frutuoso FKA;

Aquisição de dados, Redação – Revisão: Albuquerque MS; **Supervisão, Supervisão, Modelagem – Revisão e Correção:** Neto IEL; **Aquisição de Financiamento, Redação – Revisão e Edição:** Santos SL.

7 REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, Monique da Silva; SANTOS, Silvânia Lucas dos; VAN HAANDEL, Adrianus. Influência do regime hidrodinâmico sobre o desempenho de lagoas de polimento. *Revista DAE*, v. 69, n. 229, p. 25-38, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.017>

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington D C. 2012.

ASSUNÇÃO, F. A. L.; VON SPERLING, Marcos. Importance of the ammonia volatilization rates in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluent. *Water Science and Technology*, v. 66, n. 6, p. 1239–1246, 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.303>

ASSUNÇÃO, F. A. L.; VON SPERLING, M. Influence of temperature and pH on nitrogen removal in a series of maturation ponds treating anaerobic effluent. *Water Science and Technology*, v. 67, n. 10, p. 2241–2248, 2013. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.111>

BASTOS, R. K. X.; RIOS, E. N.; BEVILACQUA, P. D.; et al. UASB-polishing ponds design parameters: contributions from a pilot scale study in southeast Brazil. *Water Science and Technology*, v. 63, n. 6, p. 1276–1281, 2011. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.108>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2011). **Resolução Conama n.º 430**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do Conama. Brasília, Diário Oficial da União, 16 de maio de 2011.

CAVALCANTI, P. F. F. **Integrated Application of the UASB Reactor and Ponds for Domestic Sewage Treatment in Tropical Regions**. Sub-department of Environmental Technology, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands (Ph.D. thesis). 2003.

CAVALCANTI, P. F. F. **Aplicação de reatores UASB e lagoas de polimento no tratamento de esgoto doméstico**. Gráfica Santa Marta, João Pessoa, Paraíba. 2009. 172p.

CHERNICHARO, C. A. L.; AQUINO, S. F.; SPERLING, M. V.; et al. Conceptual analysis of the UASB/polishing pond system regarding the removal of surfactants, micropollutants and control of gaseous emissions. *Water Science and Technology*, v. 61, n. 5, p. 1211–1219, 2010. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.964>

CHERNICHARO, C. A. L.; RIBEIRO, T. B.; PEGORINI, E. S.; et al. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto

sanitário - Parte 1: Tópicos de Interesse. *Revista DAE*, v. 66, n. 214, p. 5–16, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.038>

CRAGGS, R. J. et al. Nitrification potential of attached biofilms in dairy farm waste stabilisation ponds, *Water Science and Technology*, v. 42, n. 10–11, p. 195–202, 2000. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0641>

DIAS, D. F. C.; PASSOS, R. G.; RODRIGUES, V. A. J.; DE MATOS, M. P.; SANTOS, C. R. S.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of a natural treatment system for small communities, composed of a UASB reactor, maturation ponds (baffled and unbaffled) and a granular rock filter in series. *Environmental Technology*, 39:4, 490–502. 2018. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1304456>

DIAS, D. F. C.; DE MATOS, M. P.; PASSOS, R. G.; et al. Upgrading and evaluation of a simple pond system for small communities with simple interventions to reduce land requirements and increase performance. *Water Practice and Technology*, v. 12, n. 1, p. 1–11, 2017. <https://doi.org/10.2166/wpt.2017.004>

HO, L. T.; ALVARADO, A.; LARRIVA, J.; et al. An integrated mechanistic modeling of a facultative pond: Parameter estimation and uncertainty analysis. *Water Research*, v. 151, p. 170–182, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.018>

KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V.K.; et al. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 12, p. 1232–1251, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.017>

LETTINGA, G. Towards feasible and sustainable environmental protection for all. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, v. 11, n. 1, p. 116–124, 2008. <https://doi.org/10.1080/14634980600570152>

SANTOS, S. L.; SIMÕES, J. P. O.; PAIVA, F. V.; VAN HAANDEL, A. Design optimization of a simple single family anaerobic sewage treatment system. *Water Practice and Technology*, 2016. <https://doi.org/10.2166/wpt.2017.010>

SENZIA, M A; MAYO, A W; MBWETTE, T S A; et al. Modelling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds. *Ecological Modelling*, p. 9, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00018-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00018-2)

SNIFFEN, K.D.; SALES, C.M.; OLSON, M. S. The fate of nitrogen through algal treatment of landfill leachate. *Algal Res.*, 30, 50–58. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.12.010>

SOUSA, T. A. T.; LOPES, W. S.; HENRIQUE, I. N.; et al. Post-treatment of municipal sewer in shallow polishing ponds. *African Journal of Biotechnology*, v. 16, n. 11, p. 508–516, 2017. <https://doi.org/10.5897/AJB2016.15779>

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. L. Variação do pH e remoção de nitrogênio em lagoas de polimento. *Revista DAE*, v. 69, n. 229, p. 6–24, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.019>

VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; CAVALCANTI, P. F. F.; et al. Anaerobic Reactor Design Concepts for the Treatment of Domestic Wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 21–38, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-4888-y>

VAN HAANDEL, A.C. e LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande -PB: Epgraf, 240p, 1994. doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.023

VIJAY, S.; YUAN, Q. Simplified empirical model for phosphorous removal in a facultative wastewater lagoon. **Journal of Environmental Management**, v. 201, p. 1–5, 2017.

VON SPERLING, M.; MASCARENHAS, L.C.A.M., Performance of very shallow ponds treating effluents from UASB reactors, **Water Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 83–90, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0432>

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

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

• **Data de entrada:**
22/04/2020

• **Data de aprovação:**
29/03/2022


Nádyá de Sá Almeida Costa Silva¹ | Warde Antonieta da Fonseca Zang¹ |
Regina Célia Bueno da Fonseca¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.020>

ORCID ID

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

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

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

Resumo

Este trabalho apresenta um estudo de caso no restaurante Cidadão, localizado na Avenida Anhanguera, nº 8.473, Quadra 97, Setor Campinas - Goiânia/GO. Pretende-se analisar, caracterizar e quantificar os resíduos por meio de dois métodos e, a partir dos resultados obtidos de composição, avaliar se a compostagem é viável ou não. São servidas diariamente cerca de 2.400 refeições, e os locais de geração levantados são a cozinha e o salão de alimentação. Entende-se a partir dos resultados e da literatura estudada que a compostagem é viável no local, e que o melhor método a ser aplicado é o de leiras estáticas com aeração natural. O emprego da compostagem em RSU aumenta consideravelmente a vida de aterros sanitários, sendo a parcela correspondente ao aumento do horizonte de vida dos locais de disposição final relativos apenas aos grandes geradores, cerca de 0,342 ano.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Urbanos. Compostagem. Grande Gerador de Resíduos.

Abstract

This work presents a case study in the restaurant Cidadão, located at Avenida Anhanguera, No. 8.473, Quadra 97, Setor Campinas - Goiânia / GO. It is intended to analyze, characterize and quantify the residues through two methods, and from the results obtained from the composition, evaluate whether the composting is feasible or not. About 2,400 meals are served daily, and raised breeding sites are the kitchen and feeding hall. It is based on the results and the literature studied that composting is feasible at the site, the best method to be applied is that of static trays

¹ Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia de Goiás - IFG - Goiânia - Goiás - Brasil.

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

with natural aeration. The use of composting in MSW considerably increases the life of landfills, and the share corresponding to the increase in the life-span of final disposal sites refers only to large generators, about 0.342 years.

Keywords: Urban Solid Waste. Composting. Large Waste Generator.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento paralelo do consumismo com a população contribui de maneira diretamente proporcional para o aumento significativo da quantidade de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) gerados. Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2014), a produção de lixo aumentou 29% em 11 anos, ou seja, aproximadamente cinco vezes a taxa de crescimento da população no mesmo período, que foi de 6%. Apesar do aumento da produção de lixo não parecer tão representativo entre os anos de 2016 e 2017 – um aumento de 1% aproximadamente –, em longo prazo a soma pode ser bastante alarmante ABRELPE (2018).

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

[...] que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do SISNAMA¹, do SNVS² e do SUASA³, entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos (BRASIL, 2010).

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

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

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

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

III - condomínios de edifícios não residenciais ou de uso misto, cuja soma dos resíduos sólidos,

¹ SISNAMA - Sistema Nacional do Meio Ambiente

² SNVS - Sistema Nacional de Vigilância Sanitária do Brasil

³ SUASA - Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária

caracterizados como resíduos Classe 2, pela NBR 10.004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), gerados pelas unidades autônomas que os compõem, seja em volume médio diário igual ou superior a 1.000 (mil) litros;

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

De acordo com o IPEA (2017), apenas 13% dos resíduos sólidos urbanos são destinados para reciclagem, não sendo contabilizada nesses números a parcela orgânica dos resíduos que são destinadas para a compostagem. Do total de RSU produzidos no país, 57,41% são compostos por matéria orgânica; no entanto, apenas uma parcela ínfima é encaminhada para reciclagem (compostagem).

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

2 OBJETIVO

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

3 DESENVOLVIMENTO

3.1 Os resíduos de Goiânia

Segundo o Plano de Resíduos Sólidos do estado de Goiás, elaborado pela Universidade Federal de

Goiás – UFG (2015), a composição gravimétrica dos resíduos sólidos de Goiânia aponta: 61% de resíduos orgânicos, 30% recicláveis e 9% de outros resíduos (RIBEIRO; PINHO; MELO, 2012 apud UFG, 2015). Isso permite avaliar que, em comparação com os resíduos sólidos nacionais, o estado apresenta aproximadamente 10% mais resíduos orgânicos em sua composição gravimétrica do que o percentual brasileiro se comparado com as estimativas adotadas para elaboração da PNRS.

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

Considerando-se o número de habitantes da zona urbana de Goiânia do IBGE (2013), o PMGIRS (Prefeitura de Goiânia, 2015) estimou que a destinação de resíduos per capita foi da ordem de 0,98 Kg/hab/dia.

3.2 Compostagem como tratamento de resíduos

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

Processo de decomposição biológica da fração orgânica biodegradável dos resíduos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições controladas de aerobiose e demais parâmetros, desenvolvido em duas etapas distintas: uma de degradação ativa e outra de maturação (ABNT, 1995).

A compostagem é um processo seguro de estabilização da matéria orgânica, e o composto

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

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

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

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

Outros fatores que podem influenciar na compostagem de resíduos são:

- **Relação Carbono-Nitrogênio:** quando o composto atinge a bioestabilização a relação C:N é de aproximadamente 18:1, após alcançar a maturidade o mesmo apresenta relação em torno de 10:1 (KIEHL, 2002).
- **pH:** no início do processo de degradação da matéria orgânica é comum que o pH atinja valores próximos a 5, mas com a evolução do processo o composto alcança valores em torno de 7 e 8. A faixa de pH para atuação ótima dos microorganismos é entre 6,5 e 8 (PEIXOTO, 1981).
- **Sementes, patógenos e metais pesados:** esses materiais são considerados indesejáveis no processo de compostagem, pois podem con-

taminar o composto a ser produzido, impedindo por exemplo a utilização e a incorporação destes nos processos de cultura agrícola. Para Queiroz, Lima e Korn (2000), é necessária a monitoração periódica do composto, principalmente quando a utilização for em solos destinados ao cultivo alimentar.

3.3 O aterro sanitário de Goiânia

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

Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (NBR 8419, 1992, p.1).

Recomenda-se a construção de aterros sanitários com horizonte de vida mínimo de 10 anos, segundo a NBR 13.896:1997 (ABNT, 1997) e o monitoramento posteriormente à sua desativação por tempo mínimo de 20 anos.

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

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

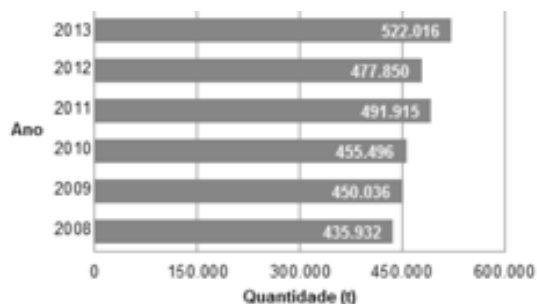


Figura 1 - Comparativo de quantidade de resíduos recebidos pelo aterro sanitário de Goiânia
 Fonte: COMURG (2015) apud Vilela e Piesanti (2015)

3.4 O restaurante Cidadão Unidade II – setor Campinas

O restaurante Cidadão do setor Campinas em Goiânia fica localizado na Avenida Anhanguera, nº 8.473 Quadra 97 Lote 03, Setor Campinas - Goiânia-GO, em uma região de grande movimento classificada segundo o Plano Diretor de Goiânia (Goiânia, 2007) como Macrozona Construída de predominância comercial. É gerida pela Organização das Voluntárias de Goiás (OVG) e tem sua operação terceirizada pela empresa Gran Nutriz.

A escolha do local onde o restaurante se encontra, segundo a OVG (2016), justifica-se por ser uma região de grande movimentação de pessoas de baixa renda, próxima a meios de transporte de massa e por não haver restaurantes de grande porte com preços acessíveis para população de baixa renda nas proximidades.

4 METODOLOGIA

Para a realização deste trabalho, inicialmente foi necessária a proposta de uma parceria entre o mestrado do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás (IFG) e Organização das Voluntárias de Goiás (OVG), responsável pela administração do restaurante. A autorização do estudo foi emitida de maneira formal por meio do Ofício nº 807/2017.

Foi utilizada a metodologia explorativa de investigação, que se subdividiu em nove etapas: 1) Levantamento espacial do objeto alvo deste estudo; 2) Identificação das atividades desempenhadas no empreendimento; 3) Identificação dos pontos de geração de resíduos; 4) Diferenciação dos resíduos; 5) Identificação do perfil do público do restaurante; 6) Avaliação de satisfação dos usuários; 7) Composição gravimétrica e destinação dos resíduos; 8) Análise da compostagem como alternativa para o tratamento dos resíduos gerados; e 9) Identificação dos impactos da redução da destinação desses resíduos ao aterro sanitário.

4.1 Etapas da pesquisa

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

4.1.1 Levantamento Espacial

Foi realizado o levantamento espacial do restaurante com identificação do seu posicionamento geográfico por meio do software ArcGis com auxílio do Subtenente da Polícia Militar e Engenheiro Ambiental Eliel Ferreira di Souza.

4.1.2 Identificação das Atividades Desempenhadas

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

4.1.3 Pontos de Geração de Resíduos

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

4.1.4 Diferenciação dos Resíduos

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

Obs.: Os resíduos oriundos dos banheiros não foram estabelecidos como secos, visto que não é possível reutilizar ou reciclá-los. De acordo com a ABNT NBR 10.004:2004, como esses resíduos não possuem tecnologia que permita a sua reutilização ou reciclagem, esses são classificados como rejeitos.

4.1.5 Perfil do público do Restaurante

O perfil do público do restaurante foi determinado a partir de entrevistas realizadas com os frequentadores durante um período de um mês e meio, estabelecido entre 15/03/2018 e 30/04/2018, no qual foi possível estabelecer a faixa etária predominante dos frequentadores, status civil e situação profissional.

4.1.6 Avaliação de Satisfação dos Usuários

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

4.1.7 Composição Gravimétrica e Destinação dos Resíduos

A avaliação da segregação dos resíduos foi realizada por observação visual do procedimento adotado no local e pela explicação apresentada

pelos funcionários responsáveis pelo transporte interno dos resíduos. Foram realizados ainda dois processos para determinação da composição gravimétrica dos resíduos:

1º Procedimento: Estabelecido em apenas 4 (quatro) dias escolhidos aleatoriamente, com o intuito de identificar a quantidade de resíduos secos descartados com os resíduos orgânicos do salão, determinando se existia ou não a necessidade de realização de um trabalho de educação ambiental no local e a frequência do mesmo.

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

O espaço amostral estudado foi composto por dois sacos de resíduos classificados como orgânicos advindos da produção do salão de alimentação. Os sacos foram pesados 3 (três) vezes antes da segregação (separação de secos e orgânicos), que foi realizada manualmente com uso de equipamento individual de proteção (EPI) – luvas, óculos e jaleco—, e após a segregação foram pesados os resíduos, separados também 3 (três) vezes cada.

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

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

4.1.8 Compostagem como Alternativa

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

4.1.9 Identificação dos Impactos da Redução da Destinação destes Resíduos (secos e orgânicos) ao Aterro Sanitário de Goiânia

A identificação da redução dos impactos ocasionados pela destinação desses resíduos foi feita de maneira simplória, segundo análises estatísticas e probabilísticas para médio e longo prazos de destinação, avaliando-se a quantidade média de resíduos produzida de acordo com os dados obtidos na etapa 3.1.7.

Foram considerados ainda os dados adquiridos nas visitas técnicas realizadas no aterro sanitário nos dias 13/11/2017 e 29/03/2018, e pelas respostas apresentadas pelo formulário contido no Apêndice C respondido pela servidora da COMURG, Eng. Agrônoma Fabíola Adaiâne Oliveira, coordenadora do aterro sanitário de Goiânia.

5 RESULTADOS

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

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



Figura 2 - Localização espacial do restaurante Cidadão - Setor Campinas - Goiânia/GO
 Fonte: Di Souza (2018)

A Fig. 2 marca o local de saída do restaurante Cidadão de Campinas, que possui entrada de usuá-

rios na Avenida Anhanguera e saída pela Avenida Paraná ocupando grande parte da quadra 97.

Segundo levantamento espacial realizado por meio do software Google Earth (2018), o restaurante cidadão apresenta área de total aproximada de 1.713 m², e a partir da planta baixa disponibilizada pela administração do restaurante, o mesmo apresenta área construída de 1.140,87 m². O salão de alimentação (refeitório) sozinho possui área de 656,46 m², após o Hall de entrada existem duas catracas que dividem os usuários em duas filas para serem servidos pelos funcionários do centro de distribuição de alimentos (os usuários não se servem), e enfim se sentarem e se alimentarem no salão de alimentação.

O depósito de resíduos fica localizado na Avenida Anhanguera ao lado do portão de acesso de pessoas. O local possui área de 6,26m² e os resíduos ficam dispostos em lixeira coberta em área externa ao restaurante.

Desde a sua criação até o início de maio de 2018, o restaurante Cidadão de Campinas funcionava apenas como uma central de distribuição de alimentos que eram produzidos em uma cozinha industrial no setor Goiânia 2. No entanto, durante o projeto de coleta dos dados iniciaram-se obras de construção de uma cozinha para que os

alimentos pudessem ser produzidos dentro das próprias dependências do restaurante. No dia 07/05/2018 foi inaugurada a referida cozinha, o que culminou em considerável redução de resíduos, pois as sobras de comida que advinham da não distribuição foram consideravelmente reduzidas, visto que na cozinha a comida era produzida de acordo com a chegada do público em cada dia, diferentemente do que ocorria antes, quando a comida já chegava pronta e em quantidade para um público pré-determinado, que nem sempre era alcançado.

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

A identificação dos pontos de geração, tipos de resíduos e destinação recebidas foram determinadas a partir das 10 (dez) visitas técnicas realizadas entre os dias 19 de fevereiro e 16 de março de 2018, entre os horários de 14:30 e 15:30 horas e podem ser observados na Tabela 1.

Tabela 1 - Identificação dos locais/ Tipos de geração de resíduos/ Destinação

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

Os pontos de coleta de resíduos sólidos orgânicos e de armazenamento temporário externo foram identificados, e nesses mesmos locais de

coleta foi realizada a separação dos resíduos orgânicos e secos para possibilitar a reciclagem e o aproveitamento dos mesmos.

Segundo os funcionários, em entrevistas sem roteiro pré-estabelecido, o público do restaurante é composto basicamente por comerciantes/comerciários e clientes dos comércios locais. Para determinação do público atendido pelo objeto alvo deste estudo, foram avaliados durante as

entrevistas 90 frequentadores (Apêndice A) no período compreendido entre 9 e 13 de abril de 2018, enquanto estes estavam na fila para comprar suas fichas de entrada. O resultado pode ser observado na Fig. 3

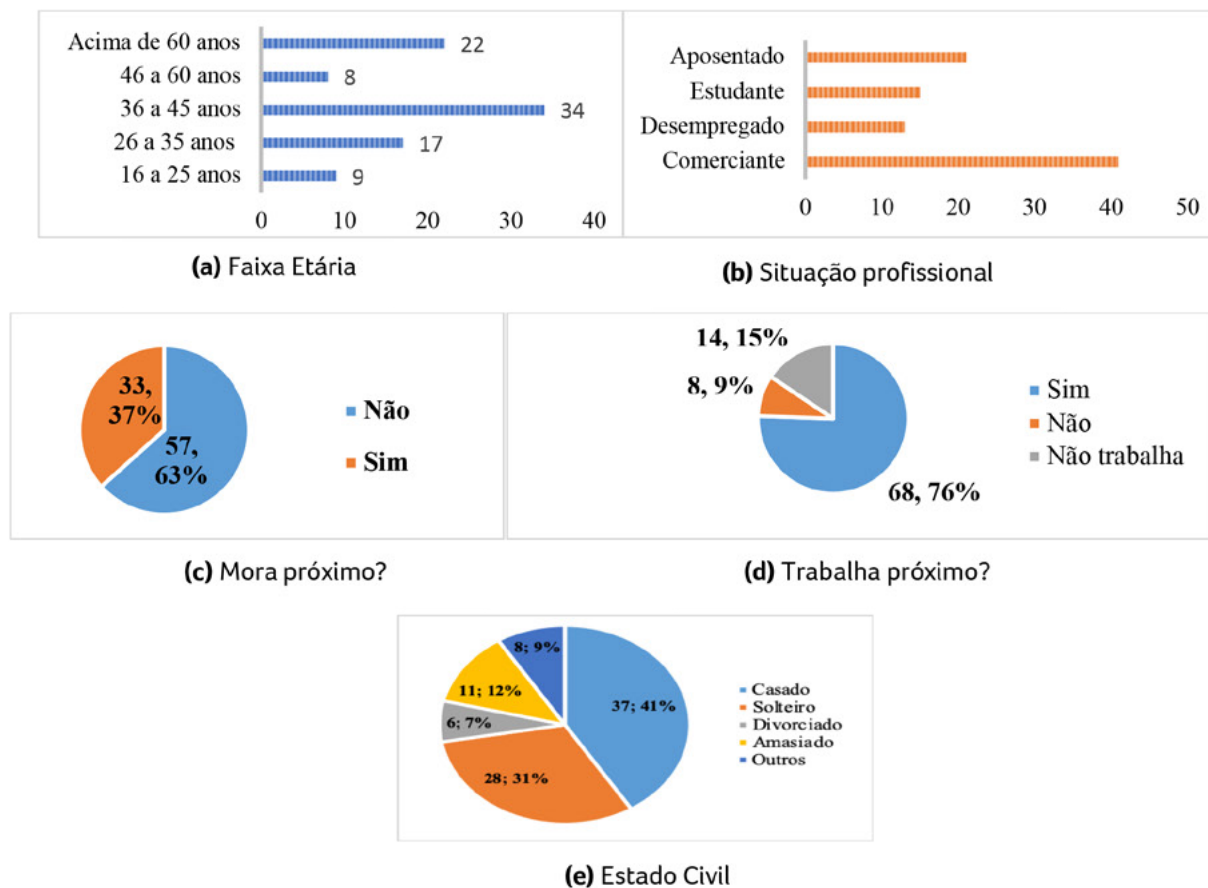


Figura 3 - Perfil do público frequentador

A Fig. 4 apresenta resultados relativos à visão dos frequentadores em relação à destinação dos resíduos do restaurante Cidadão de Campinas. Ainda avalia se os mesmos se encontram satisfeitos com as refeições servidas. Avaliar a satisfação dos clientes é critério básico para determinar se há grande indício de desperdícios ou não.

No gráfico da Fig. 4(a) em relação à qualidade da comida servida, fica bem claro que a maior parte

dos frequentadores está satisfeita com a comida servida (69% classificaram a comida como boa) e que os clientes em sua grande maioria frequentam diariamente o espaço como mostra a Fig. 7(b) (64% frequentam todos os dias).

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

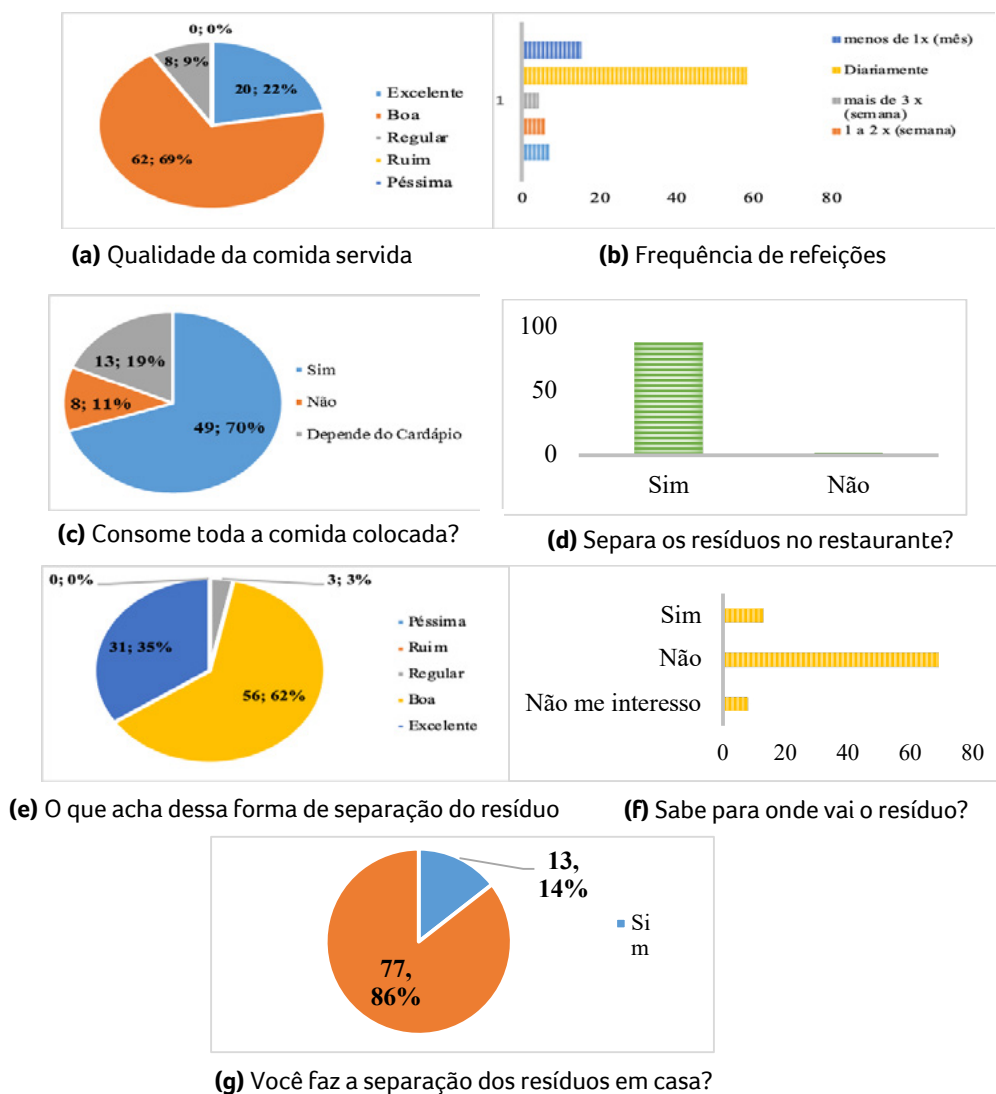


Figura 4 - Destinação dos resíduos e da satisfação dos frequentadores

Tabela 2 - Composição gravimétrica conforme 1º Procedimento

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

É possível observar na Tabela 2 que a quantidade de resíduos secos (ou passíveis de reciclagem) destinados de maneira incorreta em conjunto com os resíduos orgânicos é bastante reduzida, ou seja, no pior caso representa apenas 0,43 Kg,

ocorridos no dia 01/03/2018, que representa 4,79% dos resíduos orgânicos avaliados no dia.

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

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

Data	Tickets não vendidos	Sobras + Resíduos (kg)	Cascas de Frutas (kg)	Observação (Ossos de carnes) (kg)	Total de Resíduos Produzidos (kg)	Observação (Tipo de fruta)
02/01/2018	210	136	***	***	136	***
03/01/2018	110	122	***	***	122	***
04/01/2018	140	155,44	72,32	54,24	282	Banana
07/01/2018	9	78	***	***	78	***
08/01/2018	38	103	***	***	103	***
09/01/2018	30	134	***		134	Abacaxi
10/01/2018	0	124,2	76,8	***	201	Banana
11/01/2018	137	128	***	***	128	***
12/01/2018	0	91	96	***	187	Laranja
15/01/2018	3	133	***	***	133	***
16/01/2018	43	172,8	94,28	***	267,08	Banana
17/01/2018	44	227,8	129,58	***	357,38	Mamão
18/01/2018	126	176,8	***	61,39	238,19	***
19/01/2018	122	164,8	***	91,92	256,72	***
22/01/2018	139	125,2	***	***	125,2	***
23/02/2018	0	127	65	***	192	Laranja
26/02/2018	0	93	***	***	93	***
27/02/2018	38	***	***	***	112,5	Mamão
28/02/2018	38	105	69	***	174	Banana
06/03/2018	0	53	72	***	125	Banana
08/03/2018	79	112	78	***	190	Mamão e banana
09/03/2018	37	110	72	***	182	Laranja
12/03/2018	70	105	72,5	***	177,5	Laranja
13/03/2018	95	120	85	***	205	Melancia
14/03/2018	36	70	***	***	70	***
15/03/2018	106	112	76	***	188	Banana
16/03/2018	29	120,2	86,2	***	206,4	Melancia e abacaxi
19/03/2018	85	75	***	***	75	***
20/03/2018	0	70	***	***	70	Maçã
21/03/2018	136	107,45	72,45	***	179,9	Banana
22/03/2018	182	130	28	***	158	Mamão
23/03/2018	97	120	67,2	***	187,2	Laranja
26/03/2018	97	83,5	***	***	83,5	***
27/03/2018	49	***	***	***	112	Melancia
28/03/2018	312	130	85	***	215	Banana e mamão
29/03/2018	628	125	72	***	197	Laranja
03/04/2018	199	122	65	***	187	Melancia
04/04/2018	319	110	54,24	***	164,24	Banana
05/04/2018	379	50	70	***	120	Mamão
06/04/2018	214	103	65	***	168	Laranja
09/04/2018	399	86	***	***	86	***
10/04/2018	254	116	72	***	188	Laranja
11/04/2018	441	97	***	***	97	***
12/04/2018	461	130,8	76,8	***	207,6	Banana, mamão e maçã
13/04/2018	333	115	37	***	152	Abacaxi

continua...

Tabela 3 - continuação...

Data	Tickets não vendidos	Sobras + Resíduos (kg)	Cascas de Frutas (kg)	Observação (Ossos de carnes) (kg)	Total de Resíduos Produzidos (kg)	Observação (Tipo de fruta)
16/04/2018	372	69	***	***	69	***
17/04/2018	321	122	53	***	175	Abacaxi
18/04/2018	328	134,8	45	***	179,8	Mamão
19/04/2018	428	149,5	58	52	259,5	Melancia
20/04/2018	276	125,2	58	***	183,2	Laranja
23/04/2018	369	110,6	37	***	147,6	Laranja
24/04/2018	267	113	71	***	184	Banana
25/04/2018	358	110,25	65,21	***	175,46	Mamão
26/04/2018	316	***	***	***	162,4	Maçã, mamão e laranja
27/04/2018	354	125,6	62,2	***	187,8	Laranja
30/04/2018	752	96	***	***	96	***
03/05/2018	297	109	56	***	165	Mamão
09/05/2018	261	112	65	***	177	Melancia
15/05/2018	276	123	35	***	158	Mamão
16/05/2018	343	102	57	***	159	Banana
17/05/2018	437	154	***	***	154	Banana, mamão e maçã
18/05/2018	218	98	51	***	149	Laranja
21/05/2018	417	119	24	***	0	Laranja
22/05/2018	31	***	***	***	57	Melancia
23/05/2018	60	76	***	***	76	***
25/05/2018	167	112	71	***	183	Laranja
28/05/2018	62	53	***	***	53	***

Fonte: Restaurante Cidadão – Unidade Campinas (2018)

As estatísticas dos dados obtidos, como os valores médios de resíduos produzidos por mês, bem como o desvio padrão e o desvio médio referen-

tes ao 2º Procedimento da etapa 3.1.7, podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 4 – Valores médios e desvios

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

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

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

sendo: DP = desvio padrão, xi = valor individual, \bar{x} = média de valores e n = número de valores.

$$DM = \frac{|xi - \bar{x}|}{n} \quad (2)$$

sendo: DM = desvio médio, xi = valor individual, \bar{x} = média de valores e n = número de valores.

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

5.1 Sobre as lixeiras/coletores de RSU produzidos:

Em todas as lixeiras do salão de alimentação há informações descritivas a respeito de qual re-

síduo deve ser descartado, como pode ser visto na Fig. 5. Em destaque as etiquetas fixadas nas lixeiras especificando de maneira escrita o que deve ser destinado em cada uma, e para usuários analfabetos há ainda nas mesmas a ilustração para facilitar o entendimento.



Figura 5 - Lixeiras do salão de alimentação

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

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

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

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

Os grandes geradores de resíduos contribuem em média com 30% da quantidade total de resíduos coletados, segundo planilhas internas da COMURG. No entanto, até o dado momento, existem apenas 4 (quatro) empresas cadastradas na COMURG como coletoras de resíduos de grandes geradores.

Caso a operação do aterro permaneça no mesmo ritmo atual, prevê-se que o mesmo deverá funcionar por um período aproximado de 2 (dois) anos ou pouco mais que isso, somando-se o tempo estimado quando utilizada a área de expansão.

6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

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

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

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

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

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

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores trabalharam de forma igualitária.

8 REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8.419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. p. 1-7. Rio de Janeiro, 1992.
- _____. **NBR 13.591:1995 - Compostagem**. Rio de Janeiro, 1995.
- _____. **NBR 13.896 - Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projetos, implantação e operação**. p 1 -12. Rio de Janeiro, 1997.
- _____. **NBR 10.004 - Resíduos Sólidos: Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.
- ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2014**. São Paulo, 2015.
- _____. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2017**. São Paulo, 2018.
- ABREU, E. S. SPINELLI, M. G. N.; SOUZA PINTO, A. M. **Gestão de unidades de alimentação e nutrição: um modo de fazer**. 2ª ed. São Paulo: Metha, 2007. 318p. ISBN 978-85-88888-37-1
- ARAÚJO, A. A. P. S.; ALMEIDA, F. L. de; BASSO, L. de A. **Compostagem dos resíduos dos restaurantes e dos resíduos de poda na cidade universitária Armando Salles de Oliveira**. Trabalho de formatura. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental. São Paulo, 2015. 92p.
- BIDLINGMAIER, I. W. **Quality-testing of waste sewage sludge compost**. Acta Hort, v.172, p.99-116, 1985. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1985.172.10>
- BRASIL. **NBR 13.591 - Compostagem**. Rio de Janeiro, 1995.
- _____. **Lei 12.305 - Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, 2010.
- _____. MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Versão Pós Audiência e Consulta Pública para os Conselhos Nacionais**. Brasília, 2012.
- COMURG - COMPANHIA DE URBANIZAÇÃO DE GOIÂNIA. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de Goiânia**. Goiânia, 2015. Disponível em:<<https://www10.goiania.go.gov.br/DadosINTER/SISRS/Documentos/PlanoGestao-ResiduosSolidos.PDF>> Acesso em: 10 mai. 2018.

DI SOUZA, E. F. **Mapa georreferenciado do restaurante Cidadão de Campinas** – ArcGis (2018).

ESCOLA RESÍDUO ZERO. **O projeto**. Goiânia, 2019. Disponível em: <www.escolaresiduozero.com.br> Acesso em: 10 Jul. 2019 às 14:30h.

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

GOMEZ, R. B.; FERRER, A. S. **The use of respiration indices in the composting process: A Review**. Waste Management e Research, v.24, n.1, p.37-47, 2006. <https://doi.org/10.1177/0734242X06062385>

IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Apenas 13% dos resíduos sólidos urbanos no país vão para reciclagem** – Estudo do IPEA traz dados sobre a reciclagem no Brasil e a forma de organização dos trabalhadores desse segmento. IPEA, 2017. Disponível em:<https://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=29296:apenas-13-dos-residuos-urbanos-no-pais-va-para-reciclagem&catid=1:dirur&directory=1> Acesso em: 09 Jul. 2019 às 09:34.

_____. **A3P - O que é A3P?** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/a3p>> Acesso em: 27 nov. 2016.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Agronômica Cerres, 1985. 492p.

_____. **Manual da compostagem: maturação e qualidade do composto**. Editado pelo autor. Piracicaba, São Paulo, 2002.

OVG - ORGANIZAÇÃO DAS VOLUNTÁRIAS DE GOIÁS. **Restaurante Cidadão**. Goiânia, 2013. Disponível em: <<http://www.ovg.org.br/post/ver/200269/restaurante-cidadao-completa-12-anos>> Acesso em: 28 mar. 2018.

PEIXOTO, J. O. **Destinação final de resíduos, nem sempre uma opção econômica**. Engenharia Sanitária: 15-18, 1981.

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

SIQUEIRA, T. M. O.; ASSAD, M. L. R. C. L. Compostagem de resíduos sólidos urbanos no estado de São Paulo (Brasil). **Ambiente e Sociedade**. Vol. 18. n. 4. São Paul Oct/Dec. 2015. <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC1243V1842015>

SOUZA, R. V. **Avaliação ecotoxicológica do solo do aterro sanitário de Goiânia**. [Monografia de Engenharia Ambiental e Sanitária] UFG – Goiânia, julho, 2017.

SPINELLI, M. G. N.; CALE, L. R. **Avaliação der resíduos sólidos em uma unidade de alimentação e nutrição**. Rev. Simbio-Logias, V. 2, n. 1, maio/2009.

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

VILELA, D. M.; PIESANTI, J. L. **Gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos da UFGD por meio da compostagem**. Rev. Ciênc. Ext. v.11, n.3, p.28-39, 2015. ISSN 1679-4605

Estudo do comportamento mecânico e hídrico do uso do lodo de estação de tratamento de água em misturas com solo argiloso laterítico

Study of the mechanical and hydric behavior of the use of water treatment station sludge in mixtures with lateritic clay soil

• **Data de entrada:**
23/05/2021

• **Data de aprovação:**
11/04/2022


Luciéle da Silva Knierim^{1*} | Lucas Delongui¹ | Rinaldo Jose Barbosa Pinheiro¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.021>

ORCID ID

Knierim LS  <https://orcid.org/0000-0002-2380-4074>

Delongui L  <https://orcid.org/0000-0001-8068-0111>

Pinheiro RJB  <https://orcid.org/0000-0003-1444-9493>

Resumo

O resíduo que se acumula no processo de sedimentação no tratamento de água é chamado de lodo de estação de tratamento de água (LETA), o qual necessita de adequada disposição. O objetivo desta pesquisa é avaliar o comportamento mecânico e hídrico do uso de LETA em misturas com solo argiloso laterítico, para aplicação em camadas de aterros sanitários. Foram avaliadas misturas com a substituição parcial de solo por LETA nas proporções de 15%, 30% e 50%. No ensaio de permeabilidade, o material mais impermeável foi a mistura 85% Solo + 15% LETA, com k igual a $7,82E-10$ m/s. Com relação à resistência ao cisalhamento, o ângulo de atrito aumentou conforme incrementou-se LETA no solo, reduzindo a coesão dos materiais. Do solo para mistura 50% Solo + 50% LETA houve uma redução na coesão efetiva de 41,13% e um aumento no ângulo de atrito efetivo de 74,68%. Definiu-se a mistura composta de 85% Solo + 15% LETA como a melhor para aplicação em camadas de aterros.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos. Lodo de ETA. Camadas de Aterro Sanitário.

Abstract

The residue that accumulates in the sedimentation process in the water treatment is called sludge from the water treatment plant (LETA), which needs proper disposal. The objective of this research is to evaluate the mechanical and water behavior of the use of LETA in mixtures with lateritic clay soil, for application in layers of landfills. Mixtures with partial replacement of soil by LETA were evaluated in the proportions of 15%, 30% and 50%. In the permeability test, the most impermeable material was the mixture 85% Solo + 15% LETA, with k equal to $7.82E-10$ m / s. With respect to shear strength, the friction angle increased as the LETA in the soil increased, reducing the cohesion of the materials. From soil to mixture 50% Soil + 50% LETA there was a reduction in effective cohesion of 41.13% and an increase in the effective friction angle of 74.68%. The mixture composed of 85% Soil + 15% LETA was defined as the best mixture for application in layers of landfills.

Keywords: Solid Waste. WTP Sludge. Landfill Layers.

¹ Universidade Federal de Santa Maria - Santa Maria - Rio Grande do Sul - Brasil.

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

1 INTRODUÇÃO

As águas provenientes de mananciais subterrâneos ou superficiais são de extrema importância para o abastecimento da população. No entanto, a água *in natura* precisa ser tratada a fim de que possa ser consumida pelos humanos, passando pelas estações de tratamento de águas (ETAs) e nelas por diversos processos físicos, biológicos e químicos.

No início do tratamento de água são adicionados produtos químicos a fim de separar as impurezas existentes, sendo que nessa separação as partículas ficam dispersas em meio líquido, onde, posteriormente, aglomeram-se e formam flocos, que pela ação da gravidade sedimentam. O resíduo que acumula no processo de sedimentação é chamado de lodo de estação de tratamento de água (LETA), obtido a partir da lavagem dos decantadores, sendo que inicialmente o lodo apresenta consistência líquida e grande volume, necessitando de tratamento e disposição adequados.

Esse resíduo, o lodo de estação de tratamento de água, é constituído de resíduos sólidos de natureza orgânica e inorgânica, os quais são provenientes da água *in natura* onde, de acordo com Richter (2001), esta pode conter algas, bactérias, vírus, partículas orgânicas em suspensão, coloides, areias, argilas, siltes, cálcio, magnésio, ferro e manganês. Mas, além dos elementos contidos na água *in natura*, ainda podem estar presentes no lodo os floculantes, hidróxidos de alumínio e ferro e polímeros utilizados no processo de potabilização da água.

O LETA até os anos 2000 era descartado em corpos d'água, sem nenhum tratamento adequado, propiciando aspectos negativos à qualidade da água. No entanto, essa prática foi abolida pela resolução do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) nº 357 (2005), a qual classifica esse material como poluente, exigindo adequada disposição. Além disso, a NBR 10004 (ABNT,

2004) caracteriza o LETA como um resíduo sólido, logo o mesmo não pode ser disposto em corpos d'água.

O destino final que se dá ao LETA, portanto, é uma atividade importante e complexa, pois normalmente a capacidade das estações de tratamento e dos aterros é extrapolada. Logo, há necessidade de alternativas para destinação final do resíduo, que é de responsabilidade dos produtores dos rejeitos. Deste modo, alguns órgãos ambientais têm exigido detalhes da disposição final no processo de licenciamento das ETAs, representando um avanço na gestão ambiental no país.

Em muitos países, como Estados Unidos, Canadá, Itália, Noruega, China, Austrália e África do Sul, 60% do lodo é destinado à agricultura, 15% para áreas urbanas, 15% em camadas de cobertura diária e 10% em camadas de cobertura final de aterros sanitários. Essa destinação apresenta diversas vantagens, entre as quais se destacam: a utilização do lodo como camada de cobertura diária melhora a qualidade dos lixiviados, acelera a decomposição dos resíduos e aumenta a produção de metano; também, em coberturas finais, o lodo melhora o aproveitamento dos nutrientes no crescimento da vegetação de cobertura, auxiliando no controle da erosão e na geração de lixiviado (GRANATO, 2010).

No Brasil, a execução de camadas de aterros sanitários depende da exploração das jazidas de argilas, sendo extraídas do próprio local de execução ou da jazida mais próxima ao aterro. Em muitas situações, o custo do transporte desses solos é superior à própria extração, não apresentando viabilidade econômica. Além disso, os autores Izzo, Mahler e Rose (2013) afirmam que muitas vezes os solos disponíveis na localidade não atingem uma impermeabilização eficiente para camadas de aterro, havendo necessidade de mistura com outro material.

Sabe-se que as camadas de base e cobertura são um dos principais elementos dos aterros sanitários, portanto necessitam de atenção especial. A falta de cuidados com esses revestimentos oferece riscos à biodiversidade e à saúde humana, pois o lixiviado pode afetar negativamente a qualidade do solo, dos aquíferos e corpos hídricos superficiais (GUNEY et al., 2014; REGADÍO et al., 2015).

A utilização do lodo de estação de tratamento de água em conjunto com solo pode apresentar viabilidade técnica e econômica para camadas de aterros sanitários, além das vantagens ambientais que essas misturas podem apresentar. Em vista disso, nesta pesquisa o foco foi a utilização de LETA em misturas – nas porcentagens de 15%, 30% e 50% — com um solo argiloso laterítico, a fim de verificar a melhoria das características e propriedades mecânicas e hídricas para aplicação em camadas de base e de cobertura de aterros sanitários. Portanto, essa pesquisa tem como objetivo estudar o comportamento mecânico e hídrico do uso de lodo de estação de tratamento de água em misturas com solo argiloso laterítico.

2 METODOLOGIA

2.1 Materiais

O solo utilizado na pesquisa foi coletado junto ao aterro sanitário da Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos (CRVR), localizada na cidade de Giruá, estado do Rio Grande do Sul. As coordenadas geográficas do local de coleta do solo são: 28° 01' 44.0" S e 54° 23' 18.8" W. O solo em estudo é da Formação Serra Geral, formado a partir de derrames basálticos. O lodo de estação de tratamento de água utilizado na pesquisa é proveniente da estação do município de Santa Maria, no estado do Rio Grande do Sul, na empresa CORSAN, localizada na Rua Elízio Dorneles, Chácara das Flores.

2.2 Métodos

2.2.1 Misturas

As misturas estudadas são apresentadas no Quadro 1. É importante destacar que as misturas foram calculadas em relação ao peso seco dos materiais, sendo que os mesmos foram secos ao ar até atingir a umidade de aproximadamente 10%. Houve necessidade da secagem dos materiais em função da umidade natural (quando obtidos *in situ*) dos mesmos, sendo em torno de 25% a do solo e 110% a do LETA.

Quadro 1 - Misturas estudadas na pesquisa.

Nomenclatura	Solo (%)	LETA (%)
Solo	100	0
85% Solo + 15% LETA	85	15
70% Solo + 30% LETA	70	30
50% Solo + 50% LETA	50	50

2.2.2 Ensaios de caracterização

Os ensaios de caracterização do solo, do LETA e das misturas solo+LETA foram realizados de acordo com as seguintes normativas:

- Peso específico real dos grãos: NBR 6458 (ABNT, 2016), utilizando a fração passante na peneira com abertura de 2,0 mm;
- Análise granulométrica: NBR 7181 (ABNT, 2016). A análise granulométrica do LETA foi realizada a laser;
- Limite de Liquidez: NBR 6459 (ABNT, 2016);
- Limite de Plasticidade: NBR 7180 (ABNT, 2016);
- Classificação MCT: DNER-ME 256/94 e DNER-ME 258/94. Ainda, foi realizado o ensaio pelo método das pastilhas, de acordo com o proposto por Nogami e Villibor (1994).

2.2.3 Ensaio de compactação

Neste estudo prevaleceu a utilização da energia intermediária, sendo o ensaio realizado com reuso de material. Ressalta-se que pela má trabalhabilidade e pelo alto poder de absorção de água do LETA não foi possível realizar o ensaio de compactação desse material (100% LETA). Os ensaios de compactação seguiram as diretrizes da norma NBR 7182 (ABNT, 2016).

2.2.4 Ensaio de permeabilidade

A determinação do coeficiente de permeabilidade do solo e das misturas solo+LETA foi realizada seguindo os procedimentos da NBR 14545 (ABNT, 2000). Além do ensaio de permeabilidade seguindo as diretrizes da norma brasileira, também foi realizado o ensaio com uma amostra de cada mistura utilizando a metodologia MCT. Esse procedimento foi executado a fim de validar os resultados obtidos no ensaio pela Norma Brasileira. Na metodologia MCT, de acordo com Villibor e Nogami (2009), o ensaio é feito de maneira expedita e simplificada, onde o próprio cilindro é empregado como um permeômetro de parede rígida.

2.2.5 Ensaio de cisalhamento direto

Nesta pesquisa, a execução do ensaio seguiu as diretrizes da norma americana ASTM: D3080 - 11. Os ensaios para o solo e para as misturas solo+LETA foram realizados em duas condições, umidade natural (CN) e inundados (CI). Para cada tensão normal aplicada obteve-se um valor de tensão cisalhante de ruptura, permitindo o traçado da envoltória de ruptura. As tensões normais aplicadas foram de 25 kPa, 50 kPa e 100 kPa, sendo estas definidas pois visa-se à aplicação das misturas como camada de cobertura (*covers*) e fundo (*liners*) e em pequenos aterros, de 10 a 15 m de altura. Dessa forma, essas tensões são condizentes com aterros desse porte.

2.2.6 Ensaio de compressão triaxial

Optou-se pela realização de ensaios consolidados, drenados, na condição saturado, conhecido como ensaio CD. Após o processo de adensamento, cada corpo de prova foi submetido ao cisalhamento. As tensões confinantes aplicadas a cada CP foram de 25 kPa, 50 kPa, e 100 kPa. Essas, na envoltória de ruptura se referem à tensão confinante (σ_3'), que também pode ser dita como tensão principal menor.

A partir das tensões de ruptura em cada pressão de confinamento, foram definidas as envoltórias de ruptura em diagramas $q \times p'$ de Lambe e Whitman (1969), onde também foram representadas as trajetórias de tensões. A partir destes gráficos, foram definidos os parâmetros de resistência ao cisalhamento dos materiais.

3 RESULTADO E DISCUSSÕES

3.1 Ensaios de caracterização

A Tabela 1 apresenta o resumo dos resultados dos ensaios de caracterização e a classificação para o solo para as misturas solo+LETA e para o LETA. Destaca-se que nesta tabela é apresentada a média de cada resultado.

Ao analisar os resultados obtidos para o peso específico real dos grãos – Tabela 1 – nota-se uma redução no parâmetro com o aumento da porcentagem de substituição de solo por LETA, passando de 27,02 kN/m³ do solo para 22,97 kN/m³ para a mistura 50% Solo + 50% LETA, fato justificado pelo baixo peso específico real dos grãos do LETA (22,62 kN/m³). Os valores encontrados nessa pesquisa são justificados pelos resultados obtidos por Vandermeijden e Cornwell (1998), onde o peso específico real dos grãos de vários LETAs variou entre 20,50 kN/m³ e 22,60 kN/m³.

Com relação aos resultados obtidos pela análise granulométrica – apresentados na Tabela 1 – fica evidente, ao comparar as amostras com e

sem defloculante, que o solo no seu estado natural apresenta estrutura floclada, visto que o ensaio sem defloculante apresentou granulometria

predominante de silte (cerca de 73%), enquanto no ensaio com defloculante a predominância foi de argila (aproximadamente 57%).

Tabela 1 - Resumo dos ensaios de caracterização.

Mistura	Solo	LETA	85% Solo + 15% LETA	70% Solo + 30% LETA	50% Solo + 50% LETA
% pedregulho (> 2,0 mm)	6/5*	-	4/4*	7/7*	14/12*
% areia grossa (2,0 - 0,6 mm)	0/1*	-	5/23*	10/21*	15/20*
% areia média (0,6 - 0,2 mm)	1/1*	-	7/13*	10/19*	12/15*
% areia fina (0,2 - 0,06 mm)	13/8*	-	59/16*	55/23*	41/24*
% silte (0,06 mm - 2 µm)	23/73*	-	11/23*	6/16*	7/17*
% argila (< 2 µm)	57/12*	-	14/21*	12/14*	11/12*
γ_s (kN/m ³)	27,02	22,62	26,28	24,08	22,97
LL (%)	66	164/62**	75	70	75
LP (%)	55	143/59**	43	54	65
IP (%)	11	21/3**	32	17	10
Classificação MCT (Método Imersão)	LG'	-	LG'	LG'	LG'
Classificação MCT (Método Pastilhas)	LA'-LG'	-	LG'	LG'	LG'

*Análise granulométrica sem uso de defloculante; **Limites de Atterberg em relação ao peso úmido do material; γ_s : peso específico real dos grãos; LL: Limite de Liquidez; LP: Limite de Plasticidade; IP: Índice de Plasticidade.

Pela Tabela 1 também foi identificada a alteração das características de granulometria das misturas de solo+LETA, se comparadas ao solo natural. Conforme aumentou-se a porcentagem de substituição de solo por LETA, houve a tendência de acréscimo de material grosseiro e redução nas porcentagens de argila e silte, em função do comportamento distinto do LETA. Esse comportamento das misturas solo+LETA pode ser creditado pela ineficiência do defloculante utilizado, que não foi eficaz para quebrar os flocos contidos nas misturas solo+LETA. Esse fato ocorreu em função de o LETA conter coagulante com alta concentração de alumínio, logo o defloculante na proporção designada por norma não foi suficiente para deflocular o lodo, ou seja, o lodo provocou agregações.

Embora as frações do LETA não possam ter sido determinadas pelo método tradicional, o ensaio de granulometria a laser indicou que o material

é composto por 1,72% de argila, 10,33% de silte e 87,95% de areias. Portanto, o LETA tem areia como fração preponderante. A baixa porcentagem de argila no LETA pode ser creditada ao efeito da floclação proporcionada pelo alumínio contido no coagulante utilizado na ETA.

Percebe-se ainda, pela Tabela 1, que a utilização do LETA alterou a plasticidade do solo, sendo que as misturas com menor inclusão do LETA (15% e 30%) tenderam a aumentar a plasticidade, e a mistura com maior porcentagem de LETA (50%) proporcionou a redução no IP. Nas substituições de 15% e 30% de solo por LETA, a plasticidade foi aumentada pelo rearranjo dos vazios no solo com a inclusão do material. Por outro lado, na substituição de 50% de solo por LETA, a quantidade de material de característica arenosa proporcionou uma redução na plasticidade da mistura.

Ainda pela Tabela 1, é possível observar os altos valores de LL e LP para o LETA, proporcionando um valor de IP médio de 21%, característica de um material de plasticidade alta. Os altos valores de LL e LP (164% e 143%, respectivamente) são característicos desse material, conforme resultados encontrados por Watanabe et al. (2011). Em seu estudo, os autores verificaram ao longo de dois anos e meio a variação do LL de 83% até 511%, do LP de 60% até 185%, para um mesmo lodo.

Os valores elevados de LL e LP podem ter relação direta com a umidade natural do material, que é em torno de 110%, em função do alto poder de absorção de água do LETA, e também pela característica distinta do material. Considera-se, ainda, em relação aos Limites de Atterberg do LETA, que os mesmos foram também determinados em função do peso úmido do material, apresentando valores mais condizentes com as características visuais e táteis do mesmo. Ao determinar o LL e LP do LETA com relação ao peso úmido, obtive-

ram-se valores médios de 62% e 59%, respectivamente. O IP do material foi igual a 3%, caracterizando o material como ligeiramente plástico ($1 < IP < 5$), de característica arenosa.

Quanto à classificação MCT – de acordo com o apresentado na Tabela 1 – para as duas metodologias de ensaio todos os materiais (solo e solo+LETA) apresentaram comportamento laterítico argiloso e foram classificados como LG' ou LA'-LG'. Materiais com essas classificações apresentam granulometria típica de argilas e argilas arenosas, alta capacidade de suporte, baixa perda de massa por imersão, baixa expansão, de média a alta contração, baixa permeabilidade e de média a alta plasticidade.

3.2 Ensaios de compactação

A Fig. 1 apresenta as curvas de compactação médias, obtidas a partir de três curvas, para cada mistura do estudo.

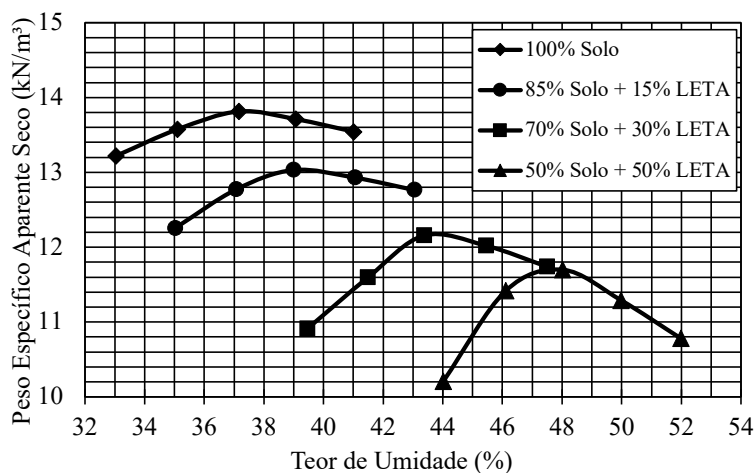


Figura 1 - Curvas de compactação média na energia Proctor Intermediária.

Para o solo obteve-se a umidade ótima, na energia de compactação intermediária, de cerca de 37,2%, com peso específico aparente seco máximo de 13,82 kN/m³. Esse resultado confirma a tendência

para solos típicos brasileiros, onde os solos argilosos siltosos podem apresentar baixo peso específico aparente seco (menor que 15 kN/m³) e altas umidades ótimas (acima de 25%).

Percebe-se também – pela Fig. 1 – que há uma tendência de redução do peso específico aparente seco máximo e aumento da umidade ótima conforme aumenta-se a porcentagem de LETA na mistura. Esse fato pode ser creditado ao baixo peso específico real dos grãos do LETA e das misturas solo+LETA, já apresentado anteriormente, além do alto poder de absorção de água do LETA. O menor valor de peso específico aparente seco máximo e, conseqüentemente, a maior umidade ótima foram obtidos para a mistura de 50% Solo + 50% LETA, com valores 11,70 kN/m³ e 47,7%, respectivamente.

Santos, Scapin e Pinheiro (2018) observaram redução no peso específico aparente seco e aumento na umidade ótima com o aumento do teor de LETA (de Santa Maria/RS). O solo de Santa Maria apresentou γ_d igual a 16,25 kN/m³ e as misturas 85% Solo + 15% LETA e 65% Solo + 35% LETA apresentaram peso específico aparente seco máximo de 14,50 e 12,70 kN/m³, respectivamente. As umidades ótimas foram de 21% para o

solo e 27,2% e 35,8% para as misturas com 15% e 35% de LETA, respectivamente.

3.3 Permeabilidade

Os valores de coeficiente de permeabilidade, obtidos pelas diretrizes da NBR 14545 (ABNT, 2000) e pela metodologia MCT, foram apresentados na Tabela 2. Percebe-se que o ensaio pelas duas metodologias estudadas – NBR 14545 (ABNT, 2000) e MCT – apresentaram resultados próximos, na mesma ordem de grandeza e com a mesma tendência nas misturas estudadas. Os resultados que serão discutidos e analisados são os obtidos pela normativa brasileira, pelo fato de serem constituídos por uma média de 3 amostras.

Observa-se que o solo em estudo apresentou coeficiente de permeabilidade (k) médio de 2,12E-09 m/s, que de acordo com Lambe e Whitman (1969) representam solos com permeabilidade muito baixa (k de 1,00E-09 até 1,00E-11 m/s).

Tabela 2 - Coeficientes de permeabilidade das misturas em estudo.

Mistura	NBR 14545 (ABNT, 2000)				MCT
	k (m/s)				k (m/s)
	AM01	AM02	AM03	MÉDIA	AM01
Solo	2,13E-09	2,07E-09	2,15E-09	2,12E-09	1,86E-09
85% Solo + 15% LETA	7,83E-10	7,72E-10	7,90E-10	7,82E-10	6,61E-10
70% Solo + 30% LETA	3,55E-09	3,46E-09	3,50E-09	3,50E-09	4,47E-09
50% Solo + 50% LETA	2,56E-06	2,42E-06	2,48E-06	2,49E-06	2,77E-06

k: coeficiente de permeabilidade; AM: amostra.

Na mistura 85% Solo + 15% LETA, ao substituir 15% do solo por LETA, houve uma redução no valor de coeficiente de permeabilidade da mistura se comparado ao solo. O coeficiente de permeabilidade médio foi de 7,82E-10 m/s. Embora o LETA apresente um comportamento distinto, acredita-se que nesse caso a inclusão do material ao solo provocou um melhor entrosamento das partículas, preenchendo a falta de material arenoso para uma distribuição granulométrica mais contínua. A mistura 70% Solo + 30%

LETA, por sua vez, apresentou um coeficiente de permeabilidade médio de 3,50E-09 m/s. Assim como o solo, as misturas com 15% e 30% de LETA apresentaram comportamento característico de materiais com permeabilidade muito baixa.

Já a mistura 50% Solo + 50% LETA, pela alta porcentagem de substituição de solo por LETA, apresentou coeficiente de permeabilidade médio de 2,49E-06 m/s, característico de materiais com permeabilidade alta (k entre 1,00E-04 até 1,00E-07 m/s).

Os resultados encontrados nesta pesquisa vão ao encontro dos resultados encontrados por Santos, Scapin e Pinheiro (2018), que analisaram um solo siltoso-argiloso de Santa Maria/RS e misturas de solo+LETA. Na análise, os autores encontraram o coeficiente de permeabilidade para o solo de $3,84E-10$ m/s, para mistura 85% Solo + 15% LETA o k foi igual a $4,02E-10$ m/s e para mistura 65% Solo + 35% LETA obtiveram o valor de k igual a $2,05E-9$ m/s. Portanto, na pesquisa citada, ao adicionar 15% de LETA em substituição ao solo, houve uma redução no valor de k e, quando adicionados 35% de LETA na substituição ao solo, houve um aumento no coeficiente de permeabilidade, fato semelhante ao ocorrido nesta pesquisa.

3.4 Resistência ao cisalhamento

A Fig. 2 apresenta as envoltórias de ruptura obtidas nos ensaios de cisalhamento direto nas condições natural (umidade ótima) e inundada. Ao analisar a Fig. 2, quanto ao ensaio de cisalhamento direto, em todos materiais em estudo, na condição inundada, houve uma redução da tensão de cisalhamento máxima para todos os níveis de tensões aplicados nos ensaios (25 kPa, 50 kPa e 100 kPa), se comparada à condição natural. Isso, em consequência, reduziu os parâmetros de coesão e ângulo de atrito interno dos materiais, quando comparados aos ensaios realizados na condição natural. Esse fato era evidente ao verificar a redução da tensão cisalhante para esta condição; isso acontece em função da saturação no processo de ruptura, ocorrendo perda de tensão por sucção.

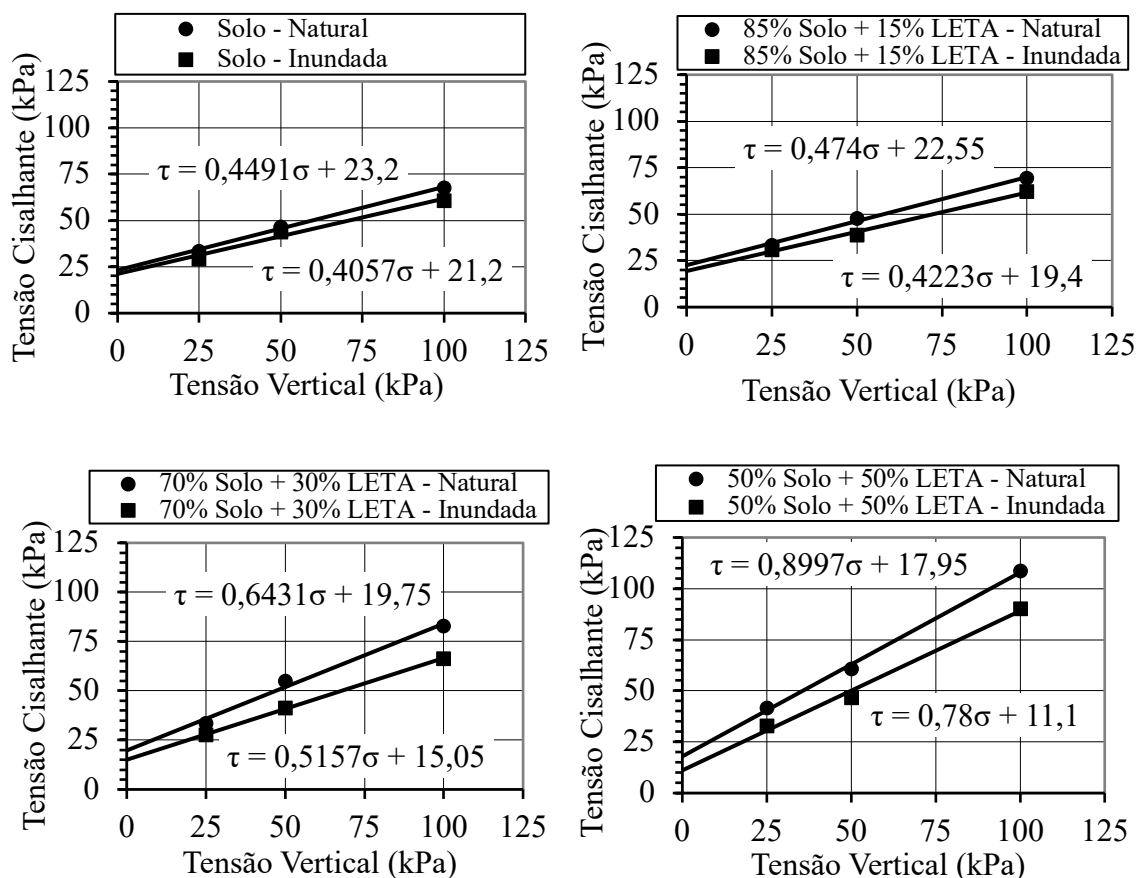


Figura 2 - Envoltória de ruptura de cisalhamento - Ensaio de Cisalhamento Direto.

No ensaio triaxial, a partir das tensões de ruptura foi possível traçar as trajetórias de tensões, a envoltória de resistência ao cisalhamento e, em consequência, determinadas as envoltórias de ruptura, sendo estas últimas apresentadas na Fig. 3. Em específico, na Fig. 3, os gráficos (c) e (d)

se referem aos 2 ensaios realizados para mistura 70% Solo + 30% LETA, assim como os gráficos (e) e (f) se referem aos 2 ensaios realizados para a mistura 50% Solo + 50% LETA. Os ensaios dessas duas misturas foram repetidos a fim de dar mais credibilidade aos resultados encontrados.

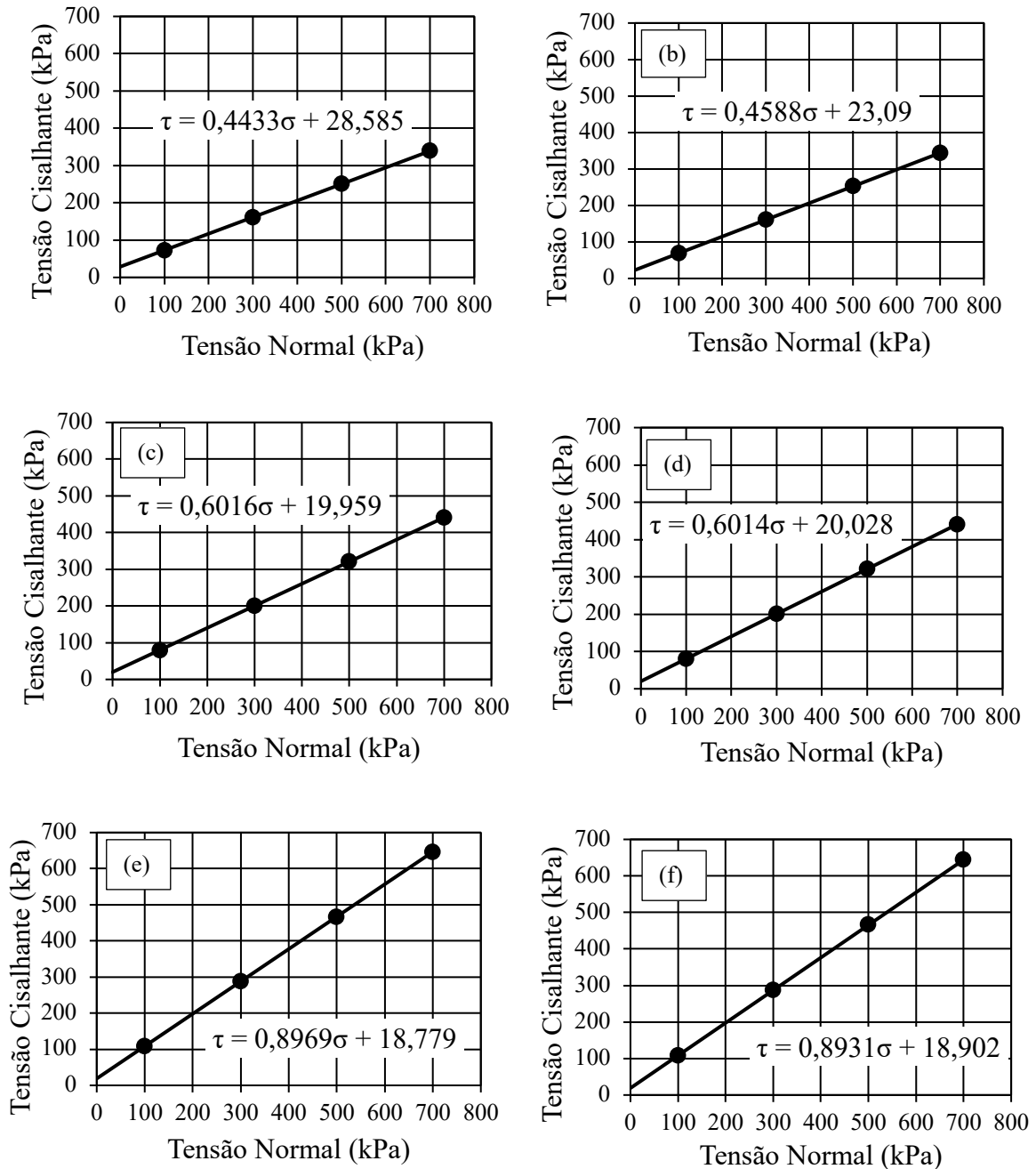


Figura 3 - Trajetória de tensões e envoltória de resistência ao cisalhamento para: (a) solo; (b) 85% Solo + 15% LETA; (c) e (d) 70% Solo + 30% LETA; (e) e (f) 50% Solo + 50% LETA.

Destaca-se, pelos gráficos apresentados na Fig. 3, que os valores apresentados para tensão de ruptura seguem a proporcionalidade da tensão de confinamento, ou seja, quanto maior essa tensão, maior é a resistência do conjunto. Além disso, é importante destacar, mesmo que aqui não sejam apresentados os gráficos de tensão-deformação, que o solo apresentou ruptura por deformação para todas as tensões confinantes ensaiadas, ou seja, ruptura plástica. Já as misturas 85% Solo + 15% LETA, 70% Solo + 30% LETA e 50% Solo + 50% LETA apresentaram ruptura por cisalhamento para todas as tensões confinantes ensaiadas, com superfície de ruptura bem definida (ruptura frágil)

Pela ruptura plástica pode-se dizer que o solo tem comportamento típico de solo natural e normalmente adensado em sua condição indeformada, ou também de argila de consistência plástica. Já o comportamento frente à ruptura das misturas solo+LETA, que apresentaram pico de ruptura definido, é característico de materiais compactados, como uma argila sobreadensada (rija à dura) ou uma areia compacta. A forma de ruptura dos materiais compostos por solo e LETA pode ser atribuída a uma maior proximidade das partículas, devido, possivelmente, à inclusão do lodo de estação de tratamento de água. Nesses

casos, para determinação das envoltórias, obtém-se a resistência de pico.

Na Tabela 3 estão compilados e apresentados os resultados do ensaio de compressão triaxial e de cisalhamento direto. Com relação aos ensaios de compressão triaxial e cisalhamento direto – em paralelo aos resultados expostos na Tabela 3 — podem-se fazer as seguintes observações:

- Ao comparar os ensaios de compressão triaxial e de cisalhamento direto, embora apresentem princípios diferentes, os resultados foram próximos, com pequena variação entre as duas metodologias, dando credibilidade aos resultados obtidos;
- O resultado de resistência ao cisalhamento encontrado para o solo é característico do material compactado. O solo é argiloso-siltoso (com fração de areia fina) no ensaio com defloculante e siltoso-arenoso (com areia fina) no ensaio sem defloculante. As frações de silte e areia não o caracterizam como um solo argiloso puro, fazendo com que além de um valor de coesão efetiva característico de uma argila média, também apresente um valor de ângulo de atrito efetivo característico de areias e siltes. Dessa forma, os valores de c' igual a 27,6 kPa e Φ' igual a 24,0° são justificados pelas frações de argila, silte e areia presentes no material;

Tabela 3 - Parâmetros de resistência ao cisalhamento para o solo e misturas em estudo.

Mistura	Ensaio	Compressão Triaxial		Cisalhamento Direto			
		Trajetória de Tensões		Natural		Inundada	
		c' (kPa)	Φ' (°)	c (kPa)	Φ (°)	c (kPa)	Φ (°)
Solo	1	27,6	24,0	23,2	24,1	21,2	22,0
85% Solo + 15% LETA	1	21,3	24,9	22,5	25,3	19,4	22,8
70% Solo + 30% LETA	1	18,5	31,2	19,7	32,7	15,0	27,2
	2	18,8	31,1	-	-	-	-
	Média	18,6	31,1	-	-	-	-
50% Solo + 50% LETA	1	16,4	42,0	16,9	41,9	11,1	37,9
	2	16,1	41,9	-	-	-	-
	Média	16,2	41,9	-	-	-	-

c' : coesão efetiva; Φ' : ângulo de atrito interno efetivo; c : coesão; Φ : ângulo de atrito interno.; NAT: condição natural; IN: condição inundada.

- O maior ângulo de atrito efetivo foi encontrado para a mistura com 50% Solo + 50% LETA (42,0°). As misturas de 85% Solo + 15% LETA e 70% Solo + 30% LETA apresentaram ângulo de atrito efetivo de 24,9° e 31,2°, respectivamente. Esses valores são maiores do que os encontrados para o solo, logo a inclusão de LETA no solo propiciou o aumento do ângulo de atrito efetivo, sendo maior quanto maior a quantidade de LETA incorporado;
- Com relação à coesão efetiva, todas as misturas com LETA apresentaram redução no parâmetro se comparadas ao solo. O solo apresentou c' de 27,6 kPa, enquanto as misturas 85% Solo + 15% LETA, 70% Solo + 30% LETA e 50% Solo + 50% LETA apresentaram coesão efetiva de 21,3 kPa, 18,6 kPa e 16,3 kPa, respectivamente;
- A redução da coesão efetiva e o aumento do ângulo de atrito efetivo, conforme se adiciona LETA ao solo, fazem com que as misturas tenham característica de solos arenosos-siltosos, em termos de resistência ao cisalhamento.

Montalvan (2016) realizou ensaios de compressão triaxial em misturas solo+LETA, nas proporções 3:1, 4:1 e 5:1 (solo:LETA). O autor identificou que nas amostras de solo+LETA, se comparadas ao solo, há uma tendência de aumento do ângulo de atrito efetivo e redução na coesão efetiva. O solo estudado pelo autor apresentou ângulo de atrito de 34° e coesão de 22 kPa, enquanto para as misturas solo+LETA os valores de coesão efetiva variaram entre 10 kPa e 17 kPa, e o ângulo de atrito efetivo variou de 34° a 37°. A mesma tendência, de redução da coesão efetiva e aumento do ângulo de atrito efetivo, foi identificada nesta pesquisa.

Outro estudo que pode ser comparado é o de Wang et al. (1992). Os autores avaliaram a resistência ao cisalhamento de diferentes LETAs, encontrando valores de coesão efetiva entre 6,9 e 8,3 kPa e ângulo de atrito efetivo entre 42 e 44°. O'Kelly e Quille (2008) e O'Kelly e Quille (2010)

também aplicaram estudos de resistência ao cisalhamento para diferentes LETAs e obtiveram coesão efetiva igual a 0 kPa e ângulo de atrito efetivo variando entre 39 e 44°. Dessa forma, o LETA tende a apresentar baixa (ou nenhuma) coesão efetiva e ângulo de atrito efetivo elevado. Se adicionado a um solo, o LETA tende a reduzir a coesão efetiva e aumentar o ângulo de atrito efetivo do material, fato ocorrido nesta pesquisa.

3.5 Análise da viabilidade técnica da utilização das misturas em camadas de aterro sanitário

Neste item buscou-se fazer uma análise da aplicação dos materiais em estudo em camadas de aterros sanitários. Para isso, fez-se uma compilação dos requisitos obrigatórios de normas, em formato de *check list*, para verificar a possibilidade de aplicação de cada um dos materiais, apresentados no Quadro 2. Destaca-se que as normativas citadas não apresentam requisitos de resistência ao cisalhamento para os aterros sanitários. No entanto, esses parâmetros serão analisados em conjunto com a análise dos requisitos apresentados.

Com relação ao Quadro 2 são apresentadas as principais considerações:

- O solo atendeu a requisitos impostos pelas normas, exceto o coeficiente de permeabilidade imposto pela norma alemã. A mistura que apresentou melhor desempenho foi a composta de 85% de Solo + 15% de LETA, atendendo, inclusive, aos requisitos mais críticos de coeficiente de permeabilidade;
- A mistura composta de 70% de Solo + 30% LETA atende aos requisitos obrigatórios das normas apresentadas, exceto o coeficiente de permeabilidade imposto pela norma alemã. Logo, frente à permeabilidade, essa mistura apresentou aumento no k , em função da maior inclusão de LETA, se comparada à mistura 85% Solo + 15% LETA;

já a mistura com 50% de lodo de ETA não atendeu a nenhum dos requisitos obrigatórios em termos de permeabilidade;

- Com relação à norma brasileira, que somente apresenta requisito de coeficiente de permeabilidade, todos os materiais, exceto a mistura

50% Solo + 50% LETA, poderiam ser aplicados em camadas de base e de coberturas de aterros sanitários. A substituição de 50% de solo por LETA fez com que a mistura se tornasse altamente permeável, impedindo sua aplicação em aterros sanitários.

Quadro 2 - Verificação da aplicação dos materiais em camadas de aterros sanitários.

Camada de Cobertura Convencional ou Evapotranspirativa	Parâmetro	Condição para aplicação	Requisito		Material/Verificação da Aplicação			
			O	D	SOLO	85/15	70/30	50/50
	k (NBR [®]) [m/s]	$\leq 5 \times 10^{-7}$	X		SIM	SIM	SIM	NÃO
k (USEPA ^{**}) [m/s]	$\leq 10^{-7}$	X		SIM	SIM	SIM	NÃO	
k (Alemã ^{***}) [m/s]	$\leq 5 \times 10^{-10}$	X		NÃO	SIM	NÃO	NÃO	
PP#200 (USEPA ^{**}) [%]	≥ 30	X		SIM	SIM	SIM	SIM	
LL (USEPA ^{**}) [%]	≥ 30	X		SIM	SIM	SIM	SIM	
Camada de Base	Parâmetro	Condição para aplicação	Requisito		Material/Verificação da Aplicação			
			O	D	SOLO	85/15	70/30	50/50
	k (NBR [®]) [m/s]	$\leq 10^{-8}$		X	SIM	SIM	SIM	NÃO
	k (USEPA ^{**}) [m/s]	$\leq 10^{-9}$	X		SIM	SIM	SIM	NÃO
	k (Alemã ^{***}) [m/s]	$\leq 10^{-10}$	X		NÃO	SIM	NÃO	NÃO

O: obrigatório; D: desejável; SIM: Aplicável; NÃO: Não aplicável; 85/15: 85% Solo + 15% LETA; 70/30: 70% Solo + 30% LETA; 50/50: 50% Solo + 50% LETA; k: coeficiente de permeabilidade; LL: limite de liquidez; [®] NBR 13896 (ABNT, 1997); ^{**} USEPA (1998); ^{***} TA Siedlunsabfall (1993).

Com os resultados acima discutidos em conjunto com os demais obtidos na pesquisa, podem-se fazer as seguintes considerações: em termos de resistência ao cisalhamento as misturas solo+LETA apresentaram melhoria no ângulo de atrito se comparadas ao solo, reduzindo a coesão da mistura. Em conjunto com os requisitos obrigatórios do Quadro 2, a mistura composta de 85% Solo + 15% LETA apresenta-se como mais favorável para aplicação em camadas de aterros sanitários. Essa situação pode ser justificada em função de que esse material teve um aumento no ângulo de atrito e teve a menor redução na coesão efetiva, se comparado ao solo, além de ser o material mais impermeável.

4 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados de caracterização clássica da Mecânica dos Solos, o solo foi caracterizado como um material argiloso laterítico.

Conforme aumentou-se a substituição do solo por LETA, houve redução nas frações de silte e argila e, em consequência, um aumento na fração arenosa e redução do peso específico real dos grãos. A inclusão de LETA também modificou as características de plasticidade: as misturas com menor inclusão do LETA (15% e 30%) tenderam a aumentar a plasticidade e a mistura com maior porcentagem de LETA (50%) proporcionou a redução no IP.

Quanto aos materiais compactados, identificou-se uma tendência de redução do peso específico aparente seco máximo e aumento da umidade ótima com o aumento da porcentagem de LETA na mistura, justificado pelo baixo peso específico real dos grãos do LETA. O material mais impermeável foi a mistura 85% Solo + 15% LETA com k igual a $7,82 \times 10^{-10}$ m/s, seguido da mistura 70% Solo + 30% LETA e do solo. Já a mistura 50% Solo + 50% LETA apresentou coeficiente de permeabilidade

alto (2,49E-6 m/s), característico de solo arenoso, em função da alta porcentagem de LETA.

Na resistência ao cisalhamento, com ensaios executados nos equipamentos de cisalhamento direto e de compressão triaxial, foi possível definir que o material com mais finos (solo) apresentou ruptura dúctil, visto que o mesmo rompeu por deformação. Já as misturas de solo+LETA apresentaram ruptura por cisalhamento, caracterizando-se como materiais frágeis. O ângulo de atrito aumentou conforme aumentou-se a porcentagem de LETA no solo, reduzindo, assim, a coesão dos materiais. Do solo para mistura 50% Solo + 50% LETA houve uma redução na coesão efetiva de 41,13% e um aumento no ângulo de atrito efetivo de 74,68%. A redução da coesão efetiva e o aumento do ângulo de atrito efetivo, conforme se adiciona LETA ao solo, fazem com que as misturas tenham característica de solos arenosos-siltosos, em termos de resistência ao cisalhamento.

Em termos gerais, definiu-se a mistura composta de 85% Solo + 15% LETA como a melhor para aplicação em camadas de base e cobertura de aterros, pois a melhora da resistência ao cisalhamento da mistura permite a execução de aterros sanitários com maior altura, taludes mais íngremes e mais seguros.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). **ASTM D 3080**: Standard Test Method for Direct Shear Test of Soils Under Consolidated Drained Conditions. Annual Book of ASTM Standards, 2011, 9 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10004**: Resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro, RJ, 2004, 71 p.

_____. **NBR 13896**: Aterro de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, RJ, 1997, 12 p.

_____. **NBR 14545**: Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável. Rio de Janeiro, RJ, 2000, 12 p.

_____. **NBR 6458**: Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm - Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. Rio de Janeiro, RJ, 2016, 10 p.

_____. **NBR 6459**: Solo – Determinação do Limite de Liquidez. Rio de Janeiro, RJ, 2016, 5 p.

_____. **NBR 7180**: Solo – Determinação do Limite de Plasticidade. Rio de Janeiro, RJ, 2016, 3 p.

_____. **NBR 7181**: Solo – Análise Granulométrica. Rio de Janeiro, RJ, 2016, 12 p.

_____. **NBR 7182**: Solo – Ensaio de Compactação. Rio de Janeiro, RJ, 2016, 9 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução CONAMA n° 357**: 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. Brasília, DF, 17 mar. 2005.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS DE RODAGEM (DNER). **ME 256/94**: Solos compactados com equipamento miniatura – determinação da perda de massa por imersão. Rio de Janeiro, RJ, DNER, 1994, 6 p.

_____. **ME 258/94**: Solos compactados em equipamento miniatura – Mini-MCV. Rio de Janeiro, RJ, DNER, 1994, 14 p.

GRANATO, T. C. Biosolids land application by the metropolitan water reclamation district of greater Chicago: an overview of the program, its benefits, and environmental impacts. In: Simpósio Interamericano de Biosólidos. **Anais...**Campinas, SP, 2010.

GUNEY, Y; CETIN, B; AYDILEK, A. H.; TANYU, B. F.; KOPARAL, S. Utilization of sepiolite materials as a bottom liner material in solid waste landfills. **Waste Management**, v. 34, 2014, p. 112-124. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.008>

IZZO, R. L. S.; MAHLER, C. F.; ROSE, L. Barreira capilar construída com resíduo pré-tratado mecânica e biologicamente. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 4, 2013, p. 303-312. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000400002>

LAMBE, T. S.; WHITMAN, R. V. **Soil mechanics**. New York: John Wiley, 553 p., 1969.

MONTALVAN, E. L. T. **Investigação do comportamento geotécnico de misturas de solo arenoso com lodo de estação de tratamento de água do município de Cubatão, SP**. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Estruturas e Geotécnica. São Paulo, SP, 134 p., 2016.

NOGAMI, J. S.; VILLIBOR, D. F. Identificação expedita dos grupos da classificação MCT para solos tropicais. In: X Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia de Fundações. **Anais...**Foz do Iguaçu, PR, v. 4, 1994, p. 1293-1300.

NORMA ALEMÃ. **TA siedlungsabfall**: technische anleitung zur verwertung, behandlung und sonstigen entsorgung von siedlungsabfällen. Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz: BAnz. NR. 99^a. 65 seiten. vom 1993.

O'KELLY, B. C.; QUILLE, M. E. Compressibility and consolidation of water treatment residues. **Proceedings of the ICE - Waste and Resource Management**, v. 162, n. 2, 2008, p. 85-97. <https://doi.org/10.1680/warm.2009.162.2.85>

O'KELLY, B. C.; QUILLE, M. E. Shear strength properties of water treatment residues. **Proceedings of the ICE - Geotechnical Engineering**, v. 163, n. 1, 2010, p. 23-35. <https://doi.org/10.1680/geng.2010.163.1.23>

REGADÍO, M.; RUIZ, A.; RODRÍGUEZ-RASTRERO, M.; CUEVAS, J. Containment and attenuating layers: na affordable strategy that preserves soil and water from landfill pollution. **Waste Management**, v. 46, 2015, p. 408-419. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.014>

RICHTER, C. A. **Resíduos das estações de tratamento de água**. Disposição final dos lodos. Tratamento de lodos de estações de tratamento de água. São Paulo: Edgar Blucher LTDA, 2001.

SANTOS, E. F.; SCAPIN, J.; PINHEIRO, R. J. B. Estudo das misturas de solo com adição de lodo de estação de tratamento de água para uso em aterro sanitário. In: XIX Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica. **Anais...**Salvador, Bahia. 2018.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Guidance for Design and Installation of Final Covers**. 40 CFR 258.2. 1998.

VANDERMYDEN, C.; CORNWELL, D. A. **Nonmechanical Dewatering of Water Plant Residuals**. Research Foundation and American Water Works Association, 1998.

VILLIBOR, D. F.; NOGAMI, J. S. **Pavimentos econômicos**: tecnologia do uso dos solos finos lateríticos. São Paulo, Arte & Ciência, 2009.

WANG, M. C.; HULL, J. Q.; JAO, M.; DEMPSEY, B. A.; CORNWELL, B. A. Engineering behavior of water treatment sludge. **Journal of Environmental Engineering**, v. 118, n. 6, 1992, p. 8448-864.

WATANABE, Y.; KMINE, H.; YASUHARA, K.; MURAKAMI, S. Batch leaching test focusing on clod size of drinking water sludge and applicability to long-term prediction using column leaching test. In: Advances in Geotechnical Engineering 2011. **Anais...**ASCE, 2011.

Tratamento de um efluente têxtil real via processo combinado de coagulação/floculação/decantação e oxidação Fenton

Real textile effluent treatment via a combined process of coagulation/flocculation/decantation and Fenton oxidation



• **Data de entrada:**
22/10/2021



• **Data de aprovação:**
18/04/2022

Debora Danna Soares da Silva^{1*} | Adriana Guimarães Costa¹ | Rinaldo dos Santos Araújo¹ | Francisco Maurício de Sá Barreto¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.022>

ORCID ID

Silva DDS  <https://orcid.org/0000-0002-8239-655X>
Costa AG  <https://orcid.org/0000-0002-5379-3513>

Araújo RS  <https://orcid.org/0000-0003-2609-436X>
Barreto FMS  <https://orcid.org/0000-0001-7262-5809>

Resumo

Este estudo avaliou a eficiência do tratamento físico-químico de coagulação, floculação e decantação combinado com reação Fenton na redução de cor, turbidez e DQO de um efluente têxtil real. Um planejamento fatorial 2² tipo estrela foi utilizado na otimização das variáveis de concentração de policloreto de alumínio (PAC 15) e gradiente de velocidade na mistura rápida (G_{mr}) na etapa de coagulação/floculação/decantação e nas concentrações de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ e de H_2O_2 na etapa Fenton a pH $3,0 \pm 0,3$. A eficiência global do tratamento mostrou remoções de 92,4%; 99,9% e 98,4% de DQO, cor e turbidez, respectivamente, usando 841 mg/L de PAC e G_{mr} de $900 s^{-1}$ e 1000 mg/L de H_2O_2 e 52,5 mg/L de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$. A cor e a turbidez foram removidas em quase sua totalidade, e a remoção de DQO alcançada apresenta-se em acordo com os padrões de lançamento de efluentes estabelecidos na Resolução COEMA n° 02/2017, legislação que regulamenta a disposição de efluentes no Estado do Ceará. Assim, os resultados obtidos podem ser considerados promissores para descoloração e degradação da matéria orgânica em águas residuárias coloridas.

Palavras-chave: Efluente têxtil real. Coagulação/floculação/decantação. Processo Fenton.

Abstract

This study evaluated the efficiency of the physicochemical treatment of coagulation and flocculation combined with Fenton reaction in reducing color, turbidity and COD of a real textile effluent. A factorial design 2² was used to optimize the variables of polyaluminum chloride concentration (PAC 15) and velocity gradient in the fast mixture (G_{mr}) in the coagulation/flocculation treatment and in the concentrations of $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ and H_2O_2 in the reaction Fenton at pH 3.0 ± 0.3 . The overall efficiency of the treatment showed removals of 92.4%; 99.9% and 98.4% COD, color and turbidity, respectively, using 841 mg/L PAC 15 and $900 s^{-1}$ G_{mr} and 1000 mg/L H_2O_2 and 52.5 mg/L $FeSO_4 \cdot 7H_2O$. The color and turbidity were almost completely removed, and the COD removal achieved is in accordance with the effluent discharge standards established in COEMA Resolution No. 02/2017, legislation that regulates the disposal of effluents in the State of Ceará. The results obtained can be considered promising for discoloration and degradation of organic matter in colored wastewater.

Keywords: Real textile effluent. Coagulation/flocculation/decantation. Fenton process.

¹ Instituto Federal do Ceará (IFCE) – Fortaleza – Ceará – Brasil.

* **Autora correspondente:** dannasilva94@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O despejo dos efluentes têxteis *in natura* no ambiente causa inúmeros impactos negativos, que vão desde a poluição visual até a mortandade de organismos aquáticos (plantas, peixes, crustáceos etc.) (GAROLE et al. 2018; ROSA et al., 2019; LELLIS et al., 2019). Em função de sua alta variabilidade e natureza complexa, atingir a mineralização dos poluentes e, conseqüentemente a redução da toxicidade dessas águas residuárias, tem sido um grande desafio para as indústrias do setor (COLLIVIGNARELLI et al., 2019).

O emprego de um tratamento eficiente, porém não seletivo —por exemplo, a combinação entre dois ou mais métodos de tratamento— merece considerável atenção por reduzir os custos com tratamento e minimizar os problemas de poluição ambiental causado pelos efluentes têxteis (MCYOTTO et al., 2021). Destaca-se, portanto, no tratamento de efluentes têxteis, a adoção de técnicas físico-químicas, como a coagulação/floculação associada com processos oxidativos avançados, o que tem se mostrado eficiente dentro de uma perspectiva de viabilidade ambiental e econômica (FARSHCHI et al., 2019; TORRES et al., 2019).

Diversas pesquisas apontam as vantagens favorecidas pelo processo oxidativo avançado do tipo Fenton precedido pela coagulação/floculação para o tratamento de efluentes têxteis, visto que essa seqüência de tratamento oportuniza a redução da sua toxicidade e a produção de um efluente tratado com qualidade satisfatória para descarte ou reutilização industrial (LÓPEZ- LÓPEZ et al., 2015; GILPAVAS; DOBROSZ-GÓMEZ; GÓMEZ-GARCÍA, 2017; FAVERO et al., 2018; GILPAVAS et al., 2018; PEREIRA; BRITO, 2018; RAMOS et al., 2021; TASNEEM et al., 2021). Todavia, boa parte desses estudos utiliza soluções sintéticas que simulam o efluente têxtil, enquanto o processamento de amostras reais tem sido pou-

co relatado, vistos a complexidade e a variabilidade na composição desses efluentes.

Além disso, considerando o contexto mundial de perda da qualidade da água dos corpos hídricos, escassez e aumento do preço desse recurso, é importante a realização de pesquisas que utilizem o efluente real, de maneira que seja possível otimizar as condições de tratamento que permitam o enquadramento do mesmo às exigências de lançamento e até de reúso.

Com base no apresentado, esta pesquisa visa avaliar a eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/decantação e oxidação avançada via reação Fenton no tratamento de um efluente têxtil real, com vistas ao gerenciamento adequado desses efluentes, de forma a atender aos padrões legais para lançamento de efluentes, assegurando a conservação da biota do corpo hídrico receptor.

2 METODOLOGIA

2.1 Coleta e caracterização das amostras

As amostras de águas residuais foram coletadas em uma indústria têxtil localizada no município de Maracanaú, Ceará, exclusivamente na entrada da Estação de Tratamento de Efluentes Industriais. A amostragem foi realizada em três campanhas de coleta, sendo coletados cerca de 20 litros de efluente bruto em cada coleta. As amostras foram mantidas sob refrigeração (4o C) até momentos antes de os experimentos serem realizados.

Os efluentes coletados nas duas primeiras campanhas foram utilizados para ensaios preliminares de coagulação/floculação/decantação e de reação Fenton, que oportunizou a determinação da dosagem dos reagentes empregados no tratamento, por fim, no efluente da terceira coleta foi empregado o tratamento combinado completo proposto.

A caracterização físico-química do efluente bruto foi executada para os parâmetros de: cor aparente (absorbância a 670 nm), turbidez (NTU), DQO (mg/L) e pH segundo os métodos descritos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). As características físico-químicas do efluente estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Caracterização físico-química do efluente não tratado - coleta 3.

Amostra	pH	Turbidez (NTU)	DQO (mg/L)	Cor (abs. 670 nm)
Efluente	10,4	238	1937,9	0,201 (solução 10%)
Valores de lançamento*	5 a 9	-	≤ 200	-

*Conforme a Resolução COEMA n° 02/2017, legislação que regulamenta a disposição de efluentes no Estado do Ceará (CEARÁ, 2017).

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

O efluente têxtil apresentou uma intensa coloração azul associada principalmente à presença de corante índigo usado pela indústria durante o processamento do tecido, além de elevada turbidez, alto teor de matéria orgânica (expressa pela DQO) e caráter alcalino, como visto na Tabela 1.

2.2 Ensaios de coagulação/floculação/decantação

Os ensaios de tratabilidade do efluente têxtil por coagulação/floculação/decantação foram

realizados em um equipamento Jar-Test da Milan modelo JT303 com capacidade para 6 jarros. Em cada ensaio foi empregado um volume de 500 mL do efluente bruto, sem alteração do seu pH. Para otimização do processo foi aplicado um planejamento experimental fatorial 2² tipo estrela, conforme mostra a Tabela 2, sendo investigados os efeitos da dosagem do coagulante policloreto de alumínio - PAC 15 (15% de Al₂O₃) e do gradiente de velocidade na mistura rápida (G_{mr}) sobre as eficiências de remoção % de turbidez, cor e DQO no tratamento do efluente têxtil. Os níveis dos fatores investigados (Tabela 2) foram determinados a partir de ensaios preliminares.

Tabela 2 - Fatores e níveis usados no tratamento físico-químico do efluente têxtil.

Fator	Níveis				
PAC 15 (mg/L)	-1,414	-1	0	+1	+1,414
G _{mr} (s ⁻¹)	559	600	700	800	841
	759	800	900	1000	1041

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

A Tabela 3 exibe a matriz de planejamento do conjunto de experimentos realizados e as configurações pré-fixadas no Jar-Test. Para elaboração do planejamento experimental foi utilizado o software Statgraphics 19®. Todos os ensaios foram realizados em duplicata.

Tabela 3 - Matriz de planejamento usada no processo de coagulação/floculação/decantação.

Ensaio	PAC 15 (mg/L)	G _{mr} (s ⁻¹)	Configurações no Jar-test	Resposta experimental
5	700	900	T _{mr} = 60 s G _{floc} = 70, 60 e 50 s ⁻¹ (escalonado) T _{floc} = 7 min para cada gradiente T _{decantação} = 45 min	Remoções % de turbidez, cor aparente e DQO
2	800	1000		
11	700	900		
4	841	900		
10	559	900		
1	700	900		
7	600	800		
8	700	1041		
3	700	759		
9	600	1000		
6	800	800		

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Depois de concluído o processo de tratamento foram retiradas alíquotas sobrenadantes do efluente para monitoramento das remoções de turbidez, DQO e cor aparente. A remoção % dessas variáveis foi calculada de acordo com a Eq. 1.

$$\text{Remoção (\%)} = \left(\frac{C_0 - C_f}{C_0} \right) \times 100 \quad (1)$$

Onde: C_0 representa a concentração inicial de turbidez, cor ou DQO do efluente bruto e C_f é a concentração final desses parâmetros após a decantação.

2.3 Ensaios do processo Fenton

A amostra sobrenadante obtida que apresentou melhor resposta em relação às remoções % de turbidez, cor e DQO foi separada para realização do processo de oxidação avançada via reação Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$). Os estudos de oxidação avançada Fenton foram realizados em um shaker orbital da Solab modelo SL 222 sob agitação de 150 rpm e pH $3 \pm 0,5$ ajustado com solução 0,5 M de HCl. O tempo de tratamento foi estabelecido em 60 min.

Para iniciar o processo de reação Fenton foram adicionados ao efluente pré-tratado por processo físico-químico volumes pré-definidos das soluções estoques de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ e H_2O_2 . E, assim como no processo de tratamento anterior, um planejamento fatorial 2², tipo estrela foi empregado para estabelecer o efeito das concentrações de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ e H_2O_2 sobre as eficiências de remoção % de DQO e de cor aparente. Os níveis estabelecidos para os fatores investigados foram obtidos após ensaios preliminares, apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Fatores e níveis dos reagentes Fenton usados para o tratamento do efluente têxtil após tratamento físico-químico.

Fator	Níveis				
	-1,414	-1	0	+1	+1,414
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (mg/L)	21	30	52,5	75	84
H_2O_2 (mg/L)	646	750	1000	1250	1354

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Os ensaios de Fenton foram realizados de forma aleatória para assegurar a distribuição dos erros não considerados (nível de confiança de 95%); para tanto foi utilizado o software Statgraphics 19®. A Tabela 5 apresenta a matriz experimental dos ensaios realizados. Todos os ensaios foram realizados em duplicata.

Tabela 5 - Matriz de planejamento usada no tratamento do efluente via reação Fenton.

Ensaio	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (mg/L)	H_2O_2 (mg/L)	Resposta experimental
1	84	1000	Remoções % de cor aparente e DQO
6	52,5	1354	
3	52,5	1000	
11	52,5	1000	
10	30	1250	
5	21	1000	
4	75	1250	
2	75	750	
9	52,5	1000	
7	52,5	646	
8	30	750	

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Particularmente, o pH do efluente final tratado ajustado para $7 \pm 0,5$ com solução 0,5 M de NaOH para posterior análise de DQO e cor aparente, visto que após o tratamento por reação Fenton o efluente se encontrava ácido ($3 \pm 0,5$). As legislações de lançamento de efluentes não permitem a disposição de efluente com pH abaixo de 5, e o intuito do trabalho era alcançar níveis de remoção de cor e DQO dentro dos padrões de lançamento. A porcentagem de remoção desses parâmetros foi calculada conforme Eq. 1, apresentada anteriormente.

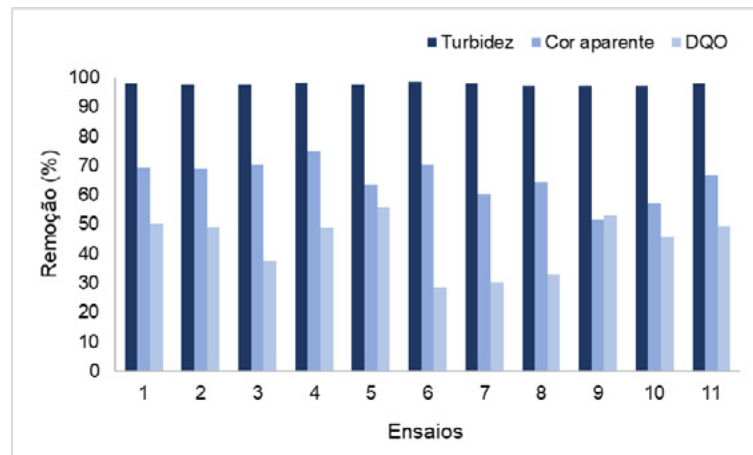
2.4 Análises estatísticas dos dados

Os coeficientes de regressão e seus efeitos foram estimados usando a análise de variância (ANOVA) dos resultados obtidos para uma significância de 95% ($p < 0,05$).

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Tratamento do efluente têxtil por coagulação/floculação/decantação

Os resultados para remoção de turbidez, cor aparente e DQO obtidos após tratamento por coagulação/floculação/decantação são apresentados na Fig. 1.



Condições de entrada (coleta 3): Turbidez = 238 NTU, Absorbância = 0,201 (sol. 10%) e DQO = 1938 mg/L.

Figura 1 - Eficiências de remoção % de turbidez, de cor e de DQO do efluente têxtil por tratamento de coagulação/floculação/decantação.

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Em todas as condições investigadas, as remoções de turbidez foram superiores a 97%. Além disso, o tratamento removeu até 75% da cor inicial do efluente (ensaio 4). Para a DQO, as eficiências de remoção variaram entre 28,6% e 55,8%. O ensaio 5 ($PAC = 700 \text{ mg/L}$ e $G_{mr} = 900 \text{ s}^{-1}$) apresentou a melhor resposta de remoção de DQO, com concentração residual de 856,6 mg/L.

Esses valores estão próximos aos encontrados por Tianzhi et al. (2021), que estudaram o efeito da coagulação no tratamento de águas residuais têxteis empregando policloreto de alumínio, polissulfato de alumínio e policloreto de alumínio e ferro como coagulantes. Em seus experimentos, observaram remoções de 95,3% dos sólidos suspensos e 37,6% da DQO usando 500 mg/L de PAC tratando um efluente têxtil com DQO entre 266-320 mg/L. Esses resultados mostram a eficiência do tratamento físico-químico proposto, visto que mesmo em níveis mais altos de po-

luição, como os notados nessa pesquisa, houve boa redução dos parâmetros avaliados. Favero et al. (2018) registraram resultados semelhantes quando utilizaram PAC (Polifloc 18) e AN 905 (floculante) no tratamento de um efluente têxtil (DQO inicial de 2.072,97 mg O_2 /L e turbidez de 606 NTU). Os autores relataram reduções de 44,3% da DQO e 98,3% da turbidez do efluente empregando 1,5 mL de PAC/L adicionado de 40 mg/L do floculante. A dosagem empregada por esses autores é duas vezes superior à empregada nesta pesquisa onde se utilizou 0,65 mL de PAC/L.

Ademais, segundo GilPavas et al. (2018), a remoção de 100% dos sólidos suspensos e coloides presentes nos efluentes têxteis, que pode ser expressa como turbidez, pode representar cerca de 50% da redução da sua carga orgânica, o que foi atestado neste trabalho, visto que as remoções de DQO não foram maiores que 55%.

Em geral o tratamento se mostrou bastante eficaz para redução da turbidez (até 98,4%) e da cor (até 75,2%), mas apresentou baixa eficiência para remoção de DQO (<55,8%). Isso porque o tratamento convencional (coagulação/floculação/decantação) não consegue remover a fração de DQO solúvel presente nesses tipos de efluentes, que possui sua composição bastante diversificada e compostos de complexa degradação. Conforme corroboram Tianzhi et al. (2021), a coagulação/floculação/decantação tem desempenhado um papel importante no pré-tratamento de águas residuais têx-

teis para a remoção de sólidos suspensos, mas não é efetiva para a remoção da matéria orgânica solúvel.

3.1.1 Otimização das variáveis de coagulação/floculação/decantação

A Fig. 2 apresenta o diagrama de Pareto para as eficiências de remoção % da turbidez, cor e DQO em função dos fatores estudados: dosagem de coagulante - PAC 15 (A) e gradiente de velocidade na fase de mistura rápida (B).

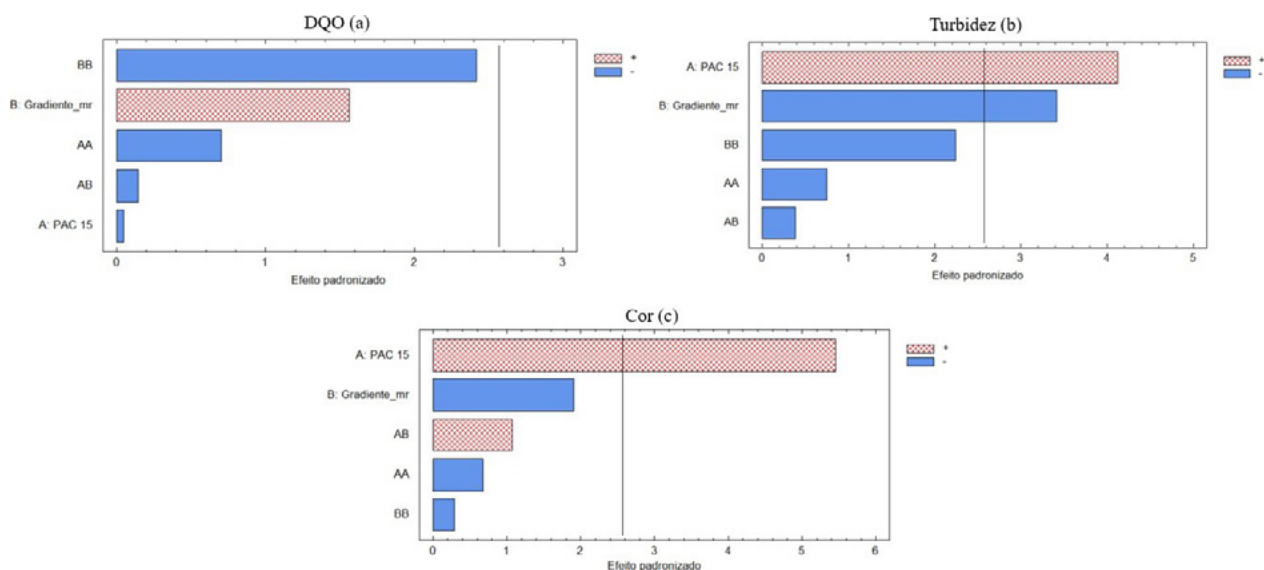


Figura 2 - Gráfico de Pareto para os efeitos dos fatores nas remoções % de DQO (a), turbidez (b) e cor (c) no processo de coagulação/floculação/decantação do efluente têxtil.

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Analisando a Fig. 2^a, observa-se que para remoção de DQO, nenhum dos fatores, em seus termos lineares, quadráticos e de interação, apresentou efeitos significativos. Para a remoção de turbidez (Fig. 2b), a dosagem de PAC (A) produz um efeito positivo significativo, revelando que o aumento da concentração do coagulante promove uma melhor remoção desse parâmetro, enquanto o gradiente de velocidade na mistura rápida (B) apresenta um efeito inverso. Na análise

de remoção de cor (Fig. 2c), apenas a dosagem do coagulante (A) foi um fator determinante no tratamento do efluente, e seu sinal positivo indica que a maior eficiência de remoção foi obtida nos níveis mais altos dessa variável.

As elevadas remoções de turbidez e cor podem ser atribuídas à natureza aniônica das impurezas presentes no efluente têxtil, que se relaciona com PAC, que é catiônico, induzindo a neutrali-

zação eficiente de cargas, removendo assim os sólidos suspensos e coloides presentes no meio (MCYOTTO et al., 2020). Considerando que o efeito do G_{mr} não foi significativo, pode-se considerar empregar menores valores de gradiente

de velocidade e assim diminuir custos com energia, em caso de agitadores mecanizados.

A Fig. 3 mostra as superfícies de resposta para as remoções de DQO, turbidez e cor a partir das variáveis operacionais estudadas.

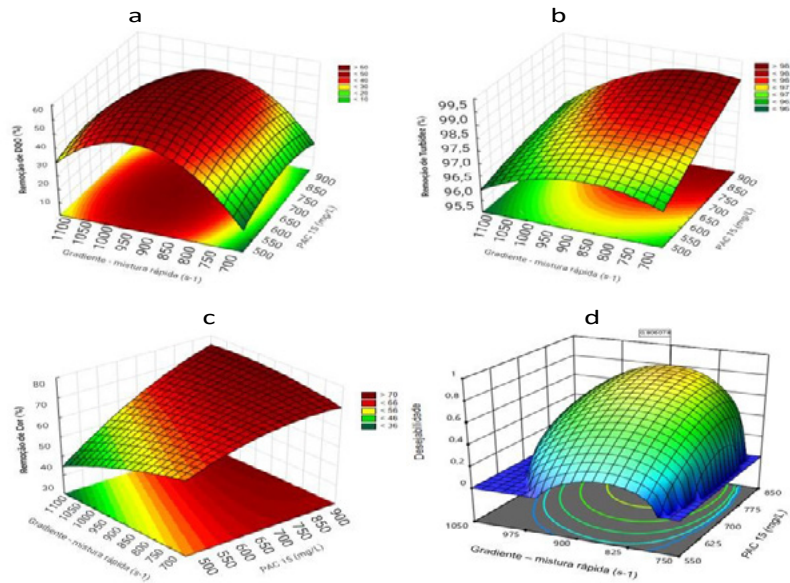


Figura 3 - Superfícies de resposta para as eficiências % de remoção de DQO (a), de turbidez (b), de cor (c) e curva de desejabilidade do efluente têxtil após coagulação/floculação/decantação.

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Com relação à degradação da DQO (Fig. 3a), observa-se que a adoção de G_{mr} acima de 900 s^{-1} proporciona uma maior remoção desse parâmetro. A condição ótima para remoção de DQO ocorre a uma concentração de 693 mg/L de PAC e gradiente de mistura rápida a 927 s^{-1} , correspondente a $52,4\%$ de eficiência.

Para remoção de turbidez (Fig. 3b), a condição ótima ocorreu na máxima dosagem de PAC estudada (841 mg/L) e gradiente de velocidade na coagulação de 785 s^{-1} , sendo possível remover $98,6\%$ da turbidez existente no efluente. Em tempo, verifica-se ainda que quanto maior a dosagem do coagulante, melhor o desempenho do sistema de tratamento na remoção da cor do efluente (Fig. 3c), de forma que uma faixa de dosagem do coagulante entre 750 e 850 mg/L

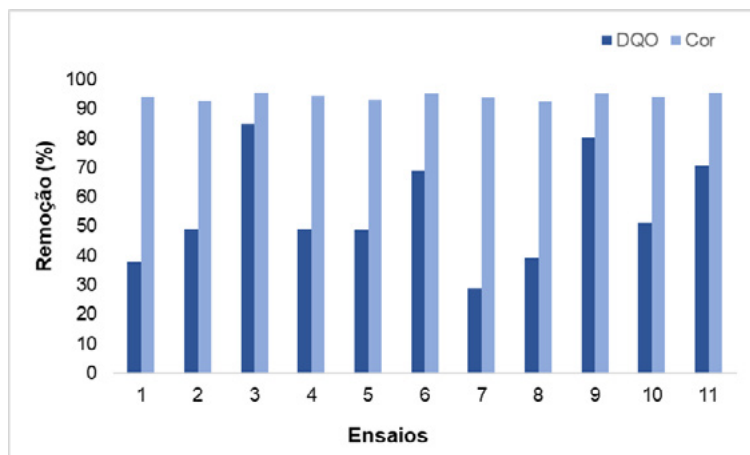
permite as maiores remoções deste parâmetro. Para o G_{mr} , na faixa de valores estudados, não foi verificada uma influência significativa sobre a descoloração do efluente. O ponto ótimo para remoção % de cor aponta para uma concentração de 841 mg/L de coagulante e G_{mr} a 925 s^{-1} , correspondente à descoloração estimada de $73,5\%$.

Segundo o planejamento estatístico, o ensaio 4 (841 mg/L de PAC e em 900 s^{-1} de G_{mr}) propiciou melhores remoções turbidez, cor e DQO, $98,4\%$, $75,2\%$ e $48,8\%$, respectivamente. Adicionalmente, a análise de desejabilidade global das variáveis operacionais estudadas indicou como condições ótimas uma concentração de PAC 15 de $836,02 \text{ mg/L}$ e um G_{mr} de $889,86 \text{ s}^{-1}$ (Fig. 4d). A caracterização do efluente nessas condições óti-

mas mostrou valores de 3,81 NTU de turbidez; pH = 9,17; cor (a 670 nm) de 0,050 e DQO residual de 992,2 mg/L. Essas condições foram usadas na obtenção do efluente têxtil coagulado/floculado/decantado para o tratamento subsequente via processo Fenton.

3.2 Tratamento por processo Fenton

O tratamento via processo Fenton foi aplicado à amostra sobrenadante remanescente do tratamento por coagulação/floculação/decantação. A Fig. 4 mostra os percentuais de remoção obtidos nesses testes após 30 minutos de reação oxidativa.



Condições de entrada: Absorbância = 0,050 e DQO = 992,2 mg/L.

Figura 4 - Resultados experimentais da eficiência de remoção % de DQO e cor do efluente têxtil coagulado/floculado/decantado após tratamento Fenton.

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

A remoção de DQO variou entre 28% e 85,1% (Fig. 4), com destaque para o ensaio 3 ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = 52,5 \text{ mg/L}$ e $\text{H}_2\text{O}_2 = 1000 \text{ mg/L}$), onde a maior remoção foi alcançada (85,1%), com concentração residual de 147,8 mg/L. Em adição, quando concentrações maiores de peróxido (1250 e 1354 mg/L, ensaios 4 e 6) foram empregadas, a eficiência de remoção de DQO do sistema reduziu-se em até 35%, mostrando um efeito inibidor do excesso de oxidante no meio. Em relação à cor, todos os ensaios registraram remoção superiores a 90%.

Em geral, em razão da sua baixa seletividade, o radical $\bullet\text{OH}$ formado na reação Fenton degrada a carga orgânica refratária presente no efluente em um curto espaço de tempo, incluindo o ataque aos grupos cromóforos, responsáveis pela cor do efluente.

Ilhan et al. (2019), ao estudarem a tratabilidade de um efluente têxtil pela reação Fenton, relataram remoções de cor de 98,6% e de DQO de 84,6% em 150 min de reação aplicando 1093 mg/L de FeSO_4 e 1600 mg/L de H_2O_2 em um efluente têxtil com DQO inicial de 1500 mg/L. Pereira e Brito (2018), ao investigarem o tratamento de um efluente têxtil utilizando processo combinado físico-químico e reação Fenton, registraram remoção de 75,3% de DQO e 94,1% dos fenóis totais presentes em um efluente têxtil real (DQO inicial de 1400 mg/L) com adição de 13 mg/L de Fe^{+2} (64,5 mg/L de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) e 200 mg/L de H_2O_2 a pH = 3. Os resultados apresentados por esses autores são semelhantes aos observados nesta pesquisa, que registraram remoção de 85,1% de DQO para uma dosagem

de 1000 mg/L de peróxido de hidrogênio e 52,5 mg/L de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (10,6 mg/L Fe^{2+}).

Em todos os experimentos realizados, com exceção do ensaio 1, a concentração de ferro empregada foi abaixo de 15 mg/L, que ainda foi consumido durante a reação, ficando dentro do nível requerido pela Resolução n° 430/2011 do CONAMA, a qual estipula uma concentração resi-

dual máxima permitida de 15 mg/L de ferro para o lançamento de despejos em corpos receptores.

3.2.1 Otimização das variáveis no tratamento Fenton

Os diagramas de Pareto para o efeito das variáveis de concentrações dos reagentes Fenton nas remoções de DQO e cor aparente estão apresentados na Fig. 5.

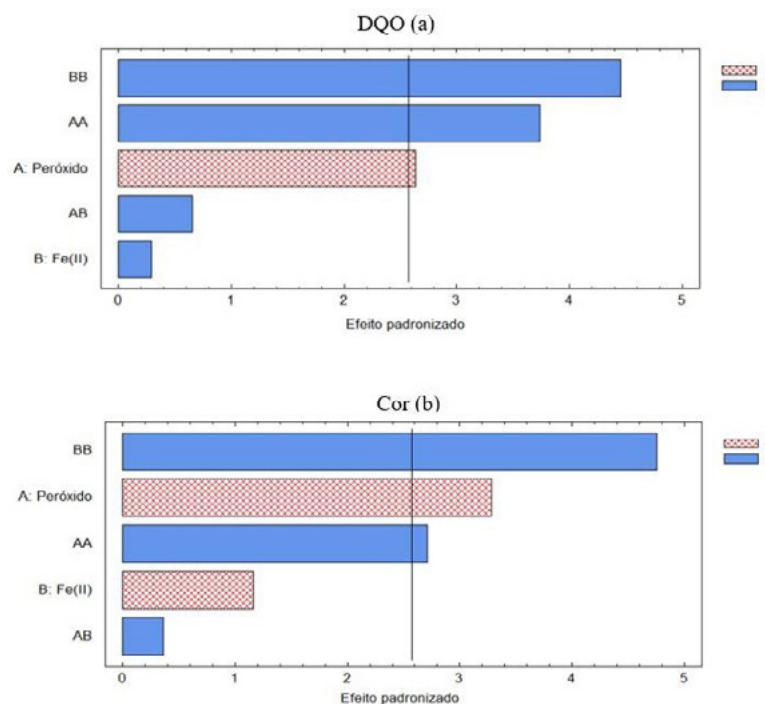


Figura 5 - Gráfico de Pareto para os efeitos dos fatores nas remoções % de DQO (a), e cor (b) do efluente coagulado/floculado/decantado após tratamento Fenton.

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

O diagrama de Pareto para remoção de DQO (Fig. 5a) mostra que as variáveis de concentração de H_2O_2 e de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ em termos quadráticos (AA e BB) apresentam efeito negativo significativo, o que aponta para uma concentração ótima de ambos os reagentes dentro do intervalo estudado, ao passo que a concentração do agente oxidante em termo linear possui efeito levemente significativo positivo, ou seja, a reação de degradação ocorre com sucesso em concentra-

ções mais altas de H_2O_2 . Para a remoção de cor (Fig. 5b), as concentrações de H_2O_2 e $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ em termos quadráticos (AA e BB) e a concentração de H_2O_2 (componente linear) foram determinantes para a descoloração do efluente. A partir da análise realizada, percebe-se que a concentração do agente oxidante se mostrou como a variável mais significativa no tratamento do efluente coagulado/floculado pelo processo Fenton.

O perfil de desejabilidade e as superfícies de resposta para as remoções % de DQO e de cor do

efluente após tratamento Fenton estão apresentados na Fig. 6.

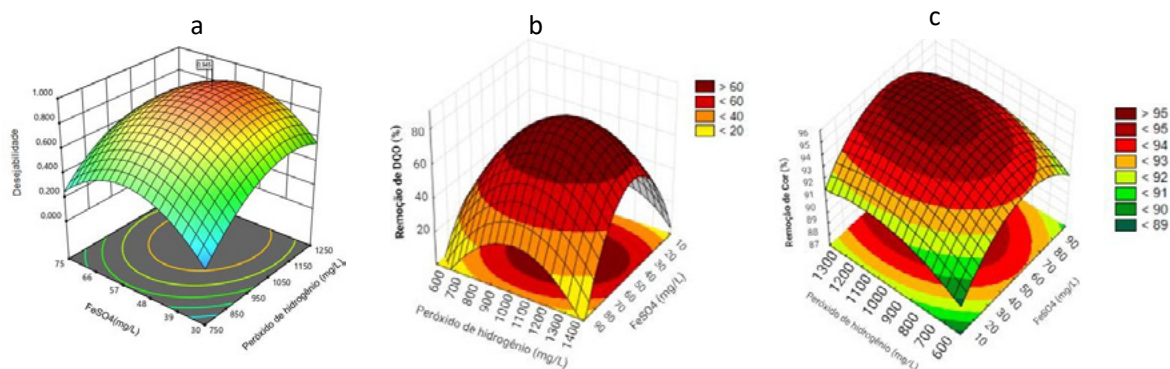


Figura 6 - Curva de desejabilidade (a) e superfícies de resposta para as eficiências de remoção de DQO (b) e de cor (c) no efluente coagulado/floculado/decantado após tratamento por reação Fenton.

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

A desejabilidade máxima global encontrada foi de 0,94 para concentrações ótimas de 1097,21 mg/L de H_2O_2 e de 52,84 mg/L de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ (Fig. 6a), que oportunizou remoções estimadas de 80% da DQO e 95% da cor do efluente. Comparativamente, as concentrações dos reagentes empregadas nos ensaios 3, 9 e 11, correspondentes ao ponto central do planejamento ($FeSO_4 \cdot 7H_2O = 52,5$ mg/L e $H_2O_2 = 1000$ mg/L) foram bem próximas às concentrações ótimas, proporcionando remoções satisfatórias de DQO e cor.

GilPavas, Dobrosz-Gomez e Gomez-García (2017) observaram remoção de 74% de DQO em um efluente têxtil usando 56 mg/L Fe^{2+} e 1224 mg/L de H_2O_2 , que são concentrações superiores às encontradas neste trabalho. Cetinkaya et al. (2018) observaram remoção de 95% de cor e 70% de DQO em um efluente têxtil usando 100 mg/L Fe^{2+} e 1400 mg/L de H_2O_2 . Esses valores são também superiores às concentrações ótimas determinadas neste estudo.

Observa-se que a máxima remoção de DQO (Fig. 6b) prevista pelo modelo matemático proposto foi de 80%, e que esta ocorreu para uma concentração de H_2O_2 de 1075,49 mg/L e de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$

de 51,28 mg/L. No entanto, as concentrações desses reagentes no ponto central estudado (1000 mg/L de H_2O_2 e 52,5 mg/L de Fe^{2+}) revelam melhores percentuais de redução da DQO.

Para a remoção de cor (Fig. 7c) constata-se um efeito positivo na descoloração com o aumento da dosagem do catalisador de ferro, demonstrando que a reação é favorecida pela presença dos radicais $HO\cdot$ responsáveis pela oxidação da molécula (HASSANI et al., 2018). Em geral, em todos os ensaios a remoção de cor foi superior a 90%, fato que pode ser explicado pela eficácia dos radicais $HO\cdot$ na mineralização de poluentes complexos, como os corantes presentes no efluente têxtil (ERTUGAY; ARCAR; 2017; SENNAOUI et al., 2018; SILVA et al., 2021).

3.3 Qualidade do efluente final

Após tratamento do efluente têxtil pelo processo combinado de coagulação/floculação e reação Fenton, verifica-se a descoloração praticamente total do efluente, e elevada remoção da DQO. No caso da DQO, o tratamento combinado permitiu a redução deste para limites dentro da faixa de

lançamento de efluentes industriais estabelecida na Resolução COEMA nº 02/2017 (< 200 mg/L). A Tabela 6 resume o resultado dos parâmetros

monitorados após os tratamentos físico-químico e oxidativo (via reação Fenton) aplicados no efluente têxtil real.

Tabela 6 - Caracterização físico-química do efluente bruto após tratamento por processo combinado de coagulação/floculação/decantação e reação Fenton.

Parâmetro	Efluente bruto	Após coagulação/floculação	Após processo Fenton*
Turbidez	238	3,81	-
pH	10,4	9,17	7,03
Abs. 670 nm	0,201 (sol. 10%)	0,050	0,002
DQO (mg/L)	1937,9	992,2	147,4

Condições: PAC 15 = 836 mg/L, $G_{mr} = 900 \text{ s}^{-1}$ para coagulação/floculação e 1000 mg/L de H_2O_2 e 52,5 mg/L de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ no processo Fenton. *O pH foi ajustado até próximo a neutralidade.

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Ao final do tratamento combinado foram registradas eficiências globais de remoção de DQO, turbidez e cor correspondentes a 92,4%; 98,4% e 99%, respectivamente.

Outros autores demonstram a eficiência da integração dos processos físico-químicos com reação Fenton para tratar efluentes têxteis. Pereira e Brito (2018) relataram que, com a associação desses métodos, foi possível remover mais de 75% da DQO de um efluente têxtil. GilPavas, Dobrosz-Gómez e Gómez-García (2017), ao combi-

nar esses tratamentos, registraram a remoção de 74% da DQO de um efluente têxtil. López-López et al. (2015), usando processos combinados de coagulação/floculação e reação Fenton, mostraram remoções quase totais da cor de um efluente têxtil. Esses estudos validam os resultados obtidos nessa pesquisa.

Os perfis de absorção molécula no UV-Vis do efluente bruto e após tratamento por coagulação/floculação e sistema Fenton podem ser vistos na Fig. 7.

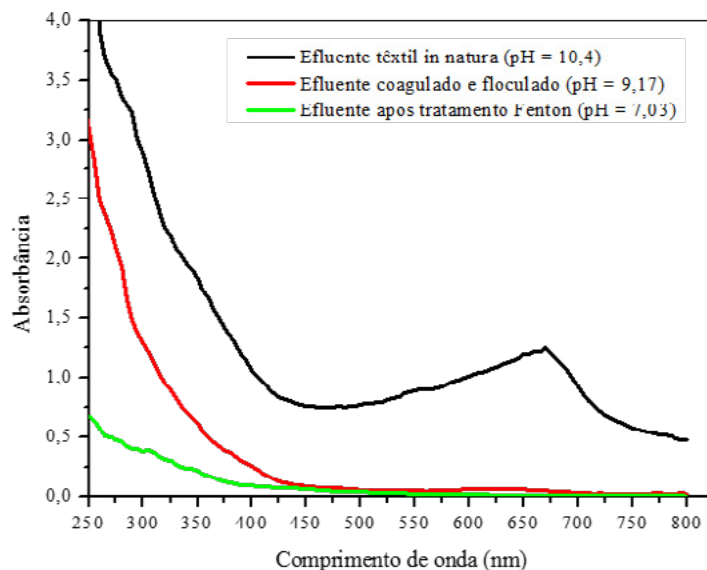


Figura 7 - Espectros no UV-Vis do efluente bruto após as diversas etapas de tratamento investigadas nesta pesquisa.

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

No perfil de absorção molecular no UV-Vis observa-se uma diminuição significativa da banda de absorção cromófora a 670 nm ao fim dos processos de coagulação/floculação e reação Fenton, confirmando uma descoloração e degradação significativas do corante presente na água residuária. Em relação à região espectral do ultravioleta, não se observou a formação de picos de absorção após os tratamentos aplicados, in-

dicando que não houve produção destacada de intermediários em concentrações detectáveis. Particularmente, a redução das absorções entre 250 e 350 nm foi muito quantitativa no processo Fenton, o que confirma sua capacidade oxidativa ampla e não seletiva.

A Fig. 8 apresenta as imagens do efluente têxtil real no seu estado bruto e após a realização do tratamento combinado proposto.

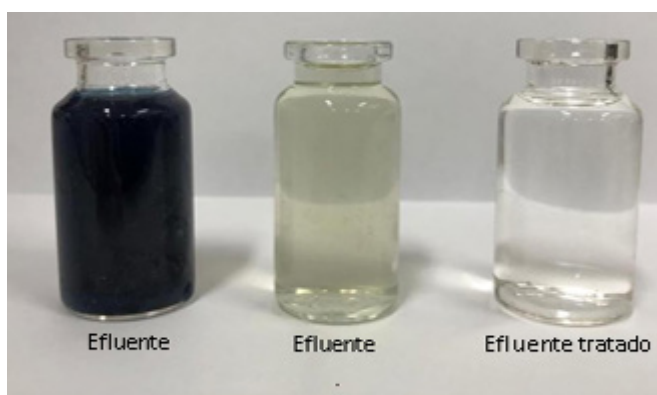


Figura 8 - Imagens do efluente têxtil bruto e tratado pelo processo combinado físico-químico de coagulação/floculação/decantação e reação Fenton.

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Na Fig. 8 é observado visualmente o quanto o tratamento empregado impactou na cor do efluente. No caso específico da DQO, único parâmetro monitorado com valores de lançamento regulamentado, o tratamento combinado apresentou conformidade dentro da faixa de lançamento de efluentes estabelecida na Resolução do Estado do Ceará, a COEMA nº 02/2017 (< 200 mg/L) (CEARÁ, 2017).

4 CONCLUSÕES

Os estudos demonstraram que o processo de coagulação/floculação foi eficiente na remoção dos parâmetros de turbidez do efluente têxtil atingindo uma remoção de 98,4% da turbidez com o uso de 841 mg/L de PAC e em velocidade de mistura rápida igual a 900 s^{-1} . Nas mesmas condições, a redu-

ção de cor foi de 75%. Unicamente por tratamento físico-químico, a remoção da DQO não foi satisfatória, sendo alcançada somente 44% de eliminação da matéria orgânica. Após o tratamento pelo processo Fenton, com emprego de 1000 mg/L de H_2O_2 e 52,5 mg/L $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ a $\text{pH} = 3,11$, foi observado um considerável aumento na remoção de DQO, correspondente à redução de 85,1% da matéria orgânica presente no efluente in natura, enquanto a redução de cor foi de praticamente 100%. Ao final do processo combinado de tratamento, foram determinadas eficiências globais de remoção de DQO turbidez e cor de 92,4, 98,4 e 99%, respectivamente. Em geral, esses resultados mostram o caráter promissor dos sistemas de tratamento investigados para a descoloração e a redução da matéria orgânica em efluentes têxteis.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washington: APHA, 2012.

BRASIL. CONAMA - Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011, dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial da União**, no 92, de 16 maio 2011, pág. 89, 2011.

CEARÁ. Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA). Resolução nº 02, de 02 de fevereiro de 2017. **Diário Oficial do Estado**, série 3, ano IX nº 37.

CETINKAYA, S. G. et al. (2018) Comparison of classic Fenton with ultrasound Fenton processes on industrial textile wastewater. **Sustainable Environment Research**, v. 28, n. 4, p. 165-170. <https://doi.org/10.1016/j.serj.2018.02.001>.

COLLIVIGNARELLI, M. C. et al. (2019) Treatments for color removal from wastewater: State of the art. **Journal of Environmental Management**, v. 236, p. 727-745. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.094>.

ERTUGAY, N.; ACAR, F. N. (2017) Removal of COD and color from Direct Blue 71 azo dye wastewater by Fenton's oxidation: Kinetic study. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, p. S1158-S1163. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.02.009>.

FARSHCHI, M. E.; AGHDASINIA, H.; KHATAEE, A. (2019) Heterogeneous Fenton reaction for elimination of Acid Yellow 36 in both fluidized-bed and stirred-tank reactors: Computational fluid dynamics versus experiments. **Water Research**, v. 151, p. 203-214. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.011>.

FAVERO, B. M. et al. (2018) Evaluation of the efficiency of coagulation/flocculation and Fenton process in reduction of colour, turbidity and COD of a textile effluent. **Environmental Technology**, v. 41, n. 12, p. 1580-1589. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1542035>.

GAROLE, V. J. et al. (2018) Detoxification of toxic dyes using biosynthesized iron nanoparticles by photo-Fenton processes. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, n. 8, p. 1649-1656, 2018. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1510-0>.

GILPAVAS, E. et al. (2018) Tratamiento de aguas residuales de la industria textil mediante coagulación química acoplada a procesos Fenton intensificados con ultrasonido de baja frecuencia. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, v. 34, n. 1, p. 157-167, 2018. <https://doi.org/10.20937/rica.2018.34.01.14>.

GILPAVAS, E.; DOBROSZ-GÓMEZ, I.; GÓMEZ-GARCÍA, M. Á. (2017) Coagulation-flocculation sequential with Fenton or photo-Fenton processes as an alternative for the industrial textile wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, v. 191, p. 189-197. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.015>.

HASSANI, A. et al. (2018) Enhanced removal of basic violet 10 by heterogeneous sono-Fenton process using magnetite nanoparticles. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 42, p. 390-402. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2017.11.036>.

ILHAN, F. et al. (2019) Treatability of raw textile wastewater using Fenton process and its comparison with chemical coagulation. **Desalination and Water Treatment**, v. 162, p. 142-148. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24332>.

LELLIS, B. et al. (2019) Effects of textile dyes on health and the environment and bioremediation potential of living organisms. **Biotechnology Research and Innovation**, v. 3, n. 2, p. 275-290. <https://doi.org/10.1016/j.biori.2019.09.001>.

LÓPEZ-LÓPEZ, C. et al. (2015) Combined treatment of textile wastewater by coagulation-flocculation and advanced oxidation processes. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 30, p. 13987-13994. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1063013>.

MCYOTTO, F. et al. (2021) Effect of dye structure on color removal efficiency by coagulation. **Chemical Engineering Journal**, v. 405, p. 126674. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126674>.

MCYOTTO, F. O. et al. (2020). Eco-friendly decolorization of cationic dyes by coagulation using natural coagulant Bentonite and biodegradable flocculant Sodium Alginate. **SDRPJ. Earth Sci. Environ. Stud.**, v. 5, p. 51-60. <https://doi.org/10.25177/JESES.5.2.RA.10648>.

PEREIRA, C. A. M.; BRITO, N. N. (2018) Integration of treatment technologies with Fenton reagent for laboratory effluent remediation. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 5, p. 1-21. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2243>.

RAMOS, M. D. N. et al. (2021) A critical analysis of the alternative treatments applied to effluents from Brazilian textile industries. **Journal of Water Process Engineering**, v. 43, p. 102273. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102273>.

ROSA, J. M. et al. (2019) Toxicity and environmental impact approached in the dyeing of polyamide, polyester and cotton knits. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 2, p. 102973. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.102973>.

SENNAOUI, A. et al. (2018) Advanced oxidation of reactive yellow 17 dye: A comparison between Fenton, photo-Fenton, electro-Fenton, anodic oxidation and heterogeneous photocatalysis processes. **Portugaliae Electrochimica Acta**, v. 36, n. 3, p. 163-178. <https://doi.org/10.4152/pea.201803163>.

SILVA, A. M. et al. (2021) Low-cost flow photoreactor for degradation of Reactive Black 5 dye by UV/H₂O₂, Fenton and photo-Fenton processes: A performance comparison. **Revista Ambiente & Água**, v. 16, n. 3, p.1-17. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2687>.

TASNEEM, A. et al. (2021) Textile wastewater treatment by combination of chemical and phytoremediation processes. **Pollution**, v. 7, n. 1, p. 43-54. <https://doi.org/10.22059/poll.2020.304569.835>.

TIANZHI, W. et al. (2021) Effect of coagulation on bio-treatment of textile wastewater: Quantitative evaluation and application. **Journal of Cleaner Production**, v. 312, p. 127798. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127798>.

TORRES, N. H. et al. (2019) Real textile effluents treatment using coagulation/flocculation followed by electrochemical oxidation process and ecotoxicological assessment. **Chemosphere**, v. 236, p. 124309. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.040>.

Metodologia para otimização operacional de sistema de bombeamento de água com velocidade rotacional constante




Methodology for optimization of water pumping operational system at constant rotating speed





• **Data de entrada:**
02/11/2021

• **Data de aprovação:**
20/12/2021

Raynner Menezes Lopes^{1*} | Pedro Guido Mottes Bassegio² | Guilherme Santanna Castiglio² |
Thaise Daniele Paixão Teixeira³ | Mariane Kempka⁴ | Maurício Dai Prá⁵ | Marcelo Giulian Marques⁵ DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.023>

ORCID ID

Lopes RM  <https://orcid.org/0000-0001-8346-1280>
Bassegio PGM  <https://orcid.org/0000-0001-5854-8843>
Castiglio GS  <https://orcid.org/0000-0002-2554-7884>

Teixeira TDP  <https://orcid.org/0000-0002-0737-131X>
Kempka M  <https://orcid.org/0000-0003-2619-5144>
Prá MD  <https://orcid.org/0000-0002-1858-1531>
Marques MG  <https://orcid.org/0000-0002-9948-3094>

Resumo

As despesas com energia elétrica têm onerado os custos dos Sistemas de Bombeamento de Água (SBA) no Brasil. As ações de eficiência energética são utilizadas para reduzir essas despesas, permitindo um melhor planejamento das companhias de saneamento e melhorias na manutenção e operação dos SBAs. No presente estudo foi utilizado um algoritmo de otimização para minimizar os custos operacionais e de implantação de 441 SBAs fictícios, com velocidade rotacional constante. Posteriormente, foram utilizados dois indicadores de desempenho operacional nos SBAs, sendo eles o Consumo Específico de Energia Elétrica Normalizado (CEEN) e o Fator de Carga (FC). Nos resultados, foram indicados pelo CEEN bons desempenhos operacionais nos SBAs. Para o FC, os desempenhos variaram de péssimo a regular. Essa característica é previsível e pode ser melhorada se o sistema for dimensionado e operado em etapas.

Palavras-chave: Abastecimento de Água. Energia Elétrica. Eficiência Energética. Custo. Algoritmo Genético.

Abstract

Electricity expense has increased the cost of Water Pumping Systems (WPS) in Brazil. Energy efficiency actions are necessary to reduce these expenses, allowing for a better planning by the sanitation companies, as well as improvements in the maintenance and operation of the WPSs. In the present study, an optimization algorithm is used to minimize the operational and implementation costs of 441 fictitious WPSs, operating at constant rotational speed. Subsequently, two operational performance indicators were used in the SBAs, namely, the Standardized Energy Consumption (SEC) and the Load Factor (LF). In the results, the SEC indicated good operational performance in the WPSs. For the LF, performances ranged from poor to regular. This characteristic is predictable and can be improved if the system is constructed to be scaled and to operate in stages.

Keywords: Water Supply. Electricity. Energy Efficiency. Cost. Genetic Algorithm.

¹ Universidade Federal do Pará (UFPA) - Campus Universitário de Tucuruí (CAMTUC) - Tucuruí - Pará - Brasil.

² Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) - Campus do Vale - Porto Alegre - Rio Grande do Sul - Brasil.

³ Universidade Federal do Pará (UFPA) - Núcleo de Desenvolvimento Amazônico em Engenharia (NDAE) - Tucuruí - Pará - Brasil.

⁴ Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) - Campus Guarapuava - Guarapuava - Paraná - Brasil.

⁵ Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) - Campus do Vale - Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) - Porto Alegre - Rio Grande do Sul - Brasil.

* **Autor correspondente:** raynnerlopes@ufpa.br.

1 INTRODUÇÃO

O setor elétrico brasileiro, na última década, passou por reformulações no sistema tarifário. Os impasses na geração da energia e o crescente consumo levaram à criação do sistema de bandeiras tarifárias no ano de 2015 (BRASIL, 2019). Nesse sistema, o repasse dos custos de geração de energia elétrica ao consumidor é realizado de acordo com o tipo de fonte de energia adotado considerando o sistema interligado nacional.

Essa mudança impactou as Despesas de Exploração (DEX) das concessionárias de saneamento, que vêm realizando ações de eficiência energética para reduzir essas despesas.

O Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS), por exemplo, registrou aumento do percentual da participação da energia elétrica nas DEX das concessionárias. No ano de 2014, a despesa com energia elétrica foi de 11,24 %, enquanto no ano de 2015 (ano de início do sistema de bandeiras), a despesa subiu para 15,61%, representando aumento de 4,37% (BRASIL, 2016; 2017). Entre os anos de 2013 e 2014, antes do sistema de bandeiras, o crescimento havia sido de apenas 0,38 % (BRASIL, 2015; 2016).

Dentre os componentes da infraestrutura de saneamento, os sistemas de bombeamento estão entre os que mais consomem energia elétrica, e o aumento na tarifa do kWh eleva substancialmente o custo operacional desses sistemas. Esse custo operacional normalmente é o maior dentre os custos do ciclo de vida do sistema de bombeamento, seguido do custo de manutenção, custo inicial e outros (SAHOO et al., 2009). A gestão hidroenergética das instalações é necessária e urgente e precisa de soluções para atender às demandas de água com a menor despesa de energia elétrica (LOPES et al., 2020). Nesse sentido, o desenvolvimento de métodos para reduzir o consumo de energia elétrica nos sistemas de bombeamento é importante, pois reduz os gas-

tos da concessionária, colaborando para o aumento da cobertura com serviços de saneamento, especialmente água e esgoto, além de trazer consigo o fator sustentabilidade.

A aplicação de técnicas computacionais de otimização para solucionar problemas em Sistemas de Abastecimento de Água (SAA), como minimizar custos operacionais (CO), custos de implantação (CI) ou calibração de modelos, por exemplo, tem crescido. A exemplo, recomenda-se consulta a Wu et al. (2012) e Wu, Maier e Simpson (2013).

No presente estudo foi utilizado um algoritmo de otimização mono-objetivo para minimizar os custos operacionais e de implantação de 441 Sistemas de Bombeamento de Água (SBA) fictícios, com velocidade rotacional constante. Buscou-se verificar se esse método retornaria bons resultados operacionais e de eficiência. Para isso, foi utilizado um indicador de desempenho operacional denominado Consumo Específico Normalizado (CEEN). Adicionalmente, foi utilizado outro indicador de desempenho operacional, denominado Fator de Carga (FC), para verificar outro aspecto da questão energética: a utilização racional da energia elétrica.

2 OBJETIVO

Propor método para a otimização de operação de SBA com velocidade rotacional constante, considerando o horizonte de projeto do sistema.

3 METODOLOGIA

Para a minimização dos custos em um SBA qualquer, foram levados em consideração três elementos, indicados na Fig. 1. O primeiro elemento é o consumo (demanda) por água, e o SBA deverá operar com o reservatório para supri-lo. Esse consumo pode ser representado por um gráfico de vazões horárias de água consumida durante

24 horas. O segundo elemento são as características físicas do sistema, como diâmetro, material e comprimento da tubulação, volume de reservação de água, entre outros. Essas características

definirão o custo inicial do sistema. Por fim, o terceiro elemento é a rotina de operação do SBA, a partir da qual será determinado o kWh consumido e o custo operacional.

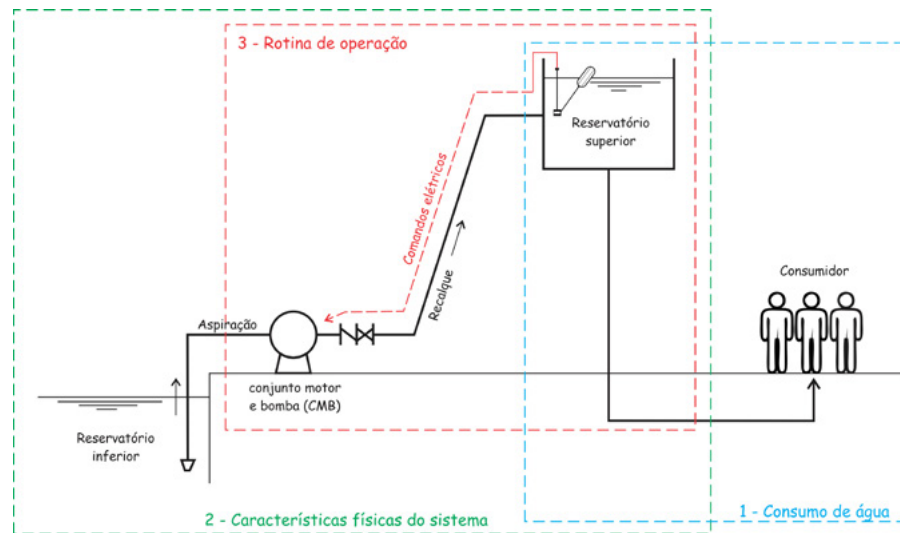


Figura 1- Elementos considerados para minimização dos custos do SBA.

Fonte: O autor (2022)

Inicialmente foram definidas as demandas por água que um SBA qualquer deve suprir. Foram utilizados sete gráficos (curvas) de vazões, que representam sete perfis de variação distintos de consumo de água. As curvas utilizadas foram monitoradas com macromedidores de vazão instalados nos SAAs do Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE) de Porto Alegre, Rio Grande do Sul (KURITZA, 2017), Setor básico da Universidade Federal do Pará (UFPA), campus Belém (SÁ, 2012), Reservatório Jardim Popular, da região metropolitana de São Paulo (SILVA, 2003), e do município de Santana do Livramento, Rio Grande do Sul (LENHS/UFGRS, 2017). Cada curva foi adimensionalizada, isto é, dividiu-se cada vazão horária de consumo da curva pela vazão máxima de consumo da mesma curva (Fig. 2). As curvas de consumo adimensionais são úteis pois preservam o perfil da variação de consumo de

água. Esse perfil acaba por se manter, independentemente do valor de vazão de pico adotado para aquela curva.

As curvas deslocadas, também indicadas na Fig. 2, foram obtidas movendo-se o pico de consumo da curva original para o início do horário de ponta, definido para ocorrer das 18:00h às 20:59h. O horário de ponta é o período de três horas consecutivas em que o valor da tarifa de energia elétrica é maior do que o cobrado nas demais horas do dia (FERREIRA et al., 2020).

Essas curvas foram utilizadas para determinar o volume diário (V) de água consumida no primeiro e último ano do horizonte de projeto (que neste estudo foi de 20 anos). Para isso foi utilizada população de 22.977 habitantes¹, coeficiente do dia de maior consumo ($K1$) de 1,3 (AZEVEDO NETTO e FERNÁNDEZ, 2015), consumo per capi-

¹De acordo com o estudo realizado por Kuritza (2017), a população de 22.977 habitantes, é representativa no Brasil.

ta de água (q) de $0,185 \text{ m}^3/\text{hab.dia}$ no início do horizonte de projeto e de $0,25 \text{ m}^3/\text{hab.dia}$ no fim desse horizonte, representando o aumento do padrão de vida da população, que tende a ob-

ter mais equipamentos residenciais (como lavaroupa, banheiras etc.). Para obter o consumo no último ano, foi utilizada taxa de crescimento populacional de $0,65\%$ ao ano.

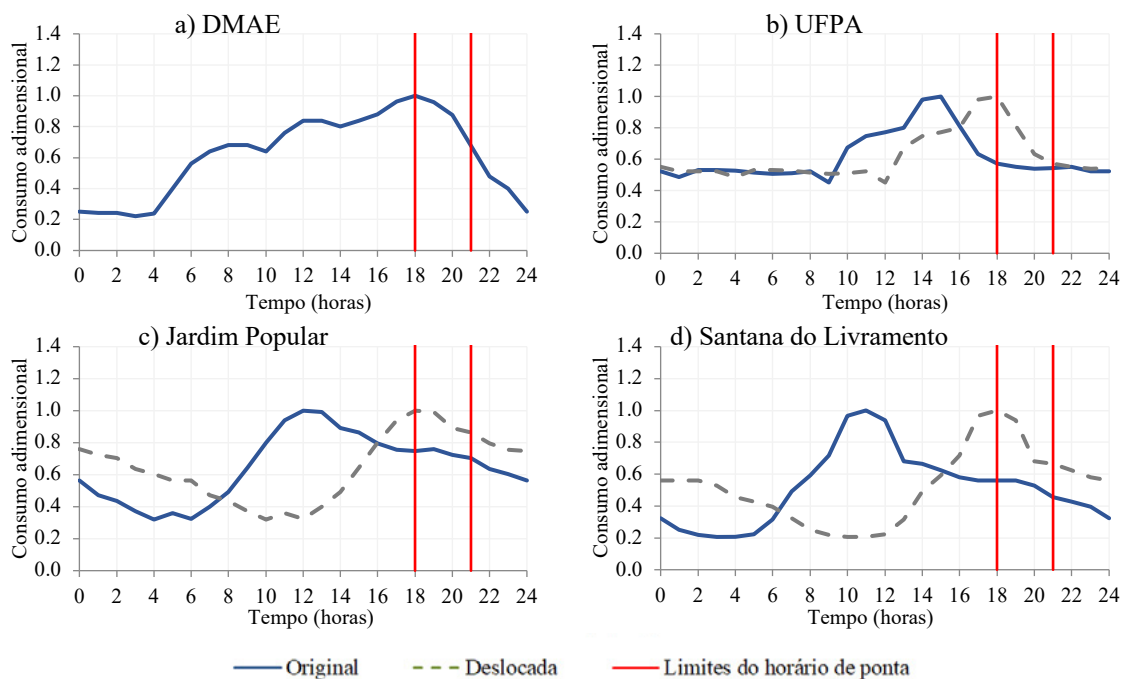


Figura 2 - Curvas de consumo adimensionais utilizadas no estudo.

Fonte: Kuritza (2020); Sá (12); Silva (2013); LENHS/UFRGS (2017).

Após tornar as curvas adimensionais, estas foram discretizadas em intervalos de 1 minuto para refinar posteriormente o balanço de volume de água no reservatório.

A concepção adotada para o SBA foi uma concepção típica, composta por dois conjuntos motor e bomba (CMB), um operante e um reserva. A bomba recalca água do reservatório inferior (que pode ser um rio, poço etc.) para o reservatório superior interligado à bomba pela tubulação adutora².

3.1 Simulação - Otimização

Definida a concepção geral do SBA, foram inseridas no programa de simulação combinações de valores de comprimento (L) e diâmetro interno da tubulação da linha de recalque (D_i), além da altura geométrica (H_g). Para L os valores utilizados foram 100 m, 500 m e 1000 m. Os valores de D_i utilizados foram 274 mm, 326 mm, 378 mm, 429 mm, 480 mm, 532 mm, 635 mm (SAINT GOBAIN, 2015). Para H_g foram selecionados os valores de 25 m, 50 m e 75 m. No total, foram otimizados

² Existem diversas outras concepções de SBA, como uma com três CMBs e duas tubulações de recalque transportando água para dois reservatórios superiores distintos. No entanto, optou-se neste estudo pela concepção mais típica, como forma de evitar análise mais complexa (e maior esforço computacional) com um SBA de concepção específica.

os custos de 441 sistemas de bombeamento teóricos (3L x 7Di x 3Hg x 7 curvas de consumo). O material da tubulação foi o ferro fundido.

O processo de otimização adotado (Fig. 3) utilizou uma derivação do Algoritmo Gené-

tico (AG) convencional. O algoritmo SCE-UA, que foi desenvolvido por Duan et al. (1992), inicialmente foi usado para a calibração de modelos hidrológicos.

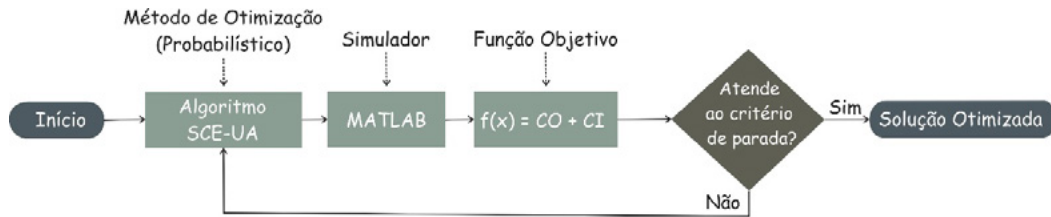


Figura 3 - Processo de otimização adotado.
Fonte: Adaptado de Gomes (2017)

A variável de decisão x_1 , indiretamente, determina a vazão de bombeamento no primeiro ano de operação (Q_{b1}), pois foi definida como sendo a relação entre a vazão de bombeamento no primeiro ano de operação e a vazão de bombeamento no último ano desse horizonte de projeto (Q_{b20}). Admitiu-se, ainda, que a vazão no último ano do horizonte de projeto ocorreria no ponto de máxima eficiência do conjunto elevatório³. Para manter essa condição, foi necessário definir o es-

paço de busca para x_1 , como sendo entre 1 e 1,1 (ver Fig. 4a e Fig 4b), pois dessa forma a vazão de bombeamento no ano 1 será sempre maior que a vazão de bombeamento no ano 20 (vazão no ponto de máxima rendimento), garantido a reprodução das mudanças reais que ocorrem no sistema de bombeamento (a tubulação envelhece ao longo do tempo, tendo sua capacidade hidráulica reduzida, e por conta disso, transporta menor vazão de bombeamento ao longo dos anos).

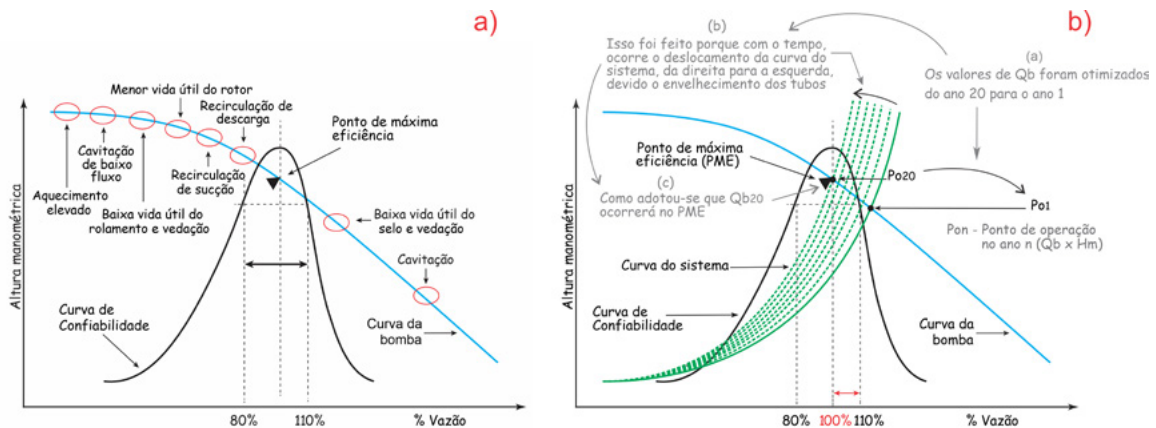


Figura 4 - a) faixa de maior confiabilidade da bomba, b) deslocamento ao longo dos anos, da curva do sistema, para o ponto maior eficiência do SBA.

Fonte: Adaptado de Bloch (2012).

³ Para informações sobre tornar o conjunto elevatório mais eficiente, consultar Gomes (2009), pág. 70.complexa (e maior esforço computacional) com um SBA de concepção específica.

A variável de decisão x_2 (vazão de bombeamento no ano 20) teve como limite inferior do seu espaço de busca, a vazão máxima da curva de consumo de água utilizada para aquela simulação específica. Essa condição garante que a vazão de bombeamento sempre estará acima da vazão máxima de consumo, mantendo a confiabilidade do fornecimento de água e permitindo que o conjunto elevatório desligue para que o reservatório possa esvaziar.

O limite de busca superior foi definido de modo que a velocidade não fosse superior a 3 m/s, conforme recomendado por ABNT (2017).

A variável de decisão x_3 foi o volume do reservatório superior, e seu espaço de busca variou entre 1/30 do volume consumido diariamente⁴ e o

valor de 1000 m³, valor máximo de volume citado por Tsutiya (2006a).

Os tempos de bombeamento das vazões do ano 1 e 20 foram definidos por meio de uma regra de operação, associada aos esvaziamentos do reservatório, no ano 1 e no ano 20. Esses esvaziamentos, por sua vez, dependem do perfil de consumo de água (curvas de consumo).

Para determinar o custo operacional ao longo do horizonte de projeto, foi realizada projeção linear a partir do custo com energia elétrica no primeiro e no último ano de operação (Fig. 5). Buscou-se, inicialmente, realizar a otimização para todos os 20 anos de operação, individualmente, a fim de caracterizar o perfil de crescimento dos custos, porém o esforço computacional foi elevado, inviabilizando a análise.

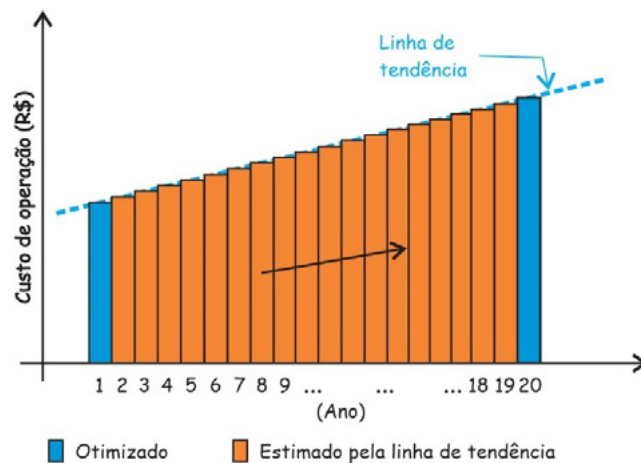


Figura 5 - Estimativa dos custos operacionais anuais intermediários ao ano 1 e ano 20.

Fonte: O autor (2022)

No cálculo dos custos anuais com energia elétrica, foi utilizada a tarifa verde, com os valores de 1,515010 R\$/kWh (consumo na ponta), 0,324990 R\$/kWh (consumo fora da ponta), 18,89 R\$/kW (demanda) e foram consideradas

as alíquotas de 4,75% para PIS+COFINS e de 30% para o ICMS (CEEE, 2018, 2019). Posteriormente os custos foram corrigidos à inflação de 8,1% e, na sequência, trazidos para valor presente com taxa de 10% ao ano.

⁴ O volume diário foi definido pela soma das vazões horárias da curva de consumo utilizada na simulação.

Em relação à implantação do SBA, foram utilizadas equações dentro de rotinas programadas para selecionar a potência comercial do CMB, estimar eficiência desse CMB, calcular o volume do dispositivo de proteção contra transientes, e outros procedimentos. Para a modelagem do custo de implantação, foram utilizadas as Eq. 1, 2 e 4, propostas por Kuritza (2017), e as Eq. 3 e 5, desenvolvidas para este estudo, sendo que a Eq. 5 foi gerada a partir de dados disponibilizados por Tassinari (2017).

$$C_{\text{Adução}} = 0,0023.Di^2 + 0,5306.Di + 94,999 \quad (1)$$

$$C_{\text{CMB}} = 3,1688.P_{\text{inst}}^2 + 388,55.P_{\text{inst}} + 9022,1 \quad (2)$$

$$C_{\text{CMB}} = 387,4 * P_{\text{inst}}^{1,1538} \quad (3)$$

$$C_{\text{Reservatório}} = -0,1202.V_u^2 + 345,94.V_u + 63443 \quad (4)$$

$$C_{\text{Chaminé}} = 1,4685.(V_{\text{Chaminé}})^2 + 683,81.(V_{\text{Chaminé}}) + 39933 \quad (5)$$

Onde: $C_{\text{adução}}$ é o custo da linha de adução (R\$); Di é o diâmetro interno da linha (mm); C_{CMB} é o custo do conjunto motor e bomba (R\$), P_{inst} é a potência instalada (kW), $C_{\text{reservatório}}$ é o custo do reservatório (R\$), V_u é o volume útil do reservatório superior (m^3), $C_{\text{Chaminé}}$ é o custo da chaminé de equilíbrio⁵ e $V_{\text{Chaminé}}$ é o volume da chaminé de equilíbrio.

Finalizada a simulação-otimização, foram utilizados dois indicadores para verificar o desempenho operacional dos SBAs. Os indicadores utilizados foram o Consumo Específico de Energia Normalizado – CEEN, em kWh/m³/100m (equação (6)) e Fator de Carga – FC, adimensional (Eq.

7). Informações sobre esses indicadores podem ser encontradas em Tsutiya (2006b), Gomes (2009) e Capelli (2013).

$$CEE_N = \frac{C_E}{V_b \cdot \frac{H_m}{100}} \quad (6)$$

$$FC = \frac{C_E}{D \cdot H} \quad (7)$$

Onde: C_E – consumo energia elétrica/mês (kWh), V_b – volume bombeado (m^3), H_m – altura manométrica (m) D – demanda (kW), H – horas de funcionamento/mês.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com o método proposto, foram otimizadas as operações de 441 SBA fictícios. Na Fig. 6 é observado o exemplo das rotinas operacionais otimizadas de um dos SBA, durante cinco dias para o ano 1 e cinco dias para o ano 20. Esse SBA alimenta o reservatório superior que abastece um dos sete perfis de consumo de água adotados nesse estudo (chamado na Fig. 6 de vazão de saída do reservatório). Para essa rotina, a vazão bombeada no ano 1 foi de 625,01 m³/h (2,94 m/s), e a vazão bombeada no ano 20 foi de 576,53 m³/h (2,71 m/s). O volume otimizado do reservatório superior, para este SBA, foi de 623,2 m³. Observa-se que na rotina do ano 1 a bomba foi desligada em algum momento, dentro dos horários de ponta dos cinco dias, mostrando dessa forma que o programa, de fato, buscou a operação mais barata em consonância com o custo de implantação do sistema.

No ano 20, com o crescimento populacional estimado e aumento do consumo per capita de água,

⁵ Chaminé de equilíbrio (*standpipe*) é um dispositivo de proteção contra transientes hidráulicos, utilizado em sistemas hidrelétricos e estações de bombeamento de água.

a demanda por água elevou-se, fazendo com que o sistema de bombeamento permanecesse mais tempo ligado, inclusive nos horários de ponta. Nessa rotina operacional, o sistema desligou nos

horários de ponta de três dias apenas e o volume acumulado no reservatório superior passou a ter crescimento mais lento em comparação ao primeiro ano de operação.

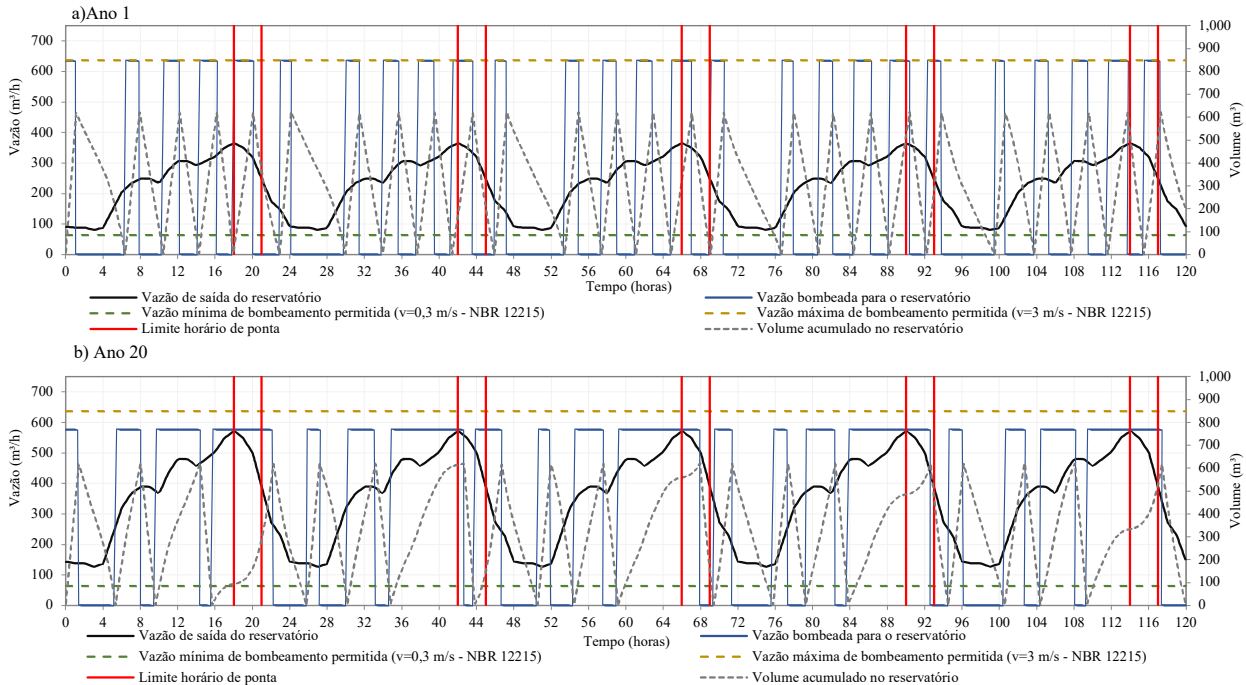


Figura 6 - Rotina de bombeamento otimizada para 5 dias (120 h) de operação, gerada para o SBA com $H_g = 75 \text{ m} / L = 1000 \text{ m} / D_i = 274 \text{ mm}$, com o objetivo de suprir a curva de consumo do DMAE, no ano 1 e no ano 20.

4.1 Consumo Específico de Energia Elétrica Normalizado (CEEN)

Esse indicador pode ser avaliado por períodos menores que um ano, mas é necessário cuidado na interpretação dos resultados quando usado para comparações internas ou externas (ALEGRE et al. 2016). A Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR) de Portugal usa valores de referência como faixas de qualidade do serviço de bombeamento. De acordo com ERSAR (2016), se $0,27 \leq \text{CEEN} \leq 0,4$, a qualidade do serviço é boa. Caso $0,4 < \text{CEEN} \leq 0,54$, a qualidade é mediana. Se $0,54 < \text{CEEN} < 5$, a qualidade é insatisfatória.

Esses valores de referência são utilizados em estudos de auditoria energética como ferramenta para melhorar a eficiência dos serviços de SAAs (MAMADE et al. 2014). A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp) também aplica esses valores em suas estações de bombeamento (Sabesp, 2014). Portanto, na Fig.7 é possível observar que no ano 1 (onde os SBAs teriam a menor eficiência, já que esta foi simulada para ser elevada ao longo dos anos, conforme a Fig. 4b) os desempenhos operacionais foram bons e apresentaram valores de CEEN muito próximos. Logo, os SBAs analisados podem ser considerados eficientes.

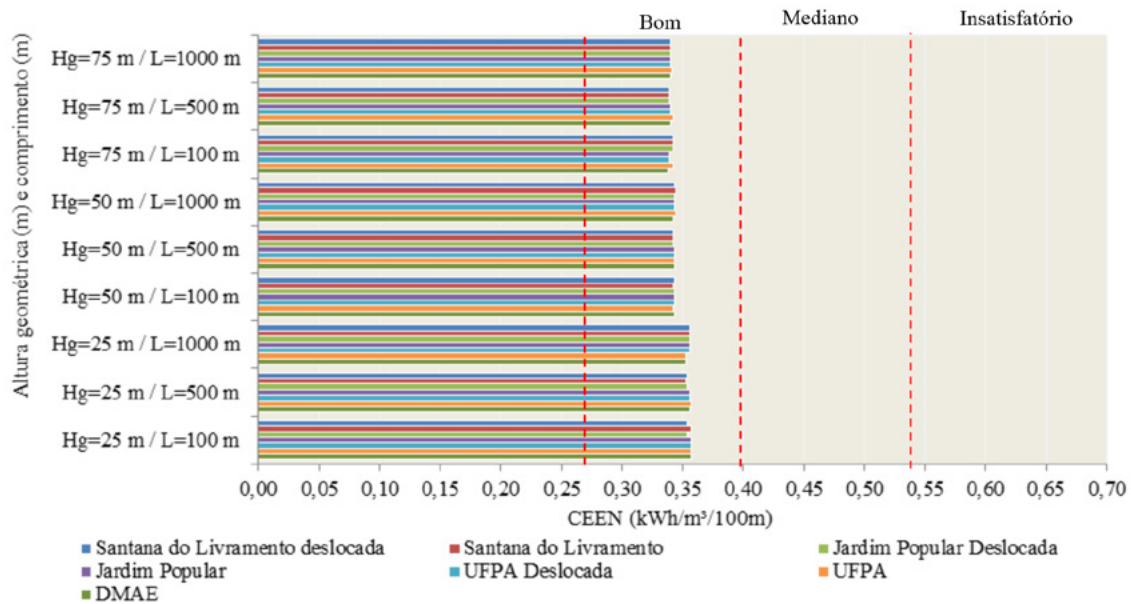


Figura 7 - CEEN no ano 1 para os diâmetros ótimos de cada combinação de Hg e L.

Também é importante citar que serviços de bombeamento com bom CEEN têm rendimento do conjunto elevatório superior a 68% (SABESP, 2014) e que ERSAR (2016) não propõe ações de melhorias para sistemas com um bom serviço de bombeamento, o que pressupõe que estudos ou ações para sistemas de bombeamento com essa classificação não compensem na prática, dada a realidade das dificuldades operacionais diárias de um sistema de bombeamento.

4.2 Fator de Carga (FC)

Para o dimensionamento de sistemas de bombeamento, é recomendado na literatura que se usem margens de segurança, de modo a garantir a confiabilidade do abastecimento. No entanto, vazões de bombeamento muito superiores às de consumo caracterizam superdimensionamento do sistema, levando ao uso pouco racional da energia elétrica.

O FC é um indicador de uso racional da energia elétrica que pode variar de 0 a 1. Se mais próximo de 1 melhor é o FC e menor é o valor do kW (demanda de potência) faturável, já que essa demanda estará

mais próxima do consumo de energia. Nos instantes em que a demanda de potência for excessivamente maior que o consumo, há custos inadequados na conta de energia elétrica (CAPELLI, 2013). O FC pode ser classificado como péssimo se estiver entre 0 e 0,35, ruim se for de 0,35 a 0,55, regular, se for de 0,55 a 0,75, bom, caso esteja entre 0,75 e 0,90 e ótimo, caso o FC ultrapasse 0,9 (TSUTIYA, 2006b).

A fim de analisar o FC nas operações otimizadas, foi elaborada a Fig. 8, que mostra o FC no ano 1 e no ano 20 para as operações dos SBAs fictícios desse estudo, cujos diâmetros da tubulação de recalque foram os ótimos (resultaram em menor custo de operação somado ao de implantação, dentre os 7 Di simulados). Foi observado que no ano 1 o uso racional transitou entre “péssimo” e “ruim”. Contudo, um FC baixo nos primeiros anos de operação é previsível, já que os sistemas, de modo geral, são projetados para atender populações futuras, onde a demanda por água é mais elevada. Tsutiya (2006b) observa que, na ocasião da implantação, normalmente os conjuntos elevatórios que estão superdimensionados têm FC da ordem de 0,3 (péssimo), e podem permanecer baixos se a previsão de vazão realizada pelo projetista falhar.

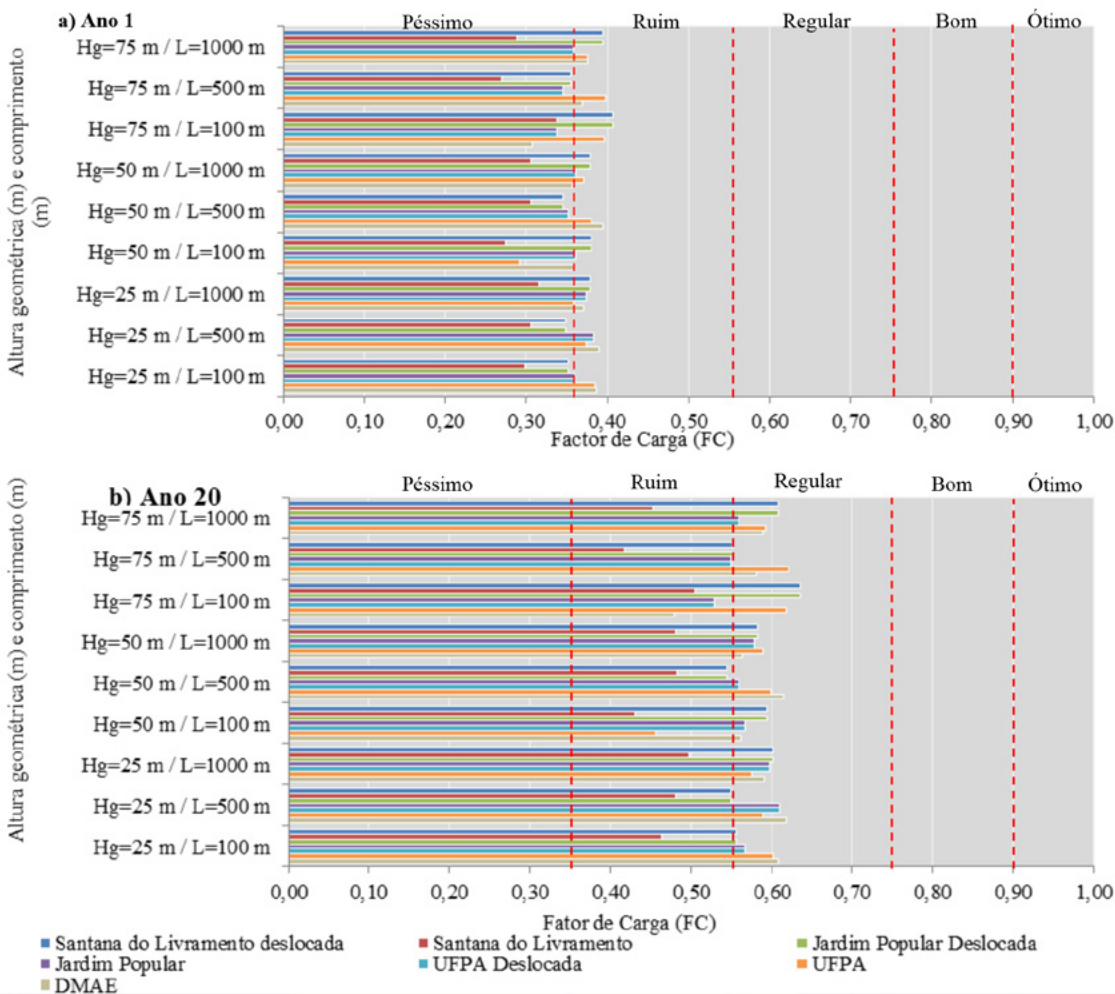


Figura 8 - Fator de carga no ano 1 (a) e no ano 20 (b) para os diâmetros ótimos de cada combinação de Hg e L.

Tsutiya (2006b) recomenda ainda, para melhor gerenciamento do uso racional da energia elétrica, que o sistema de bombeamento seja implantado em etapas com intervalos de 5 anos, e que ao longo desses períodos o índice de utilização mínima seja de 14 horas/dias, isto é, que o sistema tenha FC de aproximadamente 0,6 (regular).

O FC no ano 20 classificou o desempenho operacional entre ruim e regular. Dentre as causas está a concepção do SBA adotada neste estudo, na qual há um único conjunto elevatório operando ao longo de todo o horizonte de projeto, ao invés da implantação em etapas. Além disso, a variável de decisão x2 foi parametrizada para ser igual ou superior à vazão máxima da curva de consumo.

Essa condição fez com que as potências nominais dos motores elétricos comerciais selecionados no programa também fossem maiores.

Outro fator a contribuir para o baixo FC pode ter sido o volume do reservatório elevado (variável de decisão x3) que, sendo grande nas soluções otimizadas (próximo a 1000 m³), pode ter condicionado o sistema a desligar até o esvaziamento. Essa condição e as condições descritas anteriormente podem ter contribuído para que o tempo de bombeamento variasse entre 8 horas (FC ruim) e 18 horas (FC regular) para o último ano do horizonte de projeto.

Observa-se que, embora os SBAs analisados tenham bom desempenho operacional indicado

pelo CEEN, isto não ocorreu para o FC. Em estudos realizados Mamade et al. (2014), os autores sugeriram que outros indicadores, como o Consumo Específico de Energia (CEE) e o rendimento da bomba, não são suficientes para avaliar a eficiência energética de um determinado sistema. Assim, a análise da eficiência energética em sistemas de bombeamento deve ser feita utilizando um conjunto diversificado de indicadores.

5 CONCLUSÃO

A metodologia desenvolvida neste estudo simulou SBAs com bom desempenho energético, conforme indicado pelo CEEN. Embora as rotinas otimizadas não tenham sido satisfatórias em termos de uso racional da energia, conforme indicado pelo FC, isto não é uma falha do método desenvolvido, pois esse comportamento já é previsto na literatura, e irá depender principalmente do quão superdimensionado o sistema de bombeamento estará, principalmente no ano inicial. Esse superdimensionamento dependerá do projetista e do contexto/condição da elaboração do projeto. Na concepção adotada neste estudo, apenas um conjunto elevatório operou durante todo o horizonte de projeto. Para elevar o FC, é importante considerar a implantação do SBA em etapas. Aplicando-se a metodologia proposta neste estudo a um sistema implantado em etapas, é possível obter operações simuladas com melhor classificação para os dois indicadores.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), ao Laboratório de Eficiência Energética e Hidráulica em Saneamento (LENHS) da UFRGS e ao Grupo Ama-

zônico de Pesquisa em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos (SARH) da UFPA.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Lopes, R.M, Marques, M.G., Bassegio, P.G.M., Castiglio, G.S., Prá, M. D., Teixeira, T.d.p.; Kempka, M. **Metodologia,** Lopes, R. M, Marques, M.G., Bassegio, P.G.M., Castiglio, G.S., Prá, M. D., Teixeira, T.D.P.; Kempka, M. **Investigação,** Lopes, R. M, Marques, M.G., Bassegio, P.G.M., Castiglio, G.S., Prá, M. D., Teixeira, T.D.P.; Kempka, M. **Redação – Primeira Versão,** Lopes, R. M, Marques, M.G., Bassegio, P.G.M., Castiglio, G.S., Prá, M. D., Teixeira, T.D.P.; Kempka, M. **Redação – Revisão & Edição,** Lopes, R. M, Marques, M.G., Bassegio, P.G.M., Castiglio, G.S., Prá, M. D., Teixeira, T.D.P.; Kempka, M.; **Recursos,** Lopes, R. M.; Marques, M.G.; Dai Prá, M.

8 REFERÊNCIAS

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12215 - **Projeto de adutora de água Parte 1: Conduto forçado**. 1ed, 2017.
- ALEGRE, H.; HIRNER, W.; BAPTISTA, J. M.; CABRERA, JR. E.; CUBILLO, F.DUARTE, P. HIRNER, W.; MERKEL, W. PARENA, R. **Performance indicators for water supply services**. Londres: IWA, 2016.
- AZEVEDO NETTO, J.M. **Manual de Hidráulica**. 9ª ed. São Paulo: Blucher, 2015. 632 p.
- BLOCH, H.P. Problem pumps: a thing of the past. **World Pumps**. Vol. 2012, n.10, October 2012, p.34-38. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0262-1762\(12\)70257-2](https://doi.org/10.1016/S0262-1762(12)70257-2).
- BRASIL. Agência Nacional de Energia Elétrica. **Bandeiras Tarifárias**. 2019. Disponível em: <<https://www.aneel.gov.br/bandeiras-tarifarias>>. Acesso em 10 de janeiro de 2020.
- BRASIL. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS). **Diagnóstico Anual dos Serviços de Água e Esgoto do Ano de 2013**. Brasília, 2015. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2013>>. Data de acesso: 10 de janeiro de 2020.
- BRASIL. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS). **Diagnóstico Anual dos Serviços de Água e Esgoto do Ano de 2014**. Brasília, 2016. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2014>>. Data de acesso: 10 de janeiro de 2020.

BRASIL. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS). **Diagnóstico Anual dos Serviços de Água e Esgoto do Ano de 2015**. Brasília, 2017. Disponível em: < <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2014>>. Data do acesso: 10 de janeiro de 2020.

CAPELLI, A. **Energia elétrica. Qualidade e eficiência para aplicações industriais**. 1ª Ed. São Paulo: Érica, 2013.

CEEE. Companhia Estadual de Energia Elétrica do Rio Grande do Sul. **Custos e Tarifas**. 2018. Disponível em: http://www.ceee.com.br/pportal/ceee/Archives/Upload/Tarifas_A2018_35007.pdf. Acesso em 21 de fevereiro de 2019.

CEEE. Companhia Estadual de Energia Elétrica do Rio Grande do Sul. **Custos e Tarifas**. 2019. Disponível em: <http://www.ceee.com.br/pportal/ceee/Component/Controller.aspx?CC=1782>. Acesso em 21 de fevereiro de 2019.

DUAN, Q.; SOROOSHIAN, S.; GUPTA, V.K. Effective and efficient global optimization for conceptual rainfall-runoff models. **Water Resources Research**. Vol.28, n.4, 1992, p.1015-1031

ERSAR. Entidade Reguladora dos Serviços de Água e Resíduos. **Relatório anual dos serviços de águas e resíduos em Portugal|2016: caracterização do setor de águas e resíduos**. Vol. 1, 2016. Disponível em: http://www.ersar.pt/pt/site-comunicacao/sitenoticias/Documents/RASARP2016_Volume_1.pdf. Acesso em: 11 de fevereiro de 2020.

FERREIRA, J.F.H.; LOPES, R.M.; PEREIRA, J.A.R. Impacto do desempenho hidroenergético de sistema de abastecimento de água no consumo de energia elétrica em campus universitário. **Revista DAE**. Vol. 68, n. 222, Março, 2020. p.104-120. DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2020.019>

GOMES, H.P. **Sistemas de Bombeamento: Eficiência Energética**. João Pessoa. Editora Universitária/UFPB, 2009. 460 p.

GOMES, P.H. G. **Geometria de dutos de escape otimizada para aplicação na cogeração da produção de energia elétrica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica e de Computação). Escola de Engenharia Elétrica, Mecânica e de Computação (EMC). Universidade Federal de Goiás (UFG), Goiás, 2017. 118 p.

KURITZA, J.C. **Metodologia para avaliação da eficiência energética de sistemas de bombeamento de água com velocidade de rotação variável**. (Tese Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2017. 160 p.

LENHS/UFRGS. Laboratório de Eficiência Energética e Hidráulica em Saneamento/ Universidade Federal do Rio Grande do Sul. **Diagnóstico Hidroenergético Preliminar dos Sistemas de Abastecimento de Água : Prado 1, Registro, Brigada e Zona Baixa da cidade de Santana do Livramento**. Projeto Redecope, Porto Alegre-RS, abril, 2017.

LOPES, R.M.; ALVES, A.C.F.; FERREIRA, J.F.H.; MARQUES, M.G.; PEREIRA, J.A.R. Determinação da despesa com energia elétrica na lavagem de filtro rápido de estação de tratamento de água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol.25, n.1. Jan/fev 2020, p.145-155. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522020176367>

MAMADE.A.; LOUREIROA D.; COVASB, D., ALEGRE H. Energy Auditing as a Tool for Improving Service Efficiency of Water Supply Systems. **Procedia Engineering**. Vol. 89, 2014.p. 557-564. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.11.478>.

SÁ, J. H. M. **Análise do volume ideal do reservatório elevado (RE) do sistema de abastecimento de água do Setor Básico da Cidade Universitária Professor José da Silveira Netto - Belém (PA)**. (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Pará. Belém. 2012. 86 p.

SABESP (2014). **Eficiência Energética e Gestão de Energia na Sabesp**. <www2.fiescnet.com.br/web/recursos/VUVSR05EZzRN-QT09> Acesso em 23 de junho de 2017.

SAHOO, T.; GUHARROY, A. Energy cost savings with centrifugal pumps. **World Pumps**.2009, p.35-p. 37. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0262-1762\(09\)70104-X](https://doi.org/10.1016/S0262-1762(09)70104-X).

SAINT GOBAIN. **Catálogo Saint-Gobain canalização**. 2015. Disponível em: <https://www.sgpam.com.br/downloads/115/catalogos>. Acesso em 5 de janeiro de 2019.

SILVA, C.S. **Previsão multivariada da demanda de água em sistemas urbanos de abastecimento**. (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Campinas, São Paulo. 2003. 278 p.

TASSINARI, L.C.S. **Transientes hidráulicos em sistemas de bombeamento: influência do material do conduto e dispositivo de proteção**. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS, Porto Alegre, 2017.

TSUTIYA, M.T. **Sistema de Abastecimento de Água**. 4ª Ed. São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006a. 643 p.

TSUTIYA, M.T. **Redução do custo de energia elétrica em sistemas de abastecimento de água**. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006b. 185 p.

WU, W.; SIMPSON, A. R.; MAIER, H. R.; MARCHI, A. Incorporation of Variable-Speed Pumping in Multiobjective Genetic Algorithm Optimization of the Design of Water Transmission Systems. **Journal of Water Resources Planning and Management**. Vol. 138, n.5, september, 2012, p. 543-552. DOI: 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000195.

WU W.; MAIER, H. R., SIMPSON, ANGUS R. Multiobjective optimization of water distribution systems accounting for economic cost, hydraulic reliability, and greenhouse gas emissions. **Water Resources Research**. Vol. 49, n. 3, march, 2013. <https://doi-org.ez3.periodicos.capes.gov.br/10.1002/wrcr.20120>.

Estimativa e mapeamento de chuva de projeto, a partir da distribuição GEV e momentos-LH, para a região Oeste do Paraná, Brasil

Estimative and mapping of design rainfall, through GEV distribution and LH-moments, for the Western Region of Paraná, Brazil



• **Data de entrada:**
03/11/2021




• **Data de aprovação:**
25/04/2022

Ana Paula Steffen^{1*} | Patrícia Cristina Steffen² | Wagner Alessandro Pansera¹ | Gustavo Henrique Dalposso¹ | Benedito Martins Gomes³

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.024>

ORCID ID

Steffen AP  <https://orcid.org/0000-0001-7192-4559>
Steffen PC  <https://orcid.org/0000-0002-2672-4619>

Pansera WA  <https://orcid.org/0000-0002-6850-6775>
Dalposso GH  <https://orcid.org/0000-0003-2097-5748>
Gomes BM  <https://orcid.org/0000-0003-0223-4049>

Resumo

Estudos de precipitação máxima têm destaque em projetos de Engenharia, vistas as perdas que suas consequências podem gerar. Instalações prediais de água pluvial captam e conduzem a água incidente na edificação à rede de drenagem. A chuva de projeto é um parâmetro de dimensionamento da instalação predial, e para obtenção de sua intensidade a NBR 10844/1989 sugere uso de dados locais de chuva; quando não há dados, a norma indica a adoção de 150 mm/h para áreas de projeção horizontal menor que 100 m². Então, o estudo estimou valores locais de intensidade de chuva a partir da distribuição Generalizada de Valores Extremos (GEV) e Momentos-LH. Foram estudados 64 postos pluviométricos da região Oeste do Paraná e seus quantis com T_r de 1, 5 e 25 anos. A desagregação de chuvas foi aplicada para obter a intensidade da chuva de duração de 5 minutos. Verificou-se que para T_r de 1 ano os valores estão abaixo de 150 mm/h, enquanto, para os demais, a maioria é superior à referência. Por fim, os resultados foram espacializados em mapas gerados pela Krigagem Ordinária.

Palavras-chave: Rede de drenagem urbana. Instalações prediais. Curva IDF. Distribuição Generalizada de Valores Extremos. Momentos-LH. Krigagem Ordinária.

Abstract

Maximum precipitation studies are highlighted in engineering projects once the losses their consequences can generate are significant. A building's rainwater installations collect and carry the water falling on the building to the drainage network. The design rainfall is a parameter for dimensioning the building facility, and NBR 10844/1989 suggests the use of local rainfall data to obtain its intensity; when there is no data, the standard indicates the adoption of 150 mm/h for horizontal projection areas smaller than 100 m². Therefore, the study estimated local rainfall intensity values from Generalized Extreme Value (GEV) distribution and LH-moments. In the Western Region

¹ Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Toledo - Paraná - Brasil.

² Universidade Federal de Mato Grosso - Barra do Garças - Mato Grosso - Brasil.

³ Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Cascavel - Paraná - Brasil.

* **Autora correspondente:** anapaulasteffen.eng@gmail.com.

of Paraná, 64 pluviometric stations and their quantiles of 1, 5 and 25 years T_r were studied. Rainfall breakdown method was applied to obtain the rainfall intensity of 5 minutes duration. For 1-year T_r the values are below 150 mm/h, while for the others, most of the values are above the reference. Finally, the results were spatialized in maps generated by Ordinary Kriging.

Keywords: Urban drainage network. Building facilities. IDF curve. Generalized Extreme Value distribution. LH-moments. Ordinary Kriging.

1 INTRODUÇÃO

Os estudos de precipitações máximas têm grande destaque nos projetos de Engenharia (GOMES JÚNIOR et al., 2019), uma vez que eventos extremos máximos podem gerar cheias e, conseqüentemente, prejuízos materiais e humanos. As instalações prediais de águas pluviais se inserem nesse contexto com a função de recolher e conduzir a água da chuva que incide sobre a edificação até a rede de drenagem da cidade. Para projetar os sistemas de instalações prediais de águas pluviais, existem três etapas que devem ser consideradas: (i) avaliação das informações preestabelecidas em projeto, como a arquitetura, (ii) traçado do caminhamento das tubulações de águas pluviais e (iii) dimensionamento dos condutores. Na última etapa, definem-se, por exemplo, os diâmetros das tubulações de condução e as dimensões dos coletores de água, os quais dependem da intensidade pluviométrica. Em outras palavras, a intensidade de chuva é uma variável aplicada para a obtenção da vazão de projeto – parâmetro utilizado no dimensionamento.

A determinação da chuva de projeto, por sua vez, deve estar em consonância com as séries históricas de precipitação da região; quando não se tem esses registros, podem ser utilizados dados de localidades com características hidrológicas semelhantes (BACK; BONETTI, 2014). No entanto, essa generalização pode afetar o dimensionamento de sistemas de condução vertical e horizontal de águas pluviais, tornando-os sub ou

superdimensionados, influenciando diretamente os sistemas locais de drenagem urbana.

A pesquisa das características das precipitações pode ser feita conhecendo-se seus dados de duração, intensidade e frequência de ocorrência. A relação entre essas variáveis é denominada de curva de intensidade-duração-frequência (IDF) e pode ser uma ferramenta utilizada para transformações chuva-vazão (DAMÉ et al., 2008). Contudo, para conhecer as relações IDF, utilizam-se dados das séries históricas de chuva, que passam por um processo de modelagem estocástica, a fim de representar o comportamento da população a partir da amostra.

No Brasil, a NBR 10844/1989 expõe conceitos e diretrizes relevantes para projetos de instalações prediais de águas pluviais e apresenta a intensidade de chuva para várias cidades brasileiras. Os valores se baseiam nos estudos de Pfafstetter (1956, 1982), cujos resultados são utilizados até hoje como referência nos projetos de engenharia, embora o estudo tenha sido publicado há mais de 50 anos (o estudo foi republicado em 1982 sem atualizações) (MARTINS et al., 2019). Ademais, os dados foram coletados há quase 70 anos (MARTINS et al., 2019), sendo que a maioria dos valores apresentados pela norma foram estimados a partir de amostras inferiores a 20 anos e outros, por meio de amostras menores que 10 anos. Naghettini e Pinto (2007) indicam que podem ser realizadas estimativas confiáveis de quantis para períodos de retorno com até o dobro do tamanho amostral. Nesse sentido, algumas estimativas

apresentadas pela NBR 10844/1989 para o período de retorno de 25 anos podem ser duvidosas, podendo resultar em super ou subdimensionamento das instalações prediais de águas pluviais, devido à adoção de parâmetros desatualizados.

Ainda, caso a região do projeto não esteja contemplada pela NBR 10844/1989, recomenda-se o uso de dados pluviométricos das estações regionais, mas a norma brasileira não sugere nenhum processo metodológico para obtenção dos valores de chuva de projeto. Em contrapartida, a norma sugere a utilização de uma intensidade de chuva igual a 150 mm/h para construções de até 100 m² de projeção horizontal, sem menção a um parâmetro para áreas superiores a isso. Contudo, de acordo com experiências práticas profissionais, edificações de médio e alto porte raramente apresentam projeções horizontais inferiores a 100 m², sendo as consequências em casos de falhas das instalações ainda mais significativos. A regulamentação também fixa a duração da chuva em 5 minutos para qualquer instalação predial.

Deste modo, ao se observar os valores recomendados pela Norma Brasileira, entende-se que as incertezas inerentes aos dados hidrológicos são, de alguma forma, desprezadas. Por isso, a utilização da chuva de projeto local pode resultar em projetos mais eficientes e precisos do que aqueles obtidos a partir dos valores recomendados pela norma NBR 10844/1989. Nesse contexto, como forma de estabelecer um processo metodológico para obtenção da chuva de projeto em regiões não contempladas pela NBR 10844/1989, e de verificar se os valores apresentados pela normativa são ainda consistentes, este estudo teve como objetivo estimar a chuva de projeto, com 5 minutos de duração, para diferentes tempos de retorno (1, 5 e 25 anos). Para isso, foi utilizada a distribuição Generalizada de Valores Extremos (GEV), com parâmetros estimados por meio do método dos momentos-LH, calculados a partir de combinações lineares das estatísticas de altas ordens, sendo atribuído maior peso aos

maiores valores observados, já que possuem informações relevantes sobre a cauda superior da GEV (PANSERA; GOMES, 2021). Ainda, para espacialização dos resultados, foram desenvolvidos mapas temáticos a partir de Krigagem Ordinária.

Para a aplicação dos métodos propostos, a área de estudo foi a Região Oeste do Estado do Paraná, Brasil. A escolha da região se deve a três fatores: (i) não foram encontrados estudos relacionados ao tema na localidade; (ii) no anexo da NBR 10844/1989 são apresentados dados de chuvas intensas com duração de 5 minutos apenas para quatro municípios no estado do Paraná (Jacarezinho, Curitiba, Paranaguá e Ponta Grossa), localizados nas regiões Norte ou Leste do estado; e (iii) Back e Bonetti (2014), estudando o estado de Santa Catarina, Brasil, observaram que mais de 80% das estações estudadas apresentaram intensidade de chuva superior a 150 mm/h para um período de retorno de 5 anos, evidenciando a necessidade de utilização de dados locais em projetos de drenagem e a importância da atualização de estudos de intensidade de chuva.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área para o desenvolvimento do presente trabalho são os municípios da região Oeste do Estado do Paraná, que totalizam 50 cidades.

As séries de precipitações diárias máximas anuais foram obtidas junto ao Instituto Água e Terra (IAT), anteriormente denominado Instituto das Águas do Paraná. A seleção das estações se deu com base no tamanho da amostra e em seu comportamento, de modo que na triagem foram priorizadas as estações com mais de 20 anos de dados e com até 5% de falhas. O controle de qualidade dos dados (consistência e homogeneidade) foi realizado conforme metodologia proposta por Serrano-Notivoli et al. (2017).

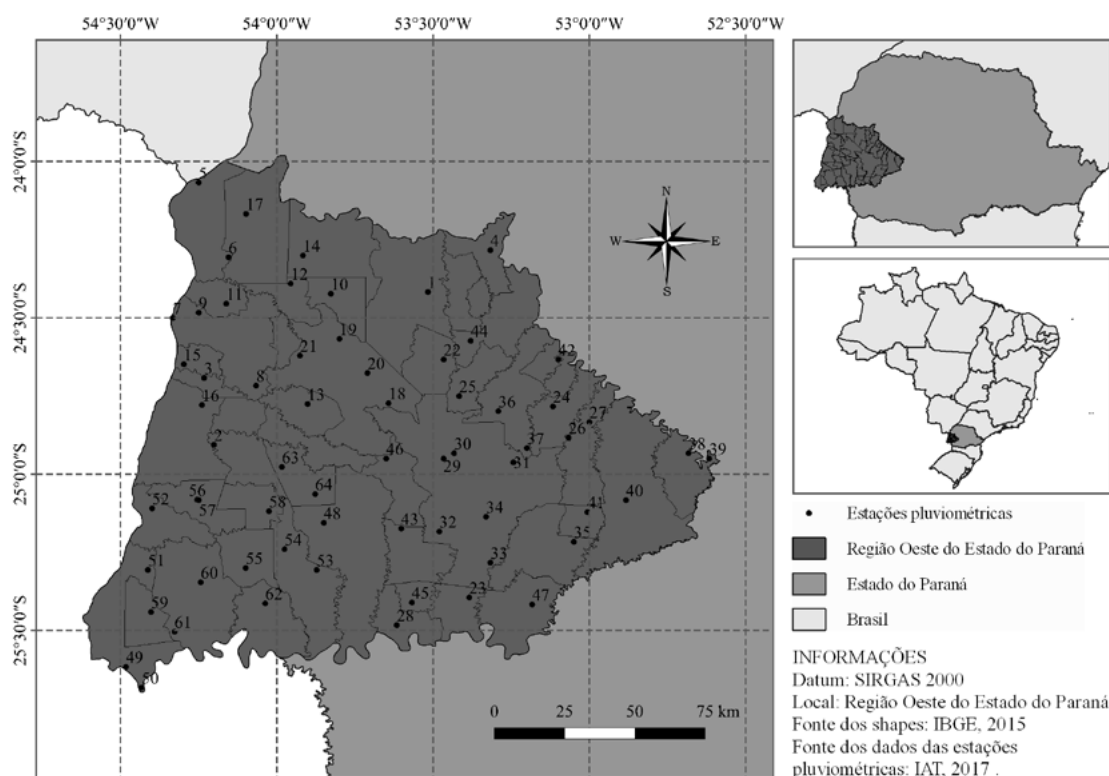


Figura 1 - Municípios e estações pluviométricas da região oeste do Paraná

Buscou-se, também, utilizar ao menos uma estação de cada município da região Oeste. No entanto, foram identificados municípios que não possuem dados disponibilizados pelo IAT: Iracema do Oeste, Jesuítas, Quatro Pontes, São José das Palmeiras e Anahy. Já para o município de São Pedro do Iguçu não há registros com mais de 20 anos e, como a série apresenta falhas em vários meses, optou-se por não utilizar a série histórica desta estação.

Portanto, foram selecionadas 64 estações pluviométricas para o desenvolvimento deste trabalho. Cada estação foi identificada por um número (ID) de 1 a 64. A área de estudo e as estações são apresentadas na Fig. 1.

2.2 Métodos

Devido à aleatoriedade dos dados hidrológicos, inicialmente foi realizada uma análise estatística

descritiva das amostras, com o intuito de criar medidas resumo, de tendência central e dispersão, facilitando a organização, separação e sintetização dos dados de cada estação pluviométrica. Depois disso, foram realizadas as etapas de homoscedasticidade, estimativa dos parâmetros da GEV, desagregação de chuva para duração de 5 minutos e elaboração dos mapas temáticos.

2.2.1 Homoscedasticidade

Segundo Naghettini e Pinto (2007), para trabalhar com a análise de frequência de chuvas é necessário assumir que a amostra utilizada é aleatória, simples e extraída de uma única população. Portanto, é necessário testar as hipóteses de aleatoriedade, independência, homogeneidade e estacionariedade.

As hipóteses de aleatoriedade e independência não foram testadas nesta pesquisa. A independência é parcialmente garantida pela forma como as séries são amostradas, o que, em outras palavras, significa que, do ponto de vista estritamente hidrológico, não faz sentido imaginar que a precipitação máxima de um ano guarde relação com o máximo do anterior. A aleatoriedade, por outro lado, é parcialmente garantida pela natureza estocástica do fenômeno analisado (NAGHETTINI; PINTO, 2007).

A homogeneidade e a estacionariedade das séries foram avaliadas pelos testes de Mann-Whitney e Spearman, respectivamente, considerando um nível de significância de 5%. Mais detalhes sobre os testes podem ser encontrados em Naghettini e Pinto (2007).

2.2.2 Estimativa de parâmetros da GEV

Para analisar eventos hidrológicos extremos máximos, Rao e Hammed (2000) apresentam algumas distribuições de probabilidade relevantes e destacam a distribuição Generalizada de Valores Extremos (GEV), que foi introduzida por Jenkinson (1955) e combina os três possíveis tipos de distribuição de valores extremos em um padrão. As distribuições GEV são usadas para modelar uma ampla gama de extremos naturais, como inundações, precipitação, velocidade do vento, temperatura e outros (EL-MAGD, 2010).

Ao modelar a distribuição Generalizada de Valores Extremos aos dados amostrais, é necessário estimar seus parâmetros de escala (α), posição (β) e forma (κ). Com esses parâmetros, é obtida a chuva máxima diária para cada estação pluviométrica, substituindo-se os parâmetros nas Eq. 1 ou 2, de acordo com o parâmetro de forma (κ):

$$x(F) = \beta + \frac{\alpha}{\kappa} \{1 - [-\ln(F)]^\kappa\}, \text{ para } \kappa \neq 0 \quad (1)$$

$$x(F) = \beta - \alpha \cdot \ln[-\ln(F)], \text{ para } \kappa=0 \quad (2)$$

As Eq. 1 e 2 definem os quantis da GEV ($x(F)$), e são função da frequência (F) e do tempo de retorno (Tr), além dos parâmetros supracitados. Papalexiou e Koutsoyiannis (2013), por meio do estudo de 15137 séries de dados de precipitação máxima anual em todo o mundo, identificaram três questões importantes sobre o parâmetro de forma: (i) o tamanho da amostra tem grande influência sobre o parâmetro de forma e séries longas são necessários para fazer estimativas confiáveis; (ii) quando o tamanho da amostra é suficiente, a variação do parâmetro de forma é pequena; e (iii) a localização geográfica afeta o parâmetro de forma.

Ainda, os quantis da GEV são gerados a partir dos períodos de retorno estipulados pela NBR 10844/1989. A norma recomenda três níveis de risco (1, 5 e 25 anos), de acordo com a natureza da área a ser drenada: para áreas pavimentadas é utilizado o período de retorno de 1 ano (pátios de estacionamento de veículos, áreas de circulação restrita e calçadas); o período de retorno de 5 anos é aplicado às áreas com cobertura; e o período de retorno de 25 anos é usado para telhados e áreas onde a retenção de água não é permitida. Desta forma, foi gerada a precipitação máxima diária para cada estação pluviométrica, considerando o período de retorno de 1, 5 e 25 anos. Para fins matemáticos, o período de retorno de 1 ano (Tr) foi adotado igual a 1,05 ano nos cálculos, uma vez que $\ln\left[1 - \frac{1}{Tr}\right]$ para Tr igual a 1 não existe.

Outra questão importante sobre o uso da GEV é o método de estimação dos parâmetros, pois interfere na precisão dos quantis estimados, principalmente nas caudas da distribuição, onde se encontram os valores desejados. Os principais métodos para estimar os parâmetros da GEV são os métodos dos momentos, da máxima ve-

rossimilhança e dos momentos-L (NAGHETTINI; PINTO, 2007). Queiroz e Chaudhry (2006) e Wang (1997, 1998), no entanto, afirmam que o método dos momentos-LH também pode ser usado para este propósito. Nesta pesquisa, os parâmetros GEV foram estimados pelo método dos momentos-LH.

O método dos momentos-LH foi apresentado por Wang (1997) como uma generalização dos momentos-L, baseado na combinação linear de estatísticas de alta ordem. O método enfatiza os quantis superiores das distribuições em detrimento dos inferiores (MURSHED et al., 2013), o que significa que, no método dos momentos-LH, os maiores valores amostrais recebem um peso maior, pois contêm informações relevantes sobre a cauda superior da distribuição. Ao ajustar a GEV a uma série de dados amostrais, além de estimar os parâmetros por meio de métodos como o de momentos-LH, é importante a realização de testes da qualidade desse ajuste, ou testes de aderência, importantes para decidir se uma distribuição é adequada ou não a uma dada amostra. Dentre os testes de aderência, Naghettini e Pinto (2007) destacam: qui-quadrado, Kolmogorov-Smirnov, Anderson-Darling e Filliben.

Já Queiroz e Chaudhry (2006) e Wang (1998) apresentam o teste de qualidade de Wang (1998) como opção para o ajuste da GEV. Em seu estudo, Queiroz e Chaudhry (2006) utilizaram a distribuição GEV para modelar eventos hidrológicos extremos em rios da sub-bacia 64 da Bacia Hidrográfica do Paraná (Estado do Paraná). Os autores analisaram séries de cheia anual e de vazão mínima de 7 dias para 42 estações pluviométricas, aplicando a GEV e os momentos-LH, com teste de aderência de Wang (1998) e Kolmogorov-Smirnov. Neste trabalho foi aplicado o teste de aderência de Wang (1998).

Pansera e Gomes (2021) desenvolveram uma rotina de obtenção dos parâmetros da GEV. A

existência de uma rotina e a pesquisa bibliográfica realizada justificam a aplicação dos métodos deste trabalho. Por meio da rotina, foram aplicadas as etapas a cada estação: (i) calcular os momentos-LH amostrais; (ii) estimar os parâmetros da GEV; (iii) e calcular o teste de Wang (1998) da distribuição GEV. As etapas de (i) a (iii) devem ser realizadas para as ordens de momentos-LH iguais a 0, 1, 2, 3 e 4, totalizando 5 conjuntos de parâmetros GEV ao final da execução. Para decidir qual conjunto de parâmetros utilizar, foi aplicada a sugestão apresentada por Queiroz e Chaudhry (2006) e Pansera e Gomes (2021): escolher o conjunto de parâmetros em função do menor valor do teste de Wang (1998).

2.2.3 Desagregação de chuvas para duração de 5 minutos

As relações IDF foram determinadas após a estimativa dos parâmetros GEV. Esta etapa apresenta grandes dificuldades devido à escassez das séries de dados pluviométricos, à baixa densidade da rede pluviográfica e ao curto período de disponibilidade das séries de dados no Brasil (BACK et al., 2012).

Quando grandes séries de dados de chuva não estão disponíveis, a adoção de outras medidas é necessária para obter chuvas de projeto de durações diferentes da chuva de intensidade diária (MARTINS et al., 2019). No Brasil, a técnica amplamente utilizada considera as relações de durações propostas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 1986). Com base nesse princípio, denominado desagregação da chuva, os níveis de precipitação podem ser estimados a partir da precipitação máxima diária anual registrada pelo pluviômetro em períodos de apenas cinco minutos (DORNELES et al., 2019). A duração de 5 minutos se justifica por ser o menor intervalo em que os pluviogramas con-

vencionais podem ser lidos com precisão adequada (BACK; BONETTI, 2014).

Back et al. (2012), estudando 13 estações pluviométricas, concluíram que as relações entre diferentes durações de chuvas ajustadas para as estações do interior do estado de Santa Catarina (que possui clima semelhante ao da região de estudo) apresentam menos de 5% de diferença em relação aos valores estabelecidos pela CETESB (1986). Como a região de estudo é climaticamente semelhante, serão utilizados os mesmos coeficientes.

Por meio da precipitação máxima diária, os coeficientes da CETESB (1986) são utilizados para realizar a desagregação da precipitação para o período de interesse. Inicialmente, a precipitação pluviométrica com duração de 24 horas foi estimada utilizando o coeficiente igual a 1,14. Depois disso, para obter a chuva com duração de 24 horas, foram aplicadas manipulações matemáticas entre as precipitações recomendadas pela CETESB (1986) até a obtenção da chuva de 5 minutos. Por fim, as alturas pluviométricas (medidas em milímetros) foram transformadas em intensidade (medidas em mm/h). Assim, para cada estação pluviométrica e cada período de retorno, foi obtida a intensidade da chuva com duração de 5 minutos.

2.2.4 Elaboração dos mapas temáticos

A dificuldade de obtenção da precipitação de projeto em áreas não previstas na norma brasileira pode ser contornada por meio de procedimentos de interpolação espacial (SZOLGAY et al., 2009). De acordo com Castro et al. (2010), o método de interpolação espacial Krigagem apresenta melhor desempenho para interpolação de diferentes regiões do país, conforme mostram as pesquisas de Silva et al. (2007) e Lucas et al. (2013).

A análise descritiva espacial estuda o comportamento dos dados considerando sua posição, e

pode ser obtida por meio da confecção do gráfico *Postplot* (RIBEIRO JÚNIOR; DIGGLE, 2016), que representa a primeira impressão da distribuição dos dados ao longo da região. No presente estudo, os dados se referem à chuva de projeto.

Primeiramente, elaboram-se o semivariograma experimental, onde se admite que os dados se comportam de maneira isotrópica. Ou seja, a covariância é semelhante para todas as direções do fenômeno (DIGGLE; RIBEIRO JUNIOR, 2007). Esta consideração permite que o estudo da dependência espacial seja feito por meio de um único semivariograma experimental (omnidirecional) (GUEDES et al., 2008).

Apenas o semivariograma experimental não é suficiente para descrever o comportamento espacial de um determinado fenômeno, por isso ajusta-se um modelo teórico ao semivariograma experimental. Nesta pesquisa foram adotados os modelos teóricos: esférico, exponencial, gaussiano e família Matérn. A estimação dos parâmetros para cada um dos modelos foi realizada utilizando-se o método dos mínimos quadrados ordinários (OLS). Para escolher qual o “melhor modelo”, foi utilizada a validação cruzada, recomendada por Adhikary et al. (2016). Posteriormente, os parâmetros deste modelo são empregados para elaborar um mapa temático por meio do interpolador de Krigagem Ordinária. Em resumo, são apresentadas as etapas a serem atingidas para a obtenção dos mapas temáticos da chuva de projeto: (i) construção do semivariograma experimental omnidirecional; (ii) ajuste do modelo teórico esférico, exponencial, Gaussiano e família Matérn, utilizando o método dos mínimos quadrados ordinários (OLS) para estimar os parâmetros efeito pepita, patamar e alcance; (iii) validação cruzada para a escolha do modelo teórico de melhor ajuste; (iv) elaboração do mapa temático com uso de Krigagem Ordinária.

Destaca-se a obtenção das coordenadas geográficas que delimitam a região Oeste do Paraná, antes da análise geoestatística básica. Para obtenção das coordenadas, utilizou-se a base cartográfica (malha digital) fornecida pelo IBGE (2015). Do mesmo modo, associou-se o resultado da chuva de projeto à coordenada geográfica de cada estação para criação do banco de dados para a análise geoestatística. A construção dos mapas foi realizada por meio do pacote “geoR”, criado por Ribeiro Junior e Diggle (2016).

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Por meio dos testes de homogeneidade e estacionariedade, oito (dentre as 64) estações pluviométricas foram descartadas (estações de ID 3, 7, 13, 15, 25, 30, 40 e 58), pois suas séries de dados tiveram a hipótese nula rejeitada. Portanto, essas estações não foram utilizadas nas etapas seguintes da pesquisa.

3.1 Parâmetros da GEV

Os parâmetros da distribuição GEV são apresentados na Tabela 1, junto à ordem dos momentos LH escolhida, taxa de momentos LH e valor do teste de Wang (1998) para as 56 estações pluviométricas selecionadas (64 estações menos as 8 desconsideradas devido aos testes de homogeneidade e estacionariedade). Na Tabela 1 é apresentado apenas um conjunto de parâmetros para cada estação pluviométrica, os quais foram escolhidos devido ao menor valor do teste de adequação de Wang (1998). Ainda, na Tabela 1, para manter a organização da pesquisa, os IDs de estações adotados foram os mesmos apesar dos testes de homogeneidade e estacionariedade. Assim, os IDs ausentes (3, 7, 13, 15, 25, 30, 40 e

58) correspondem às estações cujas séries tiveram a hipótese nula rejeitada nos testes.

Os resultados da Tabela 1 mostram que, para 55 estações pluviométricas, os ajustes da distribuição GEV para as séries de dados analisadas foram aceitos com nível de significância de 5%. No entanto, para a série de dados de ID 14, o teste de adequação de Wang (1998) indica que o ajuste da distribuição GEV aos dados não foi aceito com o mesmo nível de significância ($Z_w > 1,96$). Por isso, os autores procuraram investigar os motivos pelos quais a série de dados não se ajustava à distribuição GEV. Em primeiro lugar, essa série de dados (ID 14) foi a que apresentou o maior valor para o parâmetro de forma (γ) (0,65). Além disso, a ordem estatística considerada foi o LH igual a 4, e, mesmo para essa ordem, o ajuste foi rejeitado.

Outro ponto observado é o teste de adequação de Wang (1998), que se baseia na curtose de LH. Portanto, para esse conjunto de dados (ID 14), foi obtido um valor negativo ($cc = -0,06$) para a curtose de LH da amostra (que foi o único valor negativo observado entre as 56 séries). Essa característica pode ter contribuído para a rejeição do ajuste. Nesse contexto, por meio dos valores de Z_w apresentados na Tabela 1, as estações pluviométricas com o menor (ID 11) e o maior (ID 14) valores foram identificadas pelo teste de ajuste de Wang (1998). Em outras palavras, as estações ID 11 e ID 14 possuem as séries de dados com melhor e pior ajustes à distribuição GEV, respectivamente. Assim, os gráficos da Fig. 2 foram criados para entender o comportamento de cada situação. Na Fig. 2, o ajuste da distribuição GEV coincide com os valores observados para a estação ID 11. No entanto, para os valores de precipitação mais baixos, a função de probabilidade empírica não coincide com a função de probabilidade acumulada da GEV para a estação ID 14.

Tabela 1 - Ajustes da distribuição GEV às séries de precipitação diária máxima anual.

ID	Estação		Zw	LH	Parâmetros da GEV			Taxas de momentos-LH		
	Código	Município			κ	α	β	cv	cc	ca
1	02453004	Assis Chateaubriand	0,1652	3	-0,22	12,37	85,95	0,09	0,24	0,39
2	02454018	Diamante d'Oeste	0,5059	1	-0,04	21,22	92,29	0,11	0,18	0,26
4	02453010	Formosa do Oeste	0,0562	0	-0,19	19,03	80,44	0,17	0,21	0,29
5	02454001	Guaíra	0,1652	1	-0,03	22,71	77,22	0,13	0,15	0,26
6	02454016	Guaíra	0,0075	0	-0,11	19,12	85,03	0,15	0,18	0,24
8	02454013	Marechal Cândido Rondon	0,1260	2	0,49	43,23	89,44	0,09	0,05	0,04
9	02454014	Marechal Cândido Rondon	0,0203	4	-0,21	11,59	85,37	0,09	0,22	0,39
10	02453047	Maripá	0,0783	1	-0,19	17,35	86,95	0,12	0,21	0,35
11	02454015	Mercedes	0,0006	2	0,16	19,55	90,93	0,07	0,11	0,19
12	02453048	Nova Santa Rosa	0,0046	3	-0,08	17,07	86,18	0,09	0,18	0,33
14*	02453003	Palotina	1,9706	4	0,65	64,14	74,06	0,07	-0,06	0,02
16	02454012	Santa Helena	0,2637	1	-0,04	20,19	93,23	0,11	0,15	0,26
17	02454006	Terra Roxa	0,4155	1	-0,33	15,23	85,58	0,14	0,26	0,44
18	02453027	Toledo	0,2137	0	0,08	24,31	87,94	0,16	0,12	0,12
19	02453033	Toledo	0,3533	0	-0,13	20,30	85,55	0,16	0,22	0,25
20	02453059	Toledo	0,8258	4	-0,27	7,64	106,70	0,06	0,30	0,42
21	02453028	Toledo	0,0369	3	-0,30	12,19	90,60	0,11	0,26	0,43
22	02453031	Tupãssi	0,4646	0	-0,26	17,92	68,61	0,20	0,21	0,35
23	02553026	Boa Vista da Aparecida	0,6263	0	0,16	28,50	101,61	0,15	0,15	0,07
24	02453040	Braganey	0,2703	4	-0,09	16,85	104,39	0,08	0,20	0,34
26	02453014	Campo Bonito	0,2158	0	0,10	22,78	93,12	0,14	0,14	0,11
27	02453041	Campo Bonito	0,0060	3	0,03	20,60	96,89	0,08	0,14	0,27
28	02553024	Capitão Leônidas Marques	0,2164	3	0,01	28,56	91,21	0,11	0,14	0,28
29	02453007	Cascavel	0,6658	4	0,36	40,59	80,51	0,08	0,01	0,14
31	02453056	Cascavel	0,2396	0	0,19	29,25	100,75	0,16	0,10	0,06
32	02553016	Cascavel	0,0197	1	0,19	30,18	104,83	0,11	0,10	0,14
33	02553031	Cascavel	0,4585	0	0,03	21,10	84,48	0,15	0,11	0,15
34	02553035	Cascavel	0,0263	0	-0,18	23,39	94,42	0,17	0,21	0,29
35	02553041	Catanduvás	0,0852	4	0,11	38,18	82,41	0,11	0,12	0,25
36	02453012	Corbélia	0,0019	2	0,16	24,94	89,30	0,09	0,11	0,19
37	02453038	Corbélia	0,1337	2	-0,01	20,39	87,78	0,10	0,14	0,28
38	02452031	Diamante do Sul	0,4551	4	0,44	46,59	93,22	0,07	0,02	0,11
39	02452051	Diamante do Sul	0,0155	4	-0,20	16,33	89,50	0,11	0,22	0,39
41	02553019	Ibema	0,3572	0	-0,11	22,50	90,00	0,16	0,16	0,24
42	02453013	Iguatu	1,1702	4	-0,37	12,23	89,11	0,13	0,32	0,46
43	02553033	Lindoeste	0,5043	4	-0,20	18,69	98,96	0,11	0,24	0,39
44	02453037	Nova Aurora	0,2268	3	-0,10	13,78	90,63	0,08	0,18	0,34
45	02553028	Santa Lúcia	0,2102	0	0,07	26,21	95,56	0,16	0,12	0,12
46	02453025	Santa Tereza do Oeste	0,0616	0	-0,02	19,45	86,60	0,14	0,15	0,18
47	02553030	Três Barras do Paraná	0,2532	4	-0,29	18,84	93,88	0,13	0,26	0,43
48	02553009	Céu Azul	0,1543	2	0,14	30,18	100,91	0,10	0,12	0,20
49	02554001	Foz do Iguaçu	0,4074	4	0,17	29,98	86,81	0,08	0,10	0,22
50	02554002	Foz do Iguaçu	0,3485	0	0,10	28,76	89,41	0,18	0,12	0,11
51	02554030	Foz do Iguaçu	0,1103	1	-0,13	20,75	93,34	0,12	0,20	0,32
52	02554025	Itaipulândia	1,3734	4	0,19	58,17	76,71	0,12	0,03	0,22
53	02553020	Matelândia	0,0778	3	0,19	37,19	94,86	0,09	0,11	0,20
54	02554005	Matelândia	0,4590	1	-0,06	27,32	100,66	0,13	0,15	0,28
55	02554007	Medianeira	0,0023	2	-0,35	16,98	94,45	0,15	0,29	0,46
56	02554020	Missal	0,1653	1	-0,11	16,78	99,52	0,10	0,18	0,31
57	02554022	Missal	0,2702	0	0,38	24,15	96,61	0,13	0,08	-0,05
59	02554012	Santa Terezinha de Itaipu	1,0684	0	-0,19	19,20	97,72	0,14	0,16	0,30
60	02554006	São Miguel do Iguaçu	0,2250	3	-0,05	21,40	88,44	0,10	0,18	0,31
61	02554013	São Miguel do Iguaçu	0,5068	0	-0,25	21,15	97,67	0,17	0,22	0,34
62	02554018	Serranópolis do Iguaçu	0,9131	0	0,04	22,92	88,70	0,15	0,09	0,14
63	02454011	Vera Cruz do Oeste	0,2852	2	0,27	37,47	98,29	0,10	0,07	0,14
64	02553022	Vera Cruz do Oeste	0,2426	4	-0,36	13,46	96,80	0,12	0,30	0,46

ID - Identificador; Zw - Teste de Wang, com Zw (0,05) teórico = 1,96; LH - Ordem escolhida; κ - Parâmetro de forma; α - Parâmetro de escala; β - Parâmetro de posição; cv - Coeficiente de variação; cc - Coeficiente de curtose; ca - Coeficiente de Assimetria; * estação descartada.

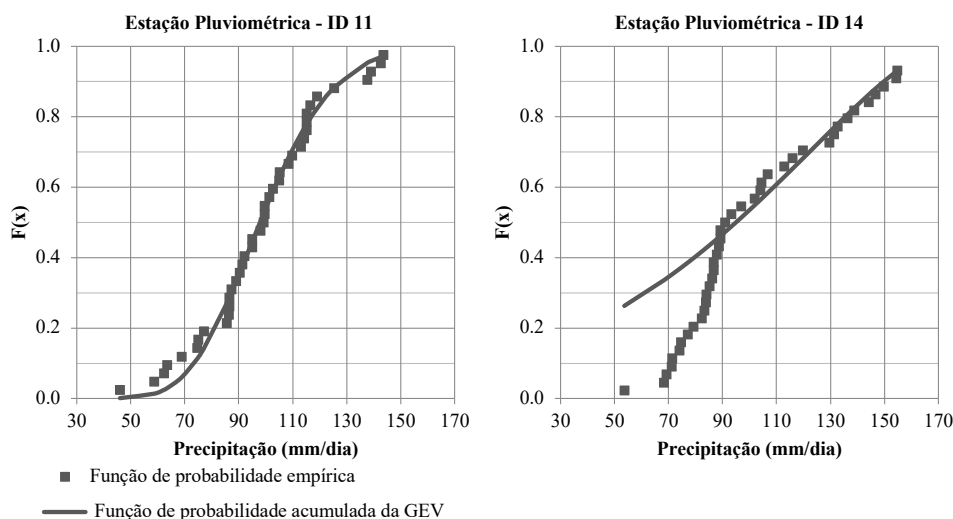


Figura 2 - Melhor (esquerda) e pior (direita) ajuste da distribuição GEV

Outra análise sobre a Tabela 1 está relacionada às ordens dos momentos-LH escolhidos para cada estação pluviométrica. Dentre as 56 séries de dados analisadas, 18 delas (32,14%) pertencem à ordem LH igual a 0, e, assim, os momentos-LH passam a ser iguais aos momentos-L. As 38 séries restantes (67,86%) se enquadram nas ordens 1, 2, 3 ou 4. Portanto, segundo Queiroz e Chaudhry (2006), quando a ordem aumenta, os momentos-LH refletem as características da parte superior da distribuição e dos valores máximos extremos dos dados.

Posteriormente, o parâmetro κ de cada estação foi observado na Tabela 1: dentre as 56 estações, 29 séries de dados (51,80%) alcançaram $\kappa < 0$; 23 (41,10%) alcançaram $\kappa > 0$; e 4 séries de dados atingiram a faixa $-0,03 < \kappa < 0,03$. Os valores mais baixo e mais alto para o parâmetro de forma (κ) foram, respectivamente, iguais a $-0,37$ (ID 42) e $0,65$ (ID 14). De acordo com Hosking et al. (1985), κ está geralmente na faixa de $-0,5 < \kappa < 0,5$. Desta forma, ao observar os valores apresentados na Tabela 1, apenas uma das estações (ID 14) ultrapassou os valores de referência, o que possivelmente poderia levar à rejeição do teste de adequação de

Wang (1998). A estação ID 14 não foi considerada nas próximas etapas do estudo.

Além disso, 24 séries de dados apresentaram um parâmetro de forma positivo ($\kappa > 0$), o que indica que a distribuição GEV possui um limite superior. Papalexiou e Koutsoyiannis (2013) recomendam, nesta situação, a utilização do parâmetro de forma igual a 0,114. Portanto, nos procedimentos a seguir o parâmetro de forma foi adotado igual a 0,114 quando $\kappa > 0,114$ na Tabela 1; caso contrário (se $\kappa < 0,114$), foi adotado o valor obtido na Tabela 1.

3.2 Desagregação de chuvas para duração de 5 minutos

A precipitação foi desagregada em 5 minutos de duração, obtendo-se a intensidade da chuva para os períodos de retorno definidos (1, 5 e 25 anos). A Fig. 3 mostra os valores de intensidade de chuva obtidos por meio da distribuição GEV, para cada estação pluviométrica, em comparação com a recomendação da NBR 10844/1989.

As estações pluviométricas da região Oeste do Estado do Paraná apresentam a intensidade

máxima de chuva com duração de 5 minutos e período de retorno de 1 ano na faixa de valores de 11,07 a 143,64 mm/h e média igual a 94,40 mm/h. Para o período de retorno de 5 anos, a precipitação de projeto variou de 146,80 a 227,61 mm/h, com média igual a 183,66 mm/h, enquanto para o período de retorno de 25 anos a precipitação de projeto variou entre 199,22 e 336,28 mm/h, com média de 247,42 mm/h. Em

relação aos quantis, a precipitação é alta para períodos de retorno de 5 e 25 anos; possivelmente, seria devido à ocorrência de chuvas convectivas, que ocorrem com maior frequência no verão na Região Sul do Brasil, segundo Machado et al. (2014).

Para o período de retorno de 1 ano, os valores são, em geral, significativamente inferiores aos valores sugeridos pela NBR 10844/1989.

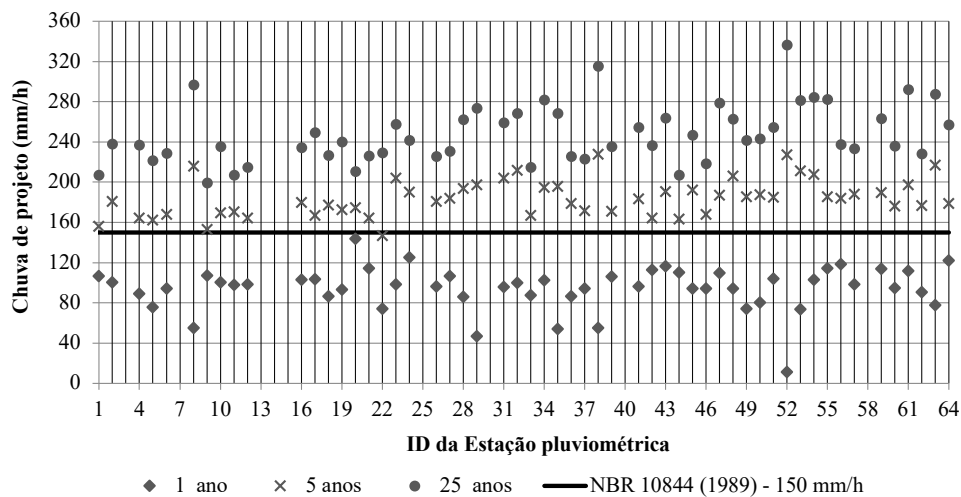


Figura 3 - Comparação entre valores de intensidade de chuva obtidos localmente utilizando a GEV, para os diversos tempos de retorno (1, 5 e 25 anos), e o valor indicado pela NBR 10844/1989.

Ressalta-se, ainda, a intensidade de chuva para o período de retorno de 1 ano da estação ID 20, que possui valor mais alto em comparação às demais estações, e mais baixo para o Tr de 25 anos. Esse fato se justifica: (i) pelos resultados apresentados na Tabela 1, na qual se observa que o parâmetro de escala da estação ID 20 é o menor dentre todas as estações estudadas, fazendo com que os quantis tenham valores mais baixos, visto que o parâmetro de escala está relacionado com a “variância” dos dados (como a estação apresentou “variância” baixa, a tendência é ter quantis mais próximos); (ii) pela localização da área de estudo, que influencia no parâmetro de forma (PAPALEXIOU; KOUTSOYIANNIS, 2013); (iii) e pelo fato de não se observar orografia na região Oeste do Paraná, restando

chuvas frontais e convectivas; contudo, chuvas extremas na região podem ocorrer praticamente em qualquer período do ano, sendo, então, difícil dissociar chuvas convectivas das frontais, apesar de as convectivas serem mais comuns.

Portanto, mesmo que a área de projeção horizontal seja maior que 100 m², o uso do valor normativo é recomendado por segurança. Porém, para períodos de retorno de 5 e 25 anos, os valores de intensidade de chuva devem ser utilizados nos projetos, uma vez que, conforme a Fig. 3, em quase todas as estações, a intensidade máxima de chuva é significativamente superior aos 150 mm/h, conforme indicado pela norma brasileira. Além disso, o uso

de valores locais permite o dimensionamento de áreas de projeção horizontal maiores que 100 m².

3.3 Mapas temáticos

Como a intensidade das chuvas para o período de retorno de 1 ano é inferior ao valor padrão (150 mm/h), o mapa temático não foi elaborado.

Para a construção dos semivariogramas experimentais, pelo menos 30 pares de pontos devem ser considerados no cálculo de cada semivariância de Morris (1991). Para ambas as amostras, o número mínimo de pares de pontos foi respeitado. Os modelos teóricos foram ajustados e a Tabela 2 apresenta as estimativas dos parâmetros para esses ajustes. Essa etapa foi realizada por meio dos modelos da família Gaussiana, esférica, exponencial e Matérn ($k = 1,0$, $k = 1,5$ e $k = 2,0$), a partir do método dos Mínimos Quadrados Ordinários (OLS).

Por meio da Tabela 2, o valor do alcance (a) indica que alguns modelos apresentaram alto raio de

dependência espacial. Porém, esses valores não devem ultrapassar a distância máxima da área de estudo (igual a 1,9819 grau decimal) e não devem ser usados, porque, apesar de serem matematicamente corretos, Dalposso et al. (2009) e Oliver e Webster (2014) afirmam que os valores não se enquadram na realidade, além de existirem outros modelos cujo alcance se enquadram na área de estudo. Os modelos que apresentaram alto raio de dependência espacial estão demarcados na Tabela 2 por um asterisco (*). Portanto, para os modelos gaussianos e esféricos para o período de retorno de 5 anos, e para os modelos esféricos e da família Matérn para o período de retorno de 25 anos, o comportamento do semivariograma teórico é mais próximo da realidade e, consequentemente, gera parâmetros mais confiáveis. Assim, nas etapas seguintes foram excluídos os modelos com variação acima de 1,9819 grau decimal. Em seguida, a validação cruzada foi usada para escolher o melhor ajuste, cujos resultados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 2 - Modelos ajustados e parâmetros obtidos para dados de chuva de projeto.

Tr	Modelo	C ₀	C ₁	C ₀ + C ₁	a
5 anos	Gaussiano	192,81	264,17	456,98	1,2759
	Esférico	132,31	332,09	464,40	1,4906
	Exponencial*	121,18	622,49	743,67	4,6189
	Matérn (k = 1,0)*	164,69	408,98	573,66	2,4836
	Matérn (k = 1,5)*	177,21	356,45	533,66	2,0486
	Matérn (k = 2,0)*	191,47	383,35	574,82	2,2086
25 anos	Gaussiano*	562,56	922,54	1485,10	2,0849
	Esférico	410,51	827,47	1237,98	1,9414
	Exponencial*	352,95	1063,61	1416,56	3,4026
	Matérn (k = 1,0)	119,08	870,35	989,43	0,9890
	Matérn (k = 1,5)	95,37	846,38	941,76	0,8093
	Matérn (k = 2,0)	85,51	836,44	921,95	0,7359

C₀ - efeito pepita; C₁ - contribuição; C₀ + C₁ - patamar; a - alcance (graus decimais); *valores com alto raio de dependência espacial.

Tabela 3 - Modelos ajustados e parâmetros obtidos para confecção dos mapas temáticos.

T _r	Model	ME	S _{ME}	RE	S _{RE}	AE
5 anos	Gaussiano	-0,0157	16,21	-0,0004	1,07	640,96
	Esférico	-0,0155	16,98	-0,0003	1,16	671,55
25 anos	Esférico	0,1752	28,20	0,0037	1,16	1187,87
	Matérn (k=1,0)	0,8383	30,95	0,0242	1,67	1300,31
	Matérn (k=1,5)	0,9081	31,71	0,0286	1,87	1328,72
	Matérn (k=2,0)	0,9005	32,17	0,0299	2,00	1345,37

T_r - Período de retorno; ME - Erro médio; S_{ME} - Desvio Padrão dos erros médios; RE - Erro médio reduzido; S_{RE} - desvio padrão dos erros reduzidos; AE - Erro absoluto (mm/h).

Na Tabela 3, buscam-se o erro médio (ME) e o erro reduzido (RE) mais próximos de zero, bem como o menor desvio-padrão dos erros médios (SME), o desvio-padrão dos erros reduzidos (SRE) mais próximo de um e o menor erro absoluto (AE). Uma vez que o modelo gaussiano obteve o melhor resultado em três critérios para o período de retorno de 5 anos, e o modelo esférico obteve o melhor resultado considerando todos os critérios para o período de retorno de 25 anos, os parâmetros desses modelos foram utilizados para a elaboração dos mapas temáticos por meio da Krigagem Ordinária.

As Fig. 4 e 5 foram elaboradas considerando a Krigagem Ordinária como interpolador e utilizando parâmetros dos modelos Gaussiano e Esférico, respectivamente, conforme mostrado na Tabela 2. As Fig. 4 e 5 são os mapas temáticos da intensidade

de chuva de 5 minutos de duração, respectivamente para períodos de retorno de 5 e 25 anos. A Fig. 4 mostra a intensidade de chuva com duração máxima de 5 minutos para período de retorno de 5 anos, para a Região Oeste do Estado do Paraná. Na Fig. 4, os valores krigados mínimo e máximo são iguais a 159,88 e 195,76 mm/h, respectivamente. Na Fig. 5, que corresponde à intensidade de chuva com duração de 5 minutos para um período de retorno de 25 anos, os valores krigados mínimo e máximo são 220,03 e 273,73 mm/h, respectivamente. Além disso, a formação de bandas claramente definidas é observada nos dois mapas. Em ambas as situações, os valores mais baixos estão no topo do mapa, aumentando desta área para a parte inferior do mapa. No entanto, há uma diminuição da intensidade das chuvas na região sudoeste do mapa.

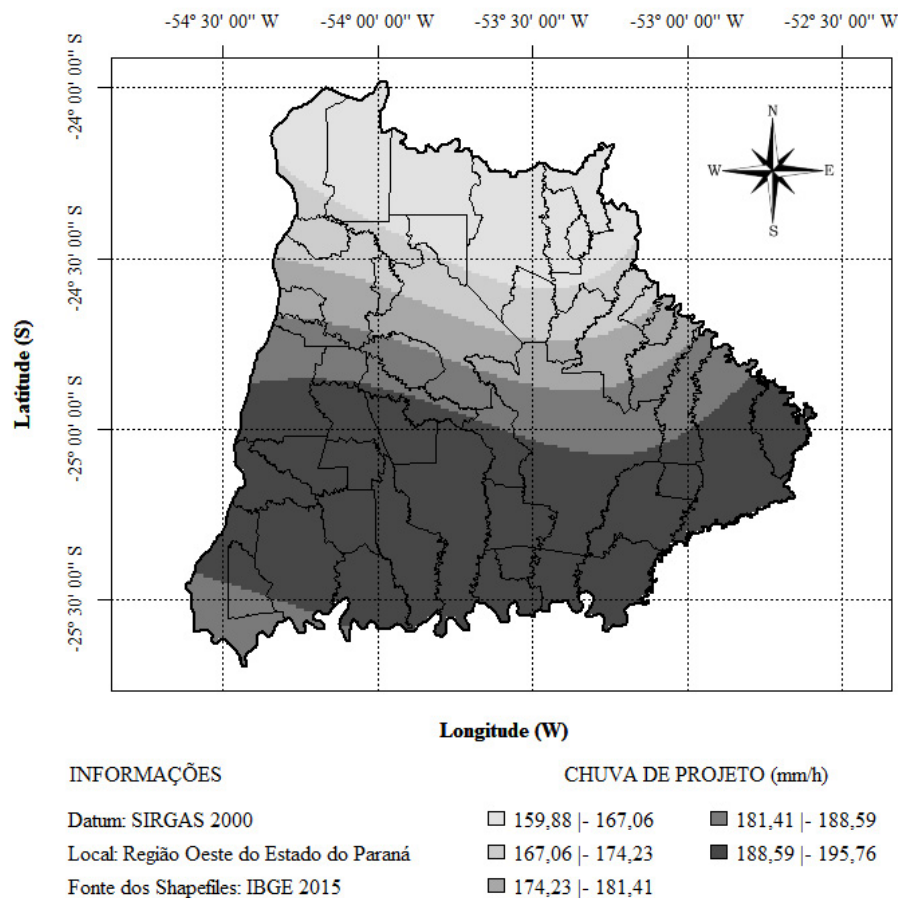


Figura 4 - Mapa temático para chuva de projeto, em mm/h, com período de retorno de 5 anos.

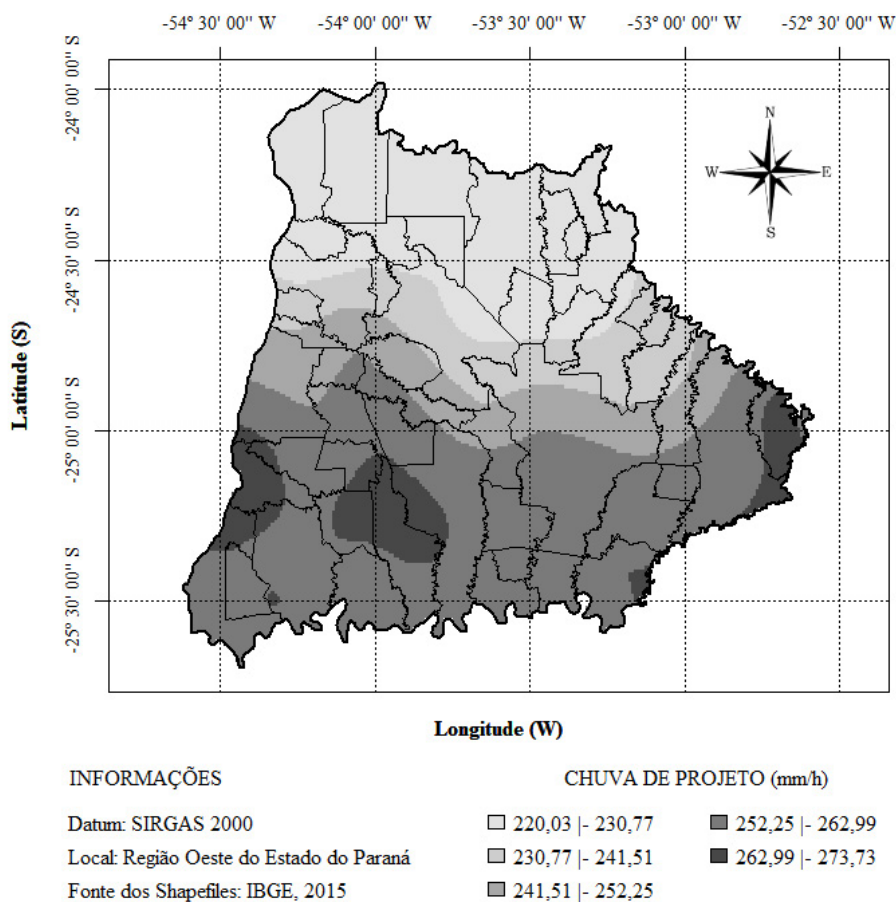


Figura 5 - Mapa temático para chuva de projeto, em mm/h, com período de retorno de 25 anos.

4 CONCLUSÕES

Nesta pesquisa foi aplicada a distribuição GEV, utilizando momentos-LH como método estimador de parâmetros, para a análise da precipitação máxima de séries históricas da Região Oeste do Estado do Paraná. Dentre as estações pluviométricas analisadas, a estação ID 14 não se enquadrou na distribuição GEV, segundo teste de adequação de Wang (1998). Após estimativa dos quantis da distribuição GEV, fez-se a desagregação da chuva de 5 minutos de duração. Para o período de retorno de 1 ano, todos os valores permaneceram abaixo do valor genérico (150 mm/h) sugerido pela NBR 10844/1989. Para os demais períodos de retorno, a intensidade das chuvas ficou significativamente acima da norma em quase todas as estações.

No estudo geoestatístico, para realização da análise do variograma, foram utilizados quatro modelos teóricos (gaussiano, esférico, exponencial e família Matérn), cujos parâmetros foram definidos pelo método dos Mínimos Quadrados Ordinários. A validação cruzada foi utilizada como técnica para definir o melhor modelo, evidenciando que o gaussiano apresentou o melhor ajuste para o período de retorno de 5 anos, enquanto o esférico se ajustou melhor para o período de retorno de 25 anos. Assim, os mapas temáticos para cada período de retorno foram elaborados usando os respectivos modelos, e foram obtidos os intervalos das chuvas de projeto krigadas para os períodos de retorno de 5 anos (de 159,88 a 195,76 mm/h) e 25 anos (220,03 e 273,73 mm/h). Assim, para ambos os mapas

(Fig. 4 e 5), a precipitação projetada para instalações prediais de chuva é, em geral, superior ao valor genérico indicado pela NBR 10844/1989.

Ainda, além da fácil visualização da chuva de projeto a partir dos mapas temáticos, evidencia-se que os processos metodológicos expostos e aplicados nesta pesquisa não se limitam à área analisada e poderiam ser aplicados a outras regiões. No entanto, a falta de dados em certos locais pode ser considerada uma limitação da pesquisa, assim como a dependência dos métodos de medição da precipitação poderia inviabilizá-la.

Por fim, tem-se que a adequação da chuva de projeto pode otimizar o dimensionamento das instalações de águas da chuva das edificações, minimizando condições de sub ou superdimensionamento, visto que elementos com capacidade inferior à necessária, por exemplo, dificultam o escoamento da água das calhas, elevando suas lâminas de água, podendo ocasionar transbordamentos e, conseqüentemente, infiltrações. Além disso, o mau funcionamento dessas estruturas pode impactar o desempenho da rede de drenagem urbana de águas pluviais, de modo que as estruturas de drenagem passem a receber um volume de água significativamente diferente do previsto em projeto.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Steffen AP, Steffen PC e Pansera WA; **Metodologia:** Steffen AP, Steffen PC, Pansera WA, Dalposso GH; **Investigação:** Steffen AP, Dalposso GH; **Redação – Primeira versão:** Steffen AP, Steffen PC, Pansera WA, Dalposso GH e Gomes BM; **Redação – Revisão & Edição:** Steffen AP, Steffen PC e Pansera WA; **Supervisão:** Pansera WA, Dalposso GH e Gomes BM.

6 REFERÊNCIAS

ADHIKARY, S. K.; MUTTIL, N.; YILMAZ, A. G. Genetic programming-based ordinary kriging for spatial interpolation of rainfall. **Journal**

of Hydrologic Engineering, 21(2):1-14, 2016. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001300](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001300).

IAT – INSTITUTO ÁGUA E TERRA. **Dados de chuva diária máxima anual**. Acesso em: 10/08/2017. Disponível em: <<http://www.iat.pr.gov.br/>>

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10844: **Instalações prediais de águas pluviais**. Rio de Janeiro – RJ, 1989.

BACK, A. J.; BONETTI, A. V. Chuva de projeto para instalações prediais de águas pluviais de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 19(4):260-267, 2014. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n4.p260-267>.

BACK, A. J.; OLIVEIRA, J. L. R.; HENN, A. Duration-Frequency Relationships of Heavy Rainfall in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, 36(3):1015-1022, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000300031>.

CASTRO, F. S.; PEZZOPANE, J. E. M.; CECÍLIO, R. A.; PEZZOPANE, J. R. M.; XAVIER, A. C. Avaliação do desempenho dos diferentes métodos de interpoladores para parâmetros do balanço hídrico climatológico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 14(8):871-880, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000800012>.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Drenagem Urbana: manual de projeto**. São Paulo: Cetesb, 1986.

DALPOSSO, G. H.; URIBE-OPAZO, M. A.; BORSSOI, J. A.; JOHANN, J. A.; MERCANTE, E. Previsão da produção de trigo utilizando métodos geoestatísticos. In: X Congreso Argentino de Ingeniería Rural y II del MERCOSUR, Argentina, setembro, 2009. **Anais...**

DAMÉ, R. C. F.; TEIXEIRA, C. F. A.; TERRA, V. S. S. Comparação de diferentes metodologias para estimativa de curvas intensidade-duração-frequência para Pelotas – RS. **Revista Engenharia Agrícola**, 28(2):245-255, 2008.

DIGGLE, P.; RIBEIRO JUNIOR, P. J. **Model-based geostatistics**. New York: Springer, 2007.

DORNELES, V. R.; DAMÉ, R. C. F.; TEIXEIRA-GANDRA, C. F. A.; MÉLLO, L. B.; RAMIREZ, M. A. A.; MANKE, E. B. Intensity-duration-frequency relationships of rainfall through the technique of disaggregation of daily rainfall. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 19(7):506-510, 2019. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v23n7p506-510>.

EL-MAGD, N. A. T. A. TL-moments of the exponentiated generalized extreme value distribution. **Journal of Advanced Research**, 1(4):351-359, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2010.06.003>.

GOMES JÚNIOR, M. N.; BRAGA, P. H. A.; MENDIONDO, E. M.; REIS, L. F. R. Análises estatísticas, visuais e não paramétricas para a otimização do ajuste de curvas IDF e construção de ábacos de projeto de obras hidráulicas: estudo de caso em São Carlos – SP.

- Revista DAE**, 69(228):171-189, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.013>.
- GUEDES, L. P. C.; URIBE-OPAZO, M. A.; JOHANN, J. A.; SOUZA, E. G. Anisotropia no estudo da variabilidade espacial de algumas variáveis químicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32(6):2217-2226, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000600001>.
- HOSKING, J. R. M.; WALLIS, J. R.; WOOD, E. F. Estimation of the Generalized Extreme Value Distribution by the Method of Probability-Weighted Moments. **Technometrics**, 27(3):251-261, 1985. <https://doi.org/10.1080/00401706.1985.10488049>.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapas: base cartográfica de 2015**. Acesso em: 10/08/2017. Disponível em: <<https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/malhas-digitais.html>>.
- JENKINSON, A. F. The frequency distribution of the annual maximum (or minimum) of meteorological elements. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, 81(348): 158-171, 1955. <https://doi.org/10.1002/qj.49708134804>.
- LUCAS, T. P. B.; PLEC, D.; ABREU, M. L.; PARIZZI, M. G. Identificação de interpoladores adequados a dados de chuva a partir de parâmetros estatísticos. **Revista Brasileira de Climatologia**, 13(9): 7-21, 2013. <https://doi.org/10.5380/abclima.v13i0.31259>.
- MACHADO, L. A. T.; DIAS, M. A. F. S.; MORALES, C.; FISCH, G.; VILA, D.; ALBRECHT, R.; GOODMAN, S. J.; et al. The CHUVA project: How does convection vary across Brazil?. **American Meteorological Society**, 95 (9): 1365-80, 2014. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-13-00084.1>.
- MARTINS, D.; GANDINI, M. L. T.; KRUK, N. S.; QUEIROZ, P. I. B. Disaggregation of daily rainfall data for the Caraguatubá city, in São Paulo State, Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 24(39):1-8, 2019. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.241920180100>.
- MORRIS, M. D. On counting the number of data pairs for semivariogram estimation. **Mathematical Geology**, 23(7):929-943, 1991. <https://doi.org/10.1007/BF02066733>.
- MURSHED, M. S.; SEO, Y. A.; PARK, J-S. LH-moment estimation of a four-parameter kappa distribution with hydrologic applications. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, 28(2):253-262, 2013. <https://doi.org/10.1007/s00477-013-0746-6>.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. **Hidrologia Estatística**. Belo Horizonte: CPRM, 2007.
- OLIVER, M. A.; WEBSTER, R. A tutorial guide to geostatistics: Computing and modelling variograms and kriging. **Catena**, 113:56-59, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.09.006>.
- SERRANO-NOTIVOLI, R.; DE LUIS, M.; BEGUERÍA, S. An R package for daily precipitation climate series reconstruction. **Environmental Modelling & Software**, 89, 190-195, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.11.005>.
- PANSERA, W. A.; GOMES, B. M. Modelagem estocástica usando a distribuição generalizada de valores extremos e momentos LH: uma abordagem via software livre R. **REMAT: Revista Eletrônica da Matemática**, 7(2):e3003, 2021. <https://doi.org/10.35819/remat2021v7i2id5106>.
- PAPALEXIOU, S. M.; KOUTSOYIANNIS, D. Battle of extreme value distributions: A global survey on extreme daily rainfall. **Water Resources Research**, 49(1):187-201, 2013. <https://doi.org/10.1029/2012WR012557>.
- PFASFSTETTER, O. **Chuvas Intensas no Brasil: Relação entre Precipitação, Duração e Frequência de Chuvas em 98 Postos com Pluviógrafos**. Rio de Janeiro: Departamento Nacional de Obras e Saneamento, 1956.
- PFASFSTETTER, O. **Chuvas Intensas no Brasil: Relação entre Precipitação, Duração e Frequência de Chuvas em 98 Postos com Pluviógrafos**. Rio de Janeiro: Departamento Nacional de Obras e Saneamento, 1982.
- QUEIROZ, M. M. F.; CHAUDHRY, F. H. Análise de eventos hidrológicos extremos, usando-se a distribuição GEV e momentos LH. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 10(2):381-389, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000200020>.
- RAO, A. R.; HAMED, K. H. **Flood Frequency Analysis**. Boca Raton: CRC Press, 2000.
- RIBEIRO JUNIOR, P. J.; DIGGLE, P. **geoR: Analysis of Geostatistical Data**. 02 de maio. Acesso em: 01 de outubro de 2017. Disponível em: <<https://mran.microsoft.com/snapshot/2016-05-19/web/packages/geoR/index.html>>.
- SILVA, K. R.; PAIVA, Y. G.; CECÍLIO, R. A.; PEZZOPANE, J. E. M. Avaliação de interpoladores para a espacialização de variáveis climáticas na bacia do rio Itapemirim-ES. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Brasil, abril, 2007. **Anais...**
- SZOLGAY, J.; PARAJKA, J.; KOHNOVÁ, S.; HLAVČOVÁ, K. Comparison of mapping approaches of design annual maximum daily precipitation. **Atmospheric Research**, 92: 289-307, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2009.01.009>.
- WANG, Q. J. LH moments for statistical analysis of extreme events. **Water Resources Research**, 33 (12): 2841-2848, 1997. <https://doi.org/10.1029/1997WR021345>.
- WANG, Q. J. Approximate goodness-of-fit tests of fitted generalized extreme value distributions using LH moments. **Water Resources Research**, 34 (12): 3497-3502, 1998. <https://doi.org/10.1029/1998WR023645>.

Uma proposta tecnológica gamificada e colaborativa para descarte de resíduos sólidos

A gamified and collaborative technological proposal for the disposal of solid waste

• **Data de entrada:**
24/07/2020

• **Data de aprovação:**
02/05/2022

Fernanda Carla de Oliveira^{1*} | Luciana Rezende Alves de Oliveira²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.025>

ORCID ID

Oliveira FC  <https://orcid.org/0000-0003-3338-0823>

Oliveira LRA  <https://orcid.org/0000-0003-1347-3889>

Resumo

O gerenciamento de resíduos sólidos é um problema global que diz respeito a todas as pessoas. No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei no 12.305/2010, é considerada o marco regulatório legal para a gestão integrada e o gerenciamento dos resíduos sólidos. Dentre seus princípios e instrumentos estão, respectivamente, a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos e a educação ambiental. Diante disso, este trabalho teve como objetivo desenvolver uma ferramenta tecnológica gratuita, multiplataforma, gamificada e colaborativa na área de descarte de resíduos sólidos. O DescarteAqui foi desenvolvido no *framework* Xamarin e projetado segundo os conceitos de gamificação para os domínios da sustentabilidade. Os resultados apontaram que o DescarteAqui cumpre o propósito de apoiar e encorajar atitudes sustentáveis por meio de orientação, sensibilização e incentivo aos cidadãos na segregação e destinação ambientalmente adequada de resíduos sólidos.

Palavras-chave: Gerenciamento de resíduos sólidos. Descarte de resíduos sólidos. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Gamificação. Educação Ambiental.

Abstract

Solid-waste management is a global issue which concerns everyone. In Brazil, the National Policy of Solid Waste, established by Law 12.305/2010, is considered the legal regulatory framework for integrated management and solid-waste management. Among their principles and instruments, respectively, the shared responsibility for the life cycle of products and for environmental education. Therefore, this research aims at developing a collaborative multi-platform gamified mobile application for the disposal of Solid Waste. DescarteAqui is a collaborative mobile application, developed in Xamarin, and designed according to gamification for sustainability. In conclusion, DescarteAqui fulfills the purpose of supporting and encouraging sustainable attitudes through guidance, sensitization and incentives to citizens in the segregation and environmentally friendly destination of solid waste.

Keywords: *Solid-waste management. Solid-waste disposal. National Policy of Solid Waste. Gamification. Environmental education.*

¹ IFSP-SBV - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo - São João da Boa Vista - São Paulo - Brasil.

² UNAERP - Universidade de Ribeirão Preto - Ribeirão Preto - São Paulo - Brasil.

* **Autora correspondente:** feroliveira2201@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O saneamento ambiental, por meio dos serviços de água, esgoto e resíduos sólidos, tem como objetivo favorecer o desenvolvimento das cidades e melhorar as condições de vida da população (DE CARVALHO, 2012). Especificamente quanto aos Resíduos Sólidos (RS), seu gerenciamento é um problema global que diz respeito a todas as pessoas. Trata-se de um serviço essencial (BRASIL, 1989) e se refere às ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento, destinação final ambientalmente adequada dos RS e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010b).

Desde que o meio ambiente passou a fazer parte da agenda internacional, os países desenvolvidos fizeram grandes progressos e disponibilizaram muitos exemplos de boas práticas à comunidade. A preocupação inicial foi em como esses resíduos estavam sendo descartados, mas atualmente o foco tem sido pensar na sua origem e, em consonância com um dos objetivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil (BRASIL, 2010b), buscar a não geração, redução (especialmente de substâncias perigosas), reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos e, quando forem esgotadas todas essas possibilidades, esses resíduos sólidos — chamados de rejeitos na PNRS — devem ser dispostos de maneira ambientalmente adequada (UNEP, 2015).

O Panorama Ambiental Global (UNEP, 2019b) afirma que os países desenvolvidos avançaram tanto no gerenciamento de resíduos sólidos que estão caminhando para esquemas de desperdício quase nulo e economia circular; impulsionando produção e consumo sustentáveis; e considerando estratégias para integrar novos e complexos tipos de RS. Por outro lado, os países em desenvolvimento ainda estão enfrentando desafios básicos como despejo descontrolado, queima aberta e acesso inadequado a serviços de resíduos.

No Brasil, a preocupação com o meio ambiente iniciou-se a partir de 1960, mas se intensificou após a publicação do relatório “Os limites do crescimento” (*The Limits to Growth*), pelo Clube de Roma, e a Conferência de Estocolmo, ambas em 1972 (SOUZA, 2010). Especialmente a respeito de resíduos sólidos, as primeiras Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) datam de 1991 e estão relacionadas ao gerenciamento e classificação de alguns resíduos sólidos e definições e tratamentos de resíduos perigosos. No âmbito Federal, outras Leis afins são: Lei nº 9.966/2000 (Lei do Óleo); Lei nº 9.974/2000 (Lei dos Agrotóxicos); e Lei nº 11.445/2007 (Lei do Saneamento Básico). Por fim, em 2010, a Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010b) regulamentada pelo Decreto 7.404/2010 (BRASIL, 2010a), instituiu a PNRS, considerada um marco regulatório legal para a gestão integrada e o gerenciamento dos resíduos sólidos no país.

O Art. 13 da PNRS classifica os resíduos sólidos quanto à origem e à periculosidade. A compilação das destinações e disposição adequadas apresentadas a seguir foram levantadas na PNRS, Leis Federais, Resoluções CONAMA, Resolução RDC ANVISA, Normas técnicas, Schalch (2018) e Schalch et al. (2019):

- **Resíduos sólidos urbanos (RSU)**, que engloba os resíduos domiciliares e resíduos de limpeza urbana: em 2017 foram geradas 214.868 t/dia de RSU e 59,1% tiveram disposição final adequada (ABRELPE, 2018).

Destinações: reutilização; reciclagem; tratamento físico, químico e biológico; disposição em aterro sanitário.

- **Resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços (RCS)**: se caracterizados como não perigosos, podem ser equiparados aos resíduos domiciliares pelo poder público municipal.

Destinações: reutilização; reciclagem; tratamento; disposição em aterro sanitário ou industrial.

- **Resíduos dos serviços públicos de saneamento básico:** em 2008, 62% dos municípios geravam lodo de ETA e, com exceção da região Nordeste, a maioria das regiões lançava os resíduos nos rios; 44,8% não possuíam rede de esgoto (IBGE, 2010). Em 2015, 86,15% da população brasileira tinha acesso aos serviços de saneamento básico e 97,5% ao abastecimento de água (The World Bank, 2019).

Destinações: tratamento natural ou mecânico; reutilização; disposição em aterro sanitário.

- **Resíduos industriais (RI):** cerca de 40% dos resíduos são perigosos (IPEA, 2012c).

Destinações: utilização como matéria-prima em processos; tratamento físico, químico ou biológico; disposição em aterro industrial Classe I ou Classe II-A; Co-disposição.

- **Resíduos de serviços de saúde (RSS):** em 2017, foi gerado 1,2Kg por habitante/ano de resíduos; 82,04% dos municípios prestavam serviços de coleta, tratamento e disposição final dos resíduos (ABRELPE, 2018).

Destinações: coleta seletiva de recicláveis; tratamento dos resíduos perigosos; tratamento térmico; disposição em aterro sanitário ou outras em conformidade com legislação específica.

- **Resíduos da construção civil (RCC):** indústria da construção contava com 126,3 mil empresas ativas e ocupava 1,91 milhão de pessoas em 2017 (IBGE, 2018); a coleta de RCC em 2017 foi de 45 milhões de toneladas (ABRELPE, 2018).

Destinações: áreas de transbordo e triagem; ecopontos para RCC; usinas de reciclagem; disposição em aterro de reservação para resíduos classe A para usos futuros ou outras em conformidade com normas técnicas específicas.

- **Resíduos agrossilvopastoris:** em 2009, os resíduos da silvicultura foram de 38,5 milhões de toneladas por ano de resíduos florestais e 10 milhões de toneladas por ano de resíduos de papel e celulose; a quantidade de dejetos das criações foi de 1,7 bilhão de toneladas, sendo 21% aproveitáveis para biodigestão; em 2012, os resíduos agrossilvopastoris das principais culturas eram cerca de 291 milhões de toneladas por ano (IPEA, 2012a); em 2018, 35,5 milhões de toneladas de fertilizantes foram entregues ao mercado brasileiro (ANDA, 2019); até 2015, somente 33,9% dos resíduos sólidos dos domicílios rurais eram coletados (IBGE, 2015).

Destinações: Aproveitamento dos resíduos florestais como fonte de energia ou para mudanças de sistemas de colheita; biodigestão dos dejetos das criações; reciclagem; disposição em aterro sanitário.

- **Resíduos de serviços de transportes (RST):** em 2012, o Brasil possuía cerca de 9 milhões de carros e 400 mil caminhões sucateados; estima-se que a geração de resíduos em uma aeronave seja de 300 gramas por passageiro por viagem (IPEA, 2012b)

Destinações: reutilização; reciclagem; tratamento; disposição em aterro sanitário ou outras em conformidade com normas técnicas ou legislação específicas.

- **Resíduos de mineração:** em 2014, foram gerados cerca de 230 milhões de m³ de estéril (CARVALHO et al., 2018); 51,5% das barragens inseridas na Política Nacional de Segurança de Barragens possuem alto dano potencial associado.

Destinações: aproveitamento em outros setores; disposição em minas subterrâneas; cavas exauridas de minas; pilhas; disposição em pasta; barragens de contenção.

A PNRS, em seu Art. 33, determina que os fabricantes, importadores, distribuidores e comer-

cientes dos produtos elencados a seguir devem estruturar e implementar sistemas de logística reversa, independentes do serviço público de limpeza urbana e manejo dos RS:

- **Agrotóxicos, seus resíduos e embalagens:** sistema implantado em 2002 e gerido pelo Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias (INPEV). Atualmente conta com 110 centrais e 301 postos de recebimentos de embalagens vazias; 103 centrais e 101 postos aptos para o recebimento de sobras pós-consumo de defensivos agrícolas. Em 2018, 93% das embalagens passíveis de reciclagem retornaram ao ciclo produtivo como matéria-prima e foram destinadas 44,3 mil toneladas de embalagens vazias (92% recicladas e 8% incineradas) e 99,8 toneladas de embalagens com sobras pós-consumo (100% incineradas) (INPEV, 2018).
- **Pilhas e baterias:** sistema implantando em 2016 e gerido pela Green Eletron que conta com 2.245 pontos de entrega voluntária (PEV). Em 2019, 171,2 toneladas de pilhas e baterias foram recicladas (GREEN ELETRON, 2018).
- **Pneus:** sistema implantado em 2007 e gerido pela Reciclanip que possui 1.053 PEVs (RECICLANIP, 2019). Em 2017, os fabricantes de pneus novos alcançaram 100,09% da meta de destinação estabelecida para 2016, enquanto os importadores cumpriram 83,64% da meta estipulada (IBAMA, 2017).
- **Óleos lubrificantes, seus resíduos e embalagens:** desde 2005 o Ministério do Meio Ambiente é responsável pelo sistema de logística reversa de óleo lubrificante usado ou contaminado (OLUC), contando com 23 empresas autorizadas para coleta de OLUC e 14 unidades de rerrefino. A meta nacional mínima para 2017 (39,2%) foi superada em 1,71% (MMA, 2018). Quanto às embalagens plásticas de óleos lubrificantes, o sistema foi implantado em 2013 pelo Instituto Jogue Limpo que, atualmente,

possui 112 PEVs em 16 Estados, 21 centrais de recebimento e uma frota de 60 caminhões. Em 2018, foram recebidas 4.774 toneladas de embalagens sendo 98% destinadas à reciclagem (INSTITUTO JOGUE LIMPO, 2019).

- **Lâmpadas fluorescentes, de vapor de sódio e mercúrio e de luz mista:** sistema implantado em 2014 e gerido pela Reciclus. Em 2017, 296.364 lâmpadas foram recolhidas (65% compactas e 35% tubulares) (RECICLUS, 2018).
- **Produtos eletroeletrônicos e seus componentes:** sistema implantado em âmbito nacional em 2019 e gerido pela Green Eletron. Possui 104 PEVs e meta de chegar a 60 municípios em 13 estados, totalizando 600 PEVs até o final de 2021. Em 2019, 343 toneladas de eletroeletrônicos foram recicladas; 47,5 toneladas de plástico foram recicladas; e 100 toneladas de metais ferrosos e não-ferrosos foram reaproveitados pela indústria siderúrgica (GREEN ELETRON, 2019).

Os resíduos cemiteriais não estão contemplados na PNRS, no entanto, os cemitérios deverão ser submetidos ao processo de licenciamento ambiental, nos termos da Resolução Conama no 335/2003 (CONAMA, 2003) e o gerenciamento dos seus resíduos deve constar do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) (MMA, 2012, p. 48).

Quanto ao cumprimento da Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010b), Maiello, Britto e Valle (2018) destacam a dificuldade de integração das políticas públicas no Brasil devido à distância física e estrutural entre as instâncias formuladoras e executoras de normas e diretrizes, em âmbito nacional. O “Primeiro Relatório Global sobre o Estado de Direito Ambiental” (UNEP, 2019a) destaca que a Constituição do Brasil garante o direito a um ambiente ecologicamente equilibrado e ressalta que a aplicação das leis ambientais aumentou; no entanto, dados de 2000 a 2015 apontam que 527 ativistas foram assassinados

no Brasil, colocando o país em primeiro lugar no mundo nesse tipo de crime (UNEP, 2019a).

Um exemplo de iniciativa que contribui com as mudanças de hábitos e atitudes dos cidadãos é o Prêmio da Cúpula Mundial (*World Summit Awards - WSA*), criado em 2003 na Cúpula Mundial das Nações Unidas sobre a Sociedade da Informação (*UN World Summit on the Information Society - UN WSIS*), com o propósito promover a inovação digital local para melhorar a sociedade e contribuir com os Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável. O sistema de premiação não é monetário e visa à troca sustentável de conhecimento por meio da internet. Em 2018, um dos premiados na categoria Meio Ambiente e Energia Verde foi o aplicativo brasileiro World Cleanup, que realiza o mapeamento de lixo com o objetivo de conectar pessoas e organizações para a limpeza dos locais. É um aplicativo gamificado que apresenta desafios entre as equipes e exibe uma vitrine de ações de limpeza (WSA, 2019).

Um aplicativo gamificado é entendido como uma solução que utiliza elementos de design característicos de jogos, fora do contexto de jogos, para melhorar o engajamento e experiência do usuário (*User Experience - UX*). A gamificação busca combinar motivações intrínsecas e extrínsecas como forma de aumentar o engajamento dos usuários, motivando-os a alcançar seus próprios objetivos por meio do envolvimento emocional, com metas significativas, focando nas suas necessidades e desejos (DETERDING et al., 2011; ZICHERMANN, 2011; BURKE, 2015; SEABORN; FELLS, 2015; TOTH; TOVOLGYI, 2016).

2 OBJETIVOS

Considerando-se que na PNRS a educação ambiental é um dos seus instrumentos e a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos um dos seus princípios (BRASIL, 2010b) e que nos domínios da sustentabilidade os usuários utilizam aplicativos gamificados com os propósi-

tos de apoiar e encorajar atitudes sustentáveis por meio da mudança de comportamento (MORA et al., 2015; SEABORN; FELLS, 2015), este trabalho teve como objetivo apresentar uma proposta tecnológica gamificada e colaborativa como ferramenta para educação ambiental e desenvolvimento sustentável por meio de orientação, sensibilização e incentivo aos cidadãos na segregação e destinação ambientalmente adequada de resíduos sólidos.

3 METODOLOGIA

A definição da metodologia deste trabalho partiu dos pressupostos de que os cidadãos não conhecem a PNRS; têm dúvidas na segregação dos resíduos sólidos e, conseqüentemente, não descartam adequadamente; e que não possuem uma ferramenta gratuita que oriente e motive o descarte correto. Para tanto, seguiu os seguintes procedimentos metodológicos: 1. Pesquisa de natureza básica com objetivos exploratórios e descritivos por meio de pesquisas em publicações científicas e relatórios técnicos de órgãos governamentais visando à elaboração de uma matriz de resíduos sólidos com classificação quanto à origem e respectiva destinação ambientalmente adequada segundo a PNRS; 2. Pesquisa de campo de corte transversal, com objetivos exploratórios e descritivos, de natureza quantitativa, realizada por meio do questionário para identificar o conhecimento sobre a PNRS e o descarte de resíduos sólidos de uma amostra da população de um município do interior do Estado de São Paulo; 3. Pesquisa de natureza básica com objetivos exploratórios para identificar os aplicativos móveis relacionados ao descarte de resíduos sólidos, somada a pesquisas em publicações científicas sobre abordagens tecnológicas e iniciativas voltadas à sustentabilidade; 4. Desenvolvimento do aplicativo móvel multiplataforma, gamificado e colaborativo como uma proposta para descarte de resíduos sólidos; e 5. Avaliação do aplicativo realizada por meio de testes reais realizados por um grupo de controle, sem a intervenção da autora.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Matriz de Resíduos Sólidos

A matriz de resíduos sólidos possui 96 (noventa e seis) itens classificados de acordo com os Art. 13 e 33 da PNRS (BRASIL, 2010b) e com instruções quanto ao descarte ambientalmente adequado. Selecionaram-se resíduos sólidos mais comuns aos cidadãos e relacionados com o cotidiano, mas também foram incluídos resíduos sólidos resultantes de processos industriais a título de orientação, como os resíduos dos serviços públicos de saneamento básico, resíduos industriais e resíduos de mineração. Optou-se pela apresentação dos resíduos domiciliares e dos resíduos de limpeza urbana em separado; no entanto, é comum encontrar na literatura a unificação como resíduos sólidos urbanos.

As destinações e disposições finais foram levantadas com base no referencial teórico desenvolvido, no site eCycle (2020) e nas cartilhas com orientações para coleta seletiva elaboradas pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária do Acre (TEIXEIRA; MACIEL, 2010), pelo Ministério Público do Estado de São Paulo (MPSP, 2014) e pela Associação Brasileira da Indústria do Plástico (ABIPLAST, 2018). Observaram-se divergências nas cartilhas quanto à destinação de alguns resíduos sólidos e a literatura, pois para a maioria das classificações dos resíduos sólidos, as destinações são apresentadas de maneira abrangente. Diante disso, foi necessário recorrer aos sites especializados e de associações de fabricantes.

4.2 Conhecimento sobre a PNRS e descarte de resíduos sólidos

A pesquisa de campo para identificar o conhecimento sobre a PNRS e o descarte de resíduos sólidos aconteceu em abril e maio de 2019 com uma amostra de 592 discentes (99% de confiança e 4% de erro) de todos os cursos do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de

São Paulo (IFSP) *Campus* São João da Boa Vista. O IFSP é uma autarquia federal de ensino organizada em 36 *campi* distribuídos pelo estado de São Paulo. Utilizou-se um questionário online que pode ser consultado no link encurtado <https://bit.ly/2YakGLy>.

Quanto às questões sobre o conhecimento dos discentes a respeito da PNRS, apurou-se que a maioria dos participantes afirmou conhecer bem ou ter lido sobre a proibição de descarte de RS em corpos de água, a proibição da queima de RS a céu aberto e a responsabilidade do consumidor pelo ciclo de vida dos produtos. Por outro lado, a maioria dos discentes não sabe ou apenas ouviu falar sobre a obrigatoriedade de elaboração dos Planos de Resíduos Sólidos por parte da União, Estados, Distrito Federal e Municípios, podendo indicar que eles não tiveram contato com a PNRS nem com os planos elaborados pelos municípios onde residem, evidenciando a necessidade de maior divulgação por parte dos municípios.

Constata-se também um conhecimento superficial dos discentes nas questões sobre os conceitos de resíduos sólidos, rejeitos e resíduos perigosos. A maioria dos 11% dos discentes que afirmaram conhecer bem sobre logística reversa também conhecem os demais conceitos pesquisados. No entanto, considera-se um contrassenso que dentre eles 3% afirmem não saber e 22% somente terem ouvido falar sobre resíduos perigosos.

Quanto aos locais onde os discentes descartariam cada um dos resíduos sólidos pesquisados, chama-se atenção para os discentes que descartariam restos de alimentos (17%); papel higiênico, fraldas e absorventes (14%); e saquinhos de café e chá (15%) na coleta seletiva. A necessidade de orientações foi confirmada quando a maioria dos discentes afirmou que às vezes (41%), frequentemente (21%) ou sempre (19%) fica em dúvidas sobre como descartar e acaba utilizando o lixo comum.

Os discentes que costumam observar os pontos de coleta às vezes (30%), frequentemente (15%) ou sempre (12%) também costumam entregar pilhas e baterias em pontos de coleta (86%) e fazer a separação do lixo (80%). Esses discentes também afirmam que conhecem bem ou leram sobre o conceito de resíduos sólidos (61%), rejeitos (66%), resíduos perigosos (59%), logística reversa (28%), responsabilidade do consumidor pelo ciclo de vida dos produtos (64%), obrigatoriedade de elaboração dos Planos de Resíduos Sólidos pela União, Estados, Distrito Federal e Municípios (33%) e a proibição de queima de resíduos sólidos e rejeitos a céu aberto (84%). Além disso, 70,5% deles responderam que utilizariam um aplicativo no celular para cadastrar pontos de coletas, 55% fariam o registro do seu descarte neste aplicativo e 48% compartilhariam seu descarte nas redes sociais.

4.3 Propostas tecnológicas para descarte de resíduos sólidos

Para a confirmação da hipótese de que não há um aplicativo móvel gratuito que ao mesmo tempo oriente os usuários quanto ao descarte ambientalmente correto de resíduos sólidos e os motive a colaborar com a comunidade indicando os locais de disposição disponíveis na região, buscaram-se aplicativos nas plataformas da Google e da Apple, respectivamente Play Store e Apple Store, pois atualmente possuem os sistemas operacionais mais usados no mundo (STATISTA, 2019). A pesquisa foi realizada em abril de 2019 e utilizou as palavras-chave “destinação final”, “descarte”, “lixo”, “rejeito” e “resíduo”. Para “destinação final” e “rejeito” não se obteve resultado pertinente. Foram analisadas as descrições de cada um dos aplicativos encontrados, mas somente foram instalados e testados os aplicativos gratuitos que permitiam a localização de pontos de coleta de mais de um tipo de resíduo sólido

e cuja abrangência não estava restrita a uma cidade, comunidade ou prestador de serviços. Para a realização dos testes foi utilizado um iPhone 7 com iOS versão 12.2 e um Samsung Galaxy J5 Prime com Android versão 8.0.

Os testes foram norteados pelo conceito de gamificação nos domínios da sustentabilidade, cujos propósitos são apoiar e encorajar atitudes sustentáveis por meio da mudança de comportamento (MORA et al., 2015; SEABORN; FELLS, 2015). Considerou-se que o descarte ambientalmente adequado de resíduos sólidos requer conhecimento e atitude para segregação e destinação correta dos resíduos que, consequentemente, promovem a mudança de comportamento do cidadão perante este problema. Diante disso, definiu-se que as funcionalidades buscadas nos aplicativos testados seriam: disponibilizar informações relacionadas ao descarte ambientalmente adequado de resíduos sólidos; motivar o engajamento por meio da gamificação; permitir a colaboração dos usuários no cadastro e avaliação dos pontos de coleta; registrar o descarte de resíduos sólidos; e permitir o compartilhamento em redes sociais.

Nenhum dos sete aplicativos testados (Ache&Descarte, Biothanks, Descartaê, DescarteINFO, EcoMind, Heróis da reciclagem, Nosso lixo e Redescarte) possuía todas as funcionalidades avaliadas. Quanto à plataforma, um deles foi desenvolvido somente no iOS, quatro somente no Android e dois em ambas as plataformas. Acredita-se que, como a maioria dos usuários no Brasil utiliza o Android (84,11%) (STATISTA, 2019), os desenvolvedores priorizam esta plataforma. Além disso, o custo para manutenção dos aplicativos na Apple Store (US\$ 99,00 por ano) também pode ser um impeditivo se comparado ao custo da Play Store (US\$ 25,00 uma única vez). Nenhum dos aplicativos testados possuía as funcionalidades avaliadas.

4.4 Desenvolvimento do aplicativo DescarteAqui

As funcionalidades do aplicativo foram definidas considerando-se os mesmos conceitos e funções testadas nos aplicativos móveis sobre resíduos sólidos e nos resultados da pesquisa de campo que indicaram que 65% da amostra pesquisada cadastrariam um ponto de coleta, 50% registrariam seus descartes e 44% compartilhariam em redes sociais. Além disso, adicionaram-se funcionalidades para melhorar a experiência do usuário, a saber: visualizar locais de disposição por meio de uma listagem ou pelo mapa; traçar rota até o local; cadastrar endereço do local por meio de marcação no mapa; sugerir alterações no cadastro de locais de disposição; visualizar regras de pontuação de maneira clara e objetiva; e consultar o ranking de pontuações.

O aplicativo foi projetado para ser colaborativo, pois os próprios usuários farão a inclusão e a avaliação dos locais de disposição dos resíduos sólidos. Para incentivar o engajamento, foi desenvolvido segundo os conceitos de gamificação, onde as funções recebem uma pontuação que, conseqüentemente, geram o ranking dos usuários, registram o feedback por meio da avaliação dos locais de disposição e atribuem conquistas conforme a pontuação alcançada. O DescarteAqui atribui pontos a cada inclusão de local de disposição (3 pontos), avaliação de local (2 pontos para o usuário que faz a avaliação e 1 para o usuário que cadastrou o local) e descarte de resíduos (2 pontos).

Com exceção das funções de cadastro de novo usuário, login e recuperação de senha, as de-

mais funcionalidades são acessadas mediante autenticação do usuário. A tela principal do aplicativo possui a relação dos locais de disposição cadastrados, a opção de incluir um novo local e o acesso às demais funcionalidades por meio do menu. A consulta dos locais pode ser utilizada em duas visões: listagem dos locais em um raio de até 50 (cinquenta) quilômetros de distância ou pelo mapa, utilizando as funções de zoom com os dedos.

O ranking de pontuação e a matriz de resíduos sólidos são acessados pelo menu da tela principal. Na matriz é possível pesquisar por qualquer parte do nome do resíduo sólido ou pela classificação segundo a PNRS. Para auxiliar na visualização, criaram-se ícones para representar cada classificação por origem e para os produtos sujeitos a logística reversa. A Fig. 1 apresenta as telas de consulta de locais de disposição e a matriz de resíduos sólidos.

Quanto à infraestrutura de desenvolvimento, utilizou-se o *framework* Xamarin, disponível no Visual Studio Enterprise 2019, que é uma solução para desenvolvimento multiplataforma que utiliza o .NET. A linguagem de programação foi o C#. A camada de banco de dados, modelos e funções foram implementados na versão 2.1 do .NET Standard e hospedados em um servidor *web* Windows. Utilizou-se o ASP.NET Core 3.1 como servidor de aplicação e *web*; o Xamarin Forms 4.5 para o aplicativo móvel; e o MySQL Server 10.2 como gerenciador de banco de dados. Os recursos nativos do dispositivo para acesso à localização, internet, rede celular, wifi e armazenamento interno.

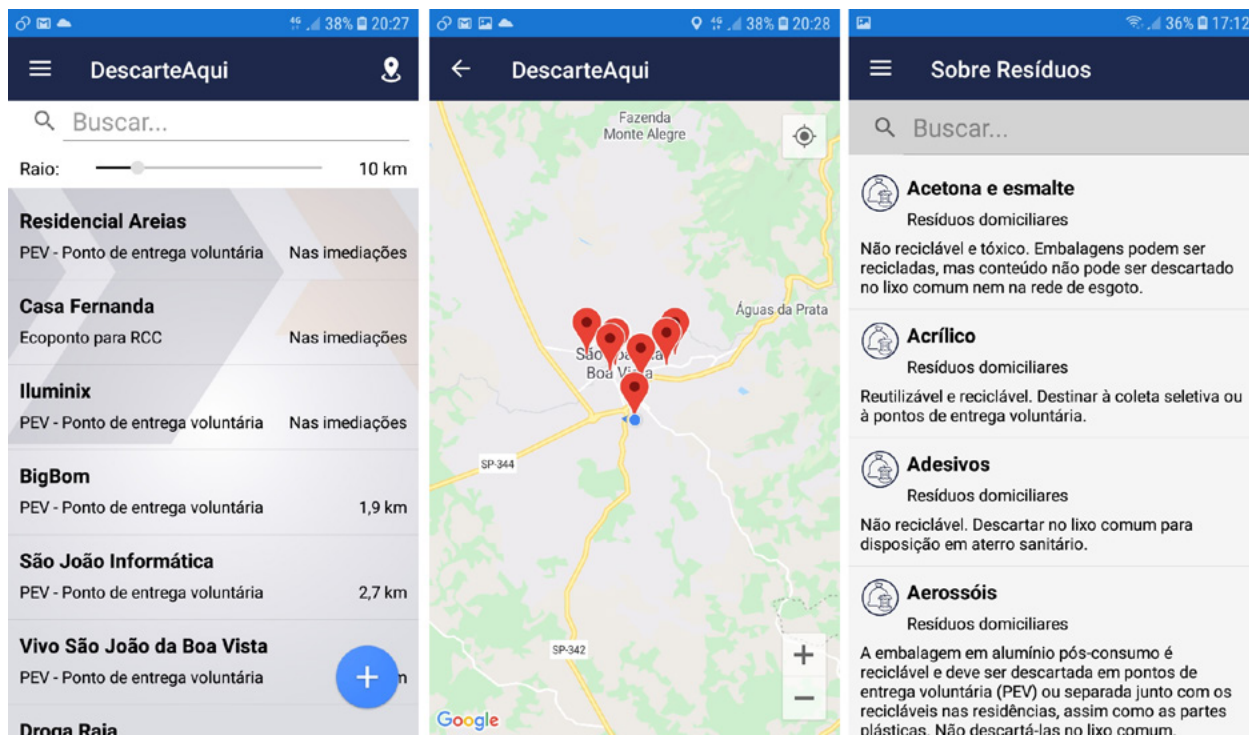


Figura 1 - Opções para busca de locais de disposição e Matriz de Resíduos Sólidos

4.5 Avaliação do DescarteAqui com a PNRS e Experiência do Usuário

A avaliação do DescarteAqui aconteceu de 24/04/2020 até 10/04/2020 por meio de um questionário online que pode ser consultado no link encurtado <https://bit.ly/2Yfjguo>. Os 14 (catorze) participantes do grupo de teste foram classificados como usuários comuns (43%), usuários especialistas em Tecnologia de Informação e/ou Experiência do Usuário (36%) e usuários especialistas na PNRS (21%). Devido à quantidade de participantes da avaliação, seu resultado não pode ser generalizado; no entanto, permite uma primeira análise do aplicativo.

Das funcionalidades testadas por todos os usuários, 3% foram respondidas como erros que foram identificados e corrigidos. Quanto à Experiência do Usuário, o questionário abordou seis dos sete fatores apresentados pela INTERACTION DESIGN FOUNDATION (2019): 1. Utilidade;

2. Usabilidade; 3. Encontrabilidade; 4. Credibilidade; 5. Desejabilidade; e 6. Valor. O fator acessibilidade não foi questionado porque o aplicativo não possui recursos específicos para possibilitar que pessoas com deficiências o utilizem em sua totalidade.

De todos os participantes da pesquisa, um usuário comum (7%) afirmou que o aplicativo não possibilita que o usuário encontre o que está buscando; outro usuário comum (7%) afirmou não saber se o aplicativo permite a utilização das funcionalidades com eficiência, eficácia e satisfação (fator usabilidade); e o mesmo usuário e mais um especialista em Tecnologia da Informação e Experiência do Usuário (14%) responderam não saber se o aplicativo permite que o usuário se sinta seguro durante a utilização (fator credibilidade). Para os demais fatores, todos os participantes afirmaram que os fatores de Experiência de Usuários questionados foram considerados no aplicativo e levantaram melhorias

que também foram implementadas na versão final, a saber: permitir o cadastro do endereço sem a necessidade de estar no local; nomear as funções *Login* e *Logout* na língua portuguesa; alterar a cor do texto da mensagem de confirmação de redefinição de senha; deixar a tela de Perfil editável; utilizar o botão de cadastro de novo local de disposição no canto inferior direito da tela, seguindo o padrão dos aplicativos da Google; e exibir regras de pontuação aos usuários.

Quanto à adequação do aplicativo com a PNRS, dos 50% dos usuários que afirmaram conhecer a PNRS, 43% são os usuários especialistas na PNRS e os demais são usuários comuns. Com exceção de um usuário comum que indicou como ruim a classificação dos produtos sujeitos a logística reversa apresentados na Matriz de Resíduos, os demais avaliaram como boa. Já os usuários especialistas na PNRS avaliaram as classificações como excelente, com exceção de um usuário que indicou como boa a classificação dos resíduos sólidos quanto a origem e sugeriu uma revisão devido ao enquadramento de alguns resíduos sólidos em mais de uma origem. Esta revisão foi realizada e optou-se pela manutenção da classificação onde a origem é mais comum.

5 CONCLUSÕES

Embora o Brasil já contasse com a Política Nacional de Meio Ambiente instituída em 1981 e ratificada na Constituição Federal de 1988, as leis do óleo, de crimes ambientais, dos agrotóxicos e do saneamento básico, além de uma série de Resoluções do Conama sobre resíduos sólidos e resíduos perigosos, a implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, em 2010, foi um marco regulatório para a gestão integrada e o gerenciamento dos resíduos sólidos no Brasil. No entanto, constatou-se que muitos dos seus instrumentos, como o Plano Nacional de Resíduos Sólidos e alguns Planos Estaduais de Resíduos Sólidos,

ainda não foram concluídos. Observou-se que os dados estatísticos sobre resíduos sólidos são escassos e muitas vezes desatualizados, impossibilitando um retrato da real situação no gerenciamento de resíduos sólidos no Brasil.

Considera-se a matriz de resíduos sólidos como uma das principais contribuições deste trabalho, pois relacionou os resíduos sólidos com sua respectiva classificação segundo a PNRS e destinações ambientalmente adequadas levantadas na literatura, sites especializados e cartilhas de reciclagem. Observaram-se divergências nas cartilhas quanto à destinação de alguns resíduos sólidos e a literatura, pois para a maioria das classificações dos resíduos sólidos, as destinações são apresentadas de maneira abrangente.

A pesquisa de campo com os discentes do IFSP-SBV indicou que questões que envolvem a atitude dos cidadãos e têm consequente impacto ambiental mais evidente são de conhecimento da maioria. Em contrapartida, constatou-se um conhecimento superficial sobre os conceitos de resíduos sólidos, rejeitos, resíduos perigosos e logística reversa. Somente a minoria dos discentes afirmou não ter dúvidas na segregação dos resíduos sólidos para o descarte, evidenciando a necessidade de campanhas de educação ambiental. Já os que costumam observar os pontos de coleta também descartam pilhas e baterias corretamente, fazem a separação dos resíduos sólidos, conhecem bem os conceitos pesquisados e utilizariam um aplicativo no celular para cadastrar pontos de coletas.

A identificação e teste dos aplicativos móveis disponíveis na Apple Store e na Play Store consideraram a gratuidade, a abrangência e a localização de pontos de coleta para mais de um tipo de resíduo sólido. Observou-se que somente um dos sete aplicativos foi desenvolvido exclusivamente para a plataforma iOS e dois deles para ambas as plataformas, refletindo a dificuldade

de criação e manutenção de aplicativos em múltiplas plataformas. Dentre os aplicativos testados, nenhum deles é multiplataforma, gamificado e colaborativo e possui todas as funcionalidades propostas neste trabalho.

O DescarteAqui é um aplicativo colaborativo que foi desenvolvido segundo os conceitos de gamificação, onde as funções recebem uma pontuação que, conseqüentemente, gera o ranking dos usuários e incentiva o engajamento. Dentre suas funcionalidades, as principais são a matriz de resíduos sólidos, a localização e cadastro de locais de disposição e o registro de descartes. A documentação e suporte disponíveis do framework de desenvolvimento foram essenciais, porém não suficientes, exigindo também o acesso a sites especializados em Xamarin. A versão em iOS não foi desenvolvida devido à ausência de uma máquina Apple para depurar o código e gerar os pacotes de instalação.

A avaliação do aplicativo para verificar a adequação do seu conteúdo com a PNRS e fatores de experiência do usuário foi realizada por um grupo de controle composto de usuários comuns, usuários especialistas em Tecnologia da Informação e/ou Experiência do Usuário e usuários especialistas na PNRS. Das funcionalidades testadas por todos os usuários, 3% foram reportadas com erro, que foram identificados e corrigidos. Quanto à experiência do usuário, a maioria dos usuários reportou que os fatores questionados foram atendidos, mas ainda assim foram sugeridas melhorias que também foram implementadas na versão final. Dos usuários que afirmaram conhecer a PNRS (50%), somente um deles considerou a classificação dos produtos sujeitos a logística reversa como ruim; os demais classificaram como boa e excelente para este e os demais questionamentos.

Apesar de a avaliação do aplicativo não poder ser generalizada, conclui-se que o DescarteAqui

pode se tornar uma ferramenta para educação ambiental e desenvolvimento sustentável por meio de orientação, sensibilização e incentivo aos cidadãos na segregação e destinação ambientalmente adequada de resíduos sólidos.

Quanto aos trabalhos futuros, entende-se que os próximos passos serão publicar o aplicativo na Play Store; concluir o desenvolvimento e publicação da versão em iOS; buscar parcerias para divulgação; avaliar e realizar as modificações provenientes das sugestões enviadas pelos usuários; e implementar melhorias apontadas pelos usuários e oportunidades levantadas no processo de desenvolvimento e testes, como a identificação de recursos necessários para acessibilidade.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

- ABIPLAST. **Reciclabilidade de materiais plásticos pós-consumo**. São Paulo: Associação Brasileira da Indústria do Plástico, 2018. Disponível em: <<http://www.abiplast.org.br/publicacoes/cartilha-e-reciclabilidade-de-materiais-plasticos-pos-consumo/>>.
- ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2017**. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS, 2018. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2017>>. Acesso: 4 jul. 2019.
- ANDA. **Pesquisa Setorial - Macro Indicadores**. Associação Nacional para Difusão de Adubos, 2019. Disponível em: <<http://anda.org.br/estatisticas>>. Acesso: 23 jul. 2019.
- BRASIL. Decreto no 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a política nacional de resíduos sólidos, cria o comitê interministerial da política nacional de resíduos sólidos e o comitê orientador para a implantação dos sistemas de logística reversa, e dá outras providências. Brasília, 2010a. **Diário Oficial da União**, 23 de dez. 2010.
- BRASIL. Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a política nacional de resíduos sólidos; altera a lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010b. **Diário Oficial da União**, 3 de ago. 2010.

BRASIL. Lei no 7.783, de 28 de junho de 1989. Dispõe sobre o exercício do direito de greve, define as atividades essenciais, regula o atendimento das necessidades inadiáveis da comunidade, e dá outras providências. Brasília, 1989. **Diário Oficial da União**, 28 de jun. 1989.

BURKE, B. **Gamificar: como a gamificação motiva as pessoas a fazerem coisas extraordinárias**. São Paulo: DVS Editora, 2015.

CARVALHO, P. S. L. d. et al. **Sustentabilidade socioambiental da mineração**. Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2018.

CONAMA. Resolução Conama no 335, de 3 de abril de 2003. Dispõe sobre o licenciamento ambiental de cemitérios. Brasília, 2003. **Diário Oficial da União**, 28 de mai. 2003.

DE CARVALHO, S. A. O direito fundamental ao saneamento básico como garantia do mínimo existencial social e ambiental. **Revista Brasileira de Direito**, Passo Fundo, v. 8, n. 2, p. 6-37, 2012.

DETERDING, S. et al. From game design elements to gamefulness: Defining "gamification". In: Proceedings of the 15th International Academic MindTrek Conference: Envisioning Future Media Environments. New York, NY, USA: ACM, 2011. **Anais...** (MindTrek '11), p. 9–15. ISBN 978-1-4503-0816-8. Disponível em: <<http://doi.acm.org/10.1145/2181037.2181040>>.

eCycle. **Recicle tudo**. eCycle, 2020. Disponível em: <<https://www.ecycle.com.br/component/content/article/70-homes/271-home-recicle-tudo.html>>. Acesso: 13 jan. 2020.

GREEN ELETRON. **Logística reversa de pilhas e baterias portáteis**. São Paulo: Green Eletron Gestora de Logística Reversa, 2018. Cartilha de orientações técnicas. Disponível em: <https://www.greeneletron.org.br/download/CARTILHA_PILHAS_OPERACIONAL.pdf>.

GREEN ELETRON. **Ministério do Meio Ambiente aprova Acordo Setorial para a Logística Reversa de Eletroeletrônicos**. Green Eletron Gestora de Logística Reversa, 2019. Disponível em: <<https://www.greeneletron.org.br/blog/ministerio-do-meio-ambiente-aprova-acordo-setorial-para-a-logistica-reversa-de-eletroeletronicos>>. Acesso: 11 fev. 2020.

IBAMA. **Relatório de pneumáticos: Resolução Conama no 416/09: 2017** (ano base 2016). Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2017.

IBGE. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2015. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/1157>>. Acesso: 9 jul. 2019.

IBGE. **Pesquisa Anual da Indústria da Construção 2017**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2018. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/54/paic_2017_v27_informativo.pdf>. Acesso: 9 jul. 2019.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Disponível

em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/multidominio/meio-ambiente/9073-pesquisa-nacional-de-saneamento-basico.html>>. Acesso: 9 jul. 2019.

INPEV. **Relatório de Sustentabilidade 2018**. São Paulo: Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias, 2018.

INSTITUTO JOGUE LIMPO. **Relatório de desempenho anual 2018**. Instituto Jogue Limpo, 2019. Disponível em: <<https://www.joguelimpo.org.br/institucional/relatorios.php>>.

INTERACTION DESIGN FOUNDATION. **The Basics of User Experience Design**. 2019. Disponível em: <<https://www.interaction-design.org/literature>>. Acesso: 30 mai. 2019.

IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Orgânicos do Setor Agrossilvopastoril e Agroindústrias Associadas**. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2012a. Relatório de Pesquisa.

IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos de Transportes Terrestres**. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2012b. Relatório de Pesquisa.

IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Industriais**. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2012c. Relatório de Pesquisa.

MAIELLO, A.; BRITTO, A. L.; VALLE, T. Implementação da política nacional de resíduos sólidos. **Revista de Administração Pública**, v. 52, n. 1, p. 24–51, 2018. ISSN 1982-3134. <https://doi.org/10.1590/0034-7612155117>.

MMA. **Planos de gestão de resíduos sólidos: manual de orientação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente e ICLEI-Brasil, 2012. ISBN: 978-85-99093-21-4. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao09042012101719.pdf>.

MMA. **Coleta de óleo lubrificante usado ou contaminado - 2018 (ano base 2017)**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2018. Disponível em: <https://sinir.gov.br/images/sinir/LOGISTICA_REVERSA/Sistemas_Implantados_OLUC/Relatorio_CONAMA_OLUC_2018.pdf>.

MORA, A. et al. A literature review of gamification design frameworks. In: 2015 7th International Conference on Games and Virtual Worlds for Serious Applications (VS-GAMES), 2015. p. 1–8. **Anais...** <https://doi.org/10.1109/VSGAMES.2015.7295760>

MPSP. **Coleta seletiva - Pratique esta ideia**. São Paulo: Ministério Público do Estado de São Paulo, 2014. Disponível em: <http://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/Cartilhas/coleta_seletiva.pdf>.

RECICLANIP. **Pontos de Coleta**. 2019. Disponível em: <<http://www.reciclanip.org.br/>>. Acesso: 11 fev. 2020.

RECICLUS. **Relatório Anual de Atividades e Resultados 2017**. São Paulo: Associação Brasileira para Gestão da Logística Reversa de Produtos de Iluminação, 2018. Disponível em:

<https://sinir.gov.br/images/sinir/LOGISTICA_REVERSA/RELATORIOS_ANUAIS/LAMPADAS/Relatorio_MMA_vers%C3%A3o_final_08012019.pdf>.

SCHALCH, V. **Divisão dos resíduos sólidos quanto à origem e periculosidade de acordo com a PNRS** (apostila). São Carlos: EESC-USP, 2018. 33 p.

SCHALCH, V. et al. **Resíduos sólidos: Conceitos, gestão e gerenciamento**. Rio de Janeiro: Elsevier Editora Ltda, 2019. 579 p.

SEABORN, K.; FELLS, D. I. Gamification in theory and action: A survey. **International Journal of human-computer studies**, Elsevier, v. 74, p. 14–31, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ijhcs.2014.09.006>

SOUZA, A. S. R. O meio ambiente como direito difuso e a sua proteção como exercício de cidadania. **Revista da Faculdade Mineira de Direito**, v. 13, n. 25, p. 22–38, 2010. <https://doi.org/10.5752/P.2318-7999.2010v13n25p22>

STATISTA. **Statistics and Market Data on Telecommunications**. 2019. Disponível em: <<https://www.statista.com/markets/418/topic/481/telecommunications/>>. Acesso: 29 mar. 2019.

TEIXEIRA, R. B.; MACIEL, V. T. **Cartilha Coleta Seletiva**. Rio Branco: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária do Acre, 2010. Disponível em: <<http://nipoa.sp.gov.br/Uploads/Cartilhas/CARTILHACOLETACELETIVA.pdf>>.

The World Bank. **World Development Indicators Database**. The World Bank, 2019. Disponível em: <<https://datacatalog>

[worldbank.org/dataset/world-development-indicators](https://datacatalog.worldbank.org/dataset/world-development-indicators)>. Acesso: 04 set. 2019.

TOTH, A.; TOVOLGYI, S. The introduction of gamification: A review paper about the applied gamification in the smartphone applications. In: 2016 7th IEEE International Conference on Cognitive Infocommunications (CogInfoCom), 2016. p. 213–218. **Anais...** <https://doi.org/10.1109/CogInfoCom.2016.7804551>

UNEP. **Environmental Rule of Law: First Global Report**. 2019a. Disponível em: <<https://www.unenvironment.org/resources/assessment/environmental-rule-law-first-global-report>>. Acesso: 5 jul. 2019.

UNEP. **Global Environment Outlook (GEO-6): Healthy Planet, Healthy People**. 2019b. United Nations Environmental Programme. Disponível em: <<https://www.unenvironment.org/resources/global-environment-outlook-6>>. Acesso: 10 jun. 2019.

UNEP. **Global Waste Management Outlook - GWMO**. 2015. United Nations Environmental Programme. Disponível em: <<https://www.unenvironment.org/pt-br/node/1543>>. Acesso: 13 jun. 2019.

WSA. **World Summit Awards**. 2019. UN World Summit on the Information Society. Disponível em: <<https://www.worldsummitawards.org>>. Acesso: 04 jun. 2019.

ZICHERMANN, G. **Intrinsic and Extrinsic Motivation in Gamification**. 2011. Disponível em: <<http://www.gamification.co/2011/10/27/intrinsic-and-extrinsic-motivation-ingamification>>. Acesso: 21 mai. 2019.

Avaliação de risco ambiental de fármacos e desreguladores endócrinos presentes no esgoto sanitário brasileiro

Environmental risk assessment of pharmaceuticals and endocrine disruptors present in Brazilian sewage

• **Data de entrada:**
12/04/2022

• **Data de aprovação:**
02/05/2022


Tatiana Wiczorko Barán^{1*} | Sérgio Francisco de Aquino¹ | Ananda Lima Sanson¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.026>

ORCID ID

Barán TW  <https://orcid.org/0000-0002-0711-2879>

Aquino SF  <https://orcid.org/0000-0001-6058-3218>

Sanson AL  <https://orcid.org/0000-0002-6784-6321>

Resumo

Este estudo investigou a ocorrência, remoção e impacto na biota aquática de 19 contaminantes de preocupação emergente (CEC) comumente reportados no esgoto brasileiro bruto e/ou tratado. Para 14 CEC (E1, E2, EE2, GEN, DCF, PCT, BPA, IBU, NPX, CAF, TMP, SMX, CIP, LEV), sua presença em esgoto tratado apresentou um alto risco ambiental em pelo menos 2 dos 6 cenários de diluição considerados. Os quocientes de risco (RQ) para o cenário com capacidade de diluição ótima foram estimados em 13584 para EE2; 2604 para E2; 1068 para E1; 193 para TMP; 160 para SMX; 12 para NPX; 7 para DCF; 4 para CAF e 3 para BPA. Os CEC mais preocupantes do ponto de vista ecotoxicológico (EE2, E2, E1 com RQ>1000) foram detectados em efluentes de estações de tratamento de esgoto (ETE) brasileiras em concentrações que variaram de 122 a 288 $\mu\text{g L}^{-1}$. Constatou-se também que para 15 dos 19 CEC, o valor limite para proteção ambiental também protegeria a saúde humana se tais compostos não forem removidos durante o tratamento de água.

Palavras-chave: Contaminantes de preocupação emergente. Ecotoxicidade. Tratamento de esgoto.

Abstract

This study investigated the occurrence, removal and impact on aquatic biota of 19 contaminants of emerging concern (CEC) commonly reported in Brazilian raw and/or treated sewage. For 14 CEC (E1, E2, EE2, GEN, DCF, PCT, BPA, IBU, NPX, CAF, TMP, SMX, CIP, LEV) their presence in treated sewage represented a high environmental risk in at least 2 of the 6 dilution scenarios considered. Risk quotients (RQ) for the scenario with optimal dilution capacity were estimated at 13584 for EE2; 2604 for E2; 1068 for E1; 193 for TMP; 160 for SMX; 12 for NPX; 7 for DCF; 4 for CAF and 3 for BPA. The most worrying CEC from an ecotoxicological point of view (EE2, E2, E1 with RQ>1000) were detected in effluents of Brazilian sewage treatment plant (STP) in concentrations that ranged from 122 to 288 $\mu\text{g L}^{-1}$. It was also found that for 15 of the 19 CEC, the threshold value for environmental protection would also protect human health if such compounds are not removed during the water treatment.

Keywords: Contaminants of emerging concern. Ecotoxicity. Sewage treatment.

¹ Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP) - Ouro Preto - Minas Gerais - Brasil.

* **Autora correspondente:** tatiana.baran@aluno.ufop.edu.br.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil existem cenários socioeconômicos e ambientais conflitantes. Por estar entre as maiores economias do mundo e devido ao seu alto nível de consumo, a poluição ambiental no Brasil é frequentemente relatada e observa-se a presença de uma variedade de substâncias químicas em diferentes compartimentos ambientais (BROVINI et al., 2021; CHAVES et al., 2020; MONTAGNER et al., 2019; PETEFFI et al., 2019; STARLING; AMORIM; LEÃO, 2019). Os graves problemas de saneamento básico observados em várias regiões levam à ocorrência de contaminantes diversos, como produtos farmacêuticos e desreguladores endócrinos, nos corpos d'água brasileiros (MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017). No Brasil, uma importante fonte de contaminação das águas é o lançamento de esgoto sanitário não tratado ou apenas parcialmente tratado. A pequena porção de esgoto que é tratada normalmente não passa pelo processo de tratamento terciário que visa a remover patógenos, nutrientes e contaminantes específicos (PESSOA et al., 2014).

Os chamados *contaminants of emerging concern*, ou CEC, referem-se àqueles poluentes que ocorrem em pequenas concentrações no meio ambiente, variando de $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ a $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, e ainda não são regulamentados devido à falta de consenso ou evidências suficientes sobre os efeitos adversos que causam ao meio ambiente ou à saúde humana (USEPA, 2021). Os fármacos formam parte dos CEC, e são compostos químicos que curam doenças e aumentam a expectativa ou qualidade de vida (TIJANI; FATOBA; PETRIK, 2013). Outras substâncias que pertencem aos CEC são os desreguladores endócrinos (DE), que têm potencial ou capacidade de alterar as funções do sistema endócrino e, conseqüentemente, causar efeitos adversos em um organismo saudável ou seus descendentes (SERRANO; CABRERA; OLMEDO, 2001). O monitoramento de fármacos e DE tem ganhado grande interesse nos últimos anos, pois

eles têm sido frequentemente encontrados em efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), bem como em águas naturais e tratadas. Estudos têm demonstrado que essas substâncias persistem no meio ambiente e não são totalmente eliminadas pelos processos convencionais de tratamento ou por fenômenos naturais de autodepuração em corpos d'água (AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013; BILA; DEZOTTI, 2003; BRANDT et al., 2013; CASTRO, 2017; CUNHA et al., 2017; QUEIROZ et al., 2012; STARLING; AMORIM; LEÃO, 2019).

Apesar de o número de estudos sobre a presença de fármacos/DE feitos em águas e efluentes brasileiros ter aumentado nos últimos anos, não foram encontrados estudos que compilem informações sobre a avaliação do risco ambiental de tais compostos lançados no ambiente via descarte de esgoto sanitário (bruto e tratado). Salve melhor juízo, não há na literatura nacional trabalhos que estabeleçam uma lista dos CEC prioritários do ponto de vista de ecotoxicidade dentro da miríade de CEC que são encontrados no esgoto sanitário, e este é o principal objetivo deste trabalho. Acredita-se que este trabalho possa subsidiar a revisão de normas brasileiras sobre a qualidade de águas superficiais.

2 METODOLOGIA

2.1 Revisão sistemática da literatura

Para obter informações sobre estudos que investigaram a presença de fármacos e DE nas ETE brasileiras, foram pesquisadas bases de dados online em inglês, espanhol e português, usando o Google Scholar e a biblioteca virtual "Portal de Periódicos" da CAPES (<https://www.periodicos.capes.gov.br>), que inclui bases de dados como Web of Science, PubMed e Scopus. A busca por diferentes documentos (periódicos, teses, dissertações, livros e capítulos de livros) foi realizada utilizando as palavras-chave 'fármacos', 'desre-

guladores endócrinos', 'estações de tratamento de esgoto', 'ecotoxicologia' e 'Brasil' sem definir qualquer período de publicação. Foram considerados apenas documentos publicados em português, espanhol e inglês e foram recuperados 55 documentos criteriosamente analisados para compilar informações sobre os principais CEC monitorados no esgoto brasileiro; as taxas de re-

moção encontradas nos diferentes sistemas de tratamento investigados; e a toxicidade aquática imposta pelos CEC selecionados, ou seja, aqueles relatados no esgoto brasileiro.

A Tabela 1 detalha as principais propriedades físico-químicas dos 19 CEC selecionados que foram analisados neste trabalho.

Tabela 1- Propriedades físico-químicas dos CEC selecionados

Substância	Sigla	Fórmula Química	Log K_{ow}	pKa	K_{oc}	Peso Molecular ($g \cdot mol^{-1}$)	Lei de Henry ($atm \cdot cu \cdot m \cdot mol^{-1}$ a 25 °C)
Diclofenaco	DCF	$C_{14}H_{11}ClNO_2$	4,51	4,15	245	296,1	$4,73 \times 10^{-12}$
Ibuprofeno	IBU	$C_{13}H_{18}O_2$	3,97	5,30	3400	206,28	$1,5 \times 10^{-7}$
Naproxeno	NPX	$C_{14}H_{14}O_3$	3,18	4,15	330	230,26	$3,39 \times 10^{-10}$
Paracetamol	PCT	$C_8H_9NO_2$	0,46	9,38	21	151,16	$8,8 \times 10^{-10}$
4-Nonilfenol	4-NP	$C_{15}H_{24}O$	5,76	10,7	6900-53300	220,35	$3,40 \times 10^{-5}$
4-Octilfenol	4-OP	$C_{14}H_{22}O$	5,50	10,31	-	206,32	-
Bisfenol A	BPA	$C_{15}H_{16}O_2$	3,32	9,6	251-3886	228,29	$4,0 \times 10^{-11}$
Cafeína	CAF	$C_8H_{10}N_4O_2$	-0,07	14	741-7762	194,19	$1,1 \times 10^{-11}$
Etinilestradiol	EE2	$C_{20}H_{24}O_2$	3,67	10,33	510	296,4	$7,94 \times 10^{-12}$
Estradiol	E2	$C_{18}H_{24}O_2$	4,01	10,46	30000	272,4	$3,64 \times 10^{-11}$
Estriol	E3	$C_{18}H_{24}O_3$	2,45	10,54	1200	288,4	$1,33 \times 10^{-12}$
Estrona	E1	$C_{18}H_{22}O_2$	3,13	10,33	457-18000	270,4	$3,8 \times 10^{-10}$
Genfibrozila	GEN	$C_{15}H_{22}O_3$	4,77	4,5	430	250,33	$1,2 \times 10^{-8}$
Trimetoprima	TMP	$C_{14}H_{18}N_4O_3$	0,91	7,12	75	290,32	$2,4 \times 10^{-14}$
Sulfametoxazol	SMX	$C_{10}H_{11}N_3O_3S$	0,89	1,6 e 5,7	72	253,28	$6,42 \times 10^{-13}$
Ciprofloxacina	CIP	$C_{17}H_{18}FN_3O_3$	0,28	6,09	61000	331,34	-
Cefalexina	CEF	$C_{16}H_{17}N_3O_4S$	0,65	2,5 e 7,1	-	347,4	-
Levofloxacina	LEV	$C_{18}H_{20}FN_3O_4$	-0,39	6,25	44143	361,4	-
Clindamicina	CLI	$C_{18}H_{33}ClN_2O_5S$	2,16	7,72	70	425	$2,89 \times 10^{-22}$

Nota: - = Informação não disponível

Fonte: (PUBCHEM, 2021)

2.2 Avaliação de risco ecológico

Para estimar os riscos potenciais dos CEC selecionados no ambiente aquático, o quociente de risco (RQ) foi calculado de acordo com a equação (1) (KAR et al., 2020; PETEFFI et al., 2019). Um valor de $RQ \geq 1$ sugere um alto nível de risco ecológico; $0,1 \leq RQ < 1$ sugere níveis de risco moderados; e $RQ < 0,1$ indica níveis de baixo risco (ZHAO et al., 2019).

$$RQ = MEC / PNEC \quad (1)$$

MEC refere-se à concentração ambiental medida de um poluente e, para seu cálculo, foi utilizado

o valor da concentração máxima de um determinado CEC reportado no esgoto brasileiro tratado (OC_{ET}) dividido por um fator de diluição (FD), conforme detalhado abaixo. Essa abordagem de adotar a maior concentração reportada tem sido recomendada por algumas agências internacionais (EPHC/NRMMC/NHMC, 2008) sempre que dados brutos não estão disponíveis e, portanto, não é possível calcular o percentil 90 ou 95 dos valores de concentração. Como resultado, os valores de MEC empregados neste estudo são suficientemente conservadores, pois os valores máximos podem representar situações específicas ou *outliers*.

Neste estudo, os valores de MEC para os 19 CEC de interesse foram estimados de acordo com a Eq. 2, adotando-se diferentes valores de FD.

$$\text{MEC} = \text{OC}_{\text{ET}} / \text{FD} \quad (2)$$

Para categorizar os principais corpos hídricos receptores de cada centro urbano de acordo com seu potencial de diluição de efluentes sanitários, a Agência Nacional de Águas (ANA) utilizou a relação entre a disponibilidade hídrica e a população urbana residente na área de contribuição de cada corpo hídrico receptor. Os seguintes valores são sugeridos (em L·habitante·dia⁻¹): >11.000 para uma capacidade de diluição ótima; entre 4500 e 11000 para uma boa capacidade de diluição; de 2000 a 4500 para uma capacidade regular; de 300 a 2000 para capacidade ruim e <300 para capacidade de diluição péssima (ANA, 2017).

Considerando que o consumo médio de água no Brasil é de 152,1 L·habitante·dia⁻¹ e supondo que 80% da água distribuída à população se transforme em esgoto (SNIS, 2020), haveria uma geração média de esgoto de 122 L·habitante·dia⁻¹. Assim, os FD aqui empregados foram calculados dividindo os valores representativos de disponibilidade hídrica (300; 1150; 3250; 7750; 11000 em L·habitante·dia⁻¹) pela geração específica de esgoto (122 L·habitante·dia⁻¹). Isso resultou em valores de FD de 90; 64; 27; 9 e 2 para corpos d'água classificados com capacidade de diluição ótima, boa, regular, ruim e péssima, respectivamente. Além disso, um FD de 1 foi considerado para simular corpos d'água intermitentes ou sem capacidade de diluição.

Por sua vez, os valores da concentração sem efeito previsto (PNEC) utilizados na Eq. 1 foram calculados de acordo com a Eq. 3 a partir de dados toxicológicos reportados na literatura e compilados em Barán (2022).

$$\text{PNEC} = \text{Dados toxicológicos} / \text{AF} \quad (3)$$

Os dados toxicológicos agudos (EC₅₀ ou LC₅₀) e crônicos (concentração sem efeito observado - NOEC), derivados de testes de toxicidade, são usados na literatura para calcular PNEC para ambientes aquáticos. Nesse caso, os valores mais baixos geralmente são usados para esses testes, que representam o pior cenário (EUROPEAN COMMISSION, 2003). No presente trabalho, apenas para os antibióticos LEV, CEF e CLI, os valores de PNEC utilizados não foram baseados em desfechos (*endpoints*) ecotoxicológicos devido à ausência de dados. Nesse caso, os valores de PNEC foram estimados com base no efeito de indução de resistência antimicrobiana, conforme reportado por Bengtsson-Palme e Larsson (2016).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Remoção de cec por tratamento biológico de esgoto

Os processos biológicos são amplamente utilizados no Brasil e no mundo para o tratamento de esgoto, devido à sua capacidade de tratar grandes volumes, promovendo boa remoção de matéria orgânica a um custo relativamente baixo. De fato, os processos biológicos são os mais utilizados para o tratamento de esgoto sanitário na América Latina, principalmente os sistemas de lagoas e reatores anaeróbios (NOYOLA, 2013). Embora o esgoto seja predominantemente composto por material altamente biodegradável, alguns compostos presentes em pequenas quantidades (ng·L⁻¹ e µg·L⁻¹) podem ser mais difíceis de remover, seja por sua maior estabilidade estrutural ou por suas características toxicológicas (FROEHNER et al., 2011). Na literatura internacional existem vários estudos sobre a ocorrência de fármacos e DE em diferentes matrizes ambientais, mas no Brasil esses dados ainda são escassos. A Tabela 2 consoli-

da as informações para os fármacos/DE mais tóxicos, ou seja, aqueles com valores de PNEC $<0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, a qual foi feita a partir de uma com-

pilação de estudos realizados no Brasil sobre a remoção de CEC em sistemas de tratamento de esgoto (BARÁN, 2022).

Tabela 2 - Remoção dos fármacos/DE mais tóxicos em reatores biológicos utilizados em estações de tratamento de esgoto brasileiras

Sistema de tratamento	Fármaco/DE								
	E1	E2	EE2	E3	GEN	4-NP	TMP	CIP	SMX
UASB com TDH=5,4 h	ND	ND	ND	ND	ND	ND	+	ND	SR
UASB com TDH=11 h	ND	ND	ND	ND	ND	ND	++	ND	++
UASB seguido de lagoa de alta taxa	++++	++++	++++	+++	++	+++	SR	++++	SR
UASB seguido por flotação de ar dissolvido (DAF)	++++	+++	++++	ND	ND	ND	ND	ND	ND
UASB com desinfecção pós-cloração	++++	++	+++	ND	ND	ND	++	ND	+++
Lodos ativados convencionais	++++	+++	++	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Lodos ativados por aeração prolongada	+	+	+	ND	ND	+	ND	ND	ND
Lodo ativado com desinfecção pós-cloração	+++	++++	++++	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Lagoa facultativa	ND	ND	+	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Lagoa facultativa + Lagoa maturação	+++	++	+	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Lagoas de estabilização	++++	++	++++	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Nota: ND= Informação não disponível; SR= sem remoção ou remoção negativa; += remoção pequena (<30%); ++= remoção moderada (30 a 60%); +++= remoção boa (60 a 90%); ++++= excelente remoção (>90%).

A Tabela 2 mostra que o reator UASB seguido de lagoa de alta taxa foi eficiente na remoção da maioria (E1, E2, EE2, E3, GEN, 4-NP e CIP) dos CEC mais tóxicos (PNEC $<0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), exceto para os antibióticos TMP e SMX.

Uma boa remoção de hormônios naturais e sintéticos no sistema UASB seguido de lagoa de alta taxa pode estar relacionada à bioadsorção e biodegradação. Os hormônios têm uma tendência moderada de adsorver em matrizes sólidas ($\log K_{ow} >2,45$) (Tabela 1), incluindo biomassa de reatores biológicos, além de serem biodegradáveis ($K_{bio(E2)} = 550$ a $950 \text{ L}\cdot\text{gSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; $K_{bio(EE2)} = 7$ a $9 \text{ L}\cdot\text{gSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) (JOSS et al., 2006). Assim, é bastante plausível que a adsorção de CEC em lodo anaeróbio tenha sido o primeiro passo para sua biodegradação em reatores UASB.

Da mesma forma, em sistemas de tratamento à base de microalgas, a comunidade microbiana atua como um bioadsorvente, onde a parede celular de microalgas e bactérias contém polissacarídeos e proteínas que podem fornecer locais de adsorção para contaminantes or-

gânicos (FOMINA, GADD, 2014, apud VASSALLE et al., 2020). Além disso, as microalgas podem participar ativamente da biodegradação de poluentes orgânicos, uma vez que suas enzimas podem metabolizar esses compostos (GONG et al., 2014), principalmente microrganismos mixotróficos. Portanto, para os hormônios avaliados neste sistema de tratamento, a adsorção à matriz sólida e a biodegradação são provavelmente as duas principais vias de eliminação (VASSALLE et al., 2020). Para o antibiótico CIP, a principal via de eliminação no sistema UASB seguido por lagoa de alta taxa parece ser a adsorção à matriz sólida, pois possui altos valores de K_{oc} e peso molecular (Tabela 1), indicando uma alta afinidade pela biomassa de algas.

A eficiência de remoção obtida para GEN foi superior a 30% e considerada moderada. GEN possui valores de pKa 4,5 e $\log K_{ow}$ 4,77 (Tabela 1), portanto a sorção pode ser o principal mecanismo de eliminação e a ionização desse fármaco pode ser o fator que faz com que esse composto per-

maneira na fase líquida. De acordo com Vassalle et al. (2020), a remoção moderada desse composto pode estar relacionada à menor competição por sítios de adsorção com substâncias húmicas e maior disponibilidade de sítios ativos na biomassa de microalgas. Com relação à remoção do nonilfenol (4-NP) neste sistema combinado (UASB+lagoa de alta taxa), foi observada uma eficiência de 69,7%. A remoção desse composto está diretamente relacionada à sua alta tendência à sorção em material hidrofóbico e biodegradação.

Conforme observado na Tabela 2, a concentração de alguns compostos no efluente da ETE com reatores UASB operados em diferentes condições foi superior à observada no esgoto bruto, o que resultou em eficiência de remoção negativa para TMP e SMX. No caso desses antibióticos, eles não tendem a estar associados a sólidos em suspensão devido aos baixos valores de $\log K_{ow}$ (Tabela 1). Em relação ao antibiótico SMX, considera-se também que a degradação da sulfonamida acetilada (N4-acetil-sulfametoxazol), um importante metabólito humano comumente presente em águas residuais municipais, é responsável pelas taxas de eliminação negativas observadas nos sistemas biológicos analisados (PLÓSZ et al., 2010 apud BRANDT et al., 2013). Em outras palavras, o fenômeno de desconjugação e liberação do fármaco ativo ao longo do tratamento biológico pode explicar as maiores concentrações no efluente e os valores negativos de eficiência de remoção. A conversão de compostos químicos em conjugados é um método utilizado pelos organismos para auxiliar na solubilização e excreção de substâncias pouco solúveis em água, como ocorre com a maioria dos fármacos e DE (AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013). Além do que foi discutido anteriormente, a produção de CEC durante os sistemas de tratamento pode ocorrer devido à sua desorção dos lodos que se acumulam em alguns reatores (FLORIPES et al., 2018).

A compilação de dados de ocorrência de fármacos e DE em esgoto sanitário bruto e tratado em ETEs brasileiras foi feita por Barán (2022), o que permitiu estimar a concentração desses CEC nas águas superficiais por meio da adoção de diferentes fatores de diluição (ver item 2.2). A Tabela 3 sistematiza as informações obtidas e detalhadas em Barán (2022).

Tabela 3 - Valores mínimos e máximos, reportados e estimados, da concentração de fármacos e desreguladores endócrinos em água superficial no Brasil

Fármaco/DE	Concentração ambiental reportada (ng/L) ¹	Concentração ambiental estimada (ng/L) ²
E1	<0,07–279,50	3,20–288,37
E2	<0,25–6806	2,60–234,35
EE2	<0,39–4390	1,36–122,26
E3	<0,08–67,40	0,0006–0,05
PCT	<0,20–2147	0,26–23,75
DCF	<0,28–723,20	7,03–632,42
IBU	0,02–4155,50	0,31–28
NPX	<0,20–22408	23,78–2140,62
GEN	<0,30–2032	0,001–0,09
BPA	<0,03–64831	4,53–407,41
4-NP	<0,10–1918	0,0005–0,05
4-OP	<0,10–835,10	0,0001–0,01
CEF	<0,64–29	0,001–0,66
CIP	<0,41–2,50	0,01–0,45
SMX	<0,80–1826,30	1,60–144,35
TMP	<0,60–1573,90	3,09–278,13

Nota: ¹Valores de concentração observados em águas superficiais, conforme compilação feita por AQUINO et al. (2021). ²Concentração estimada em corpos d'água a partir das concentrações observadas no esgoto tratado e dos fatores de diluição mínimo (1) e máximo (90) utilizados neste trabalho (ver detalhes em Barán, 2022).

Observa-se, para a maioria dos fármacos/DE estudados, que a concentração ambiental estimada esteve dentro da faixa observada nos corpos d'água. Para os microcontaminantes E3, GEN, 4-NP e 4-OP, as concentrações máximas estimadas a partir das medições feitas no esgoto tratado foram inferiores ao limite inferior reportado por pesquisadores brasileiros. No caso do E3, as maiores concentrações observadas nos corpos d'água podem advir da sua formação a partir da degradação de outros compostos estrogênicos (ex. estrona), ao passo que a formação de 4-NP e 4-OP

também é possível a partir da biodegradação dos alquilfenóis polietoxilados (APEO) que compõem diversos produtos de limpeza comerciais.

De forma geral, as concentrações máximas de microcontaminantes reportadas nas águas superficiais brasileiras são maiores do que aquelas estimadas pela divisão da concentração de microcontaminantes observada no esgoto tratado pelo menor fator de diluição (FD= 1). Além da possível existência de *outliers* dentre os valores máximos reportados por pesquisadores brasileiros e compilados por Aquino et al. (2021), há a possibilidade de tais microcontaminantes serem aportados para os corpos d'água por outras fontes de poluição além do lançamento de esgotos. Fontes difusas de poluição, como os lixiviados de aterros e lixões, bem como o escoamento superficial, podem conter diversos resíduos, tal qual

o esterco animal, fonte potencial de fármacos e compostos estrogênicos.

3.2 Avaliação de risco com base em dados da literatura brasileira

Levando em consideração os efeitos adversos em diferentes organismos expostos a diferentes fármacos e DE, é necessário avaliar o risco apresentado por tais compostos no ambiente aquático. A Tabela 4 apresenta os menores valores da concentração prevista sem efeito (PNEC) disponíveis na literatura, que foram utilizados para o cálculo do quociente de risco. Os demais valores de PNEC dos 19 CEC selecionados neste estudo e derivados de diversos estudos toxicológicos podem ser depreendidos de Barán (2022).

Tabela 4 - Substâncias selecionadas neste trabalho e respectivos valores da concentração sem efeito previsto

Fármaco/DE	Organismo	Desfecho toxicológico	Cálculo PNEC	PNEC ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
E1	Peixe	Indução da vitelogenina	NOEC e LOEC; AF=5	0,003 ¹
E2	Peixe <i>Oryzias latipes</i>	Feminização	LOEC; AF=10	0,001 ¹
EE2	Peixe <i>Danio rerio</i>	Redução de fertilização	NOEC e LOEC; AF=5	0,0001 ¹
E3	-	Indução da vitelogenina	Ensaio de vitelogenina; AF=10	0,06 ²
GEN	Gametas de ouriço <i>Paracentrotus lividus</i>	Anormalidades morfológicas	EC10; AF=10	0,00427 ³
DCF	Crustáceo <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Inibição da reprodução	NOEC; AF= 100	1 ⁴
PCT	Crustáceo <i>Daphnia magna</i>	Mortalidade	NOEC; AF=10	1 ⁴
4-NP	Peixe <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Indução da vitelogenina	NOEC; AF=100	0,067 ⁵
BPA	-	-	AF=5	1,5 ⁶
4-OP	Peixe <i>Oryzias latipes</i>	Inibição do desenvolvimento	NOEC; AF=10	0,33 ⁷
IBU	Alga <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Inibição do crescimento	EC50; AF=1000	2,3 ⁴
NPX	Bactéria <i>Vibrio fischeri</i>	Inibição de luminescência	NOEC; AF=10	2 ⁴
CAF	-	-	NOEC; AF=100	5,2 ⁸
TMP	Microalga <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Inibição do crescimento	NOEC; AF=100	0,016 ⁴
CIP	Microalga <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Inibição do crescimento	NOEC; AF=100	0,05 ⁴
LEV	-	Seleção de resistência	AF=10	0,25 ⁹
SMX	Microalga <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Inibição do crescimento	NOEC; AF=100	0,01 ⁴
CEF	-	Seleção de resistência	AF=10	4 ⁹
CLI	-	Seleção de resistência	AF=10	1 ⁹

Nota: - = Informação não disponível; EC10= concentração de efeito em 10% da população; EC50= concentração de efeito em 50% da população NOEC= concentração de efeito não observado; LOEC= menor concentração de efeito observado; AF= fator de avaliação; ¹= (YOUNG et al., 2002, apud SODRÉ; DUTRA; DOS SANTOS, 2018); ²= (CALDWELL et al., 2012, apud SODRÉ; DUTRA; DOS SANTOS, 2018); ³= (CAPOLUPO; DÍAZ-GARDUÑO; MARTÍN-DÍAZ, 2018); ⁴= (SODRÉ; DUTRA; DOS SANTOS, 2018); ⁵= (THORPE et al., 2000); ⁶= (EUROPEAN UNION, 2008, apud USEPA, 2010); ⁷= (MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE DEL JAPÓN, 2009); ⁸= (KOMORI et al., 2013, apud SODRÉ; DUTRA; DOS SANTOS, 2018); ⁹= (BENGTSSON-PALME; LARSSON, 2016)

Uma avaliação de risco ambiental foi então realizada estimando o quociente de risco para di-

ferentes cenários de diluição, conforme apresentado na Fig. 1.

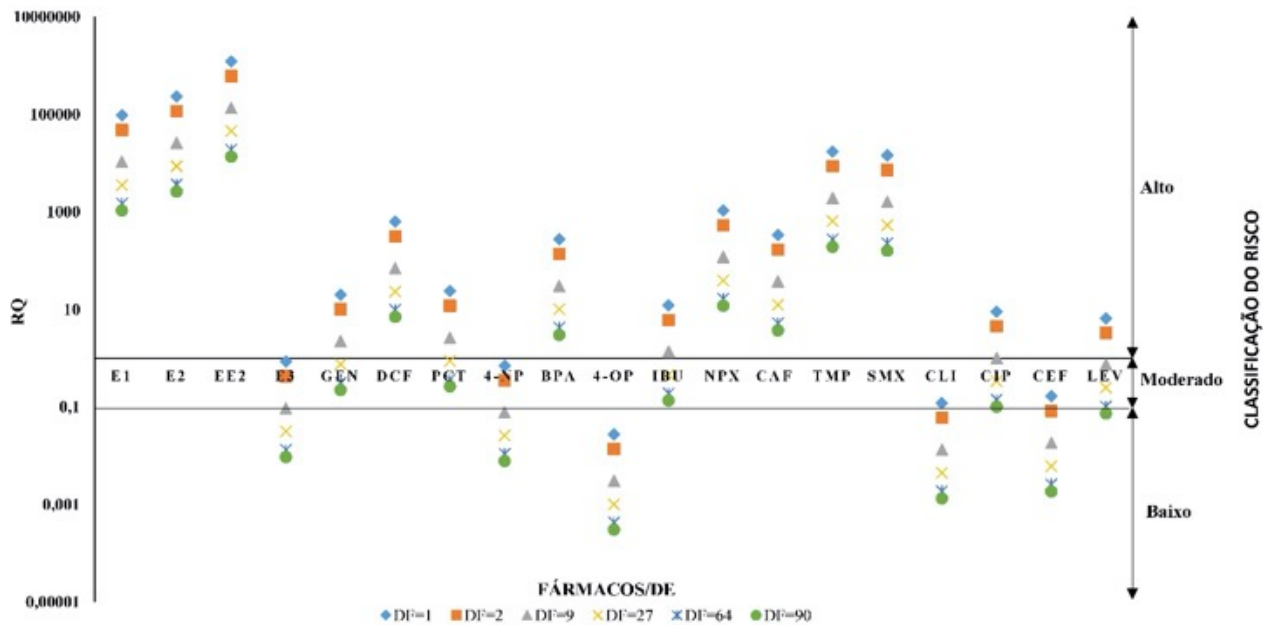


Figura 1 - Variação do quociente de risco calculado a partir de concentrações de fármacos/DE no esgoto tratado reportadas na literatura e considerando diferentes cenários de diluição

Fonte: Própria

A Fig. 1 mostra que, para os compostos E1, E2, EE2, DCF, BPA, NPX, CAF, TMP e SMX, o risco ambiental foi considerado alto para todos os cenários de diluição analisados. Particularmente, os hormônios estrogênicos E1, E2 e EE2 são desreguladores endócrinos que possuem baixos níveis de toxicidade limiar, tornando-os de alto risco ambiental mesmo quando concentrações traço são encontradas na água. De fato, em um estudo realizado em Guangdong, China, o EE2 foi considerado o composto de maior risco ambiental para a biota aquática considerando sua alta frequência de detecção em ETE ao redor daquela cidade (JIANG et al., 2020). Peteffi et al. (2019) analisaram as águas superficiais da Bacia do Rio dos Sinos no Rio Grande do Sul, Brasil, e também encontraram alto risco ecotoxicológico para E2, BPA e CAF.

Os antiinflamatórios não esteróides NPX e DCF também resultaram em elevado risco ambiental, corroborando Chaves et al. (2020), que classificaram CAF e DCF como de alto risco para orga-

nismos aquáticos e terrestres em uma área alagada (*wetland*) brasileira.

Outros CEC que apresentaram alto risco para o cenário sem diluição de esgoto tratado foram GEN, PCT e IBU. Tal situação pode ocorrer, por exemplo, no semiárido, onde a maioria de seus rios são intermitentes e as barragens/açudes são a solução encontrada para armazenar água para abastecimento humano (ANA, 2017). Tais resultados corroboram outros estudos em que o risco ambiental associado ao IBU (BOUISSOU-S-CHURTZ et al., 2014) e GEN (CAPOLUPO; DÍAZ-GARDUÑO; MARTÍN-DÍAZ, 2018) também foi caracterizado como alto.

Por outro lado, E3 e 4-NP apresentaram risco moderado nos cenários com capacidade de diluição péssima e sem diluição, e risco baixo nos demais cenários, ao passo que o 4-OP apresentou baixo risco para todos os cenários analisados. De acordo com Liu et al. (2016), o valor máximo de RQ para 4-NP foi de até 1,49, o que indicou que os organismos aquáticos estavam expostos a um

alto risco na análise realizada. De forma similar Liu et al. (2016) consideraram que o 4-OP apresentou risco moderado nas águas superficiais do Lago Taihu na China.

Para os antibióticos CIP e LEV estimou-se um risco alto para os cenários “sem capacidade de diluição” de esgoto e diluição “péssima”, ao passo que CEF e CLI apresentaram risco ambiental moderado para a ausência de diluição e baixo risco para as demais situações. De forma similar ao que foi observado aqui, Sodré et al. (2018) verificaram que CEF apresentou baixo risco ambiental, CIP apresentou risco variável (de baixo a alto) enquanto TMP e SMX resultaram em risco moderado a alto (SODRÉ; DUTRA; DOS SANTOS, 2018).

Quando as concentrações de CEC no esgoto bruto (ao invés do esgoto tratado) são utilizadas na avaliação de risco, percebe-se que o RQ de E3, GEN, DCF, PCT, BPA, NPX, CAF, CIP e LEV aumentou de forma que o risco foi reclassificado de baixo para moderado, de moderado para alto ou mesmo de baixo para alto risco, a depender do fator de diluição adotado (dados não apresentados aqui em função da limitação de espaço, mas disponíveis em Barán; 2022). Ou seja, embora as ETE com tratamento biológico não removam completamente todos os CEC, elas têm grande impacto na mitigação de riscos à biota aquática.

Por fim, como forma de validar a avaliação de risco realizada a partir das concentrações máximas reportadas no esgoto (ver Tabela 3), os valores de RQ para os fármacos/DE mais tóxicos ($PNEC < 0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) também foram estimados utilizando o percentil 95 (P95) da sua ocorrência no esgoto tratado, conforme dados disponibilizados por Vassalle et al. (2020) e Vidal et al. (2020). Somente não foram calculados os quocientes de risco para E3 e CIP por falta dos dados brutos (e impossibilidade de cálculo do percentil 95) para esses compostos. A avaliação de risco feita para os compostos E1, E2, EE2,

GEN, 4-NP, TMP e SMX coincide com a avaliação inicialmente feita, considerando as concentrações máximas reportadas no esgoto tratado. Isso indica que a utilização dos valores máximos de concentração de CEC reportados na literatura brasileira não resultou em análise muito conservadora, uma vez que os valores máximos reportados não se configuram *outliers*, pois se aproximam dos valores de P95 calculados.

Pelo exposto, os CEC que devem ser priorizados em eventual revisão das normas de qualidade de água são os hormônios EE2, E2, E1 e os antibióticos TMP e SMX, uma vez que tais compostos apresentaram alto risco para todos os cenários de diluição analisados, tanto para esgoto tratado como para esgoto bruto. Os compostos estrogênicos podem afetar os tecidos e funções fisiológicas em humanos e animais e imitar os hormônios esteroides sexuais, e os organismos aquáticos mais suscetíveis à toxicidade por esses compostos são os peixes e as microalgas (AQUINO et al., 2021). De fato, tais organismos foram aqueles para os quais se obtiveram os menores valores de PNEC reportados nos estudos toxicológicos, e utilizados aqui para cálculo do quociente de risco. No caso dos antibióticos TMP e SMX, tais compostos induzem o desenvolvimento de resistência antimicrobiana em bactérias presentes no meio ambiente (BENGTSSON-PALME; LARSSON, 2016).

Finalmente, deve-se destacar que a avaliação de risco sempre envolve lidar com a incerteza enquanto tenta equilibrar a probabilidade de ocorrência de um evento, a gravidade do resultado potencial e as consequências envolvidas. Apesar das incertezas envolvidas na avaliação de risco, os dados apresentados anteriormente podem servir de guia para agências ambientais estabelecerem padrões ambientais para CEC tais quais produtos farmacêuticos e DE.

3.3 Compatibilidade na proteção da biota aquática e da saúde humana

A partir de um estudo recentemente publicado por Aquino et al. (2021), foram apresentadas as concentrações limite de fármacos e DE na água potável (valores guia - VG), que foram obtidos a partir da ingestão diária aceitável reportada na literatura e considerando a realidade brasileira. Dessa forma, foi possível comparar os valores

considerados limites para exposição humana (VG reportados em Aquino et al. (2021)) com os valores limites para proteção da biota aquática (valores PNEC). A comparação foi feita conforme apresentado na Tabela 5, para verificar se os valores estabelecidos para proteger o ecossistema aquático poderiam, indiretamente, proteger os seres humanos que fossem expostos a tais CEC por ingestão de água não tratada.

Tabela 5 - Comparação de valores PNEC (eventual padrão ambiental) e VG (eventual padrão de potabilidade) para 16 fármacos e DE

Fármaco/DE	Biota aquática - PNEC (µg/L)	Saúde humana - VG (µg/L) ¹	Margem de proteção (VG/PNEC)	O padrão ambiental protegeria a saúde humana?
Estrona	0,003	0,078 – 0,30	26	SIM
17β-estradiol	0,001	0,008 – 0,30	8	SIM
17α-etinilestradiol	0,0001	0,003 – 0,15	30	SIM
Estriol	0,06	0,01 – 0,30	0,2	NÃO
Genfibrozila	0,00427	600 – 930	140.515	SIM
Diclofenaco	1	1,5 – 200	1,5	SIM
Paracetamol	1	160 – 1500	160	SIM
4-Nonilfenol	0,067	90 – 300	1.343	SIM
Bisfenol-A	1,5	72 – 900	48	SIM
4-Octilfenol	0,33	90	273	SIM
Ibuprofeno	2,3	400	174	SIM
Naproxeno	2	220	110	SIM
Trimetoprima	0,016	5 – 575	312,5	SIM
Ciprofloxacina	0,05	4,8 – 25	96	SIM
Sulfametoxazol	0,01	30 – 1535	3000	SIM
Cefalexina	4	30	7,5	SIM

Nota: ¹= (AQUINO et al., 2021)

Como visto na Tabela 5, a margem de proteção (resultado da divisão do menor VG informado pelo menor valor de PNEC) para todos os compostos, exceto o hormônio estriol, é superior à unidade, variando de 1,5 (para diclofenaco) a 140000 (para genfibrozila) vezes. Ou seja, se fosse estabelecido um padrão ambiental para os fármacos/DE abordados neste trabalho para proteção da biota aquática (utilizando os valores PNEC mencionados na Tabela 5), 94% deles também protegeriam indiretamente a saúde humana. Apenas no caso do E3 o menor VG relatado foi superior ao PNEC, o que indica que o padrão ambiental não protegeria a saúde huma-

na se o corpo hídrico fosse utilizado diretamente (sem tratamento) para abastecimento. Para esse composto, uma boa remoção na Estação de Tratamento de Água seria muito importante para proteger a saúde humana caso a água contaminada seja usada para abastecimento público.

4 CONCLUSÕES

A estrutura sanitária menos consolidada no Brasil parece explicar o fato de as concentrações de fármacos e DE detectadas nas águas superficiais brasileiras serem, em muitos casos, superiores às relatadas em países desenvolvidos. Os sistemas

convencionais de tratamento de esgoto utilizados no Brasil não são eficientes na remoção da maioria dos CEC, sendo necessárias tecnologias complementares ou estudos de otimização de sistemas de tratamento biológico para remoção de tais contaminantes de forma a proteger a biota aquática.

No caso dos CEC mais tóxicos (valores de PNEC $<0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$: E1, E2, EE2, E3, GEN, 4-NP, TMP, CIP e SMX), observou-se que o sistema UASB seguido de lagoa de alta taxa parece ser adequado para remover a maioria deles, com exceção dos antibióticos TMP e SMX que foram melhor removidos em um sistema UASB seguido por unidade de cloração. Contudo, ressalta-se que são poucos os estudos realizados no Brasil, principalmente em sistemas de tratamento em escala real, que investigaram a remoção de CEC como fármacos e DE no esgoto sanitário.

Este estudo mostrou que os hormônios estrogênicos E1, E2 e EE2; o insumo industrial BPA; os anti-inflamatórios não esteroidais DCF e NPX; o estimulante CAF; e os antibióticos TMP e SMX, estiveram presentes em esgoto tratado na faixa de concentração de 122 a $2141 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, o que resulta em risco elevado para a biota aquática. Para 14 dos 19 microcontaminantes estudados (E1, E2, EE2, GEN, DCF, PCT, BPA, IBU, NPX, CAF, TMP, SMX, CIP, LEV) o risco ambiental pode ser considerado alto em pelo menos 2 dos 6 cenários de diluição adotados. Os compostos mais preocupantes do ponto de vista ecotoxicológico apresentaram RQ elevado (13584 para EE2; 2604 para E2; 1068 para E1; 193 para TMP; 160 para SMX; 12 para NPX; 7 para DCF; 4 para CAF e 3 para BPA) mesmo para o cenário com capacidade de diluição considerada ótima. Esses compostos, principalmente os hormônios estrogênicos, que apresentaram $\text{RQ} > 1000$, devem ser priorizados para subsidiar a revisão das normas ambientais e formulação de eventuais padrões de qualidade da água.

5 AGRADECIMENTOS

Este estudo é parte da dissertação de mestrado de Tatiana Wieczorko Barán, que foi apoiada pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Finanças 001 e Organização dos Estados Americanos (OEA). As fontes de financiamento não tiveram envolvimento no estudo.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Barán TW e Aquino SF; **Investigação:** Barán TW; **Metodologia:** Aquino SF; **Análise formal:** Barán TW; **Redação - Primeira versão:** Barán TW; **Redação - Revisão e Edição:** Aquino SF e Sanson AL; **Aquisição de financiamento:** Aquino SF; **Administração do projeto:** Aquino SF; **Supervisão:** Sanson AL; **Visualização:** Sanson AL.

7 REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas (ANA) (Brasil). **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília: Ed. Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2017, 92 p.
- AQUINO, S. F.; BRANDT, E. M. F.; BOTTREL, S. E.; GOMES, F.; SILVA, S. Occurrence of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in brazilian water and the risks they may represent to human health. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 22, p. 1–27, 2021. <https://doi.org/10.3390/ijerph182211765>
- AQUINO, S. F.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 187–204, 2013.
- BARÁN, T. **Ocorrência, remoção e avaliação de risco ambiental de fármacos e desreguladores endócrinos presentes em efluentes de estações de tratamento de esgoto no Brasil**. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2022.
- BENGTSSON-PALME, J.; LARSSON, D. G. J. Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: Proposed limits for environmental regulation. **Environment International**,

- v. 86, p. 140–149, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2015.10.015>
- BILA, D. M.; DEZOTTI, M. FÁRMACOS NO MEIO AMBIENTE. **Química Nova**, v. 26, n. 4, p. 523–530, 2003.
- BOUISSOU-SCHURTZ, C.; HOUETO, P.; GUERBET, M.; BACHELOT, M.; CASELLAS, C.; MAUCLAIRE, A. C.; PANETIER, P.; DELVAL, C.; MASSET, D. Ecological risk assessment of the presence of pharmaceutical residues in a French national water survey. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 69, n. 3, p. 296–303, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.yrtph.2014.04.006>
- BRANDT, E. M. F.; QUEIROZ, F. B.; AFONSO, R. J. C. F.; AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Behaviour of pharmaceuticals and endocrine disrupting chemicals in simplified sewage treatment systems. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 718–726, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.003>
- BROVINI, E. M.; DE DEUS, B.; VILAS-BOAS, J.; QUADRA, G.; CARVALHO, L.; MENDONÇA, R.; PEREIRA, R.; CARDOSO, S. Three-best-seller pesticides in Brazil: Freshwater concentrations and potential environmental risks. **Science of the Total Environment**, v. 771, p. 144754, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144754>
- CAPOLUPO, M.; DÍAZ-GARDUÑO, B.; MARTÍN-DÍAZ, M. L. The impact of propranolol, 17 α -ethinylestradiol, and gemfibrozil on early life stages of marine organisms: effects and risk assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 32196–32209, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3185-6>
- CASTRO, L. **Avaliação da remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em filtros de polimento para tratamento de esgoto doméstico**. 2017. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.
- CHAVES, M. DE J. S.; BARBOSA, S. C.; MALINOWSKI, M.; VOLPATO, D.; CASTRO, I. B.; FRANCO, T. C.; PRIMEL, E. G. Pharmaceuticals and personal care products in a Brazilian wetland of international importance: Occurrence and environmental risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 734, p. 139374, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139374>
- CUNHA, D.; PAULA, L.; SILVA, S.; BILA, D.; FONSECA, E.; OLIVEIRA, J. Ocorrência e remoção de estrogênios por processos de tratamento biológico de esgotos. **Revista Ambiente e Água**, v. 12, n. 2, p. 250–262, 2017.
- EPHC/NRMMC/NHMC. **Australian Guidelines for Water Recycling Augmentation of Drinking Water Supplies**. Australia, 2008.
- EUROPEAN COMMISSION. **Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part II**. Luxembourg: Office for official publications of the European Communities, 2003.
- FLORIPES, T. C.; AQUINO, S. F.; QUARESMA, A.; AFONSO, R. J. C. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. Occurrence of drugs and endocrine disrupters in raw and treatment sewage in the city of Belo Horizonte / MG, Brazil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 6, p. 1199–1211, 2018. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018177703>
- FROEHNER, S.; PICCIONI, W.; MACHADO, K. S.; AISSE, M. M. Removal capacity of caffeine, hormones, and bisphenol by aerobic and anaerobic sewage treatment. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 216, n. 1–4, p. 463–471, 2011. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0545-3>
- GONG, Y.; WANG, X.; INDRAN, I. R.; ZHANG, S. J.; LV, Z.; LI, J.; HOLMES, M.; TANG, Y. Z.; YONG, E. L. Phytoplankton blooms: An overlooked marine source of natural endocrine disrupting chemicals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 107, p. 126–132, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.05.024>
- JIANG, R.; LIU, J.; HUANG, B.; WANG, X.; LUAN, T.; YUAN, K. Assessment of the potential ecological risk of residual endocrine-disrupting chemicals from wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 714, p. 136689, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136689>
- JOSS, A.; ZABCZYNSKI, S.; GÖBEL, A.; HOFFMANN, B.; LÖFFLER, D.; MCARDELL, C. S.; TERNES, T. A.; THOMSEN, A.; SIEGRIST, H. Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme. **Water Research**, v. 40, n. 8, p. 1686–1696, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.02.014>
- KAR, S.; SANDERSON, H.; ROY, K.; BENFENATI, E.; LESZCZYNSKI, J. Ecotoxicological assessment of pharmaceuticals and personal care products using predictive toxicology approaches. **Green Chemistry**, v. 22, p. 1458–1516, 2020. <http://dx.doi.org/10.1039/c9gc03265g>
- LIU, D.; LIU, J.; GUO, M.; XU, H.; ZHANG, S.; SHI, L.; YAO, C. Occurrence, distribution, and risk assessment of alkylphenols, bisphenol A, and tetrabromobisphenol A in surface water, suspended particulate matter, and sediment in Taihu Lake and its tributaries. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1–2, p. 142–150, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.026>
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE DEL GOBIERNO DE JAPÓN. **4-n-Octylphenol**. 2009. Disponível em: <https://www.env.go.jp/en/chemi/chemicals/profile_erac/profile7/pf2-02.pdf>. Acesso em: 6 fev. 2021.
- MONTAGNER, C. C.; SODRÉ, F. F.; ACAYABA, R. D.; VIDAL, C.; CAMPESTRINI, I.; LOCATELLI, M. A.; PESCARA, I. C.; ALBUQUERQUE, A. F.; UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. Ten years-snapshot of the occurrence of emerging contaminants in drinking, surface and ground waters and wastewaters from São Paulo State, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 30, n. 3, p. 614–632, 2019. <http://dx.doi.org/10.21577/0103-5053.20180232>
- MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios.

Química Nova, v. 40, n. 9, p. 1094–1110, 2017. <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170091>

NOYOLA, A. **Municipal Wastewater Treatment in Latin America: A zoom to Mexico with emphasis in GHG emissions from municipal wastewater treatment**. Vancouver: 2013. Disponível em: <https://www.globalmethane.org/expo-docs/canada13/mww_11_Noyola_Vancouver_2013.pdf>

PESSOA, G. P.; SOUZA, N. C.; VIDAL, C. B.; ALVES, J. A. C.; FIRMINO, P. I. M.; NASCIMENTO, R. F.; SANTOS, A. B. Occurrence and removal of estrogens in Brazilian wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 490, p. 288–295, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.008>

PETECCI, G. P.; FLECK, J. D.; KAEI, I. M.; ROSA, D. C.; ANTUNES, M. V.; LINDEN, R. Ecotoxicological risk assessment due to the presence of bisphenol A and caffeine in surface waters in the Sinos River Basin - Rio Grande do Sul - Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 79, n. 4, p. 712–712, nov. 2019. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.189752>

PUBCHEM. **National Center for Biotechnology Information**. Disponível em: <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>>. Acesso em: 19 jan. 2021.

QUEIROZ, F. B.; BRANDT, E. M. F.; AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; AFONSO, R. J. C. F. Occurrence of pharmaceuticals and endocrine disruptors in raw sewage and their behavior in UASB reactors operated at different hydraulic retention times. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 12, p. 2562–2569, 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.482>

SERRANO, N.; CABRERA, M. F.; OLMEDO, P. Disruptores Endócrinos. El caso particular de los xenobióticos estrogénicos. II estrógenos sintéticos. **Revista Salud Ambiental**, v. 1, n. 2, p. 64–72, 2001.

SNIS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/>>. Acesso em: 4 fev. 2022.

SODRÉ, F.; DUTRA, P.; DOS SANTOS, V. Pharmaceuticals and personal care products as emerging micropollutants in Brazilian surface waters: A preliminary snapshot on environmental contamination and risks. **Eclética Química**, v. 43, n. 1, p. 22–34, 2018. <https://doi.org/10.26850/1678-4618eqj.v43.1Sl.2018.p22-34>

STARLING, M. C. V. M.; AMORIM, C. C.; LEÃO, M. M. D. Occurrence, control and fate of contaminants of emerging concern in

environmental compartments in Brazil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 372, p. 17–36, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.04.043>

THORPE, K. L.; HUTCHINSON, T. H.; HETHERIDGE, M. J.; SUMPTER, J. P.; TYLER, C. R. Development of an in Vivo Screening Assay for Estrogenic Chemicals Using Juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus Mykiss*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 19, n. 11, p. 2812–2820, 2000. [https://doi.org/10.1897/1551-5028\(2000\)019<2812:doaviv>2.0.co;2](https://doi.org/10.1897/1551-5028(2000)019<2812:doaviv>2.0.co;2)

TIJANI, J. O.; FATOBA, O. O.; PETRIK, L. F. A review of pharmaceuticals and endocrine-disrupting compounds: Sources, effects, removal, and detections. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 224, n. 11, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1770-3>

USEPA. **Contaminants of Emerging Concern including Pharmaceuticals and Personal Care Products**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/wqc/contaminants-emerging-concern-including-pharmaceuticals-and-personal-care-products>>. Acesso em: 4 fev. 2021.

USEPA. **Bisphenol A Action Plan**. 2010. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/bpa_action_plan.pdf>. Acesso em: 3 mar. 2021.

VASSALLE, L.; GARCÍA-GALÁN, M. J.; AQUINO, S. F.; AFONSO, R. J. C. F.; FERRER, I.; PASSOS, F.; MOTA, C. R. Can high rate algal ponds be used as post-treatment of UASB reactors to remove micropollutants? **Chemosphere**, v. 248, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125969>

VIDAL, C. B.; BARBOSA, P. G. A.; PESSOA, G. P.; BUARQUE, P. C.; NASCIMENTO, J. G. S.; FILHO, A. L. F.; PAZ, M. S.; SANTOS, A. B.; CAVALCANTE, R. M.; NASCIMENTO, R. F. Multiresidue determination of endocrine disrupting compounds in sewage treatment plants (SPE-HPLC-DAD). **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 31, n. 12, p. 2518–2530, 2020. <https://dx.doi.org/10.21577/0103-5053.20200127>

ZHAO, X.; QIU, W.; ZHENG, Y.; XIONG, J.; GAO, C.; HU, S. Occurrence, distribution, bioaccumulation, and ecological risk of bisphenol analogues, parabens and their metabolites in the Pearl River Estuary, South China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 180, p. 43–52, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.04.083>

Tratamento de efluentes da indústria de cosméticos por meio do método Fenton homogêneo e com resíduo siderúrgico

Treatment of effluents from the cosmetics industry through the homogeneous Fenton method and with steel waste


- **Data de entrada:**
20/04/2021
- **Data de aprovação:**
02/05/2022


Lorena Kelly Corrêia^{1*} | Maria Clara Lopes Santos¹ | Elisa Magalhães Pinto¹ |
Ana Beatriz Loures e Silva¹ | Beatriz Santos Maduro¹ | Ana Luiza Medeiros Bacelar¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.027>


ORCID ID


Corrêia LK  <https://orcid.org/0000-0002-7912-8239>

Santos MCL  <https://orcid.org/0000-0003-0766-5702>

Pinto EM  <https://orcid.org/0000-0002-3382-4351>

Silva ABL  <https://orcid.org/0000-0002-7511-2088>

Maduro BS  <https://orcid.org/0000-0001-7197-2374>

Bacelar ALM  <https://orcid.org/0000-0002-3309-8580>

Resumo

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs) são tecnologias promissoras para maior eficiência no tratamento de efluentes e de águas residuais. Entre eles, destaca-se o método Fenton, que se baseia na reação de peróxido de hidrogênio, em meio ácido, catalisada por íons ferro. O presente estudo teve o objetivo de avaliar a aplicabilidade do método Fenton homogêneo para tratamento de efluente da indústria de cosméticos e de estudar a possibilidade de utilizar resíduos siderúrgicos como catalisadores da reação. Os rejeitos usados foram lama da aciaria OG2, o pó vermelho, a carepa e a hematita impura. Todos são ricos em hematita (Fe_2O_3), cerca de 98%. O efluente utilizado foi proveniente da indústria de cosméticos e possuía DQO de 16.164mg/L. Para o tratá-lo, utilizou-se a proporção de 1:4:1 em massa de íons ferro por H_2O_2 por DQO em todas as amostras. Obteve-se, como resultados, uma redução média de 92% da DQO, 94% da turbidez e 98% da DBO mediante o Fenton homogêneo, catalisado por sulfato ferroso (FeSO_4). A lama de aciaria apresentou uma redução da DQO de aproximadamente 34%, 96% da turbidez e 86% de DBO, sendo a mais eficiente dos resíduos estudados. Portanto, ressalta-se que é promissor para a comunidade científica o estudo sobre os processos oxidativos avançados, a fim de tratar o efluente gerado por indústrias a partir uma forma segura e sustentável.

Palavras-chave: Recursos Hídricos. Análise de Agrupamento. Qualidade da água.

Abstract

Advanced Oxidation Processes (AOPs) are promising technologies to improve the efficiency of wastewater and residual water treatment. Amongst them, the Fenton method has played a prominent role. It is based on the reaction of hydrogen peroxide, in an acid aqueous solution, catalyzed by iron ions. The present study aimed at evaluating the applicability of homogeneous Fenton on treatment of cosmetics effluents and to investigate the possibility of using steel sludge as catalysts in the reaction. The residues used were the steelmaking, the so called red dust, the scale and impure hematite. All rich in hematite (Fe_2O_3), with a mass content around 98%. The proportion 1:4:1 in mass of iron ions, per H_2O_2 per COD was utilized in all samples. The wastewater came from the cosmetic industry and its COD

¹ Escola Educação Criativa - MG - Ipatinga - Minas Gerais - Brasil.

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

was 16.164mg/L. As results, it was obtained an average reduction of 92% of COD, 94% of turbidity and 98% of BOD through homogeneous Fenton catalyzed by ferrous sulphate ($FeSO_4$). The steelmaking mud was able to reduce 34% of initial COD, 96% of turbidity and 86% of BOD, being the most efficient sludge. The red dust enabled 17% COD reduction and other residues didn't exhibit satisfactory reduction in COD. Therefore, it is emphasized that the study on advanced oxidative processes is promising for the scientific community, in order to treat the effluent generated by industries, in a safe and sustainable way.

Keywords: Advanced Oxidation Processes. Fenton Method. Wastewater treatment. Cosmetic industry. Industrial wastewater.

1 INTRODUÇÃO

De acordo com o provedor de pesquisas de mercado Euromonitor International, o Brasil é o quarto maior produtor de cosméticos do mundo (Forbes, 2020). Dessa forma, as indústrias desse ramo, extremamente relevantes para a economia nacional, são responsáveis por gerar uma gigantesca quantidade de efluentes considerados de grande potencial poluidor (SILVA, 2016). Segundo dados da empresa Natura (2008), do total de água consumida no setor, cerca de 26% são efetivamente incorporados ao produto, resultando, assim, em uma grande quantidade de efluente líquido.

A maioria das estações de tratamento de efluentes (ETE) é projetada para uma redução incompleta de poluentes, porém o processo de tratamento dos efluentes industriais possui especificidades e requer capacitações muito diferentes das realizadas pela ETE (PUYOL et al., 2011; MELO et al., 2013). Os efluentes da indústria de cosméticos são normalmente caracterizados por alta demanda química de oxigênio (DQO), concentrações de sólidos em suspensão, óleos e graxas (O&G) e surfactantes, além da presença de corantes, conservantes e fragrâncias. Por conterem compostos com reduzida biodegradabilidade e elevado potencial tóxico, são, portanto, muito peculiares (PUYOL et al., 2011; MELO et al., 2013). Em vista disso, faz-se a ne-

cessidade de buscar meios mais eficientes para o tratamento adequado desses efluentes.

A fim de diversificar as alternativas para o tratamento de efluentes industriais, novos métodos estão sendo introduzidos, como os Processos Oxidativos Avançados (POAs), que têm sido aplicados com êxito para a remoção e degradação de poluentes, ou usados como pré-tratamento para converter os poluentes em compostos de cadeia mais curta, que podem ser tratados por métodos convencionais ou biológicos. Dentre os POAs, destaca-se o processo Fenton, que usa fortes oxidantes para degradar ou destruir uma variedade de poluentes orgânicos (ARAÚJO, 2014).

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs) baseiam-se no uso de agentes oxidantes fortes que modificam a estrutura química de diversos poluentes, degradando-os e reduzindo-os substancialmente (TARR, 2003). Outra possível definição para tais processos envolve a produção de radicais intermediários altamente reativos, como a hidroxila, em quantidade necessária para influenciar na purificação das águas, a temperatura próxima à ambiente (GLAZE et al., 1992). Esses processos caracterizam-se por transformar a maioria dos contaminantes orgânicos em dióxido de carbono, água e ânions inorgânicos, de forma não seletiva, em vários estados físicos (ARAÚJO, 2014).

Os fatos expostos justificam a importância de alterar esse cenário, possibilitando o contínuo desenvolvimento econômico do setor, com a devida atenção às questões ambientais envolvidas.

2 MÉTODO

2.1 Escolha do efluente tratado

O efluente tratado pelo processo Fenton foi cedido por uma indústria cosmética localizada na cidade de Santana do Paraíso, Minas Gerais. A linha de produção da empresa consiste, em geral, na produção de produtos capilares. Macroscopicamente, o efluente líquido apresentava-se levemente turbido e esbranquiçado, com odor agradável, bolhas superficiais e ausência de sólidos em suspensão. A Fig. 1 apresenta os aspectos do efluente.



Figura 1 - Amostra do efluente Bruto
Fonte: Autores, 2020.

2.2 Caracterização do efluente

Previamente ao tratamento, o efluente foi caracterizado de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater-S-

MEWW nos seguintes parâmetros: cor verdadeira, DBO, DQO, pH e turbidez. Todas as análises foram realizadas em triplicata e foram expressas em valores médios entre as triplicatas.

Além disso, o tratamento do efluente foi realizado em escala de laboratório; assim sendo, para cada análise, havia 1L de efluente.

2.3 Reação de Fenton com sulfato ferroso

Para realização do processo Fenton a partir do sulfato ferroso como fonte de Fe^{+2} , primeiramente reservou-se 1L do efluente e adequou-se o pH para 3 utilizando uma solução de ácido sulfúrico 20%.

Em seguida, utilizando uma proporção de 1:4:1 de $\text{Fe}^{+2}:\text{H}_2\text{O}_2:\text{DQO}$, adicionaram-se 27,4g de sulfato ferroso (FeSO_4) e 57,2mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) 30%.

Durante a reação, foi analisado o peróxido de hidrogênio residual, pelo método iodométrico e, em caso de diminuição da concentração do oxidante, seria adicionado H_2O_2 .

2.4 Reação de Fenton com resíduos siderúrgicos e hematita (Fe_3O_4)

A lama fina de aciaria OG2 (sistema de desempoeiramento da aciaria) foi usada como fonte de íons ferrosos. Segundo análise da usina que a forneceu, o resíduo possui aproximadamente 60% de ferro total, sendo que 7% estão na forma de ferro metálico (Fe) e o restante na forma de óxido ferroso (FeO), que compõe cerca de 68% da amostra. Outros óxidos presentes são CaO (6%), MgO (1%), SiO_2 (1%) e ZnO (4%). O óxido de cálcio confere pH básico à lama, o que exige controle constante deste. Não há presença de metais pesados.

Inicialmente, retirou-se 1L de efluente e ajustou-se o pH para 3 com uma solução de ácido sulfúrico 20%. Em seguida, adicionou-se

45 g/L de resíduo numa proporção de 1:4:1 de íons $\text{Fe}^{+2}:\text{H}_2\text{O}_2:\text{DQO}$, após esperou-se cerca de 22 horas antes da adição do H_2O_2 . Esse tempo é necessário para que ocorra a dissolução completa dos resíduos na solução.

O pó vermelho do alto forno também foi utilizado como fonte de íons Fe^{+3} . Conforme análises da usina que forneceu esse material, o rejeito possui aproximadamente 65,8% de ferro em sua composição, sendo majoritariamente encontrado na forma de hematita (Fe_2O_3), que compõe aproximadamente 95% da amostra. Também há pequenas porcentagens de cloreto ferroso (FeCl_2), magnetita (Fe_3O_4), sílica (SiO_2) e óxido de manganês (MnO). Não se verificaram, analisando partes por milhão (ppm), metais pesados no pó vermelho. O processo realizado para esse resíduo foi semelhante ao da lama OG2.

A carepa tem como principal componente a hematita. Não havendo traços de metais pesados em sua composição, considerou-se a porcentagem de ferro nesse resíduo como 100%. Assim sendo, para 1L de efluente, com o pH corrigido, adicionaram-se 16,164g de carepa. Após aproximadamente 22h, adicionou-se o H_2O_2 , mantendo a proporção de 1:4:1 de $\text{Fe}^{+2}:\text{H}_2\text{O}_2:\text{DQO}$.

Por fim, a hematita pura foi testada como catalisadora no método Fenton. Dessa forma, para 1L de efluente com pH igual a 3, foram utilizados 16,164g/L de hematita. A adição do H_2O_2 , seguiu as mesmas proporções das análises anteriores.

3 RESULTADOS

Os parâmetros e resultados de caracterização do efluente bruto são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Caracterização do efluente bruto

Análise	Método	Unidade	Resultado
Corverdadeira	SMEWW 2120 C	uH	<5,0
DBO	SMEWW 5210 B	mg/L	12376,00
DQO	SMEWW 5220 D	mg/L	16164,00
Turbidez	SMEWW 2130 B	uT	452
pH	-	-	7,6

Fonte: Autoras, 2020.

Como pode ser observado, os valores dos parâmetros do efluente bruto encontram-se acima do valor máximo permitido, estabelecido pela DN COPAM/CERH-MH nº 01/08. Esse resultado evidencia a necessidade do tratamento do efluente antes do lançamento em corpos d'água.

3.1 Fenton com sulfato ferroso

Por meio do método iodométrico, verificou-se que a proporção de 1:2:1 de íons $\text{Fe}^{+2}:\text{H}_2\text{O}_2:\text{DQO}$ foi insuficiente para a degradação dos compostos presentes no efluente, já que o agente oxidante foi rapidamente consumido após cinco e trinta minutos de reação. Portanto, utilizou-se a proporção de 1:4:1 de íons $\text{Fe}^{+2}:\text{H}_2\text{O}_2:\text{DQO}$, o que permitiu a relativa estabilidade de consumo do peróxido de hidrogênio ao longo do processo.

Ao final do método, observou-se a presença de um lodo residual oriundo do sulfato ferroso. Dessa forma, a solução foi decantada para que pudesse ser retirada uma alíquota para a análise. O líquido tratado foi visualmente incolor e apresentou significativa redução do odor e das bolhas superficiais características dos cosméticos. A Fig. 2 demonstra o efluente durante (Fig. 2.a) e após o tratamento (Fig. 2.b).

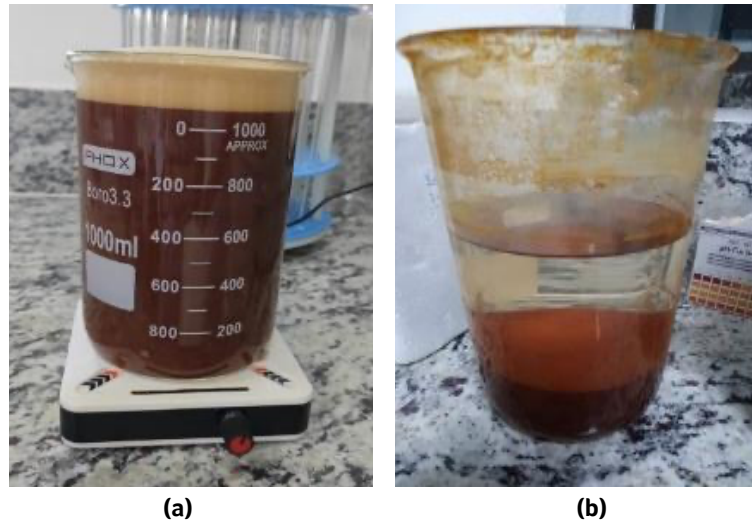


Figura 2 - Tratamento de efluente com FeSO_4 , (a); efluente tratado (b).
 Fonte: Autoras, 2020.

Após 24h da reação, pode-se observar na Figura 2b que o lodo residual decantou e que o efluente tratado apresenta-se incolor e com ausência de bolhas.

3.2 DQO para efluente tratado a partir de sulfato ferroso

Foram realizadas análises de DQO dos efluentes bruto e tratado. Os resultados obtidos indicaram que houve redução significativa de DQO, apresentando, como média das duas análises, 92% de remoção da carga orgânica (Fig. 3).

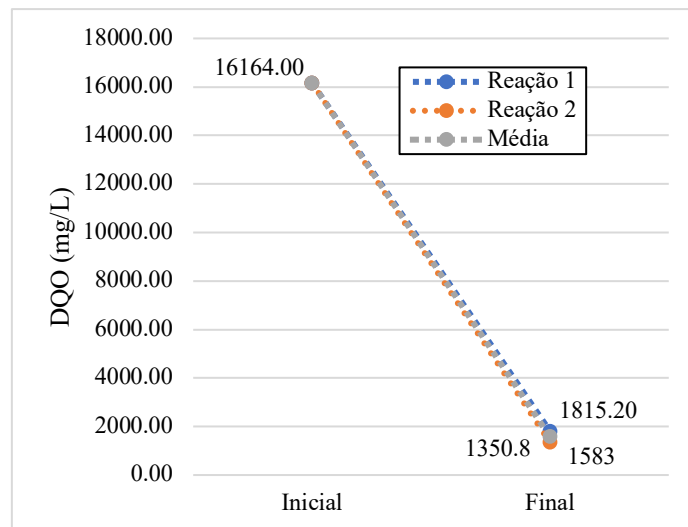


Figura 3 - Remoção da DQO após tratamento com FeSO_4
 Fonte: Autoras, 2020.

Os resultados mostraram-se satisfatórios para a remoção da DQO. Alvim et al. (2011) obtiveram valores similares, cujo sistema de tratamento

a partir de 40 mg/L de peróxido de hidrogênio apresentou uma grande redução da matéria orgânica do efluente, com índice de 96,75%.

A normativa DN COPAM N°01/08 preconiza que o limite de DQO seja de 180 mg/L para lançamentos de efluente ou eficiência de remoção mínima de 70%. Dessa forma, o efluente de cosmético tratado atende ao limite determinado pela legislação vigente.

3.3 Turbidez para efluente tratado a partir de sulfato ferroso

Foram realizadas análises de turbidez dos efluentes bruto e tratado. Os resultados obtidos indicaram redução da turbidez, apresentando valor médio 94% de redução (Fig. 4).

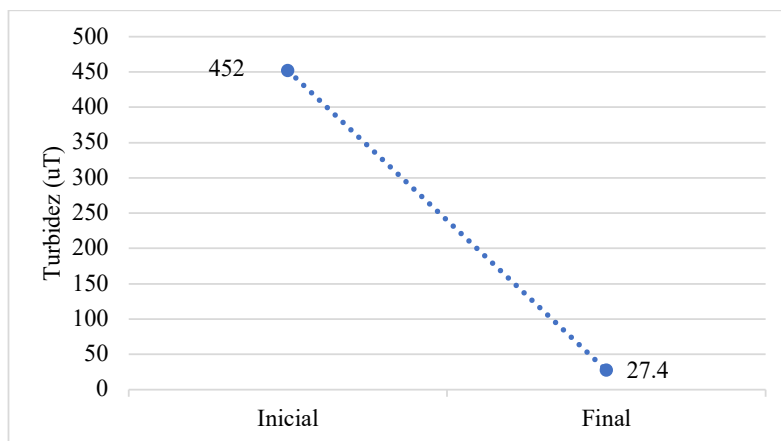


Figura 4 - Resultado das análises de Turbidez (FeSO₄)
 Fonte: Autoras, 2020.

A turbidez do efluente não é um parâmetro de lançamento previsto nas legislações, porém, por ser intrinsecamente relacionado aos sólidos suspensos, considera-se que sua redução é um fator de suma importância para garantir a potabilidade do efluente.

3.4 DBO para efluente tratado a partir de sulfato ferroso

Para as análises de DBO dos efluentes bruto e tratado, os resultados obtidos indicaram que houve redução significativa de DBO, apresentando, como média das três análises, 98% de remoção da carga orgânica (Fig. 5).

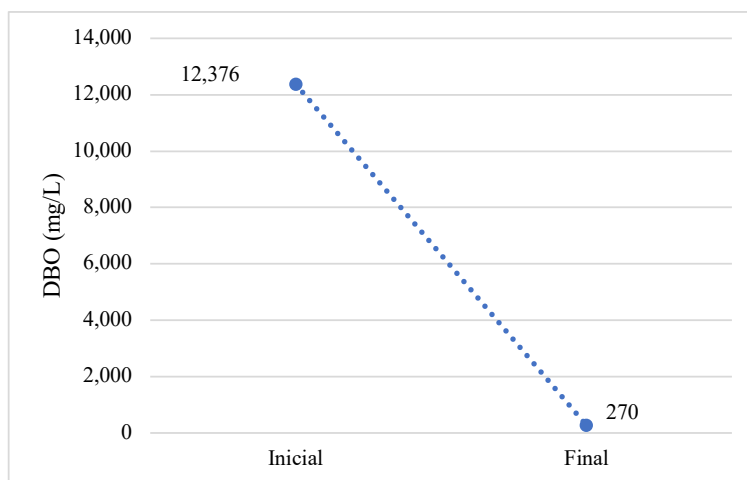


Figura 5 - Remoção da DBO após tratamento com FeSO₄
 Fonte: Autoras, 2020.

A normativa DN COPAM N°01/08 recomenda que o limite de DBO seja de 60 mg/L para lançamentos de efluente, ou eficiência de remoção mínima de 60%. Dessa forma, o efluente de cosmético tratado atende ao limite determinado pela legislação vigente.

3.5 Fenton com lama de aciaria

Para realizar o processo Fenton a partir dos resíduos siderúrgicos como catalisador, utilizou-se a proporção de 1:4:1 de íons Fe^{+2} : H_2O_2 :DQO, o que

permitiu a relativa estabilidade de consumo do peróxido de hidrogênio ao longo do processo.

Ao final do método, observou-se a presença de um lodo residual oriundo da lama de aciaria OG2. Dessa forma, a solução foi decantada para que pudesse ser retirada uma alíquota para a análise. O líquido tratado foi visualmente incolor e apresentou significativa redução do odor e das bolhas superficiais características dos cosméticos. A Fig. 6 demonstra o efluente durante (Fig. 6.a) e após o tratamento (Fig. 6.b).

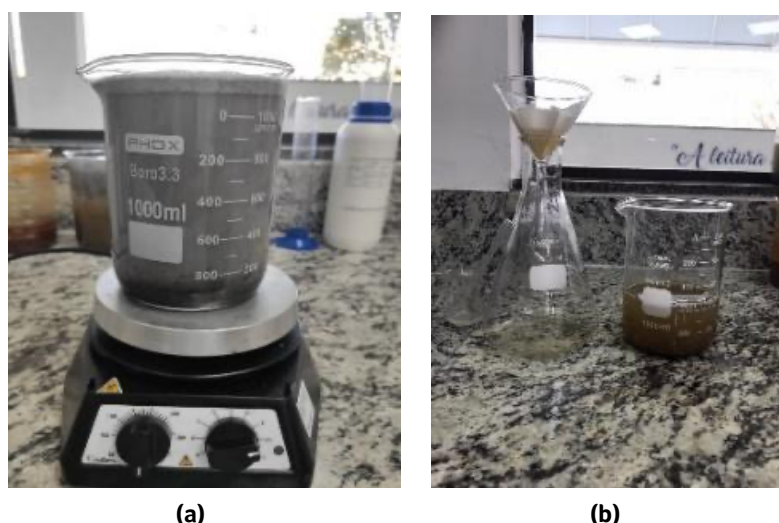


Figura 6 - Tratamento de efluente com lama de aciaria OG2 (a); efluente tratado (b).
Fonte: Autoras, 2020.

Observa-se que, após 24 horas da reação, o efluente apresentou partículas suspensas. Dessa forma, foi necessário submeter a amostra ao processo de filtração simples. Ao final, obteve-se uma amostra incolor e com ausência de bolhas (Fig. 7).

Quanto aos experimentos utilizando a hematita como fonte do catalisador, obtiveram-se valores não significativos.



Figura 7 - Efluente filtrado
Fonte: Autoras, 2020.

3.6 DQO para efluente tratado a partir da lama de aciaria

Para a primeira reação experimental com a lama de aciaria OG2, obteve-se para análise de DQO uma remoção de 14% da carga orgânica. Em

uma segunda análise, constatou-se remoção de 2% da DQO e, em uma terceira, na qual a lama foi deixada descansando no efluente antes do início da reação, houve remoção de 33,6%. Os resultados são expressos na Fig. 8.

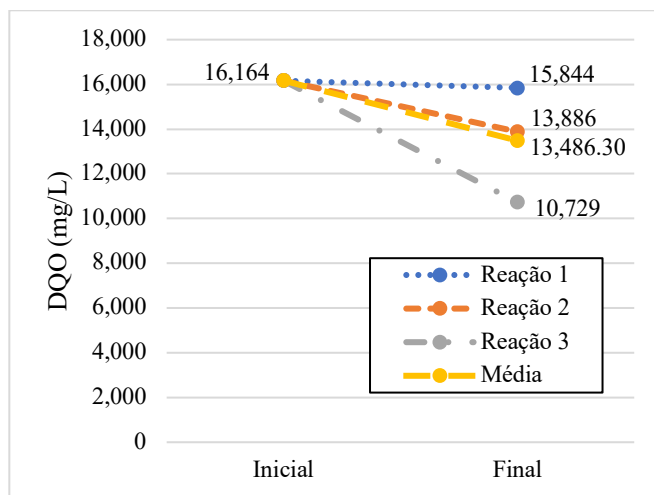


Figura 8 - Remoção da DQO após tratamento com Lama OG2
 Fonte: Autoras, 2020.

A partir dos resultados, constatou-se que a lama de aciaria OG2 não foi capaz de promover a redução eficiente da DQO pelos métodos aplicados.

Por consequência, evidencia-se a necessidade de aprofundar a investigação do uso de lama de aciaria como catalisador no sistema Fenton para tratamento do efluente da indústria cosmética.

3.7 Turbidez para efluente tratado a partir da lama de aciaria

Os resultados das análises dos efluentes bruto e tratado indicaram redução média de 96% da turbidez, conforme Fig. 9.

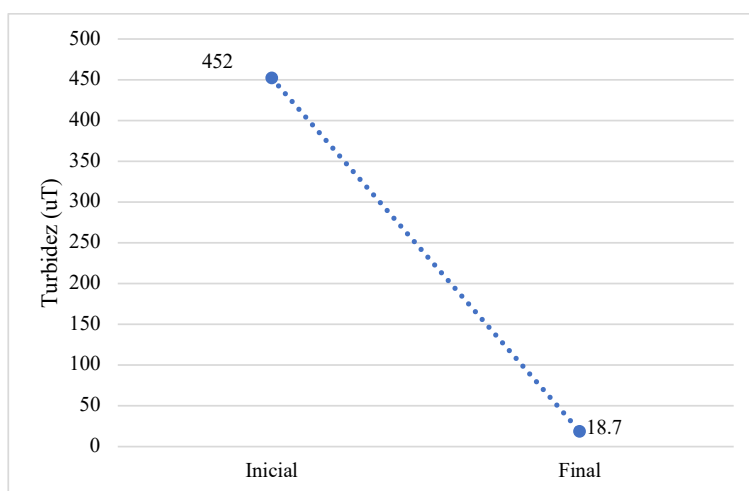


Figura 9 - Resultados das análises de Turbidez (Lama OG2)
 Fonte: Autoras, 2020.

3.8 DBO para efluente tratado a partir da lama e aciaria

Os resultados das análises indicaram que houve redução significativa de DBO, apresentando,

como média das três análises, 86% de remoção da carga orgânica (Figura 10).

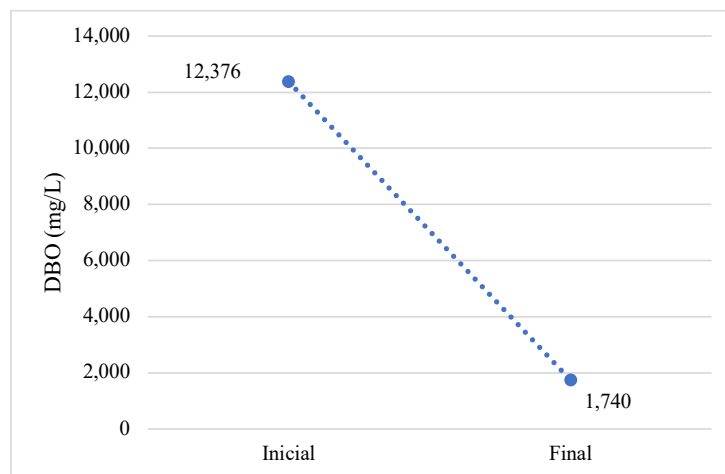


Figura 10 - Remoção da DBO após tratamento com Lama OG2

Fonte: Autoras, 2020.

O efluente de cosmético tratado atende ao limite determinado pela normativa DN COPAM Nº01/08.

4 CONCLUSÃO

O processo Fenton a partir do sulfato ferroso apresentou eficiência no tratamento do efluente de acordo com os parâmetros físicos e químicos analisados. Os resultados médios de redução de DQO (92%), DBO (98%) e turbidez (94%) demonstram que o efluente atende aos parâmetros exigidos pela normativa.

O uso do resíduo siderúrgico lama de aciaria como catalisador de baixo custo apresentou-se satisfatório em relação aos parâmetros de remoção de DBO e turbidez, com resultados médios de redução de 86% e 96%, respectivamente. Por outro lado, a média de remoção da DQO foi de 23,2%, não atendendo às especificações do CONAMA.

Os demais resíduos siderúrgicos avaliados neste estudo, carepa, pó vermelho e hematita, apresentaram resultados pouco relevantes no tratamento do efluente, devido aos poucos ensaios realizados e ao caráter preliminar das investigações.

Podem ser traçadas numerosas hipóteses para a menor eficiência dos resíduos siderúrgicos como catalisadores em relação ao sulfato ferroso. Tal ineficiência pode estar associada a diversos fatores, como presença de compostos sequestrantes presentes nesses resíduos, como íons cloro e manganês, que capturam radicais hidroxila, interrompendo o ciclo entre íons ferrosos e férricos, e prejudicando o rendimento da reação. Além disso, considera-se que o excesso de radicais hidroxila pode reduzir a eficiência desses catalisadores mediante a recombinação e a formação de peróxido de hidrogênio; logo, a diminuição da concentração do reagente seria necessária.

Portanto, ressalta-se que é promissor para a comunidade científica mundial estender os projetos de pesquisa na área, a fim de, por meio de testes diversificados, otimizar a capacidade dos resíduos siderúrgicos como catalisadores e promover o desenvolvimento sustentável.

5 AGRADECIMENTOS

Agradeço à Escola Educação Criativa, em especial aos diretores e coordenadores, pelo apoio e confiança, nos permitindo executar este importante trabalho em seu laboratório, além de dar aporte financeiro para aquisição de materiais e análises laboratoriais para a realização dos ensaios.

Agradeço às empresas de nossa região que nos forneceram o efluente e o material siderúrgico.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

ALVIM, L. B.; KUMMROW, F.; BEIJO, L. A.; LIMA, C. A. A.; BARBOSA, S. Avaliação da citogenotoxicidade de efluentes têxteis utilizando *Allium cepa* L. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v.6, n.2, 2011. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>

ARAÚJO, K. S. et al. Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais e efluentes industriais. In: V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, MG, Brasil. 2014. *Anais...* <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1862>

BRILLAS, E.; SIRÉS, I.; OTURAN, Me. A. Electro-Fenton process and related electrochemical technologies based on Fenton's reaction chemistry. *Chemical reviews*, v. 109, n. 12, p. 6570-6631, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1021/cr900136g>

CONAMA, Nº 357. **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.** Brasil, 2005.

CONAMA, Nº 430. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução nº 357, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA.** Brasil, 2011.

FORBES, 2020. **Brasil é o quarto maior mercado de beleza e cuidados pessoais do mundo.** 2020. Desenvolvida por MARIANA WEBER.

GLAZE, W. H. et al. Chemical models of advanced oxidation processes. *Water Quality Research Journal*, v. 27, n. 1, p. 23-42, 1992. <https://doi.org/10.2166/wqrj.1992.002>

MELO, E. D.; MOUNTEER, A. H.; LEÃO, L. H. S.; BAHIA, R. C. B.; CAMPOS, I. M. F. Cosmetic wastewater treatment by upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Journal of hazardous materials*, v. 185, n. 2-3, p. 1059-1065, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.10.014>

NATURA. **Relatório anual 2007.** São Paulo, 2008, 126 p.

PUYOL, D. et al. Cosmetic wastewater treatment by upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Journal of hazardous materials*, v. 185, n. 2-3, p. 1059-1065, 2011.

SILVA, B. R. **Monitoramento de parâmetros físico-químicos do efluente de uma indústria de cosméticos e propostas de tratamento.** Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, 2016.

TARR, M. A. Fenton and modified Fenton methods for pollutant degradation. *Environmental Science and Pollution Control Series*, p. 165-200, 2003.

Estudo da composição dos gases de aterro sanitário sob diferentes condições de bombeamento

Study of the composition of landfill gases under different pumping conditions

- **Data de entrada:** 03/02/2021
- **Data de aprovação:** 04/05/2022

Cássia Liliane Alves Cavalcante^{1*} | Gemelle Oliveira Santos¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.028>

ORCID ID

Cavalcante CLA  <https://orcid.org/0000-0002-7726-6590>

Santos GO  <https://orcid.org/0000-0003-1852-8770>

Resumo

O estudo objetivou avaliar a influência das alterações na pressão de bombeamento sobre a qualidade e a vazão dos gases em 6 poços do Aterro Sanitário de Caucaia-CE, sendo 2 poços verticais de PEAD, 2 poços verticais de concreto e 2 poços horizontais de PEAD. O monitoramento ocorreu entre maio de 2019 e março de 2020, totalizando 12 campanhas. Para as leituras das concentrações foi utilizado o Leitor de Gás GEM5000 e realizados ajustes na pressão de sucção com a válvula do cabeçote 25% aberta, 50, 75 e 100%. Nos poços monitorados, a concentração de CH₄ variou entre 56,4 e 58,7%, a concentração de CO₂ variou de 37,4% a 39,9%, a concentração de Outros Gases variou de 2,1% a 4,8% e a concentração de O₂ variou de 0,3 a 0,9%. Cada poço teve uma particular condição de operação; entretanto, considerando a maior concentração de metano e menor presença de contaminantes, foi possível concluir que a abertura de 25% (pressão entre -1,39 e -2,18mb) foi a ideal para otimização da captação.

Palavras-chave: Resíduos sólidos. Aterro sanitário. Gases.

Abstract

The study aimed to evaluate the influence of pumping pressure changes on the quality and flow of gases in 6 wells of the Sanitary Landfill in Caucaia-CE, being 2 vertical wells of PEAD, 2 vertical wells of concrete and 2 horizontal wells of PEAD. The monitoring took place between May 2019 and March 2020, totaling 12 campaigns. For the concentration readings, the GEM5000 Gas Reader was used and adjustments were made to the suction pressure with the head valve opening varying 25, 50, 75 and 100%. In the monitored wells, the concentration of CH₄ varied from 56,4 to 58,7%, the concentration of CO₂ varied from 37,4% to 39,9%, the concentration of other gases varied from 2,1% to 4,8% and the O₂ concentration varied from 0,3 to 0.9%. Each well presented a particular operating condition, however, considering the highest concentration of methane and the lowest presence of contaminants, it was possible to conclude that the 25% opening (pressure between -1.39 and -2.18mb) was ideal for the capture optimization.

Keywords: Solid Waste. Landfill. Gases.

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

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

1 INTRODUÇÃO

O envio de resíduos sólidos para os aterros sanitários vem crescendo paulatinamente no Brasil, e os diversos processos que ocorrem no interior das células de aterramento (atrito entre os materiais, mudanças na granulometria dos resíduos, recalques, elevação de temperatura, crescimento microbiano, reações de oxidação-redução), sob influência também das condições externas (regime de chuvas, pressão, temperatura, ventos), resultam na degradação dos resíduos e na geração de lixiviados e gases.

A extração dos gases e a drenagem dos líquidos são formas de reduzir a pressão interna no maciço de resíduos, permitir a acomodação das camadas, aumentar a estabilidade do aterro sanitário, favorecer propriedades geomecânicas e viabilizar o tratamento e/ou aproveitamento desses dois subprodutos.

A captação ativa dos gases de aterro está geralmente associada com algum projeto de aproveitamento do gás metano (para queima direta ou geração de energia térmica ou elétrica) e demanda a escolha de bons materiais para compor o sistema de drenagem (geralmente são utilizados tubos de PEAD), precisão na profundidade e distanciamento dos poços verticais e na inclinação dos poços horizontais, além de proteção mecânica e adequada pressão de sucção.

A pressão necessária para extrair os gases do interior do aterro sanitário depende de muitos fatores: distância entre o aterro e a planta de aproveitamento (que influencia na perda de carga e em alterações na qualidade dos gases), espaçamento entre os poços, tipo de drenagem, qualidade do sistema de impermeabilização superior do aterro, concentração e volume dos gases. Uma pressão inadequada pode gerar explosões em qualquer ponto do sistema (TERRAZA; WILLUMSEN, 2009), aumentar custos com energia elétrica, captar maiores teores de contaminantes ou mesmo su-

utilizar a planta de aproveitamento energético (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA, 2009).

Nesse sentido, o dimensionamento dos componentes de uma usina de aproveitamento do metano dos aterros também deve considerar as condições geográficas e climáticas de cada local. De acordo com Kashyapa; Chughb; Nandakumar (2016), a decomposição de resíduos em países tropicais é muito mais rápida em comparação com os países de clima temperado e, assim, os aterros atingem um estágio metanogênico estável muito rapidamente, com uma elevada produção de metano dentro do 3º ao 20º ano.

Para Sun et al. (2019), o tipo de resíduo existente no local exerce mais influência sobre a geração de CH_4 que a própria taxa de biodegradação (que tem maior influência sobre a velocidade de geração). De acordo com o Xu; Qin; Hac (2019), a produção ou inibição de CH_4 depende da tolerância dos microrganismos metanogênicos às concentrações de ácidos graxos.

Alguns indicadores têm um efeito positivo na produção de CH_4 : o pH (EMKES; COULON; WAGLAND, 2015), a compactação dos resíduos (XU; QIN; HAC, 2019). Outros indicadores, como a pressão atmosférica, afetam a emissão, como destacaram Czepiel et al. (2003), Aghdam; Scheutz; Kjeldsen (2019). Segundo essas duas publicações, quando a pressão atmosférica está alta, mais ar entra no aterro, o que resulta em uma maior taxa de fluxo de biogás, porém com menor % de CH_4 em função da diluição.

O fluxo de gás também sofre influência das alterações temporais na permeabilidade do meio resultantes da variação no teor de precipitação e umidade (AGHDAM; SCHEUTZ; KJELDSEN, 2019). Resíduo altamente compactado ou com alto nível de umidade resulta em menor eficiência de captura de CH_4 (JUNG et al., 2011). A difusão dos gases também se reduz em espessas camadas de resíduos (ZHANG; MATSUTO, 2013). A diferença

entre a temperatura do resíduo e a temperatura ambiente também influencia o movimento do gás (MATSUTO et al., 2015).

Conforme Faitli et al. (2014), os aterros sanitários representam grandes reservatórios de calor e uma enorme quantidade pode ser usada desde que as propriedades térmicas dos aterros sejam bem caracterizadas, e o calor, armazenado. Esse calor é consequência de processos físicos (condensação da água), químicos (hidrólise de substratos sólidos e produção de CO_2 e CH_4) e microbiológicos (a atividade metabólica dos microrganismos e a respiração microbiológica). O calor do biogás pode ser aplicado para geração de eletricidade e, dependendo da sua qualidade, esse biogás pode ser usado como gás natural após remoção de sulfeto de hidrogênio, dióxido de carbono e vapor de água (NIKKHAH et al., 2018).

Entende-se de Silva e Campos (2008) que o O_2 existente em poços com extração ativa decorre do(a): entrada de ar atmosférico pelas trincas e fissuras existentes em volta do poço sob sucção; rompimento da tubulação ou flanges mal apertados; poços localizados ao lado de drenagens de águas pluviais. A aeração no aterro sanitário tem como efeitos colaterais negativos o aumento das emissões de CO_2 e aumento da liberação de um potente gás de efeito estufa (N_2O), conforme Brandstätter; Prantl; Fellnera (2020). Um aterro aerado produz metade do CH_4 produzido por um aterro anaeróbico de tamanho igual (SUTTHASIL et al., 2019).

Conforme Liu et al. (2018), o acúmulo excessivo de ar próximo a um poço aumenta acentuadamente a temperatura em função do crescimento das reações químicas, enquanto a ocorrência de caminhos preferenciais tem efeito significativo sobre o fluxo e a distribuição do oxigênio em aterros. A direção do fluxo também muda com o assentamento mecânico dos resíduos aterrados (TINET; OXARANGO, 2010) e com a recirculação de lixi-

viados ou infiltração de águas de chuva (JUNG et al., 2011).

Em 2019, uma parceria entre o IFCE (Campus Fortaleza) e a empresa responsável pela exploração do gás metano no Aterro Sanitário de Caucaia - ASC (a GNR Fortaleza) resultou em uma pesquisa de mestrado cujo objetivo principal foi avaliar a influência das alterações da pressão de bombeamento (sucção) sobre a qualidade dos gases captados por alguns poços do ASC. Captar gases de melhor qualidade influencia positivamente na operação do aterro, visto que a abertura das válvulas dos cabeçotes ocorria de forma sem critério, o que aumentava a entrada de contaminantes no sistema (nitrogênio, oxigênio, dióxido de carbono e outros), com prejuízos financeiros e operacionais para a planta de aproveitamento.

O presente artigo resume uma parte dos resultados dessa pesquisa que, em termos experimentais, começou em maio de 2019 e encerrou-se em março de 2020, totalizando 12 campanhas de campo.

2 METODOLOGIA

Esta pesquisa foi realizada no Aterro Sanitário Caucaia (ASC), o maior aterro sanitário do Estado do Ceará, localizado na Região Metropolitana de Fortaleza (capital do Estado do Ceará), com 123 hectares. O empreendimento começou a operar em 1991 com os resíduos do município de Caucaia-CE e, em 1998, passou a receber os resíduos coletados em Fortaleza (capital do Estado). Em 2015, o ASC recebeu as primeiras melhorias para instalação de um projeto de aproveitamento comercial e energético do gás metano. Em 2017, a planta entrou em operação de forma experimental.

Na época da pesquisa, o aterro recebia cerca de 5 (cinco) mil toneladas de resíduos sólidos urbanos por dia e encontrava-se em fase final de operação. A área total do ASC equivale a 123,20 hec-

tares e a célula estudada, chamada de Lateral E (Fig. 1), possuía uma área de 9,3 hectares e altura média de 60m. Os poços horizontais monitora-

dos alcançavam resíduos mais novos (< 05 anos), enquanto os poços verticais perfuram resíduos de diferentes camadas e idades.



Figura 1 - Identificação da Lateral E, área de estudo da pesquisa
 Fonte: Google Maps, adaptado pela autora (2020)

No aterro sanitário há um conjunto de poços (verticais e horizontais) interligados a um sistema de bombeamento/sucção que extrai e envia para purificação o metano (aproximadamente 6.000 m³.h⁻¹). A pesquisa desenvolvida monitorou

06 poços do ASC (Fig. 2 e 3) em função dos recentes problemas que apresentaram na qualidade dos gases. Foram 02 poços verticais de PEAD (chamados PP's), 02 poços verticais de concreto (PV's) e 02 poços horizontais de PEAD (PH's).



Figura 2 - Poços analisados na pesquisa de campo no ASC
 Fonte: Autora (2020)

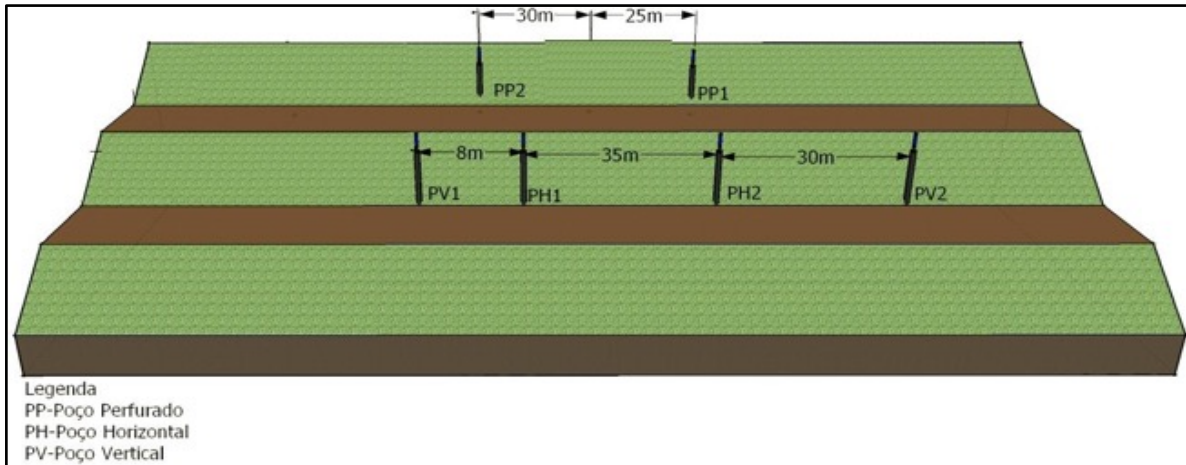


Figura 3 - Distribuição dos poços
 Fonte: Autora (2020)

Em cada poço foi realizada a leitura das concentrações de metano (%), oxigênio (%), dióxido de carbono (%), outros gases (%), temperatura (°C), pressão (mb) e fluxo ($m^3 \cdot h^{-1}$) com o equipamento da Landtec GEM5000. Foram realiza-

dos ajustes e testes na pressão de sucção para determinar as condições ótimas de captação de metano ($m^3 \cdot h^{-1}$) sob 04 diferentes situações: com a válvula do cabeçote 25% aberta, 50, 75 e 100% (Fig. 4).

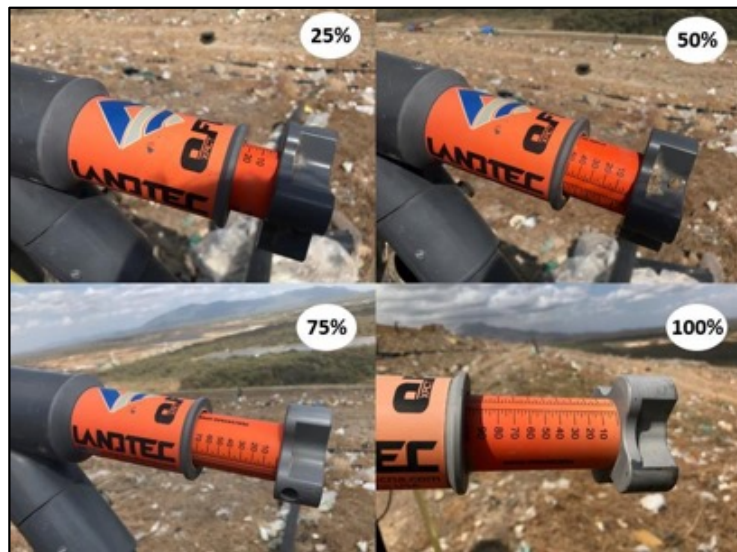


Figura 4 - Cabeçote do poço em diferentes situações (25%, 50%, 75% e 100% aberta)
 Fonte: Autora (2020)

O princípio de detecção do metano e do gás carbônico é baseado na capacidade que esses gases têm de absorver radiação eletromagnética na faixa do infravermelho. Já a detecção do oxigênio é feita mediante célula eletroquímica interna. O equipamento é capaz de realizar medições de 0 a

100% (% em volume) de CH_4 e CO_2 , com precisão típica de $\pm 0,3\%$ para concentrações até 5%, de $\pm 1\%$ para concentrações entre 5 e 15% e de $\pm 3\%$ para concentrações maiores que 15%. Para o oxigênio, a faixa de leitura varia entre 0 e 25% com uma precisão de $\pm 1\%$.

O monitoramento iniciou-se em maio de 2019 e se encerrou em março de 2020, sempre no turno da manhã, totalizando 12 campanhas de campo com intervalo de tempo mínimo de 15 dias. Cada leitura da concentração dos gases ocorreu durante 120 segundos em cada uma das 4 posições da válvula. Entre as leituras, foi realizada uma “purga” de 15 segundos no equipamento para limpeza. O trabalho de campo foi encerrado pelo início da Pandemia da COVID-19 no estado.

3 RESULTADOS

A pressão de bombeamento e a concentração dos quatro gases variaram ao longo do monitoramento (ou seja, 1ª até a 12ª campanha) em todos os poços, bem como de acordo com os sucessivos ajustes na abertura da válvula do cabeçote.

No Poço Perfurado (PP1), a pressão média variou entre -2,0 e -5mb, enquanto no PP2 variou entre -2,2 e -5,0mb. As maiores variações na pressão nesses dois poços ocorreram com a válvula 100% aberta. As concentrações dos gases captados pelo PP1 e PP2 podem ser observadas na Tabela 1 e 2.

Tabela 1 - Comportamento da Pressão e da Composição dos Gases no PP1

Abertura da Válvula	PP1	Pressão (-mb)	T (°C)	Concentração (%)			
				M	D	OG	O
25%	Média	2,0	48	58	39	3	0,3
	DP	0,5	3,2	1	1	1	0,04
50%	Média	3,3	50,9	57	39	3	0,3
	DP	1,5	3,2	2	1	1	0,05
75%	Média	4,4	50,3	57	39	3	0,3
	DP	1,5	1,4	1	1	1	0,07
100%	Média	5	50,3	56	40	3	0,3
	DP	1,8	1,3	2	1	2	0,1

Legenda: T (Temperatura), M (Metano), D (Dióxido de Carbono), OG (Outros Gases), O (Oxigênio), DP (Desvio Padrão). Valores arredondados pelo Excel.
Fonte: Autora (2020)

Em todas as posições da válvula (25, 50, 75 e 100%), nos dois Poços Perfurados, observou-se uma relação inversa entre a pressão e a concentração de CH₄. Enquanto no PP1

houve uma relação direta da pressão com os demais componentes (CO₂, OG e O₂), o PP2 teve uma relação inversa com o CO₂, e direta com OG e O₂.

Tabela 2 - Comportamento da Pressão e da Composição dos Gases no PP2

Abertura da Válvula	PP2	Pressão (-mb)	T (°C)	Concentração (%)			
				M	D	OG	O
25%	Média	2,0	42,8	59	39	2	0,3
	DP	0,5	2,5	1	1	1	0,04
50%	Média	3,3	43,6	58	39	2	0,3
	DP	1,5	2,8	1	1	1	0,1
75%	Média	4,4	43,7	58	39	2	0,3
	DP	1,5	2,5	1	1	1	0,04
100%	Média	4,9	43,9	58	39	3	0,3
	DP	1,8	3,9	1	1	1	0,1

Legenda: T (Temperatura), M (Metano), D (Dióxido de Carbono), OG (Outros Gases), O (Oxigênio), DP (Desvio Padrão). Valores arredondados pelo Excel.
Fonte: Autora (2020)

No Poço Perfurado PV1, a pressão média variou entre -1,6 e -4,5mb, enquanto no PV2 variou entre -1,8 e -4,5mb. As maiores variações na pressão no PV1 ocorreram com a válvula

100% aberta, enquanto no PV2 ocorreu com 75% aberta. As concentrações dos gases captados pelo PV1 e PV2 podem ser observados nas Tabelas 3 e 4.

Tabela 3 - Comportamento da Pressão e da Composição dos Gases no PV1

Abertura da Válvula	PV1	Pressão (-mb)	T (°C)	Concentração (%)			
				M	D	OG	O
25%	Média	2,1	47,4	57	39	3	0,3
	DP	0,5	1,9	1	1	1	1
50%	Média	3,3	48,1	57	39	3	0,4
	DP	1,5	2,1	2	3	1	0,2
75%	Média	4,4	48,3	57	39	4	0,4
	DP	1,5	2,4	2	3	1	0,2
100%	Média	4,9	48	57	38	4	0,4
	DP	1,8	2,9	2	3	2	0,3

Legenda: T (Temperatura), M (Metano), D (Dióxido de Carbono), OG (Outros Gases), O (Oxigênio), DP (Desvio Padrão). Valores arredondados pelo Excel.
Fonte: Autora (2020)

Em todas as posições da válvula (25, 50, 75 e 100%) nos dois Poços Verticais, observou-se uma relação inversa entre a pressão e a concentração de CO₂, ou

seja, quanto maior a pressão, menor a concentração desse gás. Para os outros três componentes do gás, a relação com a pressão foi direta.

Tabela 4 - Comportamento da Pressão e da Composição dos Gases no PV2

Abertura da Válvula	PV2	Pressão (-mb)	T (°C)	Concentração (%)			
				M	D	OG	O
25%	Média	2,1	46,1	57	38	4	0,3
	DP	0,5	2,3	2	2	1	0,1
50%	Média	3,3	46,4	57	38	4	0,3
	DP	1,5	2,4	2	2	1	0,2
75%	Média	4,4	46,4	57	38	4	0,3
	DP	1,5	2,8	1	1	1	0,1
100%	Média	4,9	46,2	58	37	4	0,3
	DP	1,8	2,4	2	2	1	1,0

Legenda: T (Temperatura), M (Metano), D (Dióxido de Carbono), OG (Outros Gases), O (Oxigênio), DP (Desvio Padrão). Valores arredondados pelo Excel.
Fonte: Autora (2020)

No Poço Perfurado PH1, a pressão média variou entre -1,4 e -3,7mb, enquanto no PH2 variou entre -1,4 e -3,7mb. As maiores variações na pressão no PH1 ocorreram com a válvula 50%

aberta, enquanto no PH2 ocorreu com 100% aberta. As concentrações dos gases captados pelo PH1 e PH2 podem ser observados nas Tabelas 5 e 6.

Tabela 5 - Comportamento da Pressão e da Composição dos Gases no PH1

Abertura da Válvula	PH1	Pressão (-mb)	T (°C)	Concentração (%)			
				M	D	OG	O
25%	Média	2,1	53,2	57	38	4	0,6
	DP	0,5	2,4	1	1	1	0,1
50%	Média	3,3	53,4	57	38	4	0,6
	DP	1,5	2,1	1	1	1	0,1
75%	Média	4,4	53,5	57	38	4	0,6
	DP	1,5	2,5	1	1	1	0,1
100%	Média	5	53,8	57	38	4	0,6
	DP	1,8	2,1	2	2	1	0,2

Legenda: T (Temperatura), M (Metano), D (Dióxido de Carbono), OG (Outros Gases), O (Oxigênio), DP (Desvio Padrão). Valores arredondados pelo Excel.

Fonte: Autora (2020)

Em todas as posições da válvula (25, 50, 75 e 100%) nos dois Poços Horizontais, observou-se uma relação inversa entre a pressão e a concentração

de CH₄, ou seja, quanto maior a pressão, menor a concentração desse gás. Para os outros três componentes do gás, a relação com a pressão foi direta.

Tabela 6 - Comportamento da Pressão e da Composição dos Gases no PH2

Abertura da Válvula	PH2	Pressão (-mb)	T (°C)	Concentração (%)			
				M	D	OG	O
25%	Média	2,1	55,1	57	38	5	0,6
	DP	0,5	1,5	1	1	1	0,2
50%	Média	3,3	55,0	58	38	5	0,7
	DP	1,5	1,7	1	1	1	0,1
75%	Média	4,4	55,0	58	38	5	0,8
	DP	1,5	1,5	1	1	1	0,2
100%	Média	5,0	55,4	56	38	5	0,9
	DP	1,8	1,3	2	1	1	0,1

Legenda: T (Temperatura), M (Metano), D (Dióxido de Carbono), OG (Outros Gases), O (Oxigênio), DP (Desvio Padrão). Valores arredondados pelo Excel.

Fonte: Autora (2020)

A pesquisa também levantou os valores da pluviometria nos três postos de monitoramento da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME mais próximos do aterro estudado, conforme a Fig. 5. Houve um pico no nível de pluviometria no mês de março/2020, iniciando-se a redução a partir de junho/2020, ocorrendo um aumento somente em janeiro/2021.

Em quatro poços (PP1, PP2, PH1, PH2), a concentração média geral de CH₄ diminuiu com o fim das chuvas, ou seja, a concentração de metano (%) foi de 61% em maio/2019 (primeira campanha) para 57% em julho/2019, permanecendo

a concentração abaixo de 57% até dezembro de 2019, quando os milímetros de pluviometria permaneceram próximos a zero.

Já nos outros dois poços (PV1, PV2) as concentrações de CH₄ aumentaram com o fim das chuvas, ou seja, a concentração de metano entre maio/2019 (primeira campanha) até dezembro/2019 foi de 55% até 58%. Como bem explica a literatura (GIOANNIS et al., 2009; SCHROTH et al., 2012; SUTTHASIL et al., 2019), as emissões de CH₄ são maiores em condições molhadas, mas, quando os resíduos estiverem bem estabilizados, o impacto da precipitação diminuirá.

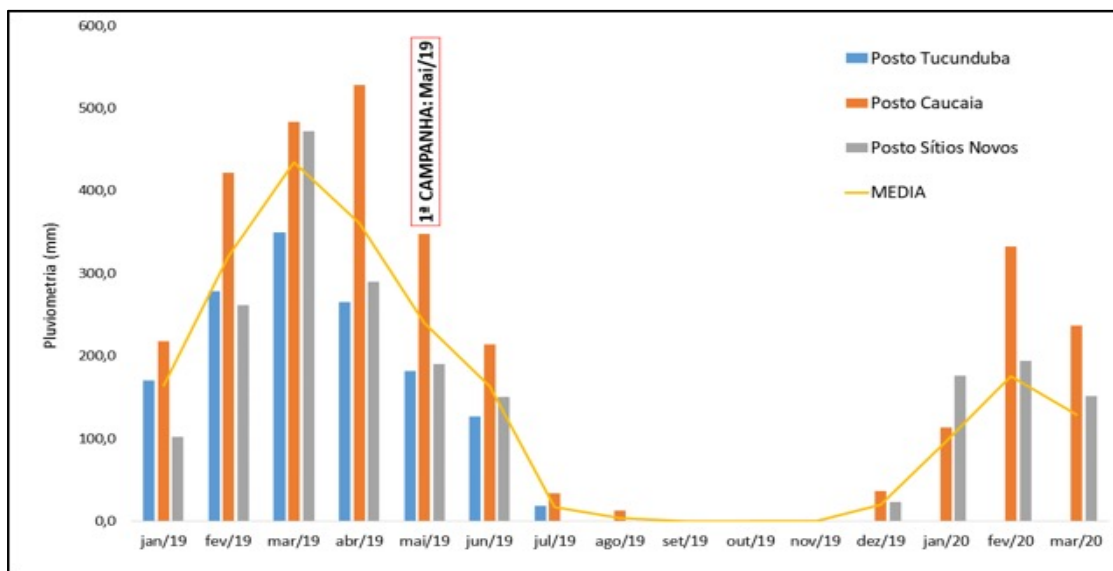


Figura 5 - Comportamento da pluviosimetria ao longo do período estudado.

Fonte: Autora (2020).

4 DISCUSSÃO

Nessa pesquisa, a predominância da concentração do CH_4 sobre os demais gases (em todos os poços monitorados) indicou a presença da fase metanogênica na área estudada (FISCHER; MAURICE; LAGERKVIST, 1999; KIM, 2003; AYDI et al., 2015; GIOANNIS et al., 2009).

A concentração de CH_4 nessa pesquisa variou entre 56,45 e 58,66%. Para Desideri et al. (2003), as características dos resíduos, a idade do aterro e as condições ambientais podem elevar em mais de 50,00% (em volume).

Alguns fatores devem ter contribuído para resultados parecidos entre os poços estudados: a possível semelhança na composição dos resíduos e no tempo de aterramento, já que os poços monitorados, a pedido dos técnicos do aterro, estavam em uma mesma lateral do aterro sanitário e seus resíduos, provavelmente, passaram pela mesma sequência de degradação, já que foram dispostos na mesma época. Além disso, a proximidade entre os poços limitou a heterogeneidade de alguma forma, concordando com Brandstätter; Prantl; Fellnera (2020).

Nessa pesquisa, o fluxo de gás variou entre 27,05 e 74,60 $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$ (média global: 52,94 $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$), aumentando em todos os poços com o aumento da pressão de bombeamento, como esperado para poços em perfeito funcionamento e conforme Yu et al., 2009. Verificou-se também que a eficiência da coleta dos gases variou ao longo do monitoramento, como também destacaram Lee; Han; Wang (2017) e Sun et al. (2019). A extração do gás é bastante irregular durante os primeiros anos após o fechamento do aterro (FABBRICINO, 2007), justificando as variações nas vazões encontradas.

Além disso, a compressão do aterro sanitário também afeta o fluxo de gás e gera um gradiente vertical de pressão que aumenta com a profundidade (TINET; OXARANGO, 2010). Por isso, a permeabilidade horizontal é maior que a permeabilidade vertical (YU et al., 2009). A diminuição dos vazios em resíduos mais profundos pode provocar a formação de bolsões de chorume que impedem a passagem do gás (ZHAN et al., 2017; XU; QIN; HAC, 2019), reduzindo a eficiência da recuperação (HU et al., 2020). Quando o chorume preenche parte de um poço, o fluxo de gás também é prejudicado (MA et al., 2019), exigindo

maior pressão de bombeamento. O conteúdo de gás tende a aumentar com o rebaixamento do nível de lixiviado (ZHAN et al., 2017).

Para os maiores valores encontrados, Hu et al. (2020) explicam que grandes quantidades de gás são geralmente bombeadas em zonas nominalmente saturadas do aterro, onde há degradação contínua de resíduos na área de influência do poço. Como o fluido que está sendo recuperado é um gás e não um líquido, essa zona deve ser cuidadosamente estimada para ser eficiente, já que há distribuição heterogênea nas propriedades de transferência e, talvez, na sucção imposta pelo poço (TINET; OXARANGO, 2010). A zona de influência de um poço de gás pode ser limitada quando o resíduo é altamente compactado (JUNG et al., 2011). Quando há uma grande distância entre dois poços, é melhor aumentar a espessura da camada de cobertura e/ou diminuir sua permeabilidade que aumentar o vácuo (YU et al., 2009) para manter o ritmo de extração; nessa pesquisa, quando o vácuo crescia, cresciam os contaminantes.

A eficiência da coleta do gás de aterro varia de acordo com a estratégia de coleta, a operação do sistema, tipo e idade da cobertura empregada (LEE; HAN; WANG, 2017). A coleta pode diminuir cerca de 15%, quando são constatados resíduos em contato com a atmosfera em função da baixa espessura da camada de cobertura diária, presença de erosão, rachaduras e escoamento de lixiviados pelas laterais do talude (AYDI et al., 2015).

A redução da pluviometria em alguns meses do período monitorado contribuiu para o aumento da temperatura dos resíduos e dos gases captados em todos os poços e mais intensamente no PH1 e PH2, pela proximidade destes com a camada de cobertura final e trocas com a atmosfera.

Nessa pesquisa, ocorreu uma relação diretamente proporcional entre a temperatura e a concentração do CH_4 em 04 poços (PP1, PP2, PH1, PH2),

ou seja, onde houve menor concentração do gás CH_4 , houve menor temperatura. O mesmo é indicado nas pesquisas de DESIDERI et al., (2003), MATSUTO et al., (2015), JAFARI; STARK; THALHAMER (2017) e TUPSAKHARE et al., (2020).

Conforme Jafari; Stark; Thalhamer (2017), a temperatura controla a qualidade e a quantidade de gás de aterro dentro de duas faixas de saturação: (1) a faixa mesófila, onde as temperaturas estão entre 20 e 45°C; e (2) a faixa termófila, com temperaturas entre 45-65°C. Nesta pesquisa, todos os poços monitorados estariam classificados como termófilos (considerando apenas a média geral da temperatura), exceto o PP2. As temperaturas observadas nos poços horizontais foram até 11,6°C maiores do que as dos poços verticais, provavelmente pela proximidade dos resíduos com o ambiente externo e como efeito da entrada de ar e oxidação, concordando com Matsuto et al. (2015).

Em quatro poços monitorados (PP1, PP2, PH1, PH2), a concentração de CH_4 diminuiu com o aumento da pressão de bombeamento e, em todos os poços, aumentou a presença de Outros Gases/Contaminantes e O_2 com o crescimento da pressão, reduzindo a qualidade do biogás captado, prejudicando o sistema de aproveitamento e denunciando a necessidade de cuidadosos ajustes na abertura da válvula do cabeçote de cada poço. O CO_2 também aumentou em 03 poços (PP1, PH1, PH2) com o crescimento da pressão.

Conforme Popov (2005), a pressão de bombeamento direciona o ar atmosférico para dentro das camadas mais superficiais ao aterro, fazendo com que aumente a concentração de contaminantes no poço de gás. Ainda segundo o autor, o nitrogênio presente no ar, ao entrar no sistema, é o que requer o maior investimento para ser removido, sendo mais viável impedir que o ar entre.

Os efeitos negativos do nitrogênio sobre a qualidade dos gases de aterro foram estudados por

Price, Barlaz e Hater (2003). No experimento realizado pelos autores, a taxa de produção de CH_4 diminuiu 15% com a adição de nitrato, e essa inibição foi atribuída (i) aos elementos tóxicos intermediários do processo de desnitrificação e (ii) a redução global da decomposição da celulose. Ainda segundo os autores, os aterros sanitários têm significativa capacidade de converter nitrato em nitrogênio, justificando a preocupação com a presença desse elemento (especialmente perto da superfície do aterro, onde a coleta do biogás é mais difícil).

Nessa pesquisa, a relação da concentração de CH_4/CO_2 variou entre 1,42 e 1,55. Conforme Jafari; Stark; Thalhamer (2017), quando essa relação está próxima ou maior que 1,00, tem-se um bom indicador sobre a normalidade da decomposição anaeróbia. Essa razão é usada como um indicador da idade e maturidade dos resíduos (AYDI et al., 2015). O aumento da razão CH_4/CO_2 significa crescimento da produção de CH_4 , do consumo de CO_2 ou de alguma combinação de ambos (TUPSAXHARE et al., 2020). O aumento da temperatura do resíduo, por exemplo, pode provocar uma diminuição na relação entre CH_4/CO_2 , já que afeta a metanogênese (JAFARI; STARK; THALHAMER, 2017).

As concentrações de O_2 nos poços monitorados variaram entre 0,26 e 0,65%, sendo consideradas baixas e adequadas. Silva e Campos (2008) consideram até 3,00% de O_2 como concentrações seguras para aterros sanitários com projetos de aproveitamento do biogás (como o investigado nessa pesquisa); valores acima disso tornam-se perigosos.

O estudo realizado por Jafari; Stark; Thalhamer (2017) encontrou níveis de O_2 no cabeçote do poço acima de 5,00%. Segundo Popov (2005), concentrações iguais ou superiores a 5,00% impedem a digestão anaeróbia e, portanto, a extração do gás para utilização energética pode ser inviável economicamente. Ainda segundo o autor, a concentração de O_2 deve ser monitora-

da diariamente, e números acima de 10,00% podem indicar uma falha na rede extrativa devido à penetração do ar. Além disso, na presença de oxigênio em quantidade volumétrica de 5 a 15%, o metano é explosivo (TINET; OXARANGO, 2010).

A concentração de O_2 no poço de extração depende de vários fatores (MAJDINASAB; YUAN, 2017; LIU et al., 2018): espessura da cobertura, características do gás, textura do solo e condições meteorológicas. Schroth et al. (2012) observaram que as concentrações de O_2 diminuem com o aumento da espessura do solo aplicado na camada de cobertura (nessa pesquisa, verificações esporádicas mostraram camadas com 30-40cm). A presença de uma cobertura de baixa permeabilidade diminui significativamente a área de entrada de ar (TINET; OXARANGO, 2010).

Para a ATDRX (2001), baixos teores de O_2 indicam alta compactação dos resíduos, presença da fase anaeróbia e um bom sistema de isolamento da camada de cobertura com relação à atmosfera. Mesmo assim, a presença de O_2 pode rapidamente transformar o CH_4 em CO_2 (FISCHER; MAURICE; LAGERKVIST, 1999; LEE; HAN; WANG, 2017; LIU et al., 2018). As bactérias metanotróficas são responsáveis pelo processo de oxidação do CH_4 e são organismos aeróbios obrigatórios (MAJDINASAB; YAUN, 2017). Três estudos realizados pelo IPCC sugerem uma taxa de oxidação de CH_4 em torno de 10%; entretanto, é questionável se esse valor é realmente representativo (LEE; HAN; WANG, 2017).

5 CONCLUSÕES

- O monitoramento realizado no aterro sanitário estudado permitiu, de certo modo, prever a melhor condição de funcionamento para cada poço, sugerindo melhorias na eficiência de coleta do metano com redução de contaminantes.

- Com base na literatura consultada, a área pesquisada apresentou características de resíduos na fase metanogênica de degradação, sendo corroborada, em termos energéticos, a decisão pela instalação da estrutura de captação e da planta de aproveitamento dos gases.
- O comportamento das concentrações dos gases nos poços PP1, PP2, PH1 e PH2 seguiu uma mesma tendência, ou seja, com o aumento da pressão, houve diminuição da concentração de CH₄ e aumento da concentração de CO₂, O₂ e O₂. Já os poços PV1 e PV2 tiveram comportamento inverso.
- Cada poço teve uma particular condição de operação; entretanto, considerando a maior concentração de metano e a menor presença de contaminantes (outros gases), foi possível concluir que a abertura de 25% (pressão entre -1,39 e -2,18mb) foi a ideal para otimização da captação.
- A abertura sem critério das válvulas dos cabeçotes, que representa uma rotina no ASC, tem influência negativa sobre a qualidade dos gases captados, especialmente nos poços PV1 e PV2.
- A concentração de CH₄ nos poços monitorados variou vertical e horizontalmente em curtas distâncias.
- Houve uma relação, diretamente proporcional, entre a temperatura e a concentração do CH₄ nos poços monitorados, concordando com a literatura.
- A concentração média geral de CH₄ diminuiu com o fim das chuvas, mostrando a influência da presença ou ausência de água dentro do aterro para a geração desse gás.
- A redução da pluviometria contribuiu para o aumento da temperatura dos resíduos e dos gases captados em todos os poços.

- A temperatura dos gases captados por poços horizontais foi maior que a observada em poços verticais, corroborando o que diz a literatura sobre o comportamento aeróbico e as trocas com a atmosfera nas camadas superiores.
- O aumento da pressão de bombeamento influenciou no aumento da vazão captada, mas prejudicou a qualidade do que foi captado.

6 AGRADECIMENTO

À EMPRESA GNR FORTALEZA, pelos recursos humanos e materiais.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

8 REFERÊNCIAS

- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES & DISEASE REGISTRY - ATDRX. **Landfill Gas Primer: An Overview for Environmental Health Professionals**. ATDRX: Division of Health Assessment and Consultation. 74p., 2001.
- AGHDAM, F.; SCHEUTZ, e.; KJELDEN, C. Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow. **Waste Management**. v. 87, p. 905-914, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.045>
- AYDI et al. Assessment of electrical generation potential and viability of gas collection from fugitive emissions in a Tunisian landfill. **Energy Strategy Reviews**. v. 8, p. 8-14, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.esr.2015.06.002>
- BRANDSTÄTTER, C.; PRANTL, R.; FELLNER, J. Performance assessment of landfill in-situ aeration – A case study. **Waste Management**. v. 101, p. 231-240, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.022>
- CZEPIEL et al. The influence of atmospheric pressure on landfill methane emissions. **Waste Management**. p. 593-598, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00103-X](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00103-X)
- DESIDERI et al. Sanitary landfill energetic potential analysis: a real case study. **Energy Conversion and Management**. v. 44. p. 1969-1981, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0196-8904\(02\)00224-8](https://doi.org/10.1016/S0196-8904(02)00224-8)

- EMKES; COULON; WAGLAND, S. A decision support tool for landfill methane generation and gas Collection. **Waste Management**. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.003>
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Estimates of Methane Recovery in Landfill Gas Flaring and Utilisation**. Ireland: Fehily Timoney & Co. Ltd, 2009. 50 p.
- FABBRICINO, M. Operational vacuum assessment for landfill biogas extraction. **Waste Management**. v. 27, ed. 10, p. 1393-1399, 2007.
- FAITLI et al. Characterization of thermal properties of municipal solid waste landfills. **Waste Management**. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.028>
- FISCHER, C.; MAURICE, C.; LAGERKVIST, A. **Gas Emission from Landfills - An overview of issues and research needs**. 57 p., 1999.
- GIOANNIS, G. D. et al. Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants. **Waste Management**. v. 29, ed. 3, p. 1026-1034, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.08.016>
- HU et al. Installation and performance of horizontal wells for dewatering at municipal solid waste landfills in China. **Waste Management**. p.159-168, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.12.035>
- JAFARI, N. H.; STARK, T. D.; THALHAMER, T. Spatial and temporal characteristics of elevated temperatures in municipal solid waste landfills. **Waste Management**. p. 286-301, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.052>
- JUNG et al. Mitigating methane emissions and air intrusion in heterogeneous landfills with a high permeability layer. **Waste Management**. p. 1049-1058, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.08.025>
- KASHYAPA, R. K.; CHUGHB, P.; NANDAKUMARC, T. Opportunities & Challenges in Capturing Landfill Gas from an Active and Unscientifically Managed Land Fill Site - A Case Study. **Procedia Environmental Sciences**. v.35, p.348-367, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.015>
- KIM, M. **The study of landfill microbial communities using landfill gas and landfill gas condensate**. 2003. 115p. Tese (Doutorado em Filosofia). Drexel University, Philadelphia, US, 2003
- LEE, U.; HAN, J.; WANG, M. Evaluation of landfill gas emissions from municipal solid waste landfills for the life-cycle analysis of waste-to-energy pathways. **Journal of Cleaner Production**. V. 166, p. 335-342, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.016>
- LIU et al. The in situ aeration in an old landfill in China: Multi-wells optimization method and application. **Waste Management**. v. 76. p. 614-620, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.041>
- MA et al. Field measurement of pore pressures and liquid-gas distribution using drilling and ERT in a high food waste content MSW landfill in Guangzhou, China. **Engineering Geology**. v. 250, p. 21-33, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2019.01.004>
- MAJDINASAB, A.; YUAN, Q. Performance of the biotic systems for reducing methane emissions from landfill sites: A review. **Ecological Engineering**. v. 104, p.116-130, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.015>
- MATSUTO, T. et al. Onsite survey on the mechanism of passive aeration and air flow path in a semi-aerobic landfill. **Waste Management**. v.26, p.204-2012, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.007>
- NIKKHAH et al. Hybrid landfill gas emissions modeling and life cycle assessment for determining the appropriate period to install biogas system. **Journal of Cleaner Production**. v. 185, p. 772-780, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.080>
- POPOV, V. A new landfill system for cheaper landfill gas purification. **Renewable Energy**. P. 1021-1029, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2004.09.018>
- PRICE, G. A.; BARLAZ, M. A., HATER, G. R. Nitrogen management in bioreactor landfills. **Waste Management**. p. 675-688, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00104-1](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00104-1)
- SCHROTH et al. Above- and below-ground methane fluxes and methanotrophic activity in a landfill-cover soil. **Waste Management**. v 32, ed 5, p. 879-889, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.003>
- SILVA, T. N.; CAMPOS, L. M. D. S. Avaliação da produção e qualidade do gás de aterro para energia no aterro sanitário dos Bandeirantes – SP. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 13, n. 1, p. 88-96, jan/mar, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000100012>
- STACHOWITZ, W. H. 15 years of experience in the field of landfill gas disposal – standards, problems, solution, and procedures. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 8., 2001. **Proceedings** [...]. Sardinia, Sardinia: DAS-IB, 2001, p.601-611.
- SUN et al. Evaluation of optimal model parameters for prediction of methane generation from selected U.S. landfills. **Waste Management**. p. 120-127, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.004>
- SUTTHASIL et al. The effectiveness of passive gas ventilation on methane emission reduction in a semi-aerobic test cell operated in the tropics. **Waste Management**. v. 87, p. 954-964, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.013>
- TERRAZA, H.; WILLUMSEN, H. **Guidance Note on Landfill Gas Capture and Utilization**. Inter-American Development Bank, 2009, 68p.
- TINET, A.-J.; OXARANGO, L. Stationary gas flow to a vertical extraction well in MSW landfill considering the effect of

mechanical settlement on hydraulic properties. **Chemical Engineering Science**. v. 65, ed. 23, p. 6065-6340, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2010.09.007>

TUPSAKHARE, et al. The impact of pressure, moisture and temperature on pyrolysis of municipal solid waste under simulated landfill conditions and relevance to the field data from elevated temperature landfill. **Science of The Total Environment**. v. 723, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138031>

XU, Q.; QIN, J.; HAC, J. Municipal solid waste landfill performance with different biogas collection practices: Biogas and leachate generations. **Journal of Cleaner Production**. p. 446-454, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.083>

YU et al. Gas flow to a vertical gas extraction well in deformable MSW landfills. **Journal of Hazardous Materials**. v. 168, ed. 2-3, p 1404-1416, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.045>

ZHAN et al. Biochemical, hydrological and mechanical behaviors of high food waste content MSW landfill: Liquid-gas interactions observed from a large-scale experiment. **Waste Management**. v. 68, p. 307-318, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.023>

ZHANG, X.; MATSUTO, T. Assessment of internal condition of waste in a roofed landfill. **Waste Management**. v. 33, ed.1, p. 102-108, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.08.008>

Remoção de nutrientes em sistema simbiótico microalga-bactéria: influência da adição de CO₂, O₂ e tipo de cultura

Removal of nutrients in microalgae-bacteria symbiotic system: influence of the addition of CO₂, O₂ and culture type

• **Data de entrada:**
07/08/2020


• **Data de aprovação:**
04/05/2022

Sarah Lacerda Farias^{1*} | Grazielle Ruas^{2,3} | Mayara Leite Serejo⁴ | Marc Árpád Boncz¹


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.029>

ORCID ID

Farias SL  <https://orcid.org/0000-0002-5739-3154>

Ruas G  <https://orcid.org/0000-0002-0160-7985>

Serejo ML  <https://orcid.org/0000-0002-7892-2350>

Boncz MA  <https://orcid.org/0000-0001-7618-8685>

Resumo

O trabalho teve a finalidade de avaliar quais tipos de cultivo e condições operacionais são mais eficientes na remoção de nutrientes do esgoto doméstico primário em sistemas de microalgas-bactérias. Para isso, diferentes condições experimentais foram estudadas utilizando como inóculo microalgas e/ou bactérias bem como o efeito da luz e a adição de gases (gás carbônico e ar atmosférico). As remoções foram mais expressivas nos fotobiorreatores inoculados com microalgas (com predominância de *Chlorella vulgaris*) e bactérias, em presença de luz. Além disso, as condições que receberam suplementação de gás (MB+CO₂ e MB+O₂) obtiveram remoções superiores às demais condições, em relação ao nitrogênio total (93 ± 0,2% e 95 ± 1,8%, respectivamente), carbono orgânico total (84 ± 0,2 e 86 ± 0,1%) e carbono inorgânico (95 ± 0,7 e 95 ± 0,3%). Por fim, foram também nestas condições que se obtiveram os melhores resultados de crescimento da biomassa, com produtividade máxima de 179 e 267 mgSST L⁻¹ d⁻¹.

Palavras-chave: Carbono. *Chlorella vulgaris*. Fósforo. Nitrogênio. Tratamento de efluentes.

Abstract

*This work evaluated which types of cultivation and operational conditions are more efficient in removing nutrients from the primary domestic sewage in microalgae-bacteria systems. For this, different experimental conditions were studied using microalgae and / or bacteria as an inoculum as well as the effect of light and the addition of gases (carbon dioxide and atmospheric air). The removals were more expressive in the photobioreactors inoculated with microalgae (predominantly *Chlorella vulgaris*) and bacteria, in the presence of light. In addition, the conditions that received gas supplementation (MB+ CO₂ and MB + O₂), obtained higher removals than the other conditions, in relation to total nitrogen (93 ± 0.2% and 95 ± 1.8%, respectively), total organic carbon (84 ± 0.2 and 86 ± 0.1%) and inorganic carbon (95 ± 0.7 and 95 ± 0.3%). Finally, it was also under these conditions that the best biomass growth results were obtained, with maximum productivity of 179 and 267 mgSST L⁻¹ d⁻¹.*

Keywords: Carbon. *Chlorella vulgaris*. Nitrogen. Phosphorus. Wastewater treatment.

¹ Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) - Campo Grande - Mato Grosso do Sul - Brasil.

² Instituto Federal de Mato Grosso do Sul (IFMS) - Campus Jardim - Mato Grosso do Sul - Brasil.

³ Universidade Estadual Paulista (UNESP) - Bauru - São Paulo - Brasil.

⁴ Instituto Federal de Mato Grosso do Sul (IFMS) - Aquidauana - Mato Grosso do Sul - Brasil.

* **Autora correspondente:** sarahfarias1@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O despejo incontrolado de esgotos doméstico e industrial causa inúmeros impactos para os ecossistemas aquáticos. As altas concentrações de carbono (C) e nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P) presentes nos esgotos podem causar depleção de oxigênio dissolvido, toxicidade e eutrofização nos corpos d'água (GARCÍA, ALCÁNTARA, et al., 2017, LIU, FAN, et al., 2017, POSADAS, MORALES, et al., 2015). Além disso, tratamentos convencionais de efluentes apresentam limitações de eficiência ou de altos custos na remoção de N e P (CHAUDHARY, TONG, et al., 2017, DE-BASHAN, BASHAN, 2010). Nesse cenário, as tecnologias de tratamento baseadas em microalgas têm recebido atenção considerável nos últimos anos, devido à eficácia na remoção de diversos poluentes, incluindo esses nutrientes (MATAMOROS, GUTIÉRREZ, et al., 2015, RUAS, SEREJO, et al., 2018). A alta tolerância a condições ambientais adversas, tais como altas concentrações de nutrientes e carbono orgânico, e capacidade de crescimento e produção de biomassa nessas condições, tornam esses sistemas vantajosos (ARAVANTINOU, THEODORAKOPOULOS, et al., 2013, GARCÍA, ALCÁNTARA, et al., 2017, WANG, Yue, HO, et al., 2016)

A biomassa algal obtida com essa tecnologia pode ser recuperada e utilizada na produção de biocombustíveis, fertilizantes, ração animal, produtos alimentares e biogás (MUÑOZ, GUIEYSSE, 2006, SEREJO, POSADAS, et al., 2015). Essa tecnologia é, portanto, uma alternativa na geração de energia limpa, que em conjunto com a capacidade de fixação de CO_2 pelas microalgas contribui para a mitigação de emissão do gás do efeito estufa, tornando-a ainda mais atrativa (GONÇALVES, A.L., SIMÕES, et al., 2014, KOREIVIEN, VAL, et al., 2014).

O sistema simbiótico de microalgas e bactérias potencializa a eficiência do tratamento e produtividade de biomassa, tendo em vista que supera

as insuficiências do tratamento operado somente com microalgas (WANG, Yue, HO, et al., 2016). A interação entre os dois organismos é complexa, mas pode ser esquematizada pela atuação das microalgas na assimilação dos nutrientes e fixação fotossinteticamente do CO_2 fornecido pelas bactérias heterotróficas, que por sua vez utilizam o O_2 produzido na fotossíntese para mineralizar os poluentes orgânicos (GONÇALVES, Ana L, PIRES, et al., 2016, MUÑOZ, GUIEYSSE, 2006, NAGARAJAN, LEE, et al., 2020).

Vários fatores podem influenciar a eficiência de tratamento no sistema simbiótico microalgas-bactérias como pH, relação de nutrientes para o crescimento da biomassa, iluminação, oxigênio dissolvido, tempo de detenção hidráulica (TDH), entre outros (LIU, FAN, et al., 2017). Avaliar esses parâmetros é essencial para otimizar a remoção dos poluentes e a produtividade da biomassa, pois afeta os mecanismos de remoção fazendo com que os nutrientes sejam assimilados pela biomassa, assim como também volatilizados ou precipitados (ALCÁNTARA, POSADAS, et al., 2015). Por exemplo, a baixa relação C/N dos esgotos domésticos pode ocasionar uma deficiência de carbono, considerando a proporção de composição de biomassa algal-bacteriana (C/N de $\approx 5,6$), prejudicando a remoção de nutrientes nesses sistemas; assim, a adição de CO_2 pode ajudar a potencializar seu desempenho (POSADAS, MORALES, et al., 2015). A suplementação de carbono também permite o controle do pH, impedindo a inibição do crescimento das microalgas por amônia e a perda indireta dos nutrientes por volatilização (PARK, CRAGGS, 2010). Dessa forma, é crucial o estudo das condições de cultivo de forma a aprimorar a remoção de nutrientes e produção de biomassa.

Assim, o objetivo do trabalho foi determinar a influência do tipo de cultura (microalgas e/ ou bactérias) e da adição de CO_2 e ar atmosférico (O_2) no tratamento de esgoto doméstico primário, visando à remoção de nutrientes.

2 METODOLOGIA

2.1 Esgoto Doméstico Primário e Mistura de Gás Sintético

Foi utilizado esgoto doméstico primário (EDP) proveniente de uma Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Os valores iniciais de pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Inorgânico (CI), Carbono Orgânico Total, (COT), Carbono Total (CT), Nitrogênio Total (NT), íon amônio (N-NH₄⁺) e Fósforo (P-PO₄³⁻) estão resumidos na Tabela 1.

Como fonte de CO₂ foi utilizada uma Mistura de Gás Sintético (MGA) composta por CO₂ (30%) e N₂ (70%) (White Martins, Brasil); já como fonte de O₂ foi utilizado ar atmosférico (≈ 20% de O₂, ≈ 78% N₂ e ≈ 360 ppm de CO₂) (BRIMBLECOMBE, 1996).

Tabela 1 - Composição físico-química inicial do esgoto doméstico primário.

Parâmetro	Unidade	Valor
pH	-	7,23
DQO	mg O ₂ L ⁻¹	195
CI	mg CL ⁻¹	219
COT	mg CL ⁻¹	364
CT	mg CL ⁻¹	583
NT	Mg N L ⁻¹	636
N-NH ₄ ⁺	mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹	30
P	mg P-PO ₄ ³⁻ L ⁻¹	5,2

2.2 Microrganismos e condições de cultura

As microalgas utilizadas no experimento foram coletadas em uma lagoa de armazenamento de vinhaça de uma indústria de açúcar e álcool localizada em Mato Grosso do Sul (Brasil) e adaptadas ao esgoto doméstico primário em Erlenmeyers de 1,0 L incubados a 30 °C, 200 rpm, fotoperíodo de 16:8 horas (luz:escuro) e luminosidade de 61 ± 6 μE m⁻² s⁻¹, de acordo com Serejo et al., (2015). A principal microalga identificada no consórcio adaptado ao esgoto doméstico foi a *Chlorella vulgaris* (≈ 97%). As bactérias nitrificantes-desnitrificantes foram provenientes de lodo

ativado aeróbio de uma ETE de Campo Grande (Mato Grosso do Sul, Brasil).

2.3 Design experimental e condições operacionais

Os experimentos laboratoriais em batelada foram realizados em frascos de vidro (Fotobiorreator - FBR) com volume útil de 500 mL e em duplicata. As diferentes condições de cultivo estão descritas na Tabela 2. Nas condições apenas com microalgas (M), os FBRs foram preenchidos com 480 mL de EDP e 20 mL de cultura de microalgas, com concentração de 0,15 g L⁻¹ de sólidos suspensos totais (SST). Já nas condições simbióticas, os FBRs foram preenchidos com 460 mL de EDP, 20 mL de cultura de microalgas e 20 mL de bactérias nitrificantes-desnitrificantes (B), com concentração de 0,15 gSST L⁻¹.

Para a condição MB+CO₂, foi utilizada uma vazão de 1,4 mL min⁻¹ de gás de mistura sintética (GMS), o que corresponde a 604 mL.d⁻¹ de dióxido de carbono (Bomba de alimentação Watson Marlon 505U, UK). A condição MB+O₂ recebeu alimentação contínua de ar atmosférico a uma taxa de 140 mL min⁻¹, o equivalente a 40,3 L d⁻¹ de O₂ e 81 mL d⁻¹ de CO₂ (bomba Sallon Better, Brasil). Nessas condições foram adicionados lavadores de gás com água para evitar a evaporação do meio de cultivo.

Os frascos foram mantidos em uma câmara de incubação termostatizada, com iluminação artificial por refletor de LED (100 W branco frio) de ≈ 597 μE m⁻².s⁻¹ (257 ± 22 lux), agitação constante de 200 rpm e temperatura de 30 ± 1°C. O fotoperíodo foi de 16:8 horas luz:escuro (com exceção do frasco Mesкуро). A cada dia, os frascos eram reposicionados na mesa incubadora com a finalidade de garantir recebimento igual de luz. O experimento foi conduzido por oito dias; entretanto, a fase de crescimento estacionário da biomassa microalgal foi alcançada em torno de 3-4 dias (74 horas), sendo o tempo considerado para a discussão dos resultados.

Tabela 2 - Condições operacionais e de cultivo testadas.

Condições	Iluminação	Microrganismos	Suplementação
M	Sim	Microalgas	Não
MB	Sim	Microalgas + Bactérias	Não
MB+CO ₂	Sim	Microalgas + Bactérias	CO ₂
MB+O ₂	Sim	Microalgas + Bactérias	Aeração - O ₂
M _{escuro}	Não	Algas	Não

2.4 Procedimentos de coleta

Os parâmetros de pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura, LUX e turbidez foram monitorados diariamente. Já as concentrações de sólidos suspensos totais (SST) e das amostras solúveis (filtradas antes das análises com filtro de nylon de poros de 0,20 µm): DQO, COT, Cl, CT, NT, N-NH₄⁺, nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻) e fósforo (P-PO₄³⁻), foram medidas no início e ao final do experimento. Para monitorar o crescimento das microalgas foi utilizada a turbidez, já que por meio da correlação entre este parâmetro e a biomassa seca se obtém uma estimativa direta da concentração biomassa em sólidos suspensos totais (mg SST.L⁻¹) (TOYODA, GISHI, et al., 2011).

2.5 Procedimentos analíticos

Todas as análises foram realizadas de acordo com os critérios definidos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). A intensidade da luz foi medida com um LX-101 medidor de lux (Lutron Corporation, Taiwan). As concentrações de COT, Cl, CT e NT foram determinadas utilizando um analisador de carbono orgânico Vario TOC cube (Elementar, Alemanha). OD e pH foram determinados utilizando medidores de bancada Hanna HI2004-01 e HI2001-01, respectivamente (Hanna instruments, EUA). N-NH₄⁺ foi medida usando eletrodo de amônia em um Orion Five Star multiparâmetro (Thermo Scientific, Holanda). A determinação da turbidez foi feita por meio do turbidímetro Hanna HI 98703-01 (Hanna instruments, EUA).

Os ânions N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ e P-PO₄³⁻ foram analisados por meio de um Cromatógrafo iônico Dionex UltiMate ICS 1100 com uma coluna IonPac AG19/AS19 (Thermo Scientific, EUA). Os resultados relativos ao fósforo foram convertidos de ortofosfato (P-PO₄³⁻) para fósforo de ortofosfato (PO₄⁻P). A identificação de microalgas foi realizada por meio de exame microscópico (Olympus BX41, EUA) com as amostras fixadas com solução de lugol 5% e armazenadas a 4°C antes da análise, segundo metodologia de Sournia (1978).

2.6 Equações utilizadas

A determinação das eficiências de remoções de DQO, COT, Cl, CT, NT, N-NH₄⁺ e P foram calculadas conforme a Eq. 1.

$$RE = \frac{100 - X_{final}}{X_{inic}} \times 100 \quad (1)$$

Onde X_{inic} e X_{final} representam as concentrações de entrada e saída (mg L⁻¹), respectivamente.

Quanto à concentração de nutrientes, também foi calculada a taxa de remoção absoluta (TR), considerando a área iluminada dos frascos, segundo a Eq. 2.

$$TR = \frac{X_{inic} - X_{final}}{(t_f - t_0) \times S} \quad (2)$$

Em que X_{inic} e X_{final} correspondem às concentrações inicial e final (g L⁻¹), t₀ e t_f respectivamente, o instante inicial e final (d) e S à área iluminada dos fotobiorreatores (m²). O resultado é expresso em g.L⁻¹ d⁻¹ m⁻².

O cálculo da produtividade das microalgas (mg L⁻¹ d⁻¹) foi feito a partir da inclinação da curva de SST (obtido a partir de turbidez) em função do tempo. Na determinação do balanço de massas de C, N e P foram utilizadas, respectivamente, as Eq. 3, 4 e 5 a seguir.

$$C \text{ recuperação (\%)} = 100 \frac{(C - CO_2 + COT + CI + C_{biomassa})_{Final}}{(C - CO_2 + COT + CI + C_{biomassa})_{Inicial}} \quad (3)$$

$$N \text{ recuperação (\%)} = 100 \frac{(NNH_4^+ + NNO_2^- + NNO_3^- + N_{organico} + N_{biomassa})_{Final}}{(NNH_4^+ + NNO_2^- + NNO_3^- + N_{organico} + N_{biomassa})_{Inicial}} \quad (4)$$

$$P \text{ recuperação (\%)} = 100 \frac{(P-PO_4^{3-} + P_{biomassa})_{Final}}{(P-PO_4^{3-} + P_{biomassa})_{Inicial}} \quad (5)$$

Onde C-CO₂ representa o CO₂ gasoso (mg L⁻¹), Norganico a concentração de nitrogênio solúvel (mg L⁻¹) e C_{biomassa}, N_{biomassa} e P_{biomassa} representam os teores de carbono, nitrogênio e fósforo na biomassa (mg L⁻¹), respectivamente. Essas concentrações de C_{biomassa}, N_{biomassa} e P_{biomassa} foram consideradas a partir dos resultados de Serejo et al. (2015), onde o inóculo de microalgas utilizado foi o mesmo, e eles obtiveram concentrações similares no experimento independentemente das fases investigadas.

Os resultados obtidos foram expressos como média aritmética com o respectivo desvio padrão e analisados estatisticamente utilizando teste t- *Student* com nível de confiança de 95%. Foi utilizada a Correlação de Pearson para verificar a influência dos parâmetros de condições ambientais e operacionais no crescimento da biomassa e nas remoções dos nutrientes.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Condições ambientais e operacionais

O pH dos FBRs se manteve em uma faixa alcalina, alcançando valor máximo de até 9,7 nas condições com injeção de CO₂ e ar atmosférico (Fig. 1a). Apesar de a adição do gás favorecer a diminuição do pH (PARK, CRAGGS, et al., 2011, POSADAS, MORALES, et al., 2015), esse efeito não foi observado neste experimento. Na condição M_{escuro} os valores foram mais baixos = 7,0 devido à ausên-

cia de atividade fotossintética. Em todas as condições houve aumento gradativo desse parâmetro, provavelmente causado pelo crescimento autotrófico e/ou mixotrófico das microalgas que consomem o CO₂ do meio, como também a excreção de metabólitos na degradação da matéria orgânica (DELGADILLO-MIRQUEZ, LOPES, et al., 2016).

Os níveis de oxigênio dissolvido em todas as condições permaneceram acima de 2 mgO₂ L⁻¹, que é a concentração mínima necessária para que ocorra oxidação da matéria orgânica e nitrificação, conforme apresentado na Fig. 1b (METCALF & EDDY INC, 2016). A diminuição da concentração de OD na condição MB+O₂ indica uma maior atividade bacteriana para a oxidação da matéria orgânica e NH₄⁺ (POSADAS, GARCÍA-ENCINA, et al., 2014). Outra possibilidade para a redução de OD nesta condição pode estar relacionada ao *stripping* de oxigênio, devido à agitação, ocasionando a transferência por arraste da fase líquida para o ar atmosférico (JORGENSEN, 1979, METCALF & EDDY INC, 2016).

A correlação de Pearson entre o crescimento da biomassa e o consumo de OD mostrou que as duas variáveis estão fortemente correlacionadas negativamente (r = 0,92) para p < 0,05, sendo estas inversamente proporcionais. Esse fato pode ser confirmado com a alta produtividade alcançada (discutido adiante) e a consequente diminuição dos níveis de OD na condição MB+O₂. Nesse caso, a alta concentração da biomassa

ocasiona o sombreamento na população de microalgas, reduzindo a eficiência fotossintética e diminuindo a concentração de O_2 no meio devido ao consumo pela respiração, principalmente durante a fase de escuridão (SU, MENNERICH, et al.,

2012). Já nas outras condições foi observado um menor crescimento da biomassa, com maiores valores de OD, o que pode indicar que OD mais elevado no meio inibiu o crescimento, diminuindo a produtividade nessas condições.

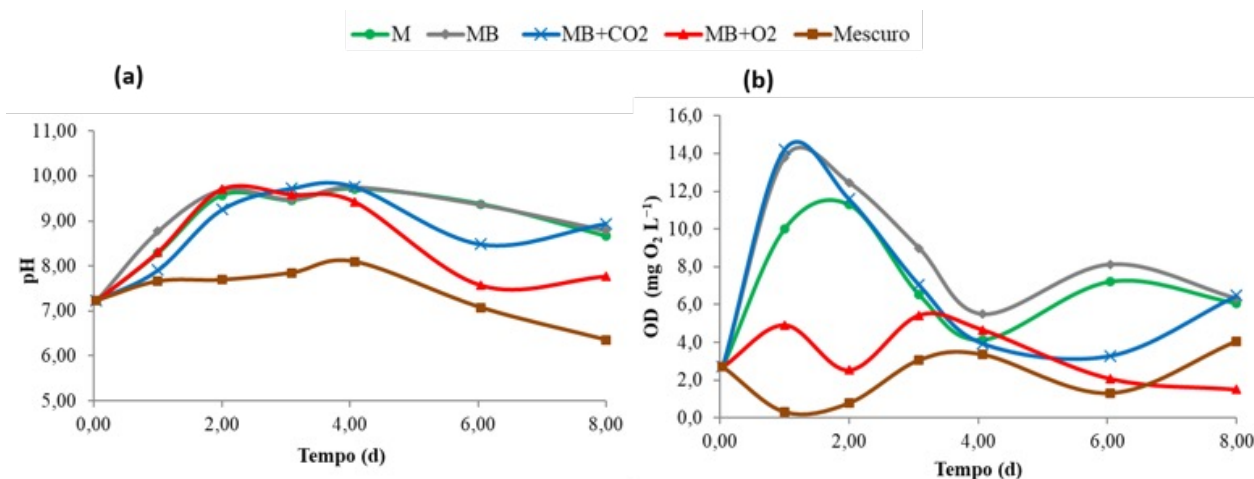


Figura 1 - Variações dos parâmetros: (a) pH e (b) Oxigênio dissolvido (OD) durante o período experimental para as condições: Microalga (M), Microalga e bactéria (MB), Microalga e bactéria com adição de CO_2 (MB+ CO_2), Microalga e bactéria com ar atmosférico (MB+ O_2) e Microalga escuro (M_{escuro}).

3.2 Eficiência de remoção da matéria orgânica, carbono e nutrientes

As concentrações finais de DQO, COT, CI, CT, NT, $N-NH_4^+$ e P estão apresentadas na Tabela 3. Com exceção da condição M, os valores de DQO alcançados ficaram em limites de baixa concentração, evidenciando a eficiência de tratamento dos sistemas com o consórcio de microalgas e bactérias e destacando o papel das bactérias na degradação de DQO, onde foram obtidas remoções de 84 ± 11 ; 95 ± 6 ; $93 \pm 3\%$ para MB, MB+ CO_2 e MB+ O_2 , respectivamente. O mesmo foi observado por Ji et al. (2018), que testaram em um experimento em batelada de 10 dias, proporções das frações de alga e bactéria e obtiveram remoções de até 86,55% de DQO utilizando consórcio de *Chlorella vulgaris* e *Bacillus licheniformis* na proporção de 1:3.

Em contraste, a remoção de DQO na condição M_{escuro} ($96 \pm 6\%$) mostra a capacidade de atividade mixotrófica da *C. vulgaris*, que consegue utilizar no seu metabolismo as fontes de carbono orgânica e inorgânica (NIRMALAKHANDAN, SELVA-RATNAM, et al., 2019). Já a menor eficiência de remoção de DQO no FBR inoculado somente com microalga ($34 \pm 29\%$), indica a limitação em decorrência do cultivo autotrófico devido à baixa disponibilidade de carbono orgânico para o metabolismo das microalgas (NAGARAJAN, LEE, et al., 2020).

Petrini; Foladori e Andreottola (2018), em um fotobiorreator sequencial de bancada inoculado com ciclos de 48 h e para tratamento de esgoto doméstico primário, conseguiram remoções semelhantes de $85 \pm 8\%$ de DQO. Remoção inferior de $76 \pm 0,2\%$ de DQO foi alcançada por Chaudhary; Tong e Dikshit (2017) em um experimen-

to de 14 dias em batelada também com efluente primário e inoculado somente com microalgas

(*Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus obliquus*) em reatores com suplementação de CO₂ e ar atmosférico.

Tabela 3 - Concentrações iniciais e finais da matéria orgânica, carbono e nutrientes nitrogênio e fósforo nas cinco condições testadas no experimento.

	Condição	DQO	COT	CT	CI	NT	N-NH ₄ ⁺	P
Entrada	E	195 ± 13	342 ± 10	547 ± 16	206 ± 6,1	626 ± 19	30 ± 0,8	5,20
Concentrações finais (mg.L ⁻¹)	M	129 ± 56	93 ± 63,7	123 ± 61,7	30 ± 2	81 ± 9,8	36 ± 0	nd
	MB	31 ± 12	141 ± 0,7	167 ± 2,1	35 ± 34	170 ± 160	11 ± 16	1,87
	MB+CO ₂	10 ± 3	55 ± 0,8	65 ± 2,3	10 ± 2	46 ± 2,6	4 ± 6	2,81
	MB+O ₂	14 ± 16	47 ± 0,5	58 ± 1,0	11 ± 1,0	19 ± 2,1	0,19 ± 0	nd
	M _{escuro}	9 ± 3	43 ± 0,1	89 ± 0,7	46 ± 1,0	108 ± 7,5	0	nd

Valores médios e desvio padrão; nd= Não detectado (abaixo do limite de detecção (LOD) do equipamento).

As remoções de COT e CI foram de 84 ± 0,2 e 95 ± 0,7% em MB+CO₂, respectivamente, e 86 ± 0,1 e 95 ± 0,3% em MB+O₂ (Figura 2). O alto índice de remoção de CI aliado ao crescimento da biomassa indica a utilização deste nutriente pelas microalgas para o seu crescimento (KIM, LINGARAJU, et al., 2010). A alta remoção de COT e CI nas condições com adição de gás carbônico e aeração também indica que a suplementação de CO₂ foi benéfica para a utilização dessa fonte de carbono inorgânico adicionado para o desenvolvimento das algas (TORRES-FRANCO, PASSOS, et al., 2021).

O balanço de massas (Tabela 4) mostrou que, com exceção da condição Mescuro, a assimilação de C pela biomassa foi o mecanismo predominante, sendo maior na condição com aeração com quase 100% de recuperação. Já nas condições M, MB; MB+CO₂ e M_{escuro}, as porcentagens de recuperação foram de 67; 89; 62 e 30%, respectivamente. Resultados similares foram encontrados por Posadas et al. (2015), que obtiveram até 85 ± 6% de remoção de COT, mas com recuperação de somente até 45% de C pela biomassa, em estágio de experimento com adição de CO₂ de gás de combustão em reatores raceways inoculados com *Scenedesmus* sp. e lodo ativado.

Dentre os parâmetros de condições ambientais e operacionais, a turbidez teve uma correlação positiva forte e significativa estatisticamente

com a recuperação de carbono pela biomassa (Teste de Correlação de Pearson, p = 0,01, r = 1,0, r² = 0,9188) indicando também que a assimilação foi um mecanismo relevante no processo. Já pH e OD tiveram correlação fraca ((r = 0,26) e negativamente desprezível (r = 0,16) para p < 0,05 com a assimilação de carbono, respectivamente.

Para NT, as remoções mais significativas foram também nos fotobiorreatores inoculados com microalga e bactéria, sendo ligeiramente superiores nas condições com adição de CO₂, alcançando resultados de 90 ± 1,4% no M+B; 93 ± 0,2% em MB+CO₂ e 95 ± 1,8% em MB+O₂, enquanto nas outras condições os resultados foram de 88 ± 1,9 e 83 ± 1,2% nos FBRs M e M_{escuro}, respectivamente (Fig. 2). Su; Mennerich e Urban (2012) observaram remoção de 91,0 ± 7,0% de N em experimento de até 14 dias em batelada inoculados com cultura de alga e lodo na proporção de 5:1, demonstrando o benefício da cooperação sinérgica entre esses dois organismos no tratamento de esgoto doméstico. Assim como verificado neste trabalho, a adição de ar atmosférico se mostrou promissora também no experimento em batelada de Gonçalves et al. (2014), que conseguiram melhores resultados com remoções de até 100% de NT, utilizando somente microalgas com quatro diferentes cepas incluindo *C. Vulgaris* em meio de cultura que simulava esgoto doméstico e avaliando a irradiância da luz em um experimento com duração de 12 dias.

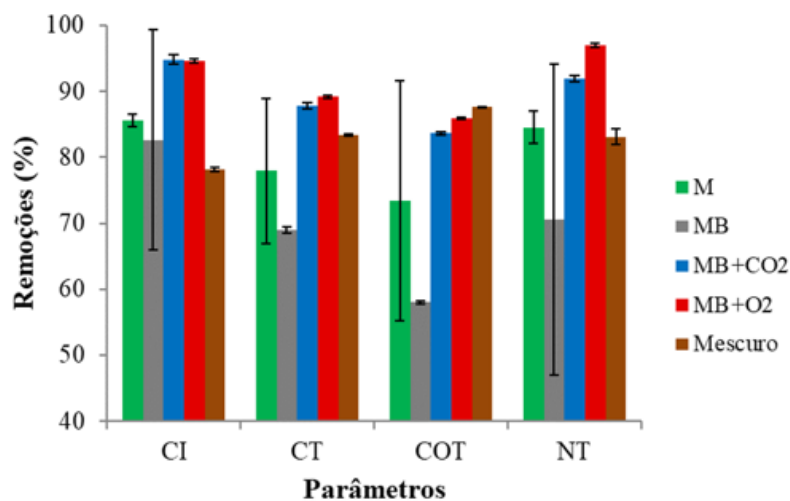


Figura 2 - Eficiências de remoção em porcentagem de carbono inorgânico (CI), carbono total (CT), carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) nas diferentes condições estudadas (resultados expressos em média e desvio padrão).

Afora o FBR M, que apresentou resultado insignificante, as remoções de $N-NH_4^+$ foram satisfatórias com 60, 86, 99 e 100% para as condições M+B, MB+CO₂, MB+O₂, e Mescuro, respectivamente (Tabela 3). De semelhante modo, Liang et al. (2013) também observaram em um experimento com diferentes tipos de cultura, remoções maiores com 78% de NH₄⁺, em sistemas combinados, do que em somente alga ou somente bactéria. Com exceção de Mescuro e M+B, não foram detectados NO₂⁻ e NO₃⁻ nas outras condições estudadas, sugerindo ausência de nitrificação, provavelmente pela baixa predominância de bactérias nitrificantes no inóculo inicial (POSDAS, GARCÍA-ENCINA, et al., 2014).

Conforme apresentado na Tabela 4, as taxas de remoções absolutas de nitrogênio foram 5,5; 4,7 5,9; 6,1, e 5,9 g N.L⁻¹ d⁻¹ m⁻² para M, M+B, MB+CO₂, MB+O₂, e M_{escuro}, respectivamente, não apresentando diferença significativa entre as condições estudadas. Resultado inferior foi encontrado por Petrini; Foladori; Andreotto-la (2018), com taxa de remoção volumétrica de 2,9 mg N L⁻¹ h⁻¹ por ação de consórcio de microalgas-bactérias em FBR de 2 L sem aeração. Considerando a remoção de N por unidade de super-

fície, Arbib et al. (2017) reportaram resultado de 0.41 gN d⁻¹ m⁻² em HRAP operado em batelada com 0,3 m de profundidade e adição de CO₂.

Tabela 4 - Taxas de remoções absolutas dos nutrientes e porcentagens de recuperação da biomassa para carbono, nitrogênio e fósforo para as condições testadas no experimento.

	Condição	CT	NT	P
Taxa de remoção absoluta (g L ⁻¹ d ⁻¹ m ⁻²)	M	4,1	5,5	nd
	MB	3,5	4,7	nd
	MB+CO ₂	4,4	5,9	0,013
	MB+O ₂	4,5	6,1	0,004
	M _{escuro}	4,4	5,9	nd
Balanço de massa Recuperação (%)	M	67	27	0,3*
	MB	89	40	1,8
	MB+CO ₂	62	21	2,2
	MB+O ₂	100	35	4,5*
	M _{escuro}	30	19	0,4*

nd= Não detectado (abaixo do limite de detecção (LOD) do equipamento); *valores estimados para balanço de massa do elemento fósforo.

A suplementação de carbono possibilita a redução do pH no meio, o que pode favorecer uma maior recuperação de nitrogênio e fósforo pela assimilação em biomassa de algas/bactérias (PARK, CRAGGS, 2010, PARK, CRAGGS, et al., 2011). No entanto, como discutido anteriormen-

te, nos FBRs com adição de gás carbônico não foi observada diminuição significativa do pH. Pela análise do balanço de massa, foram recuperados somente em torno de 21% (MB+CO₂) e 35% (MB+O₂) de nitrogênio pela biomassa, indicando não ter sido este o mecanismo de remoção predominante nessas condições (Tabela 4). A Correlação de Pearson entre turbidez e recuperação de N pela biomassa mostrou uma relação moderada ($p = 0,33$, $r = -0,18$, $r^2 = 0,03172$) entre essas duas variáveis.

A elevação do pH ($pH > 9$) sugere o favorecimento da volatilização da amônia, indicando a possibilidade de esta ter sido o principal mecanismo de remoção de N (RUIZ-MARTINEZ, MARTIN GARCIA, et al., 2012). Apesar de a assimilação ser um dos principais mecanismos para remoção de nitrogênio, o stripping de N-NH₄⁺ também prevalece como meio de remoção de N quando em condições favoráveis de pH e temperatura elevadas (TORRES-FRANCO, PASSOS, et al., 2021). Esse mecanismo foi observado por Ruiz-Marin; Mendoza-Espinosa; e Stephenson (2010) em um experimento em batelada com duração de até 50 horas e com duas espécies de microalgas crescendo como células imobilizadas e livres para remoção de N e P, em que o alto pH pode ter contribuído para o stripping de NH₃ do meio, ainda que em fotobiorreatores com baixa agitação, e, portanto, com menores taxas de troca gasosa com a atmosfera, como neste experimento. O teste de correlação de Pearson entre pH e eficiência de remoção mostrou uma relação negativa, e, portanto, inversamente proporcional entre as duas variáveis, mas com uma correlação desprezível ($p = 0,77$, $r = 0,56$, $r^2 = 0,3099$). Já a associação entre recuperação de N pela biomassa e pH não indicou essa relação inversa, estando as duas variáveis positivamente e moderadamente correlacionadas ($p = 0,37$, $r = 0,52$, $r^2 = 0,2675$).

Tendo em vista que a forma nitrogenada utilizada como parâmetro pela legislação nacional

vigente Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), é o nitrogênio amoniacal total, somente a condição M (Microalgas) não apresentou remoção satisfatória, ficando as outras condições com resultados abaixo do limite estabelecido de 20 mg L⁻¹ (Tabela 3). Já como comparativo dos resultados alcançados para nitrogênio total, tendo em vista a inexistência desse padrão na legislação federal vigente, foi utilizada a legislação mais restritiva da União Europeia, Diretiva 98/15/EC, que estabelece para lançamento valores de até 10 mg NT L⁻¹ (EUROPEAN UNION, 1998), ficando acima do limite determinado em todas as condições estudadas.

Com exceção das condições MB e MB+CO₂ que alcançaram remoções de 64 e 46% de P (ortofosfato convertido para fósforo de ortofosfato), respectivamente, não foi possível determinar precisamente as remoções para este nutriente, pois os valores estavam abaixo do limite de detecção (LOD) do cromatógrafo iônico. Entretanto, considerando a estimativa de um valor de LOD de 1,3 µg L⁻¹ baseado em estudos de validação e calibração para determinação de ortofosfato por cromatografia iônica com as colunas utilizadas na análise deste experimento, remoções de quase 100% foram encontradas para M, MB+O₂ e M_{escuro} (BORBA; JACK; ROHRER, 2014). Resultado semelhante foi obtido por Ruiz-Martinez et al. (2012), cujas concentrações ficaram muito próximas ao limite de detecção do método colorimétrico utilizado (0,04 mg P L⁻¹), o que os autores interpretaram como indicação da remoção completa do nutriente.

A legislação federal vigente que dispõe sobre padrões para lançamentos de efluentes Resolução CONAMA 430/2011, deixa a critério dos órgãos ambientais subordinados a definição de limites específicos de concentração de fósforo nos efluentes (BRASIL, 2011). No entanto, considerando que a mesma legislação determina que os efluentes lançados não poderão deteriorar a qualidade da água do corpo receptor, alterando

sua classe de enquadramento de acordo com uso preponderante, compararam-se os resultados alcançados na remoção de fósforo nesse experimento com o padrão mais restritivo disposto na Resolução CONAMA 357/2005, classe 3, com $0,15 \text{ mg P L}^{-1}$ em ambiente lótico (BRASIL, 2005). Portanto, para as condições em que as concentrações finais foram detectadas, os resultados ficaram acima do limite estabelecido na referida norma para MB e MB+CO₂. Esses resultados também não se enquadraram no comparativo com o padrão exigido pela legislação da União Europeia Diretiva 98/15/EC, que estabelece para lançamento valores de até 1 mg P L^{-1} (EUROPEAN UNION, 1998).

Não foi possível avaliar com exatidão o mecanismo de remoção do fósforo, porém o valor médio do pH >9 indicou um favorecimento de precipitação do fosfato (LIANG, LIU, et al., 2013). Normalmente o fósforo está presente nos efluentes na forma de ortofosfato solúvel e sendo removido pelas microalgas por assimilação; a remoção pelo mecanismo abiótico de precipitação pode ocorrer quando o ortofosfato está acompanhado por cátions como Ca²⁺ e Mg²⁺, pH elevado e alta taxa de oxigênio dissolvido, sendo um mecanismo significativo para remoção de P nos efluentes (WANG, Jing-Han, ZHANG, et al., 2017). É importante destacar que, se o fósforo precipitado for colhido com a biomassa e utilizado adequadamente nos produtos de valor agregado gerados, esse mecanismo de remoção não se torna problemático para o sistema (ACIÉN FERNÁNDEZ, GÓMEZ-SERRANO, et al., 2018).

O cálculo estimado do balanço de massas sugeriu também a predominância da precipitação de P como mecanismo de remoção desse nutriente, já que em todas as condições a assimilação foi baixa, com recuperação de apenas 1,8 e 2,2% para as condições detectadas MB e MB+CO₂

(Tabela 4). Para as condições com resultados estimados, o maior resultado foi para MB+O₂ com 4,5% de recuperação. Corroborando também a hipótese desta forma indireta de remoção de P, a correlação entre turbidez e a recuperação desse nutriente mostrou uma relação negativa e baixa (Teste de Correlação de Pearson, $p = 0,94$; $r = -0,04$; $r^2 = 0,002159$). Resultado semelhante foi observado por Delgadillo-Mirquez et al., (2016), ao obter coeficientes baixos ao correlacionar a concentração do fosfato residual com a concentração de clorofila do cultivo, em um experimento em batelada de 08 dias, inoculado com cultura de microalgas e bactérias e com remoção total de fosfato do meio após 100-150 h.

3.3 População das microalgas e produtividade da biomassa

Não houve mudança significativa na população de microalgas, tendo em vista que a identificação final mostrou um consórcio formado predominantemente por *Chlorella vulgaris* (98%), tal como foi inoculado nos FBRs. Essa espécie de microalga mixotrófica tem uma alta eficiência fotossintética, produtividade e adaptabilidade a condições ambientais severas (CALICIOGLU, DEMIRER, 2015, SAFI, ZEBIB, et al., 2014).

A adição de CO₂ e ar nas condições MB+CO₂ e MB+O₂, respectivamente, aumentou consideravelmente a produtividade máxima da biomassa em 42 e 112%, comparando com a condição MB, alcançando taxas de 179 ± 16 e $267 \pm 10 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Fig. 3). Esse incremento no crescimento da biomassa foi observado por Arbib et al. (2017), com aumento de até 39% na produtividade com a suplementação de CO₂. Maior produção de microalgas também foi observada por Park e Craggs (2010), em HRAPs com adição de CO₂ pelo aumento do tempo de disponibilidade de carbono e por prevenir a inibição por amônia.

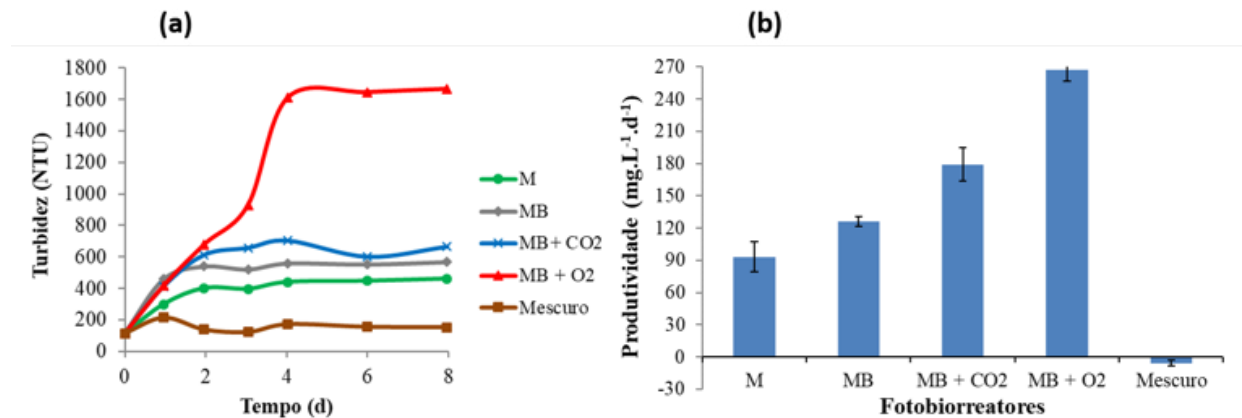


Figura 3 - (a)Variação diária da turbidez durante o experimento e (b) Produtividade da biomassa nos cinco fotobiorreatores do experimento.

4 CONCLUSÕES

Em todas as condições testadas foram alcançados bons resultados de remoção de nutrientes e matéria orgânica (remoções médias acima de 70%). Dentre os tipos de cultivo avaliados, os fotobiorreatores contendo consórcio de microalga-bactérias se destacaram com melhores performances nas remoções dos poluentes e no crescimento da biomassa, o que evidencia a cooperação sinérgica entre esses dois organismos e confirma a viabilidade desse sistema no tratamento de efluentes domésticos.

As interações entre as microalgas e bactérias e os mecanismos de remoção de carbono, nitrogênio e fósforo também foram investigados. Destacou-se o papel das bactérias na oxidação da matéria orgânica, tendo em vista que as maiores remoções foram obtidas nas condições de cultivo com inóculo misto, com remoções de até $95 \pm 6\%$ de DQO. Em contraponto, o resultado obtido de remoção de DQO na condição M_{escuro} também foi relevante (96%), possibilitada pela atuação no modo de cultivo mixotrófico das microalgas. Na remoção de carbono, a assimilação pelas microalgas foi o mecanismo predominante com remoções de carbono inorgânico na média de 95% nas condições com adição de CO₂ e aeração. O balanço de massas para esse elemento mostrou

que as maiores absorções ocorreram nos modos de cultivo autotróficos, com quase 100% de recuperação na condição com aeração.

Para nitrogênio e fósforo prevaleceram os mecanismos de remoção indireta. A condição MB+O₂ apresentou maior remoção de NT com $95 \pm 1,8\%$, mas a baixa recuperação de N pela biomassa com 35% e o pH elevado indicaram o favorecimento da ocorrência de volatilização da amônia. Do mesmo modo, para fósforo, nas concentrações detectadas, o pH elevado em conjunto com alta concentração de oxigênio dissolvido podem ter contribuído para a precipitação. O melhor resultado na remoção de fósforo, com 63%, foi obtido na condição MB.

Os fotobiorreatores com adição de CO₂ e oxigênio se sobressaíram também nos resultados de produtividade da biomassa, com maior destaque para o último com $267 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Por fim, em análise da influência dos parâmetros ambientais, os resultados indicam também que o oxigênio dissolvido funcionou como um fator de inibição no crescimento da biomassa, sendo, portanto, importante o controle desse parâmetro no sistema, contribuindo para uma maior produtividade e por consequência aumentando as remoções de nutrientes.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio obtido das seguintes instituições: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico–CNPq (Projeto número 429567/2016-2); Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior–CAPES pela bolsa de doutorado concedida a Sarah Farias (88887.494042/2020-00); Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG; Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Farias SL; **Metodologia:** Farias SL, Ruas G e Serejo ML; **Investigação:** Farias SL, Ruas G; **Redação – Primeira versão:** Farias SL; **Redação – Revisão & Edição:** Ruas G, Serejo ML e Boncz MA; **Aquisição de Financiamento:** Boncz MA; **Recursos:** Boncz MA; **Supervisão:** Boncz MA e Serejo ML.

7 REFERÊNCIAS

ACIÉN FERNÁNDEZ, F. G., GÓMEZ-SERRANO, C., FERNÁNDEZ-SEVILLA, J. M. Recovery of Nutrients From Wastewaters Using Microalgae. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, v. 2, n. September, p. 1–13, 2018. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00059>.

ALCÁNTARA, C., POSADAS, E., GUIEYSSE, B., Muñoz, R. Microalgae-based Wastewater Treatment. *Handbook of Marine Microalgae: Biotechnology Advances*, 1. ed. [S.l: s.n.], 2015. p. 439–455. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800776-1.00029-7>.

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23. ed. Washington, American Public Health Association, 2017.

ARAVANTINOU, A. F., THEODORAKOPOULOS, M. A., MANARIOTIS, I. D. Selection of microalgae for wastewater treatment and potential lipids production. *Bioresource Technology*, v. 147, p. 130–134, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.024>

ARBIB, Z., DE GODOS, I., RUIZ, J., PERALES, J. A. Optimization of pilot high rate algal ponds for simultaneous nutrient removal and lipids production. *Science of the Total Environment*, v. 589, p. 66–72, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.206>.

BORBA, B. De, JACK, R. F., ROHRER, J. Application Note 1103: Determination of Total Nitrogen and Phosphorus in Wastewaters by Alkaline Persulfate Digestion Followed by IC. *Thermo Fisher Scientific*. [S.l: s.n.], 2014.

BRASIL. Resolução CONAMA 430/2011. 2011. *Diário Oficial da União*. DOI: 10.1073/pnas.0703993104. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>.

BRASIL. Resolução n 357, 18 de março de 2005. 2005. *Diário Oficial da União*. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>.

BRIMBLECOMBE, P. *Air Composition and Chemistry*. 2 ed. New York, [s.n.], 1996.

CALICIOGLU, O., DEMIRER, G. N. Integrated nutrient removal and biogas production by *Chlorella vulgaris* cultures. *Journal of Renewable and Sustainable Energy*, v. 7, n. 3, 2015. <https://doi.org/10.1063/1.4922231>

CHAUDHARY, R., TONG, Y. W., DIKSHIT, A. K. CO₂-assisted removal of nutrients from municipal wastewater by microalgae *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus obliquus*. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 15, n. 10, p. 2183–2192, 2017. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1571-0>.

DE-BASHAN, L. E., BASHAN, Y. Immobilized microalgae for removing pollutants: Review of practical aspects. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 6, p. 1611–1627, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.043>

DELGADILLO-MIRQUEZ, L., LOPES, F., TAIDI, B., PAREAU, D. Nitrogen and phosphate removal from wastewater with a mixed microalgae and bacteria culture. *Biotechnology Reports*, v. 11, p. 18–26, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2016.04.003>

EUROPEAN UNION. COMMISSION DIRECTIVE 98/15/EC. *Official Journal of the European Communities*, p. 40–41, 1998.

GARCÍA, D., ALCÁNTARA, C., BLANCO, S., PERÉZ, R., BOLADO, S., MUNÓZ, R. Enhanced carbon, nitrogen and phosphorus removal from domestic wastewater in a novel anoxic-aerobic photobioreactor coupled with biogas upgrading. *Chemical Engineering Journal*, v. 313, p. 424–434, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.12.054>.

GONÇALVES, A.L., SIMÕES, M., PIRES, J. C. M. The effect of light supply on microalgal growth, CO₂ uptake and nutrient removal from wastewater. *Energy Conversion and Management*, v. 85, p. 530–536, jun. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2014.05.085>.

GONÇALVES, A. L., PIRES, J. C. M., SIMÕES, M. A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. *Algal Research*, v. 24, p. 403–415, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.11.008>

JJ, X., JIANG, M., ZHANG, J., JIANG, X., ZHENG, Z. The interactions of algae-bacteria symbiotic system and its effects on nutrients

- removal from synthetic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 247, n. July 2017, p. 44–50, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.074>
- JORGENSEN, S. Chapter 10 Aeration and Stripping. **Studies in Environmental Science**, [S.l: s.n.], 1979. p. 129–151.
- KIM, J., LINGARAJU, B. P., RHEAUME, R., LEE, J.-Y., SIDDIQUI, K. F. Removal of Ammonia from Wastewater Effluent by *Chlorella Vulgaris*. **Tsinghua Science and Technology**, v. 15, n. 4, p. 391–396, 2010. [https://doi.org/10.1016/S1007-0214\(10\)70078-X](https://doi.org/10.1016/S1007-0214(10)70078-X)
- KOREIVIEN, J., VAL, R., KAROSIENE, J., BALTRËNAS, P. Testing of *Chlorella/Scenedesmus* microalgae consortia for remediation of wastewater, CO₂ mitigation and algae biomass feasibility for lipid production. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, v. 22(02), p. 105–114, 2014. <https://doi.org/10.3846/16486897.2013.911182>.
- LIANG, Z., LIU, Y., GE, F., TAO, N., PENG, F., WONG, M. Efficiency assessment and pH effect in removing nitrogen and phosphorus by algae-bacteria combined system of *Chlorella vulgaris* and *Bacillus licheniformis*. **Chemosphere**, v. 92, n. 10, p. 1383–1389, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.05.014>.
- LIU, L., FAN, H., LIU, Y., LIU, C., HUANG, X. Development of algae-bacteria granular consortia in photo-sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 232, p. 64–71, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.025>
- MATAMOROS, V., GUTIÉRREZ, R., FERRER, I., GARCÍA, J., BAYONA, J. M. Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: A pilot-scale study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 288, p. 34–42, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.002>
- METCALF & EDDY INC. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5/2016 ed. Porto Alegre, [s.n.], 2016.
- MUÑOZ, R., GUIEYSSE, B. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. **Water Research**, v. 40, n. 15, p. 2799–2815, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.011>.
- NAGARAJAN, D., LEE, D.-J., CHEN, C.-Y., CHANG, J.-S. Resource recovery from wastewaters using microalgae-based approaches: A circular bioeconomy perspective. **Bioresource Technology**, v. 302, n. December 2019, p. 122817, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122817>
- NIRMALAKHANDAN, N., SELVARATNAM, T., HENKANATTE-GEDEERA, S. M., TCHINDA, D., ABEYSIRIWARDANA-ARACHCHIGE, I.S.A., DELANKA-PEDIGE, H. M. K., MUNASINGHE-ARACHCHIGE, S.P., ZHANG, Y., HOLGUIN, F. O., LAMMERS, P. J. Algal wastewater treatment: Photoautotrophic vs. mixotrophic processes. **Algal Research**, v. 41, n. May, p. 101569, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.101569>
- PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science & Technology**, v. 5, p. 633–640, 2010. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.951>.
- PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 35–42, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.158>
- PETRINI, S., FOLADORI, P., ANDREOTTOLA, G. Laboratory-scale investigation on the role of microalgae towards a sustainable treatment of real municipal wastewater. **Water Science and Technology**, v. 78, n. 8, p. 1726–1732, 2018. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.453>.
- POSADAS, E., GARCÍA-ENCINA, P. A., DOMÍNGUEZ, A. Enclosed tubular and open algal – bacterial biofilm photobioreactors for carbon and nutrient removal from domestic wastewater. **Ecological Engineering Journal**, v. 67, p. 156–164, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.007>.
- POSADAS, E., MORALES, M. M., GOMEZ, C., ACIÉN, F. G., MUÑOZ, R. Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. **Chemical Engineering Journal**, v. 265, p. 239–248, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.12.059>
- RUAS, G., SEREJO, M. L., PAULO, P. L., BONCZ, M. A. Evaluation of domestic wastewater treatment using microalgal-bacterial processes: effect of CO₂ addition on pathogen removal. **Journal of Applied Phycology**, p. 1–9, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10811-017-1280-6>.
- RUIZ-MARIN, A., MENDOZA-ESPINOSA, L. G., STEPHENSON, T. Growth and nutrient removal in free and immobilized green algae in batch and semi-continuous cultures treating real wastewater. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 1, p. 58–64, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.02.076>
- RUIZ-MARTINEZ, A., MARTIN GARCIA, N., ROMERO, I., SECO, A., FERRER, J. Microalgae cultivation in wastewater: Nutrient removal from anaerobic membrane bioreactor effluent. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 247–253, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.022>
- SAFI, C., ZEBIB, B., MERAH, O., PONTALIER, P.-Y., VACA-GARCIA, C. Morphology, composition, production, processing and applications of *Chlorella vulgaris*: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 35, p. 265–278, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.007>.
- SEREJO, M. L., POSADAS, E., BONCZ, M. A., BLANCO, S., GARCÍA-ENCINA, P., MUÑOZ, R. Influence of biogas flow rate on biomass composition during the optimization of biogas upgrading in microalgal-bacterial processes. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 5, p. 3228–3236, 2015. DOI: 10.1021/es5056116.
- SOURNIA, A. **Phytoplankton manual**. Paris, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), 1978.

SU, Y., MENNERICH, A., URBAN, B. Synergistic cooperation between wastewater-born algae and activated sludge for wastewater treatment: Influence of algae and sludge inoculation ratios. **Bioresource Technology**, v. 105, p. 67–73, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.113>

TORRES-FRANCO, A., PASSOS, F., FIGUEREDO, C., MOTA, C., MUÑOZ, R. Current advances in microalgae-based treatment of high-strength wastewaters: challenges and opportunities to enhance wastewater treatment performance. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 20, n. 1, p. 209–235, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09556-8>.

TOYODA, K., GISHI, M., IHARA, I. Effect of light quality and nutrients on growth of hydrocarbon-rich microalgae, *Botryococcus*

braunii. 907, 2011., in: VI International Symposium on Light in Horticulture, 2011. p. 255–258. **Anais...** [S.l.]

WANG, J.-H., ZHANG, T.-Y., DAO, G.-H., XU, X. -Q., WANG, X. -X., HU, H.-Y. Microalgae-based advanced municipal wastewater treatment for reuse in water bodies. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 101, n. 7, p. 2659–2675, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8184-x>. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00253-017-8184-x>.

WANG, Y., HO, S. H., CHENG, C. L., GUO, W.-Q., NAGARAJAN, D., REN, N.-Q., LEE, D.-J., CHANG, J. -S. Perspectives on the feasibility of using microalgae for industrial wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 222, p. 485–497, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.106>

Iniciativas públicas e privadas de estímulo à pesquisa e inovação no saneamento básico brasileiro

Public and private initiatives to stimulate research and innovation in Brazilian basic sanitation

• **Data de entrada:**
17/03/2022


• **Data de aprovação:**
16/05/2022


Beatriz Couto Ribeiro^{1*} | Adriana Bin² | Milena Pavan Serafim²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.030>

ORCID ID

Ribeiro BC  <https://orcid.org/0000-0002-7258-7678>

Bin A  <https://orcid.org/0000-0001-9774-2753>

Serafim MP  <https://orcid.org/0000-0002-7541-4182>

Resumo

O artigo analisa regulações, políticas e programas em nível nacional e subnacional, assim como iniciativas no âmbito privado que dão suporte à pesquisa e inovação no setor de saneamento básico brasileiro. Tal pesquisa foi construída por meio de análise documental e aplicação de estruturas analíticas em leis, portarias e editais distinguindo as diferentes naturezas dessas iniciativas. Os resultados demonstram uma predominância de políticas de oferta no setor que sofrem com instabilidade nas fontes de financiamento em nível federal. Ao mesmo tempo, verifica-se o crescendo, em nível estatal, de iniciativas de empresas e associações que visam ao incentivo a startups. Ao longo da pesquisa, verificou-se que apesar de o Estado nacional se afastar e diminuir os seus esforços na promoção ativa do desenvolvimento da pesquisa e inovação no saneamento básico brasileiro, ele ainda constitui um ator central para fomentá-lo. Frente a esse cenário, fazem-se necessárias novas estratégias para promoção da pesquisa e da inovação no saneamento básico brasileiro e a inclusão de novos atores no setor, entre eles startups.

Palavras-chave: Saneamento Básico. Pesquisa e Inovação. Brasil.

Abstract

The article analyzes regulations, policies and programs at the national and sub-national levels, as well as private initiatives that support research and innovation in the Brazilian sanitation sector. This research was constructed through document analysis and the application of analytical frameworks in laws, ordinances, and public calls for proposals, distinguishing the different natures of these initiatives. The results demonstrate a predominance of technology-push policies in the sector that suffer from instability in the sources of financing at the federal level. At the same time, it is possible to verify the growth, at the regional level, of initiatives from companies and associations, which aim to encourage startups. During the research, it was verified that, despite the national state withdrawing and diminishing its efforts to actively promote the development of research and innovation in Brazilian sanitation, it still constitutes a central actor to foster it. Given this scenario, new strategies are necessary to promote research and innovation in Brazilian sanitation and the inclusion of new players in the sector, such as startups.

Keywords: Basic Sanitation. Research and Innovation. Brazil.

¹ Technical University of Berlin (TUB) - Berlim - Alemanha.

² Universidade Estadual de Campinas (Unicamp) - Limeira - São Paulo - Brasil.

* **Autora correspondente:** coutoribeiro@campus.tu-berlin.de.

1 INTRODUÇÃO

O tema inovação no saneamento básico tem captado crescentemente interesse da sociedade brasileira, e novas expectativas foram criadas com a outorga da Lei n. 14.026/2020, chamada de Novo Marco Legal do Saneamento, que prevê a promoção e o fomento de pesquisas científicas e tecnológicas no saneamento básico.

Tais incentivos à pesquisa e inovação orientados ao avanço científico e tecnológico no saneamento básico passam a adquirir importância para o enfrentamento e a superação de antigos desafios —como universalização, mitigação dos impactos ambientais, limitação na disponibilidade dos recursos hídricos e combate às endemias— e de novos, no qual se destaca a COVID-19 (CAPO-DEFERRO; SMIDERLE, 2020).

Ao mesmo tempo, tais avanços científico e tecnológico têm o potencial de proporcionar novas possibilidades de negócios devido às mudanças de paradigmas científicos e tecnológicos que estão ocorrendo no setor de saneamento. Entre elas podemos destacar a utilização de nanotecnologias para o tratamento e a purificação de água, o emprego de energia solar para dessalinização e desinfecção, tecnologias digitais para monitorar a qualidade da água, produção de biogás, entre outros, que trazem novas perspectivas à prestação de serviço no setor (LIU; HUANG; HERMANOWICZ, 2021).

Dito isto, por um lado é esperado pela sociedade que as empresas de saneamento básico brasileiras incorporem novas tecnologias em seus processos e serviços, de forma a garantir uma prestação mais eficiente e plural. Por outro, faltam contrapartidas do Estado para estimular a incorporação dos esforços tecnológicos, principalmente no lado da demanda, que estimulem as concessionárias de saneamento básico a empregar as novidades trazidas pelos seus parceiros, em especial os fornecedores e as instituições de

ciência e tecnologia (ICTs), que incluem universidades e centros de pesquisa que trabalham com o tema.

Conforme a literatura aponta, a existência de ações governamentais tanto do lado da oferta como da demanda, no âmbito institucional e financeiro, são essenciais para estimular avanços inovativos, que conduzam ao desenvolvimento social e econômico da nação (BORRÁS; EDQUIST, 2013). Esses incentivos se tornam ainda mais importantes no setor de saneamento básico, o qual é amplamente conhecido por sua lenta dinâmica tecnológica (MIOZZO; SOETE, 2001; PAVITT, 1984), pois constituem monopólios naturais com alta dependência em sua trajetória tecnológica e com altos custos ligados às estruturas de provimento desse serviço (BALDWIN; CAVE; LODGE, 2012).

Na literatura, poucas pesquisas se dedicam a investigar a dinâmica de pesquisa e inovação nos serviços de saneamento básico. No contexto brasileiro, foram encontrados os estudos que tratam de políticas mais específicas, entre eles Furtado et al. (2008), Cordeiro Netto e Tucci (2003), Andrade Netto (2014), Beraldo et al. (2020) e Santiago et al. (2020). Porém não foram encontradas publicações que tratem particularmente de movimentos mais recentes no setor, no qual se destaca a criação de regulações que incentivam a inovação no setor ou que analisam o fenômeno de fomento a startups por empresas e associações (FISCHER; KOKKO; MCCONVILLE, 2021). Portanto, o artigo se volta a identificar as políticas de pesquisa e inovação implantadas no setor de saneamento básico brasileiro entre os anos 80 até 2020, e como elas foram se modificando ao longo do tempo.

Os resultados demonstram uma predominância de políticas de oferta no setor, que sofrem com a instabilidade nas fontes de financiamento públicas em nível federal (LEAL; FIGUEIREDO, 2021). Ao mesmo tempo, no período mais recente ve-

rificou-se uma atuação do Estado mais concentrada no âmbito regulatório e no crescimento de iniciativas subnacionais para subsidiar a pesquisa e a inovação (BERALDO; PEREZ FILHO; RAMALHEIRO, 2020), além do apoio de empresas e associações do setor a startups (BERALDO; PEREZ FILHO; RAMALHEIRO, 2020; PIPE.SOCIAL, 2021).

Sendo assim, para conduzir esta análise, a pesquisa realizou revisão bibliográfica e pesquisa documental para classificar as iniciativas encontradas, segundo regulações, políticas e programas de demanda e oferta, e adicionalmente, segundo a estrutura analítica desenvolvida por Blind (2012), que classifica as iniciativas segundo suas contribuições em termos de suporte à inovação.

Dessa forma, o artigo se divide em seis seções, incluindo a presente introdução. A segunda seção trata dos aspectos metodológicos. A terceira seção, que apresenta a revisão de literatura, divide-se em duas subseções. A primeira trata das regulações, políticas e programas de pesquisa e inovação no saneamento básico brasileiro emergiram e se desenvolveram até o ano de 2010, e a segunda discute as políticas mais recentes neste tema no país. Em seguida, a quarta seção analisa as regulações, políticas e programas de pesquisa e inovação e seus impactos sobre a inovação no setor. Por último, apresentam-se as conclusões do estudo, as limitações e as proposições para pesquisas futuras.

2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A presente pesquisa se arquiteta a partir de três estratégias metodológicas: (a) revisão bibliográfica; (b) pesquisa documental; (c) e aplicação da estrutura analítica de classificação das regulações, políticas e programa, e estrutura analítica desenvolvida por Blind (2012) para análise dos incentivos à pesquisa e inovação.

Para proceder com a análise se faz necessário delimitar o que a pesquisa compreendeu como regulação, políticas e programas. O termo “regulação” se refere às regras e controles impostas pelo Estado com a finalidade de dirigir, restringir ou modificar o comportamento de indivíduos ou organizações (POSNER, 1974). Por “política” compreende-se diretrizes gerais promulgadas pelo poder estatal, enquanto “programas” constituem a operacionalização das diretrizes dos agentes estatais.

Frente a essa delimitação, conduzimos a revisão bibliográfica, na qual consultamos fontes diversificadas, entre elas, trabalhos de congressos, monografias, dissertações e teses, além de publicações em periódicos nacionais e internacionais. Para a busca desses materiais foram focalizados estudos nas temáticas do saneamento básico e desenvolvimento de tecnologia e inovação, e a interface entre os temas mencionados. A partir dessas referências buscou-se compreender a evolução do setor de saneamento básico no Brasil e suas regulações, políticas e programas de pesquisa e inovação ao longo de 40 anos, entre 1980 e 2020. O ponto de partida foi o Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), a primeira política voltada à pesquisa e à inovação no saneamento.

Com base nesse período, realiza-se uma pesquisa documental, que se caracteriza pela investigação de materiais de fontes primárias, que ainda não receberam tratamento analítico (SÁ-SILVA; ALMEIDA; GUINDANI, 2009). Tal análise não se restringiu apenas ao conteúdo desses documentos, mas também levou em conta suas funções ao admitir que seus conteúdos estão conectados ao sistema estudado, e portanto afetam e são afetadas pelo contexto em que estão inseridos.

Neste levantamento foram analisados documentos oficiais – leis, portarias e editais – e relatórios sobre as regulações, políticas e programas de tecnologia

e inovação no saneamento básico, que podem ser encontrados no Anexo 1. Ao total trata-se de documentos provindos de 12 fontes diferentes, que vão desde o governo federal, ministérios, instituições públicas de financiamento à pesquisa e economia até empresas e associações do setor.

Sua análise permitiu a identificação dos interesses presentes no momento da formação de regulações, políticas e programas, além dos avanços, divergências e/ou conflitos que eles proporcionavam no existente arcabouço legal e na dinâmica inovativa do setor, de forma a classificá-los segundo seus estímulos à inovação – instrumentos de oferta e demanda – que são sintetizados a seguir por Pacheco et al. (2017):

a) Instrumentos de oferta (*technology-push*): facilitam o fornecimento de insumos de conhecimento básico e aplicado. São exemplos desses instrumentos: incentivos fiscais, capital de risco, atividades de treinamento, concessões e empréstimos de pesquisa e desenvolvimento (P&D), projetos piloto, lei de patentes, entre outros;

b) Instrumentos de demanda (*demand-pull*): fornecem suporte à formação de novos mercados para difundir as inovações. São exemplos desses instrumentos: regulação, compras públicas, tarifas de alimentação, padrões, entre outros.

De forma a também compreender os potenciais efeitos dessas regulações, políticas e programas analisados, utilizou-se a estrutura analítica proposta por Blind (2012). Tal estrutura analítica visa aplicar uma perspectiva sistêmica para compreensão dos efeitos que determinada política pode causar em relação ao seu estímulo à pesquisa e inovação, já que estes podem ser aspectos pouco considerados no momento de sua criação. De acordo com essa classificação, as regulações, políticas e programas podem ser caracterizados em três diferentes categorias:

Tabela 1 – Estrutura analítica para compreensão dos impactos das regulações sobre o desenvolvimento e fomento à pesquisa e inovação.

Classificação	Efeitos sobre o desenvolvimento E fomento à pesquisa e inovação
TIPO 1	Regulações, programas e políticas concebidas para induzir a inovação.
TIPO 2	Regulações, programas e políticas que não são direcionados especificamente a induzir a inovação, mas ao perseguir outros objetivos – ambientais, sociais, econômicos, entre outros – podem culminar em inovações radicais e/ou incrementais de produtos e processos.
TIPO 3	Regulações, programas e políticas que restringem a inovação.

Fonte: baseado em Blind (2012).

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 As primeiras Políticas, Regulações e Programas Federais de Pesquisa e Inovação no Saneamento Básico Brasileiro

No Brasil, a primeira política voltada à pesquisa e à inovação no saneamento foi o PROSAB, que se iniciou em 1983. O PROSAB foi uma iniciativa conjunta de CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária), BNH (Banco Nacional da Habitação), FSESP (Fundação Serviços de Saúde Pública), MDU (Ministério do Desenvolvimento Urbano), Companhias de Saneamento, BNDES (Banco Nacional do Desenvolvimento), FIOCRUZ (Fundação Oswaldo Cruz) e ASSEMAE (Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento), além de universidades e institutos de pesquisa¹.

O PROSAB tinha, entre os temas de fomento, o abastecimento de água, esgoto, resíduos sólidos, uso racional de água e energia e gestão de águas pluviais. Tais temas visavam amparar o desenvolvimento tecnológico de soluções voltadas às companhias de saneamento básico na realização dos seus serviços, e os projetos de pesquisa eram conduzidos a partir da parceria da concessionária e ICT.

¹ No Anexo 2 encontra-se uma breve caracterização dos principais atores mencionados neste estudo.

Porém, com a crise econômica dos anos 1980, os investimentos em saneamento básico diminuíram, incorrendo na desmobilização do PROSAB naquele momento (BRAGA; MEDICI; ARRETCHE, 2003). Porém, pouco depois, com o processo de redemocratização e a partir da outorga da Constituição de 1988, o setor de saneamento básico passou por profundas mudanças de ordem institucional (GALVÃO JUNIOR; PAGANINI, 2009).

Como consequência, a constituição determinou que os serviços de saneamento básico tivessem uma competência compartilhada dos governos federal, estadual, municipal e do Distrito Federal. Nesse novo arranjo, o governo municipal tinha o direito de escolher o provedor local desses serviços. Além disso, o governo federal reorganizou seus arranjos jurídicos com vistas à privatização, e por meio do Plano Nacional de 1991 a 1995 apoiou a expansão da rede de água e esgoto por meio de investimentos privados (SALLES, 2009).

Porém, para implantar este último, foi necessária uma reorganização institucional para promover maior flexibilidade institucional, alocação eficiente de recursos, competição e regulamentação. Dessa cooperação surgiram o Projeto de Modernização do Setor Saneamento (PMSS) e a Política Nacional de Saneamento (PNS) em 1995, sendo ambos instrumentos responsáveis pela iniciativa de reorganização do setor (SALLES, 2009).

Sob a ótica dos investimentos em pesquisa, em 1993 a Academia Brasileira de Ciências, em cooperação com o Ministério da Ciência e Tecnologia, realizou um amplo debate e concordaram com a rearticulação do PROSAB sob a coordenação da Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), agência federal que tem parte substancial de seus recursos providos pelo Fundo Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FNDCT)².

Nesta nova edição, o PROSAB deu ênfase ao desenvolvimento tecnológico, à melhoria das condições de vida da população vulnerável e à disseminação do conhecimento por meio da formação de redes cooperativas de pesquisa. Os projetos eram captados pela participação em Chamadas Públicas financiadas por recursos financeiros do FNDCT, e eram demandadas contrapartidas das instituições proponentes nos convênios de percentuais mínimos baseados no valor aportado pela Finep.

Além do FNDCT, a Caixa Econômica Federal responsabilizou-se pelo apoio, divulgação, acompanhamento e avaliação dos projetos selecionados. E o Ministério das Cidades e o Ministério da Educação se responsabilizaram por financiar projetos de extensão com foco na aplicação de tecnologias desenvolvidas no âmbito do PROSAB.

Neste mesmo período iniciou-se o Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água (PN-CDA), promovido pelo Ministério das Cidades em 1997, que visou estabelecer parcerias entre ICTs, fornecedores de equipamentos e empresas de saneamento básico para produção de inovações tecnológicas focadas na redução do consumo de água. O programa pretendia aumentar a eficiência ambiental dos serviços de água e esgoto e, conseqüentemente, aumentar a produtividade do sistema dos ativos existentes e postergar parte dos investimentos de expansão. Nele os recursos do governo federal eram destinados por meio de convênios, para cidades que aderissem ao programa.

Entretanto, Morais e Sicsú (2002) destacam a resistência das empresas de saneamento básico em incorporar os resultados dos tecnológicos gerados pelas ICTs, pois havia cautela em relação às soluções apresentadas e sua real aplicabilidade, ao considerar a falta de experiência

² O volume diário foi definido pela soma das vazões horárias da curva de consumo utilizada na simulação.

dos pesquisadores em termos de mercado, portanto a real incorporação dessas soluções passa a ficar comprometida.

Outro programa inaugurado naquele momento foi o Programa de Pesquisas do Departamento de Engenharia de Saúde Pública (DENSP) da Fundação Nacional de Saúde (Funasa), que fomentou pesquisas na temática de engenharia de saúde pública e saneamento ambiental e teve editais em 2000, 2001, 2003, 2007 e 2011 os quais juntos investiram R\$ 15 milhões nesses temas (SANTIAGO; PUGLIESI; MASSUKADO; KOTAKA, 2020). Porém Andrade Neto (2014) aponta que tanto os programas fomentados pelo PROSAB como pela Funasa não focalizavam em políticas públicas e gestão, que constituíam fatores limitantes para essas iniciativas naquele período, muitas vezes mais que os próprios aspectos técnicos.

Assim, em 2000 o governo federal criou o Fundo Setorial de Recursos Hídricos (CT-Hidro) por meio da Lei 9.993/2000 e regulamentado por Decreto 3.874/2001. Esse fundo destinou 4% dos recursos financeiros gerados a partir da produção de energia hidroelétrica (6% do valor de produção e geração de energia elétrica) ao CT-Hidro, que poderia ser utilizado por ICTs públicas ou privadas em demandas do setor que eram manifestadas por meio de editais ou encomendas tecnológicas (SANTOS, 2012).

O fundo contemplou atividades de desenvolvimento de produtos e processos, formação de recursos humanos e criação de infraestrutura de apoio à pesquisa e ao desenvolvimento tecnológico. Esse fundo era principalmente direcionado à sustentabilidade hídrica de regiões semiáridas, gestão urbana integrada do sistema hídrico em função da variabilidade climática e conservação e uso sustentável do solo, bem como ações de equidade hídrica, gestão de bacias hidrográficas e comportamento dos sistemas hídricos.

Porém, Cordeiro Netto e Tucci (2003) destacam falhas em sua implantação e falta de continuidade da iniciativa e a descontinuação de tópicos de pesquisa. Esses fatores dificultaram o desenvolvimento tecnológico de médio e longo prazo no setor devido à obstrução do planejamento das atividades. Outros desafios destacados foram entraves burocráticos, dissociação de ações, falta de avaliação das pesquisas, divulgação inadequada e incipiente, e o fato de esse fomento ser destinado aos recursos hídricos, e não estritamente ao saneamento básico (ANDRADE NETO, 2014).

No âmbito regulatório, em 2007 outorgou-se a Lei n. 11.445, conhecida como o “Marco Regulatório do Saneamento Básico”, responsável por estabelecer diretrizes nacionais para os serviços de água, esgoto, resíduos e drenagem urbana. A regulação deliberou sobre competências, coordenação, planejamento e execução das ações nos setores mencionados no Brasil, além da elaboração dos Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB). No âmbito da pesquisa e inovação, essa regulação apresentou desincentivos, pois previa a apropriação social dos ganhos de produtividade provindos de melhores desempenhos após a implantação de inovações nos serviços de água e esgoto.

No nível estadual, particularmente no Estado de São Paulo, verificam-se iniciativas para dar suporte à pesquisa e inovação no setor. Com destaque ao Programa de Pesquisa Inovativa em Pequenas Empresas (PIPE), fomentado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), iniciado em 1997. O PIPE volta-se à execução de pesquisa científica e/ou tecnológica em micro, pequenas e médias empresas do Estado de São Paulo, em conjunto com pesquisadores. Segundo Beraldo et al. (2020), de 1997 até 2020, 231 projetos do PIPE focaram em alguma medida em questões relativas à área de saneamento, o que representa 9,7% dos projetos apoiados.

Ao longo do tempo o PIPE também muda o foco das pesquisas financiadas. Na década de 1990, o PIPE privilegiou o desenvolvimento de soluções na área de racionalização do consumo de água e energia elétrica e de tratamento de águas residuais. Nos anos 2000, soluções para conservação, abastecimento, tratamento, distribuição e comunicação, incorporando a preocupação com conservação, telemetria, análise e qualidade. Além de propostas para perfuração rápida e econômica de poços e tratamento de águas residuárias, uso racional e tratamento de efluentes. E, a partir de 2010, realizaram-se projetos em “biosoluções”, sistemas inteligentes para captação de recursos hídricos, medição do consumo de água, identificação de perdas, automação do tratamento de esgotos sanitários, compostagem de lodos de esgoto e agroindustriais e suas aplicações na agricultura (BERALDO; PEREZ FILHO; RAMALHEIRO, 2020).

Em 2009 encerra-se novamente o PROSAB, apesar de sua contribuição em termos de adoção e disseminação de tecnologias, resultados científicos, treinamento e definição de normas técnicas (FURTADO; BIN; BONACELLI; PAULINO; MIGLINO; CASTRO, 2008). Para cobrir esse vazio institucional, o Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), Ministério das Cidades e Finep criam o programa de Ação Transversal - Saneamento Ambiental e Habitação (HABITARE), focado nas temáticas de saneamento e habitação. Porém o programa foi breve e contou apenas com duas chamadas (7/2009 e 06/2010) (FINEP, 2021).

Portanto, o término do PROSAB inaugura uma fase de declínio nas políticas nacionais de incentivos à pesquisa e inovação no setor de saneamento básico brasileiro. Outro retrocesso nos incentivos à pesquisa e inovação no saneamento básico foi o contingenciamento dos recursos financeiros do CT-Hidro a partir de 2006.

3.2 Estratégias mais recentes em Pesquisa e Inovação no Saneamento Básico Brasileiro

Entre os anos de 2009 e 2010 inaugura-se um novo momento nas estratégias de fomento à Pesquisa e Inovação no Saneamento Básico Brasileiro, que é marcada pela contínua diminuição do protagonismo do governo federal na criação de estímulos financeiros à pesquisa e inovação no setor de saneamento básico e aumento de sua intervenção no desenvolvimento de estruturas legais e regulatórias. Por outro lado, para suprir esse vazio, crescem as iniciativas em nível subnacional e na entrada de novos agentes, como empresas de saneamento básico e associações para startups.

Neste sentido, em nível subnacional a Fapesp cria o Programa de Apoio à Pesquisa em Parceria para Inovação Tecnológica (PITE), iniciado em 2009, fruto de sua parceria com a Sabesp (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo). Esse programa visava à captação de projetos junto às universidades voltados à criação de capacidades em conhecimento científico e tecnológico em temas de interesse do setor e da empresa.

Até o momento, o PITE-Sabesp realizou três chamadas. A primeira, em 2009, contemplou 12 projetos e foram disponibilizados 10 milhões de reais a serem investidos. Na segunda chamada, em 2013, 10 projetos foram contemplados, e na última chamada, em 2019, 13 projetos foram selecionados. Nessas duas últimas chamadas foram disponibilizados 18 milhões de reais, e cada uma das instituições participantes – Sabesp e Fapesp – foi responsável por custear metade desses recursos.

Em nível de políticas, foram criadas leis para apoiar a pesquisa e a inovação no setor, entre elas a Lei n. 12.862/2013, para incentivar a eco-

nomia no consumo de água por meio da adoção de equipamentos mais modernos, que estimulassem a moderação do consumo de água e adoção de equipamentos e métodos economizadores de água, além da promoção da educação ambiental voltada para a economia de água pelos usuários. Contudo, não foi definido nenhum tipo de incentivo financeiro e/ou tributário vinculado a essa lei.

Outras medidas foram as leis n. 13.329/2016 e n. 13.303/2016. Mais especificamente, a Lei n. 13.329/2016 instituiu o Regime Especial de Incentivos para o Desenvolvimento do Saneamento Básico (REISB), que apoiava a universalização, sustentabilidade, eficiência e inovação em sistemas de água e esgoto e objetivava estimular as empresas de saneamento básico a aumentar seu volume de investimentos concedendo créditos tributários até 2026. No entanto, a lei não obteve sucesso em vincular incentivos financeiros e/ou fiscais para realizar tais ações e, em consequência, o REISB não obteve efeito prático.

Por outro lado, a Lei n. 13.303/2016, também conhecida como a “Lei das Estatais”, que delibera sobre o estatuto jurídico das empresas públicas e sociedade de economia mista, passa a possibilitar a celebração de convênios e contratos que inovem em suas soluções metodológicas ou tecnológicas. Tal aspecto constitui um importante avanço legal, pois criam-se mais incentivos para que as empresas de natureza pública no Brasil, que todavia são as principais provedoras dos serviços de saneamento básico no país, adquiram e implementem soluções mais tecnológicas e inovações em seus serviços, que poderiam de outra forma enfrentar barreiras no processo de compras públicas.

Outra iniciativa de destaque foi a criação de regulações subnacionais de fomento, como o Programa de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico

para a Inovação em Serviços de Saneamento Básico (Programa de PDI), regulado pela Agência Reguladora dos Serviços Públicos do estado de São Paulo (ARSESP) por meio da Deliberação n. 920/2019. Essa deliberação estabeleceu o regulamento do Programa de PDI da Sabesp.

Por meio dessa regulação, a ARSESP espera contribuir com a criação de fornecedores nacionais e desenvolvimento tecnológico voltado à demanda nacional. Para tanto, o regulamento autorizou a destinação de 0,05% da receita direta exigida para cada ano do Ciclo Tarifário, a partir de 2021³, para investimentos em P&D. Tal regulação que determina a alocação direta de recursos para investimentos em P&D é benéfica para a organização pelo fato de garantir previsibilidade para investimentos de longo prazo, pois proporciona segurança em termos da alocação de recursos na área de P&D.

Em 2020, a regulação nacional também avançou com a outorgada da lei n. 14.026, que institui o Novo Marco Legal do Saneamento e determina mudanças em relação à regulação de água e esgoto. Entre as principais mudanças em relação à regulamentação anterior está a delegação da responsabilidade sobre a regulamentação dos serviços de água e esgoto à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), ampliando as competências da ANA. Além disso, foram incluídas exigências regulatórias para o desenvolvimento de incentivos à pesquisa, desenvolvimento e uso de tecnologias apropriadas no saneamento. Porém até o momento não foram constatadas iniciativas nesse sentido por parte da ANA.

Por último, verifica-se que as instituições do setor – empresas de saneamento básico, associações e eventos – têm realizado concursos e editais para fomentar startups. Entre eles destacam-se o Pitch Sabesp em 2018 e o Iguá Lab em 2018 e

³ Por se tratar de uma regulação muito recente, ainda não foi possível mensurar os seus impactos.

2019, que foram promovidos pelas empresas do setor. Concursos também foram promovidos por associações do setor, como o “Espaço Startups” na Fenasan 2017 e 2019⁴, que é a maior feira de negócios de saneamento ambiental na América Latina, e os concursos “Open Spot ABES” em 2020 e “Prêmio Startup Assemae”, com edições em 2017, 2018 e 2019 realizadas pela ABES e ASSEMAE, respectivamente.

Tais concursos e editais são bastante diversos e abrangentes, principalmente aqueles promovidos pela ABES e pela ASSEMAE. Porém, no caso da Sabesp, as soluções visam a aplicações para problemas existentes na empresa e têm o foco mais específico em clientes, redução de perdas, novas tecnologias, eficiência operacional e energética e gestão corporativa. Ao mesmo tempo, verifica-se com base nos editais consultados que as premiações oferecidas também são bastante diversas, e vão desde oferecimento de mentoria até prêmios de R\$ 20.000.

O relatório do PIPE.SOCIAL (2021) indica que existem 41 startups com negócios em água e saneamento no Brasil. O relatório ainda destaca que os empreendedores nessa área são mais jovens que a média geral, já que 34% dos fundadores têm idades entre 18 e 29 anos e 87% desses negócios se financiam por meio de doações e recursos não reembolsáveis (bolsas e verba de fomento).

A tendência de startups no setor pode ser observada em outros estudos (LIU; HUANG; HERMANOWICZ, 2021; KOOTTATEP; SUKAVEJWORAKIT; VIRASA, 2021), que afirmam que as startups têm oferecido alternativas para escassez de água e problemas com base em situações locais específicas. Ao mesmo tempo, os estudos apontam a necessidade do apoio financeiro dos governos para conseguir maximizar o impacto e as soluções propostas pelas startups.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Apesar das regulações, programas e políticas de pesquisa e inovação no saneamento básico brasileiro terem início na década de 1980, apenas a partir dos anos 2000 foram ampliadas e diversificadas.

Na Fig. 1, distinguimos as iniciativas em nível federal (amarelo) e as em nível subnacional (verde). Nelas nota-se que tais iniciativas são predominantemente focadas em companhias de saneamento básico, instituições de pesquisa (universidades e institutos de pesquisa), fornecedores e mais recentemente as startups, as quais entendemos serem os atores com maior potencial para promover inovação, conforme sugere Venditti e Pamplona (2020).

Ao mesmo tempo, verificamos a existência de um considerável número de iniciativas em pesquisa e inovação no setor de saneamento básico brasileiro; é importante constatar que nem todas elas tratam de mecanismos propriamente ativos. Os mecanismos foram legalmente criados, porém têm o seu orçamento restrito para efetiva utilização, segundo demonstram Santiago et al. (2020) e Leal e Figueiredo (2021).

Outro aspecto que deve ser considerado é o fato de o setor ser altamente regulado; em consequência, os investimentos em inovação, que são elevados e arriscados, não são tão atrativos para as empresas, pois os ganhos provindos dessas iniciativas (principal estímulo à inovação) deverão ser revertidos em modicidade tarifária. Portanto, existe uma linha tênue separando as melhores práticas daquelas que podem prejudicar a sustentabilidade financeira das empresas que prestam serviços no setor. Nesse sentido, a rigidez regulatória excessiva pode atuar negativamente e minar as boas intenções dos reguladores, interferindo de forma ineficiente.

⁴ Vale destacar que não foram encontrados os editais acerca dos concursos da Iguá Lab e da Fenasan.

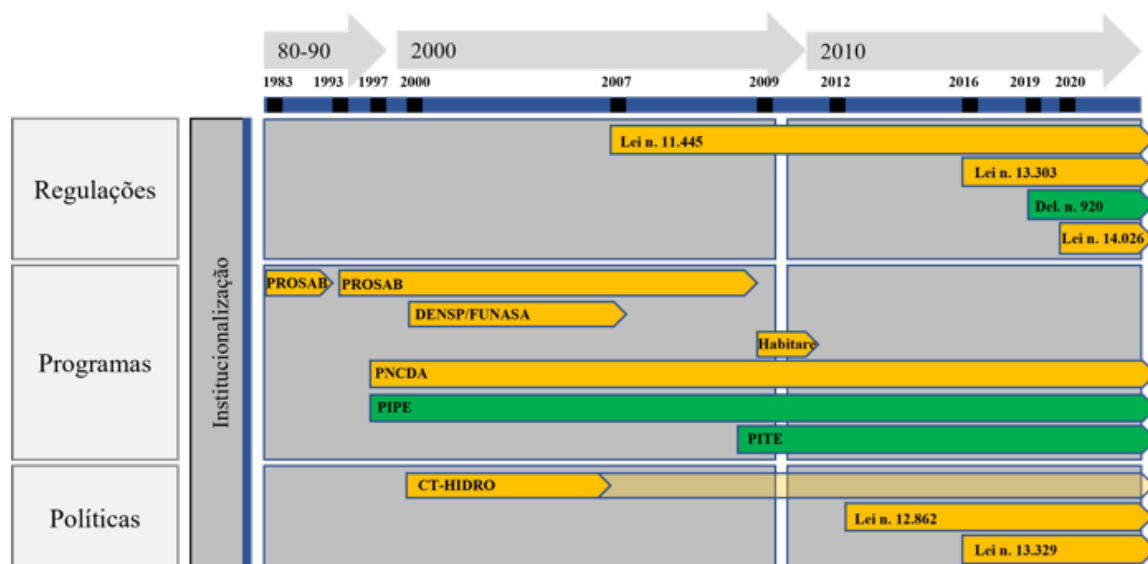


Figura 1 - Linha do Tempo com a Evolução de Regulações, Programas e Políticas de Saneamento Básico
 Fonte: elaboração própria.

Refletir acerca dessas dicotomias torna-se fundamental para questionar em que medida essas regulações, políticas e programas promovem a superação dessa limitação e estimulam o aproveitamento de oportunidades na implementação de soluções tecnológicas e geração de inovações no setor. Para isso, essas ações governamentais foram classificadas segundo suas formas de estímulo à inovação – instrumentos de oferta e demanda, assim como baseado na classificação proposta por Blind (2012). O resultado desse esforço de classificação se encontra na Tabela 2.

Primeiramente, ao analisar a natureza dos instrumentos de estímulo à inovação, verifica-se que majoritariamente foram criados instrumentos de oferta, que visam ampliar as inovações por meio do aumento dos dispêndios em P&D por parte das empresas e ICTs. A predominância desse tipo de instrumento é apontada por Leal e Figueiredo (2021) em outros setores no Brasil. Os instrumentos de oferta têm caráter voluntarista por parte do governo, pois este se exime de ganhos fiscais; entretanto estudos demonstraram até o momento que se trata de instrumentos pouco eficazes para incentivar a inovação no país (LEAL; FIGUEIREDO,

2021). Por outro lado, as políticas de demanda que se baseiam em instrumentos que induzem o aumento de dispêndios de P&D, a difusão de novas tecnologias, exigência de conteúdo local, ou contrapartidas, por parte do setor privado (PACHECO; BONACELLI; FOSS, 2017).

Tomando como referência a estrutura analítica de Blind (2012) para compreender os potenciais efeitos das regulações, das políticas e dos programas analisados sobre a inovação no setor, entre aquelas que se encontram na categoria tipo 1, que se tratam de regulações, programas e políticas que diretamente incentivam a pesquisa e inovação.

Em nível nacional verificamos que, em sua maioria, as iniciativas classificadas como tal enfrentam de forma similar barreiras que dificultam a transferência dos resultados tecnológicos gerados para o setor produtivo, mais especificamente às empresas de saneamento básico. Em segundo lugar, parte expressiva dessas iniciativas também passa a sofrer com o contingenciamento de recursos financeiros inicialmente planejados para serem alocados às atividades e ações de incentivo à pesquisa e inovação no setor.

Tabela 2 - Análise de Regulações, Programas e Políticas de Saneamento Básico, segundo categorização de Blind (2012)⁵.

Tipo	Regulações, Políticas e Programas de Pesquisa e Inovação	Instrumentos de incentivo à Pesquisa e Inovação
1	Edital da FINEP 1983/2012: Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB)	Oferta
	Lei n. 9.993/2000: Fundo Setorial - CT-HIDRO	Oferta
	Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água (PNCDA)	Oferta
	Lei n. 13.329/2016: Regimento Especial de Incentivo para Desenvolvimento do Saneamento Básico (REISB)	Oferta
	Programa de Pesquisa Inovativa em Pequenas Empresas (PIPE)	Oferta
	Programa de Apoio à Pesquisa em Parceria para Inovação Tecnológica (PITE)	Oferta
	Deliberação n. 920/2019: Programa de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico para a Inovação em Serviços de Saneamento Básico regulados pela ARSESP (Programa de PDI)	Oferta
	Lei n. 14.026/2020: Novo Marco Legal do Setor de Saneamento	Oferta
2	Lei n. 12.862/2013: Incentivar a economia no consumo de água	Demanda
	Lei n. 13.303/2016: Lei das Estatais	Demanda
3	Lei n. 11.445/2007: Marco Regulatório do Saneamento Básico	Oferta

Fonte: elaboração própria.

Por outro lado, entre as iniciativas em nível sub-nacional, com destaque ao PIPE e PITE da Fapesp, que se voltam à construção de cooperação para inovação por meio de parcerias entre as empresas de saneamento básico com fornecedores, universidades e startups, os principais veículos de inovação às empresas do setor, como destaca Venditti e Pamplona (2020), contam com maior estabilidade financeira e conseguem garantir a continuidade de recursos.

Outro avanço importante em nível estadual é a Deliberação n. 920/2019, que determina a alocação direta de 0,05% da receita direta exigida para cada ano do Ciclo Tarifário, a partir de 2021 pela Sabesp em investimentos em P&D. Tal iniciativa é pioneira no setor de saneamento básico e avança no problema da sustentabilidade dos investimentos no setor, ao permitir um fluxo contínuo de recursos garantidos para essas atividades.

No âmbito da regulação nacional no setor de saneamento básico, avanços podem ser verificados no âmbito do incentivo à pesquisa e inovação ao

comparar a Lei n. 14.026/2020 com a Lei anterior n. 11.445/2007, o chamado Marco Regulatório do Saneamento Básico. Mais particularmente, a última poderia ser classificada como uma regulação tipo 3, pois restringia a inovação ao prever a “apropriação social dos ganhos de produtividade” pelos agentes regulatórios. Tal premissa desestimula um dos principais incentivos para a inovação, que se trata da apropriação de benefícios econômicos provindos da inovação. Em contraste, a atual lei n. 14.026/2020 dá um estímulo explícito à pesquisa, ao desenvolvimento e à apropriação de tecnologias pelas concessionárias, pois não restringe os ganhos econômicos provindos dessas atividades. Ao mesmo tempo reconhece a importância da pesquisa e da inovação para criar soluções que amparem a redução de custos de operação, aumento da eficiência permitam universalização.

Em relação às regulações, programas e políticas de tipo 2 que constituem aquelas que não são direcionadas especificamente a induzir a inovação, mas ao perseguir outros objetivos – sejam eles ambientais, sociais, econômicos, entre ou-

⁴ Apesar de constituir uma iniciativa importante, aqui não foram analisados os concursos de startups organizados por empresas e associações, pois não constituem iniciativas fomentadas por regulações, programas e políticas no setor de saneamento básico.

tros – podem culminar em inovações radicais e/ou incrementais de produtos e processos. A Lei n. 12.862/2013 e Lei n. 13.303/2016 se inserem nessa classificação, pois incentivam indiretamente o emprego e a compra de tecnologias e inovações no setor para esse fim.

Tendo em vista essas iniciativas, verifica-se que em nível federal a existência de regulações, programas e políticas, a princípio tem um relevante potencial de impacto para a pesquisa e a inovação no setor de saneamento básico brasileiro. Entretanto, devido à falta de mecanismos para efetivamente implantá-los, seus efeitos são limitados. Em relação às iniciativas em nível subnacional, verificam-se mecanismos de natureza diversa, que demonstram ter caráter mais contínuo e de longo prazo.

Em contraste, no período mais recente, constata-se um aumento na diversidade das fontes de financiamento – governo subnacional, empresas, regulações, e associações – e dos atores fomentados por elas, entre eles os fornecedores e startups. Constata-se, portanto, um movimento de buscar suprir esse papel no saneamento básico brasileiro por meio de iniciativas de agentes privados ou de agências reguladoras, que passam a incluir regras para a alocação de parte de suas receitas das empresas de saneamento básico em pesquisa e inovação. Apesar dessa mudança, não é possível deixar de lado ou excluir a importância dos incentivos públicos para dar suporte a esse sistema (LIU; HUANG; HERMANOWICZ, 2021).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados alcançados, verifica-se que, apesar de as regulações, políticas e programas de pesquisa e inovação no setor de saneamento básico serem predominantemente baseados na oferta, ao longo do tempo as estratégias do Estado se alteraram em relação à forma de fomentar a pesquisa e a inovação no setor de saneamento básico brasileiro.

Entre 1980 e 2010, as iniciativas do governo se davam em um âmbito mais intervencional no fomento financeiro à pesquisa e inovação. Porém a partir de 2010 elas passam a se dar mais fortemente na esfera regulatória e a continuidade dos investimentos, editais e chamadas passa a ter uma menor regularidade. Como resultado, políticas e programas governamentais que a princípio teriam um alto potencial para incentivar pesquisa e inovação têm dificuldade em se concretizar (LEAL; FIGUEIREDO, 2021). Portanto, questionam-se os reais estímulos proporcionados por elas. Em contraste, em nível subnacional, particularmente no Estado de São Paulo, o PIPE e PITE têm ocorrido de forma constante.

Em consequência da diminuição de fundos públicos no período mais recente e com o fortalecimento de novas organizações no setor, como as startups, que oferecem soluções tecnológicas para as demandas das empresas e agentes do setor, concursos e editais passam a ser organizados para aproximar esses dois agentes.

Portanto, todas essas novas tendências em termos de como as regulações, políticas e programas de pesquisa e inovação que têm se estruturado recentemente dão sugestões de como poderiam ser pensadas novas estratégias e inclusão de novos atores para promoção da pesquisa e inovação no saneamento básico brasileiro.

Frente a esses resultados, o artigo contribuiu para caracterizar e compreender a evolução de regulações, políticas e programas voltados à pesquisa e inovação no setor de saneamento básico. Com esses esforços, a pesquisa permite uma visão histórica e crítica sobre de que forma se deu sua evolução, permitindo a reflexão do cenário atual para amparar a criação de novas políticas públicas mais adequadas à presente dinâmica de pesquisa e inovação no setor.

Vale destacar que o presente artigo enfrentou limitações em termos de fontes de informação e

pesquisas voltadas à avaliação dos efeitos das regulações, políticas e programas de pesquisa e inovação no setor de saneamento básico brasileiro, tanto em nível acadêmico como governamental.

Tendo em vista essa limitação, torna-se importante em pesquisas futuras avaliar o impacto das startups e das regulações no setor e verificar em que medida elas contribuíram para o desenvolvimento de pesquisas e inovações, assim como analisar de que forma elas estão sendo absorvidas e empregadas para amparar os objetivos nacionais de universalização e sustentabilidade.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Pró-Reitoria de Pesquisa da Unicamp pelo apoio financeiro n. 171/16 - FAEPEX.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Ribeiro, BC; **Metodologia,** Ribeiro, BC; **Redação – Primeira versão:** Ribeiro, BC; **Redação – Revisão & Edição:** Ribeiro, BC, Bin, A, Serafim, MP; **Aquisição de Financiamento:** Bin, A; Recursos, Ribeiro, BC, Bin, A; **Supervisão:** Bin, A, Serafim, MP.

8 REFERÊNCIAS

ANDRADE NETO, C. O. Panorama do saneamento básico no Brasil. **Cadernos temáticos para o panorama do saneamento básico no Brasil.** Brasília, 2014. 680 p.

BALDWIN, R; CAVE, M; LODGE, M. **Understanding Regulation: Theory, Strategy, and Practice:** OUP Oxford, 2012.

BERALDO, M. P; PEREZ FILHO, A. M.; RAMALHEIRO, G. C. F. O Programa Pipe/Fapesp e o Novo Marco Legal do Saneamento Básico (Lei N. 14.026/2020): Breves Reflexões sobre Política Pública de Inovação na Área do Saneamento Básico. **Revista Eletrônica da Faculdade de Direito de Franca**, v. 15, n. 2, p. 289–318, 2020. <https://doi.org/10.21207/1983.4225.1179>

BLIND, K. The influence of regulations on innovation: A quantitative assessment for OECD countries. **Research policy**, v.

41, n. 2, p. 391–400, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.res-pol.2011.08.008>

BORRÁS, S; EDQUIST, C. The choice of innovation policy instruments. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 80, n. 8, p. 1513–1522, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2013.03.002>

BRAGA, J. C. S.; MEDICI, A. C; ARRETCHE, M. Novos horizontes para a regulação do sistema de saneamento no Brasil. **Revista de Administração Pública**, v. 29, n. 1, p. 115–148, 2003.

CAPODEFERRO, M. W.; SMIDERLE, J. J. A resposta do setor de saneamento no Brasil à COVID-19. **Revista de Administração Pública**, v. 54, n. 4, p. 1022–1036, 2020. <https://doi.org/10.1590/0034-761220200324>

CORDEIRO NETTO, O. M.; TUCCI, C. E. M. Os desafios em ciência, tecnologia & inovação: resultados alcançados com o fundo setorial de recursos hídricos. **Ciência e Cultura**, v. 55, n. 4, p. 44–46, 2003. Acesso em: 3 abr. 2017.

FINEP. **Histórico de Programas** - PROSAB. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/>>. Acesso em: 13 dez. 2021.

FISCHER, K; KOKKO, S; MCCONVILLE, J. No legitimacy: A study of private sector sanitation development in the Global South. **Environmental Innovation and Societal Transitions**, v. 38, p. 68–78, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2020.11.006>

FURTADO, A. T.; BIN, A.; BONACELLI, M. B. M.; PAULINO, S. R.; MIGLINO, M. A.; CASTRO, P. F. D. Avaliação de resultados e impactos da pesquisa e desenvolvimento–avanços e desafios metodológicos a partir de estudo de caso. **Gestão e Produção**, v. 15, n. 2, p. 381–392, 2008. Acesso em: 3 abr. 2017. <https://doi.org/10.1590/S0104-530X2008000200013>

GALVÃO JUNIOR, A. C.; PAGANINI, W. S. Aspectos conceituais da regulação dos serviços de água e esgoto no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 79–88, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522009000100009>

KOOTTATEP, T.; SUKAVEJWORAKIT, K.; VIRASA, T. Roadmap for Innovators in the Process of Innovation for Development. **Sustainability**, v. 13, n. 1, p. 84, 2021. <https://doi.org/10.3390/su13010084>

LEAL, C. I. S; FIGUEIREDO, P N. Inovação tecnológica no Brasil: desafios e insumos para políticas públicas. **Revista de Administração Pública**, v. 55, n. 3, p. 512–537, 2021. <https://doi.org/10.1590/0034-761220200583>

LIU, P.; HUANG, Y; HERMANOWICZ, S. W. Shifting entrepreneurial landscape and development performance of water startups in emerging water markets. **PLOS ONE**, v. 16, n. 2, e0246282, 2021. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246282>

MIOZZO, M; SOETE, L. Internationalization of Services. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 67, 2-3, p. 159–185, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0040-1625\(00\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0040-1625(00)00091-3)

MORAIS, D. C.; SICSÚ, A. B. Inovação e Gerenciamento para redução de Perdas em sistemas de abastecimento de água. In: XXII ENEGEPE, Curitiba, 2002, p. 1–17. **Anais...**

PACHECO, C. A.; BONACELLI, M. B. M.; FOSS, M. C. FOSS. **Políticas de estímulo à demanda por inovação e o Marco Legal de CT&I**. In: COUTINHO, D. R.; FOSS, M. C.; MOUALLEM, P. S. B. (Orgs.). *Inovação no Brasil: avanços e desafios jurídicos e institucionais*. São Paulo: Blucher, 2017.

PAVITT, K. Sectoral patterns of technical change: towards a taxonomy and a theory. **Research policy**, v. 13, n. 6, p. 343–373, 1984. [https://doi.org/10.1016/0048-7333\(84\)90018-0](https://doi.org/10.1016/0048-7333(84)90018-0)

PIPE.SOCIAL. **3º Mapa de Negócios de Impacto Social + Ambiental**, 2021. 27 p.

POSNER, Richard. **Theories of Economic Regulation**. National Bureau of Economic Research, 1974.

SALLES, M. J. **Política nacional de saneamento: percorrendo caminhos em busca da universalização**. Rio de Janeiro, 2009.

SANTIAGO, C; PUGLIESI, E; MASSUKADO, L; KOTAKA, F. Contribuições da Fundação Nacional de Saúde na pesquisa em saúde e saneamento no Brasil. **Saúde e Sociedade**, v. 29, n. 2, 2020. <https://doi.org/10.1590/S0104-12902020181011>

SANTOS, G. R. **Financiamento público da pesquisa em recursos hídricos no Brasil: o Fundo Setorial CT-Hidro**. Rio de Janeiro, 2012. 49 p.

SÁ-SILVA, J. R.; ALMEIDA, C. D.; GUINDANI, J. F. Pesquisa documental: pistas teóricas e metodológicas. **Revista Brasileira de História & Ciências Sociais**, v. 1, n. 1, 2009.

VENDITTI, M. V. R.; PAMPLONA, J. B. Cooperação para inovação em empresas de saneamento básico brasileiras. **Revista DAE**, v. 68, n. 226, p. 75–90, 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.068>

ANEXOS

Anexo 1 - Lista de documentos consultados.

Fonte	Documento
BRASIL	Lei n. 9.984, de 17 de julho de 2000
BRASIL	Lei n. 9.993, de 24 de julho de 2000
BRASIL	Decreto n. 3.874, de 19 de julho de 2001
BRASIL	Lei n. 11.445, de 5 de janeiro de 2007
BRASIL	Lei n. 12.862, de 17 de setembro de 2013
BRASIL	Lei n. 13.329, de 1 de agosto de 2016
BRASIL	Lei n. 13.303, de 30 de junho de 2016
BRASIL	Lei n. 14.026, de 15 de julho 2020
ARSESP	Deliberação ARSESP Nº 920, de 22 de novembro de 2019
ARSESP	Manual Técnico de PDI para as Prestadoras de Saneamento - MANUAL.TEC.S-0001-2019
MINISTÉRIO DAS CIDADES	Programa Nacional Combate ao Desperdício Água - PNCDA
MINISTÉRIO DAS CIDADES	Panorama do saneamento básico no Brasil. Volume 7: Cadernos temáticos para o panorama do saneamento básico no Brasil. 2014
MINISTÉRIO DAS CIDADES	Brasil. Fundação Nacional de Saúde. Programa de Pesquisa em Saúde e Saneamento / Fundação Nacional de Saúde. - 2ª ed. revisada e ampliada - Brasília: Funasa, 2010.
MINISTÉRIO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA	DIRETRIZES ESTRATÉGICAS: para o Fundo de Recursos Hídricos de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
BNDDES	ALBUQUERQUE, G. DA R. Estruturas de financiamento aplicáveis ao setor de saneamento básico. BNDDES Setorial. Rio de Janeiro: BNDDES. 2011.
IPEA	TUROLLA, F. A. Política de saneamento básico: avanços recentes e opções futuras de políticas públicas. Texto para discussão IPEA. 2002.
IPEA	Santos, G. R. D. Financiamento público da pesquisa em recursos hídricos no Brasil: o Fundo Setorial CT-Hidro. Texto para discussão IPEA. 2012.
FINEP	Histórico de Programas: PROSAB Histórico de Programas: HABITARE
FAPESP - PIPE	Programa FAPESP Pesquisa Inovativa em Pequenas Empresas para Transferência de Conhecimento – PIPE-TC
FAPESP - PITE	Portaria PR Nº 12/2012
FAPESP - PITE	Chamada FAPESP-SABESP e Resultado: • Chamada FAPESP 21/2009 • Chamada FAPESP 05/2013 • Chamada FAPESP 05/2020
PIPE SOCIAL	3º Mapa de Negócios de Impacto Social + Ambiental. Relatório Nacional - 2021
SABESP	Pitch Sabesp (2018)
ABES	Open Spot ABES (2021)
ASSEMAE	Prêmio Startup Assemae (2017, 2018 e 2019)

Fonte: elaboração própria.

Anexo 2 - Caracterização dos principais atores mencionados no estudo.

Função	Ator	Atividade
Órgãos Normativos e Reguladores	<u>Esfera normativa:</u> Ministério das Cidades, Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Saúde. <u>Esfera regulatória:</u> Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e Agência Reguladora dos Serviços Públicos do estado de São Paulo (ARSESP).	Agentes governamentais no âmbito nacional e estadual que são responsáveis pelo planejamento de longo prazo por meio da definição de políticas públicas, diretrizes para o setor e criação de linhas de financiamento públicas. Suas determinações materializam-se em leis e normas que devem ser cumpridas pelos demais atores do setor.
Instituições Financeiras	Banco Nacional do Desenvolvimento (BNDES), Caixa Econômica Federal (CEF), Agência Brasileira de Inovação (FINEP), Conselho Nacional de Desenvolvimento Tecnológico (CNPq) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP)	Entidades da iniciativa privada, do poder público que fornecem recursos para o setor e suas pesquisas.
Associações de Classe	ASSEMAE e ABES.	Grupo de pessoas organizado voluntariamente para defender interesses coletivos de determinados grupos de coalização e influenciar decisões e políticas públicas.
Fornecedores	Fornecedores de Insumos Químicos e Biológicos e Fornecedores de Máquinas e Equipamentos.	Aqueles que fornecem mercadorias (insumos e equipamentos) para que as concessionárias de saneamento básico consigam realizar o seu serviço.
Instituições de Ciência e Tecnologia	Institutos de pesquisa e universidades, FIOCRUZ (Fundação Oswaldo Cruz).	Amparam a criação de novos conhecimentos e tecnologias no setor.

Fonte: elaboração própria.

Comercialização das embalagens em geral pós-consumo no Nordeste brasileiro: análise das inter-relações da cadeia produtiva

Marketing of packaging in general post-consumption in the Brazilian Northeast: analysis of the interrelations of the productive chain

• **Data de entrada:**
27/01/2020

• **Data de aprovação:**
24/05/2022


Aline Carolina Silva^{1*} | José Fernando Thomé Jucá² | Kelma Maria Vitorino Almeida³

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.031>

ORCID ID

Silva AC  <https://orcid.org/0000-0002-7606-9819>

Jucá JFT  <https://orcid.org/0000-0002-8956-7905>

Almeida KMV  <https://orcid.org/0000-0003-0046-1600>

Resumo

O presente estudo analisou a inter-relação existente na comercialização das embalagens pós-consumo das capitais do Nordeste brasileiro, propiciando um diálogo entre os campos da Logística Reversa e dos Programas Municipais de Coleta Seletiva dessas capitais. Para tanto, foram realizadas consultas em plataformas governamentais e aplicou-se entrevista aberta não estruturada e tabulada por meio da metodologia de listagem (*check-list*). Os resultados apresentaram que 56,7% dos Empreendimentos de Economia Solidária (EES) enfrentam dificuldades na comercialização de produtos ou serviços. Também que, dentre os materiais analisados, a lata de alumínio (R\$ 2,88), seguida do plástico (R\$ 1,08) e da aparas de papel (R\$ 0,96), é o de maior valor comercial. Por fim, concluiu-se que há ineficiência na comercialização de materiais secundários nos Programas de Coleta Seletiva das capitais do Nordeste do Brasil.

Palavras-chave: Embalagens pós-consumo. Logística Reversa. Comercialização. Nordeste. Brasil.

Abstract

The present study analyzed the interrelationship existing in the marketing of post-consumer packaging in the capitals of the Northeast of Brazil, providing a dialogue between the fields of Reverse Logistics and the Municipal Programs of Selective Collection of these capitals. To that end, consultations were held on government platforms and an open, unstructured and tabulated interview was applied using the check-list methodology. The results showed that 56.7% of the Solidarity Economy Enterprises (EES) face difficulties in selling products or services. Also, within the analyzed materials, aluminum can (\$0.68), followed by plastic (\$0.26) and paper trim (\$0.23) are the ones with the greatest commercial value. Finally, it was concluded that there is inefficiency in the sale of secondary materials in the Selective Collection Programs in the capitals of Northeast Brazil.

Keywords: Post-consumer packaging. Reverse logistic. Commercialization. Northeast. Brazil.

¹ Uniceplac - Brasília - Distrito Federal - Brasil.

² Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) - Recife - Pernambuco - Brasil.

³ Instituto Federal de Sergipe - Aracaju - Sergipe - Brasil.

* **Autora correspondente:** alinesilva.ambiental@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, um dos preceitos da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Federal nº. 12.305/2010) é o alinhamento com os princípios da economia circular (3Rs – reúso, reaproveitamento e redução), tendo em vista que a economia circular visa transformar resíduos em recursos e em retorná-los aos sistemas de produção e de consumo (BESEN, et al., 2017). Contudo, no país a discussão ainda é muito limitada.

Um dos aspectos importantes trazidos pela PNRS no Brasil é o instrumento chamado Logística Reversa, que trata de um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos para reaproveitamento em seu ciclo produtivo ou em outros (Lei nº 12.305/2010, Art. 3º, XII).

O termo logística vem do francês *logistique*, que em uma de suas definições significa “a parte da guerra que trata do planejamento e da realização de: projeto e desenvolvimento, obtenção, armazenamento, transporte, distribuição, reparação, manutenção, evacuação de material (para fins operativos ou administrativos) (SCHIER et al., 2012).

É evidente que a Gestão eficiente dos Resíduos Sólidos é a alavanca para alcançar a sustentabilidade global da economia dos recursos, e a logística é parte fundamental dessa gestão.

Atualmente, no Brasil, do total de resíduos gerados, menos de 3% são segregados, sendo aproximadamente 70% dos resíduos sólidos urbanos do país caracterizados como orgânicos e 30% materiais secos potencialmente recicláveis e reaproveitáveis (MCIDADES/SNSA, 2016). Tratando-se da região Nordeste do Brasil, verifica-se que esta, em 2014, foi a campeã no volume de resíduos sólidos urbanos por habitante por dia (1,13Kg/hab/dia) de acordo com os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. Também é nas cidades nordestinas que

se verificam as menores coberturas da coleta domiciliar e da coleta seletiva porta a porta. Na região Nordeste do Brasil, os materiais coletados seletivamente pelas organizações de catadores das capitais correspondem a: 57,5% papéis, 18,8% plásticos, 10,5% metais, 11,3% vidros, 1,9% outros, segundo SNIS (2016), o que torna nítida a necessidade de valorização e reinserção destes na cadeia produtiva nacional.

Jucá et. al. (2014) afirmam que a mudança de cenário no Brasil está condicionada à sustentação financeira das ações, de modo que possam ser implantados e mantidos os padrões necessários de qualidade operacional nos municípios, com a contribuição e participação efetiva da população geradora dos resíduos.

Para Pereira et al. (2017), a baixa difusão da coleta seletiva e a falta da cultura de separação dos resíduos por parte da população, por exemplo, precisam avançar para melhorar a triagem e otimizar o processo de reciclagem. “A ausência de um Plano Diretor Nacional para resíduos de alto valor comercial e as características do Sistema Tributário Brasileiro são barreiras para a reciclagem do material.”

Salienta-se que, no Brasil, os materiais que compõem a fração seca dos resíduos sólidos urbanos ou equiparáveis, exceto aqueles classificados como perigosos pela legislação brasileira, podem ser compostos de (MMA, 2016): (a) papel e papelão; (b) plástico; (c) alumínio; (d) aço; (e) vidro; e (f) embalagem cartonada longa vida. E estes pertencem ao Acordo Setorial firmado para a Logística Reversa de Embalagens pós-consumo. No país, o valor bruto para produção física de embalagens atingiu o montante de R\$ 64,3 bilhões (US\$ 16,74 bilhões), um aumento de aproximadamente 6,6% em 2016 em relação aos R\$ 60,4 bilhões (US\$ 15,73 bilhões) de 2015 (ABRE, 2016). Entretanto, é sabido que a recuperação de materiais está intrinsecamente relacionada com

a viabilidade econômica de implementação de determinadas rotas viáveis de reciclagem.

Na região Nordeste o setor da reciclagem apresenta um campo de análises bastante particular e desafiador quanto à mobilização coletiva dos atores para a sustentabilidade do sistema. Há precariedade das estruturas físicas e administrativas dos Programas Municipais de Coleta Seletiva, como também vulnerabilidade social dos associados e cooperados, somadas a ausência de apoio das entidades municipais públicas e privadas para melhores oportunidades no setor.

As problemáticas de gestão dos resíduos sólidos urbanos na região em tela, principalmente no que tange às formas de tratamento destes, estão relacionadas também à inexistência de dados socioeconômicos aferidos tecnicamente, bem como as dificuldades de transparência e disponibilidade de informações nos bancos de dados nacionais acerca da região, o que impossibilita a adoção, por exemplo, da separação prévia dos resíduos, com base em coleta diferenciada.

Nesse cenário, esta produção pretende promover um diálogo entre os campos da Logística Reversa e dos Programas Municipais de Coleta Seletiva das capitais do Nordeste brasileiro, procurando avançar na compreensão das realidades municipais, de forma a problematizar os fatores impulsionadores e limitadores da expansão destes, considerando-se o cenário atual e proposição futura.

Assim, o artigo tem como objetivo analisar a inter-relação existente no processo de comercialização das embalagens pós-consumo das capitais do Nordeste brasileiro para retorno a cadeia produtiva.

2 METODOLOGIA

O desenvolvimento da pesquisa é caracterizado como estudo de caso e a forma de abordagem do problema classifica-se como qualitativa,

buscando traduzir dados em números, opiniões e informações para posterior análise.

Foram realizadas consultas em plataformas governamentais, como exemplo, IBGE, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), Confederação Nacional das Indústrias (CNI), Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), além de organizações de iniciativa privada, como Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE), Associação Brasileira de Embalagens (ABRE), Associação Internacional de Resíduos (ISWA), dentre outras.

Quanto ao período de coleta de informações, analisaram-se os anos de 2014 a 2017 levando-se em consideração dados secundários confiáveis e disponíveis. Ressalta-se que a delimitação temporal foi motivada pela indisponibilidade de informações tabuladas, confiáveis e contínuas das capitais do Nordeste nos bancos de dados consultados

Para o levantamento de informações primárias, fez-se observação direta, entrevista aberta não estruturada (com roteiro de tópicos relativos ao problema que se vai estudar) e depois aplicada à metodologia de listagem (*check-list*), objetivando padronizar a investigação de acordo com objetivo principal do trabalho e delimitar as informações pretendidas com o estudo.

A área de estudo foi o conjunto das capitais do Nordeste brasileiro: São Luís (MA), Teresina (PI), Fortaleza (CE), Natal (RN), João Pessoa (PB), Recife (PE), Maceió (AL), Aracaju (SE) e Salvador (BA). Estas foram observadas de acordo com os grupos de hierarquia da rede urbana do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), realizado em 2007, que buscou delimitar as regiões de influência de modo a conhecer os relacionamentos entre as cidades brasileiras com base na análise dos fluxos de bens e serviços, além de identificar

os pontos do território a partir dos quais são emitidas decisões e é exercido o comando em uma rede de cidades (IBGE, 2007).

Para tanto, as capitais nordestinas foram divididas em dois grupos e hierarquia urbana (IBGE, 2007), sendo consideradas metrópoles regionais Salvador, Fortaleza e Recife, seguidas do grupo denominado capitais regionais.

Vale salientar que a amostra de investigação do estudo é composta por embalagens em geral pós-consumo coletadas pelos Programas Municipais de Coleta Seletiva (PMCS), tendo como balizamento de investigação as metas do Acordo Setorial das Embalagens Pós-Consumo e da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal nº 12.305/2010. Quanto ao recorte para análise das embalagens em geral pós-consumo (papel e papelão, plástico, alumínio, aço, vidro e embalagem cartonada longa vida) das capitais de estudo, foi averiguado o conteúdo dos Programas Municipais de Coleta Seletiva (PMCS), visando pesquisar o funcionamento da gestão e gerenciamento a partir das responsabilidades atribuídas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) aos municípios. O mapeamento dos fluxos levou em consideração o centro das capitais, como centro de massa, até o código postal identificado como destino de processamento das embalagens pós-consumo.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A maioria dos Programas Municipais de Coleta Seletiva (PMCS) das Capitais em tela tiveram início em meados dos anos 2000; apenas Teresina teve uma implantação mais tardia, em 2011.

Os investimentos nos referidos programas não contemplam planos de ações que mensurem melhorias significativas nos sistemas, bem como possibilitem indicadores de minimização na disposição final.

A implementação de políticas públicas municipais quanto aos resíduos recicláveis não permite atingir as premissas estabelecidas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei Federal nº 12.305/2010, pois não priorizam a obtenção de uma economia circular e sustentabilidade municipal.

Ainda, para análise substanciada dos PMCS, foi feito levantamento das massas *per capita* de resíduos coletados por meio da coleta convencional e seletiva no ano de 2015, apresentado pelo SNIS (2016). Constatou-se que a massa recolhida anualmente (Kg/hab./ano) pelos PMCS é insignificante quando observada a massa coletada dos domicílios e resíduos públicos, chegando-se a uma média de 2 Kg por ano por habitante, de acordo com os dados apresentados pelo SNIS.

A precariedade das estruturas físicas e administrativas, como também a vulnerabilidade social em que vivem os associados e cooperados que pertencem aos PMCS, somadas à ausência de apoio das entidades municipais públicas e privadas para melhores oportunidades no setor, compõem o cenário indigno ainda vivenciado na coleta de materiais recicláveis na região.

Os modelos de gestão dos PMCS das capitais estudadas compõem coleta Porta-a-Porta, com cobertura parcial dos bairros inclusos nas rotas de coleta e Pontos de Entrega Voluntária (PEV). Esses pontos, na maioria das vezes, recebem uma grande porcentagem de materiais considerados rejeitos, descritos mais de 50% em todas as capitais. Fica comprometida a comercialização dos materiais por inexistência de qualidade da segregação para coleta. A situação exposta pode estar atrelada à inexistência de estudo de modelo adequado para a inserção do PMCS a ser implantado, bem como à ausência de sensibilização ambiental dos munícipes nas localidades onde há coleta Porta-a-Porta ou PEV.

Mannarino et al. (2016) pontuam ainda que as dificuldades em torno da reciclagem, por exem-

plo, estão também relacionadas a: falta de adesão da população à coleta seletiva; pouca participação do setor industrial no desenvolvimento de um sistema de logística reversa; inexistência de locais adequados para separação dos resíduos por tipo de material; além de, em muitos casos, longas distâncias entre os centros geradores de resíduos e as indústrias de processamento e reciclagem de materiais concentradas.

A maioria dos PMCS funciona com aporte de coleta pelas prefeituras municipais, cooperativas e associações. Todos os materiais segregados coletados são direcionados para os galpões de triagem dos Empreendimentos de Economia Solidária (EES), e após caracterização e triagem são comercializados principalmente junto aos intermediários. Ressalta-se que a adequação de modelo de gestão e gerenciamento dos PMCS, por meio de estudos que levem em consideração a veracidade da realidade local, tende a: reduzir o quantitativo de rejeitos inseridos na coleta diferenciada; melhorar a qualidade do material segregado e quantidade dos montantes triados para comercialização; contribuir significativamente com a logística direta entre EES e indústria; e, conseqüentemente, minimizar a atuação dos intermediários.

Para o panorama a ser apresentado é importante mencionar que no Brasil 56,7% dos EES enfrentam dificuldades na comercialização de produtos ou serviços segundo pesquisa realizada por Silva (2017). As principais dificuldades apontadas pelo autor foram os preços praticados inadequados (15,1%), seguidos pelo fato de que os compradores só adquirirem em grandes quantidades (12,7%), e em terceiro lugar está a ação dos intermediários (11,8%) (SILVA, 2017). Além disso, as organizações de catadores atuantes nas capitais do Nordeste do País mencionaram obstáculos quanto à falta de capital de giro, excesso de burocratização para a formalização dos em-

preendimentos, insuficiência e rotatividade de sócios, entre outras.

Locatelli (2016) defende que a utilização de instrumentos econômicos (IEs), cuja função principal é internalizar custos externos nas estruturas de produção e consumo da economia sem, contudo, afetar a capacidade da própria economia de conduzir seus agentes a um equilíbrio eficiente entre oferta e demanda, é o principal aliado para eficiência do retorno dos materiais pós-consumo à cadeia produtiva.

Dentre esses materiais, a lata de alumínio (R\$ 2,88), seguida do plástico (R\$ 1,08) e da apara de papel (R\$ 0,96) é o de maior valor comercial, por quilograma, na região Nordeste do Brasil, segundo levantamento realizado nos anos de 2016 e 2017 entre os EES pertencentes aos PMCS das capitais nordestinas, sendo o de menor valor o vidro (R\$ 0,05).

Os valores de mercado variaram de capital para capital, cabendo interpretações quanto a logística de transporte, concorrência comercial local, impostos locais, poder de negociação das cooperativas, qualidade dos materiais triados, entre outros. As capitais Maceió, São Luís e Teresina ganham destaque devido à diferença significativa de valores de venda das latas de alumínio, R\$ 3,70, R\$ 1,50 e R\$ 1,35 respectivamente, que podem estar atreladas à distância logística para retorno do material a indústria.

As cidades de São Luís, Aracaju e Teresina não apresentam valores tabulados para as embalagens de vidro (cacos), pois, por não haver demanda local do material triado pelas EES, não há oferta. Estas alegam que as especificações de caracterização e quantitativos exigidos pelos compradores não satisfazem as realidades de coleta e capacitação das cooperativas. Essa é a realidade da maioria das capitais, como já mencionado.

As embalagens de papel e papelão não sofrem oscilações significativas nos valores de comercialização. A diferença maior está no preço de venda de apara em Natal por R\$ 0,16.

Os dados de campo confirmam que entre as capitais do Nordeste a somatória das aparas de papel (todos os tipos de papel, papelão e cartonado) compõe o maior percentual segregado pelos EES, seguido dos diversificados tipos de plástico.

Contudo, a comercialização das aparas de papel, apesar da porcentagem significativa representada, não possui valores tão atrativos. O valor atribuído ao material pós-consumo é o que o torna moeda de troca de grande procura e concorrência no mercado de comercialização ou o torna desinteressante e cria potencial para se tornar rejeito. Essa última situação vem ocorrendo com os cacos de vidro, devido ao seu baixo valor comercial (aproximadamente R\$ 0,05 Kg), complexidade logística, por ser um material frágil, e exigências de recebimento pela indústria que não

podem ser atendidas com a atual infraestrutura dos EES. Outros aspectos a serem considerados são o peso específico e o volume dos materiais, que influirão nas dimensões dos locais de armazenamento, além da oferta e demanda do mercado, que ditará as regras comerciais dos valores da tonelada.

Haja vista a discrepância dos valores das embalagens pós-consumo de vidro e alumínio e a estabilidade dos preços de papel e papelão, chama-se a atenção para uma análise mais específica destes materiais no Nordeste.

Para tentar compreender o panorama de comercialização e possíveis oscilações dos valores e mercado dos materiais mencionados foi feito um comparativo dos valores nos anos de 2015 e 2016 (Fig. 1). Por não haver tabulação confiável de informações acerca dos valores comerciais, bem como do mercado em período anterior, não foi possível aumentar o período comparativo.

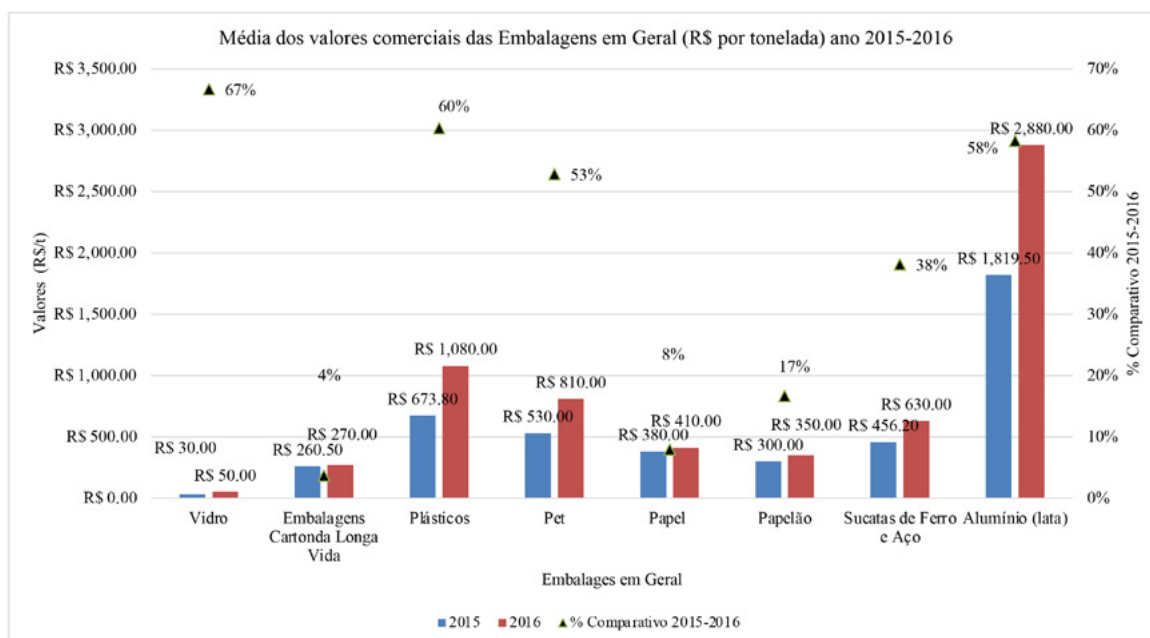


Figura 1 - Valores de comercialização das Embalagens em Geral pós-consumo, anos 2015-2016, nas capitais do Nordeste brasileiro (R\$/t).

Fonte: Silva, 2018. Dados EES capitais nordestinas 2016.

Observa-se que a maior variação no valor comercial dos materiais se deu entre as embalagens plásticas, que sofrem influência direta do preço do petróleo internacional. Há variação nos preços de compra do vidro e alumínio e estabilidade no preço do papel.

É oportuno também correlacionar as variações identificadas com a crise política econômica vivenciada no país. Averigua-se que a oscilação de preço das embalagens pós-consumo, entre os anos 2015 e 2016, correspondeu a aproximadamente 40%. É válido ressaltar que a recuperação dos materiais secundários é altamente influenciada pela volatilidade dos valores comerciais e incertezas do mercado. Essa volatili-

dade tende a se reduzir à medida que os mercados se tornam confiantes.

Vale destacar que os preços do mercado da reciclagem são determinados pelos mercados internacionais, principalmente dos países asiáticos, que são os grandes compradores mundiais de matérias-primas secundárias.

O panorama atual do mercado da reciclagem exposto pela *Recycling Markets* (2018) mostrou as oscilações de negociações do valor comercial da maioria dos materiais recicláveis, contexto global de 2017 para o início de 2018. A Tabela 1 apresenta o panorama dos preços médios por tonelada das Embalagens Pós-Consumo, 2017-2018, dos Países da América do Norte.

Tabela 1 - Valor médio comercial das embalagens pós-consumo, 2017-2018, EUA e Canadá.

Embalagens Pós-Consumo	Preço por tonelada (US\$/t)		Variação 2017-2018
	Janeiro/18	Média 2017	
Papelão	105,63	114,06	- 7,39%
Papel Misto (apara)	31,88	84,06	62,07%
Latas de Alumínio	317,24	307,04	3,32%
Polietileno de Alta Densidade (HDPE)	135,94	136,67	0,53%
PET	62,46	61,64	1,32%
Plásticos	38,01	30,62	24,15%

Fonte: Adaptado *Recycling Markets*, 2018.

Os preços representam o que foi pago para os materiais recicláveis pós-consumo triados e embalados, retirados na maioria dos principais centros de reciclagem dos EUA e Canadá. Esses valores compõem o Índice de Preços de Materiais Secundários (SMP) dos países citados, índice de preços on-line que informa preço dos materiais recuperados metais, vidro, plásticos e borracha em toda a América do Norte.

Para o cenário brasileiro, analisa-se que a ausência de informações tabuladas e confiáveis mostra a fragilidade e a vulnerabilidade para aplicação do SLR de Embalagens em Geral e a ineficiência dos PMCS, pois o diagnóstico, o monitoramento

e a valoração dos resíduos potencialmente recicláveis e reaproveitáveis podem viabilizar instrumentos econômicos para a sustentação dos sistemas públicos de limpeza.

3.1 Análise das inter-relações da cadeia produtiva das embalagens pós-consumo das capitais do Nordeste do Brasil

Identificar os principais atores das cadeias produtivas na comercialização de materiais recicláveis é uma necessidade inicial. Há também que se compreender as diferentes formas de agregação de valor e dos ganhos relativos ao longo das

cadeias para finalmente reconhecer as características existentes.

Um dos entraves para as organizações de catadores e catadoras comercializarem sua produção diretamente para as indústrias recicladoras e potencializar uma relação comercial está na capacidade de responder adequadamente aos sistemas integrados de logística, de padronização e de comercialização.

Williams-Gaul (2015) afirmam que, nos países desenvolvidos participantes da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), a indústria foi obrigada a utilizar no processo de fabricação, por exemplo, 40% do material global reciclado em substituição da matéria-prima, o que pôde aumentar em 50% as taxas de reciclagem dos países. Essa incumbência teve aporte nas Políticas Ambientais nacionais implementadas para repensar o processo industrial e, conseqüentemente, reduzir as emissões nos aterros sanitários. A indústria foi conduzida para encontrar novos mercados de matérias-primas secundárias.

Brocklehurst (2016) fortalece a afirmação anterior expondo que os mercados secundários de *commodities* de matérias-primas secundárias estão na maioria em uma fase imatura e carecem de: padrões internacionais acordados e estratégias de gerenciamento de risco de preço, que são voláteis. O autor acredita que enquanto não houver uma regulação e estruturação internacional os compradores não terão confiança para comprar sem ver os materiais ou para estabelecer uma relação de trabalho estreita com o vendedor.

Nesse contexto, o estudo de campo confirmou que a sazonalidade afeta diretamente o mercado da reciclagem das embalagens pós-consumo no Nordeste, no que se refere às especulações de valor no material reciclável que, a depender do nível das organizações de catadores, contribuem para avanços ou estagnação na cadeia.

Nesse cenário, identificou-se que nas capitais nordestinas os resíduos sólidos recicláveis gerados podem se movimentar por diferentes caminhos, passando por 1 até 3 intermediadores, antes de serem reciclados e consumidos novamente. Tratar-se-á a intermediação de vendas por etapas, descritas em intermediário 1, 2 e 3, conforme especificado no Quadro 1.

Quadro 1 - Identificação dos intermediários e critérios de classificação

Classe de intermediário	Critérios de Classificação
Intermediário 1	Compra do catador e vende para Intermediário 2
Intermediário 2	Compra dos catadores e Intermediário 1 e vende para intermediário 3 e indústrias recicladoras
Intermediário 3	Compra dos catadores informais, intermediários 2 e vende para indústrias recicladoras. Processa no mínimo 100t/mês.

Fonte: Elaborado pela autora. Adaptado Aquino et al., 2009.

Identifica-se que os intermediários nível 1 e nível 2 estão em contato direto com os catadores. Excepcionalmente, os intermediários nível 3 também adquirem materiais de catadores informais, quando estes procuram os compradores. Geralmente os primeiros intermediários a comprar as embalagens pós-consumo são os de nível 1, visto que essa classe está em maior número no mercado diagnosticado nas capitais do Nordeste. Ocorre também o raro fluxo direto das fontes geradoras de materiais para os intermediários 3, prática realizada por algumas empresas.

Entre os 15 intermediários entrevistados na pesquisa, oito foram classificados como de nível 1, quatro de nível 2 e outros três de nível 3. Estes últimos são identificados como sucateiros de grande porte ou recicladores nas capitais. Constatou-se ainda que quatro dos 12 intermediários níveis 1 e 2 já trabalharam com catação.

As empresas denominadas recicladoras, de fato, realizam uma parte do processo: pesam, com-

pram, depositam, triam, enfardam, vendem e transportam para as empresas ou indústrias. Caso dos intermediários 3.

A Fig. 2 ilustra a estrutura do fluxo de comercialização identificada nas capitais nordestinas.

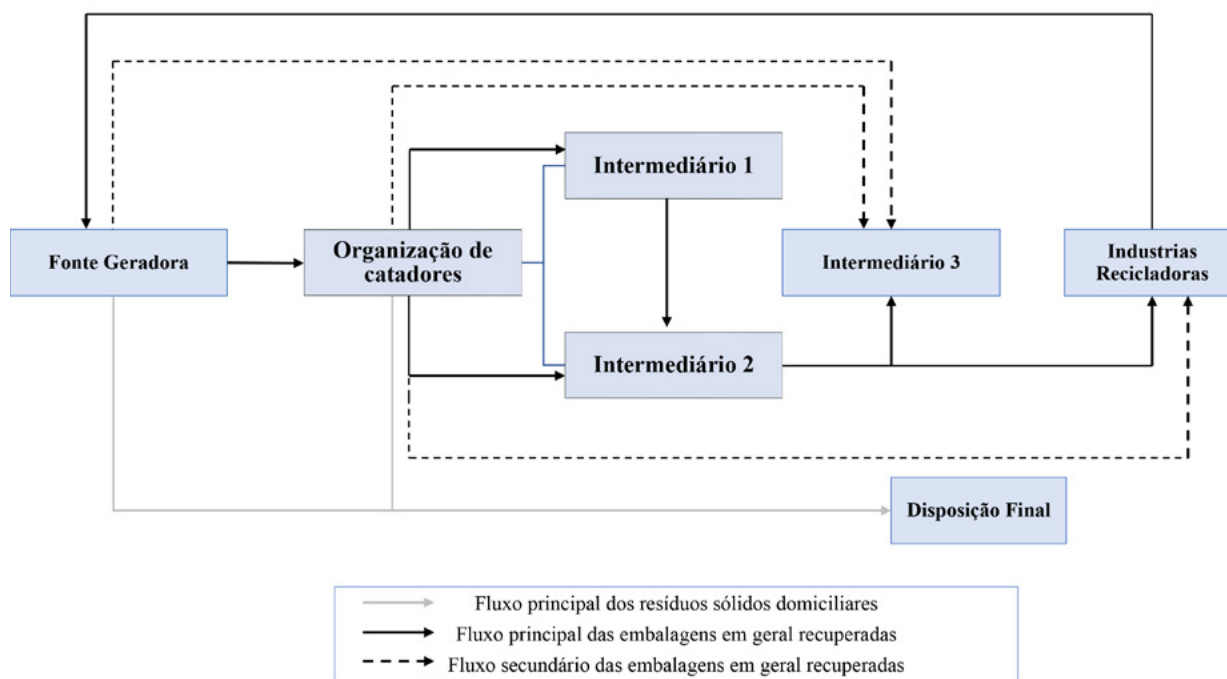


Figura 2 - Estrutura do fluxo de comercialização praticado no Nordeste brasileiro. Adaptado
 Fonte: Elaborado pela autora. Adaptado Aquino et al., 2009.

Na Fig. 2 demonstra-se o fluxo dos rejeitos, que representam cerca de 30% dos materiais que chegam para triagem, de acordo com as organizações de catadores participantes. O relato comum de todos os EES trata do grande quantitativo de rejeitos nos PEVs, que ultrapassam 50% dos materiais coletados nesses modelos. A situação exposta pode estar atrelada à inexistência de estudo de modelo adequado para a inserção do PMCS a ser implantado, bem como à ausência de sensibilização ambiental dos munícipes nas localidades onde há coleta Porta-a-Porta ou PEV.

Decerto na maioria das capitais os PEVs são alocados sem estratégias de sensibilização ambiental e estudos de potencial dos materiais das localidades, pois, muitas vezes, a instalação dos PEVs é re-

alizada em função de sua visibilidade e não pelos critérios de funcionalidade e alcance. O interesse em mostrar melhores indicadores de cobertura e existência da coleta seletiva nas capitais (para atender ao PNRS) acaba se sobrepondo à efetivação das práticas por meio de estudos e ações eficazes que promovam o aumento dos recicláveis com retorno para cadeia produtiva e reduzam os exacerbados volumes dos aterros sanitários.

Assim, acredita-se que a seletividade dos materiais começa pela análise demográfica e socioeconômica nos municípios. Quanto maior o nível de renda e escolaridade, maior o quantitativo de resíduos valorados produzidos, o que não implica em maior quantidade de materiais segregados.

3.2 Fluxo comercial das embalagens pós-consumo das capitais do Nordeste do Brasil

Dando continuidade à análise pormenorizada da comercialização de embalagens pós-consumo nas capitais de estudo, neste subitem objetiva-se detalhar o fluxo comercial existente, considerando o destino fim do material. Visou-se ao retorno das embalagens principalmente para indústria, possibilitando o fechamento do ciclo da cadeia.

Os dados apresentados foram obtidos junto aos EES, intermediários e indústrias.

Os fluxos diagnosticados e apresentados tornam perceptível o quão preambular é o Sistema de Logística Reversa, a gestão e o gerenciamento dos resíduos potencialmente recicláveis no País. Não há informações antecedentes e repasse de dados com transparência por parte de todos os atores envolvidos. Isso denota a fragilidade substancial dos Planos Municipais e Estaduais de Resíduos Sólidos quanto à formulação de estratégias.

Diante dos fluxos mapeados comprova-se a intensa comercialização de materiais secundários entre estados do País (Quadro 2)

Quadro 2 - Localização dos polos de reciclagem de maior fluxo de comercialização a partir do Nordeste brasileiro

Embalagens pós-consumo	Polos de reciclagem com maior fluxo				
	SP	PE	BA	MG	CE
Alumínio	X				
Sucata de Ferro e Aço		X	X		X
Papelão		X	X		X
Papel		X	X		
PET	X	X	X		X
Plásticos		X		X	X
Embalagens Cartonadas Longa Vida	X	X		X	
Vidro		X			

Fonte: Elaborado pela autora. Adaptado Aquino et al., 2009

O Quadro 2 mostra que o fluxo final entre as capitais nordestinas concentra-se nos estados de Pernambuco, Bahia e Ceará, que comportam as metrópoles regionais do Nordeste. A maioria das indústrias e empresas de recebimento final localiza-se nas regiões metropolitanas dessas capitais.

Como corolário do panorama diagnosticado, sugere-se estudo mais aprofundado por região metropolitana, de modo a aproximar cada vez mais os dados das realidades locais e permitir eficácia nas ações estratégicas municipais. Também soma-se a afirmação de Aquino (2009), que destacaram os seguintes fatores determinantes no desenvolvimento de um integrante da cadeia

produtiva reversa de pós-consumo e: 1) quantidade de material processada; 2) infraestrutura e equipamentos; 3) atividades realizadas; 4) capital de giro; 5) emissão de nota fiscal; 6) qualidade do material; e 7) capacidade administrativa.

A conjuntura apresentada até então mostra incertezas e vulnerabilidades contidas nos fatores macroambientais, que envolvem aspectos culturais, demográficos, econômicos, ecológicos, legais, mercadológicos, políticos, sociais, tecnológicos, entre outros que encadeiam o ambiente interno e externo da organização da Logística Reversa. Essa conjuntura pode interferir em decisões devido à sua complexidade, influência e incertezas.

Atina-se que a efetivação do Acordo Setorial de Embalagens pós-consumo está correlacionada à eficiência da sensibilização ambiental junto aos municípios para segregação correta na fonte e viabilidade logística operacional das empresas. Para o cenário apresentado necessita-se de planos de sensibilização ambiental de modo a atingir todas as classes das capitais. É indispensável o estudo de um plano de ação eficaz para promover a segregação *in loco* e o encaminhamento correto das embalagens. Este é o planejamento chave para o êxito nas demais etapas e deve estar atrelado a possíveis benefícios financeiros, caso contrário pode não haver alcance das etapas subsequentes. Propõe-se a coleta seletiva diferenciada para cada bairro a partir da composição dos resíduos em cada localidade. Para tanto, faz-se necessário estudo complementar.

4 CONCLUSÃO

Verificou-se que as dificuldades em torno da reciclagem no Brasil, por exemplo, estão relacionadas à ausência de dados aferidos tecnicamente quantificando e rastreando a origem e a destinação de embalagens pós-consumo, que implica na ausência de indicadores para as embalagens em geral pós-consumo, corroborando para que o cenário nacional ainda seja incipiente frente ao internacional.

Os resultados apresentados permitiram obter um panorama parcial da comercialização das Embalagens em Geral pós-consumo nas capitais do Nordeste brasileiro, possibilitando a geração de um banco de dados e sensibilização da sociedade para efetivação de políticas públicas, que podem vir a contribuir significativamente para a modificação do cenário atual.

Observou-se ainda que a ausência do mapeamento e demanda das indústrias receptoras de materiais nos planos municipais nas capitais de

estudo impactam em estratégias ineficientes que contribuem para o erro grave da gestão dos resíduos nas capitais estudadas.

Logo, compromete-se a implementação de políticas públicas municipais quanto aos resíduos recicláveis, dificultando atingir as premissas estabelecidas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei Federal nº 12.305/2010, pois não há priorização da economia circular e da sustentabilidade municipal.

É imprescindível que sejam revistos os modelos de PMCS utilizados para que ações eficientes de sensibilização ambiental e a correta separação na fonte sejam priorizados, de modo a propiciar o retorno dos materiais à cadeia produtiva. Por fim, afirma-se que para efetividade do Acordo Setorial de Embalagens em Geral pós-consumo na região Nordeste do País se faz necessário, principalmente, a participação efetiva da população, somada à ação logística e gerencial da iniciativa privada junto aos Programas Municipais de Coleta Seletiva, pois não há como distanciar ações de recolhimento de embalagens pelos sistemas de logística reversa da coleta seletiva municipal, bem como da implementação de instrumentos econômicos que permitam a sustentação financeira das ações diante da volatilidade dos valores comerciais e incertezas do mercado.

É oportuno destacar que não há plataforma de informações disponíveis com transparência de dados sobre a produção industrial nacional, por região, região metropolitana ou ainda capitais, bem como sobre o retorno dos materiais secundários como suprimentos. Compreende-se que o cenário nacional ainda é incipiente frente ao internacional. Contudo, é de extrema necessidade a clareza e disponibilidade das informações para que se possa entender a realidade e se construir processos gerenciais. Ressalta-se a dificuldade encontrada para obtenção de dados do setor secundário.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo incentivo à pesquisa e extensão.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

ABRE. Associação Brasileira de Embalagens. **Estudo Macroeconômico de Embalagens**. ABRE/FGV 2016. Disponível em: <<http://www.abre.org.br/setor/dados-de-mercado/dados-de-mercado-2016/>>

ALI, Muhammad and COURTENAY, Peter. Evaluating the progress of the UK's Material Recycling Facilities: A mini review. **Waste Management & Research**. 2014. Vol. 32(12) 1149–1157. <https://doi.org/10.1177/0734242X14554645>

AQUINO, I. F.; CASTILHO JR, A. B.; PIRES, T. S. D. A organização em rede dos catadores de materiais recicláveis na cadeia produtiva reversa de pós-consumo da região da grande Florianópolis: uma alternativa de agregação de valor. **Gest. Prod.** São Carlos, v. 16, n. 1, p. 15-24, jan.-mar. 2009.

BESEN, G. R.; FREITAS, L.; JACOBI, P. R. **Política Nacional de Resíduos Sólidos: implementação e monitoramento de resíduos urbanos**. São Paulo: IEE. USP: OPNRS, 2017

BRASIL. Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF, 2010a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007_2010/2h010/Lei/L12305.htm>.

BROCKLEHURST, Martin. **Circular Economy: Trends and Emerging Ideas**. ISWA, 2015.

DEMO, P. **Metodologia Científica em Ciências Sociais**. 3a Ed., São Paulo, Atlas, 1995.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2010. Rio de Janeiro, 2010. Rio de Janeiro, IBGE, 2010.

JUCÁ, J.F.T.; LIMA, J.D.; LIMA, D.A.; MARIANO M.O.; LUCENA L.; FIRMO, A. (2014) **Análise das diversas tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Jaboatão dos Guararapes (PE): UFPE - BNDES, CCS Gráfica Editora Ltda. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/268811770_Analise_das_Diversas_Tecnologias_de_Tratamento_e_Disposicao_Final_

[de_Residuos_Solidos_Urbanos_no_Brasil_Europa_Estados_Unidos_e_Japao](#)

LOCATELLI, P. M. Proposta de um Instrumento Econômico para Viabilizar o Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos aos Catadores de Materiais Recicláveis In: **Catadores de materiais recicláveis: um encontro nacional** / Bruna Cristina Jaquette Pereira, Fernanda Lira Goes (organizadoras) – Rio de Janeiro: Ipea, 2016. 562. P.

MANNARINO, C. F., FERREIRA, J. A., GANDOLLA, M. Contribuições para a evolução do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil com base na experiência Européia. **Eng Sanit Ambient**, v.21 n.2, abr/jul, 2016. 379-385. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016146475>.

MARSHALL, R.E. and FARAHBAKHS, K. (2013) Systems Approaches to Integrated Solid Waste Management in Developing Countries. **Waste Management**, 33, 988-1003. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.12.023>

MCIDADES. Ministério das Cidades Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2014. Brasília: 2016.

MUYLAERT, C. J.; SARUBBI JR, V.; GALLO, P. R., ROLIM NETO, M. L.; REIS, A. O. A. Entrevistas narrativas: um importante recurso em pesquisa qualitativa. **Rev Esc Enferm USP** 2014; 48 (Esp2):193-199. <https://doi.org/10.1590/S0080-62342014000800027>.

OECD. **Global Waste Management Outlook**. OECD Publishing, Paris. 2015.

PEREIRA, F. S.; MONCUNILL, M. F.; MONTEIRO, S. A. T. Projetos alinhados com os preceitos da economia circular. In: LUZ, Beatriz Visconti (Org.). **Economia circular Holanda - Brasil: da teoria à prática**. Rio de Janeiro: Exchange Change Brasil, 2017. p. 89-95.

RIBEIRO, L. C. S.; FREITAS, L. F. S.; CARVALHO, J. T. A.; e OLIVEIRA FILHO, J. D. **Aspectos Econômicos e Ambientais da Reciclagem: um estudo exploratório nas cooperativas de catadores de material reciclável do Estado do Rio de Janeiro**. Nova Economia. Belo Horizonte. Janeiro-Abril de 2014.

SCHIER, C. U. C.; LOMBARDO, A.; CARDOSO, S.. Logística Integrada na Cadeia de Suprimentos (Supply Chain). **Revista Eletrônica de Administração e Ciências Contábeis**. Edição nº 7. 2012.

SILVA, A. C. da. **Panorama da comercialização das embalagens em geral pós-consumo coletadas pelos programas municipais de coleta seletiva nas capitais do Nordeste brasileiro**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco. CTG. 2018. 224 folhas.

SILVA, S. P. A **Organização Coletiva de Catadores de Material Reciclável no Brasil: dilemas e potencialidades sob a ótica da economia solidária**. Brasília: Rio de Janeiro: IPEA, 2017.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Dados municipais 2014**. Disponível em: <http://www.snis.gov.br>. Acesso em: Dez, 2016.

SOUZA, M. T. S.; PAULA, M. B.; SOUZA-PINTO, H. de. O papel das Cooperativas de Reciclagem nos Canais Reversos Pós-Consumo. **RAE**. São Paulo. v. 52 n. 2 2012. Pg 246-262.

WILLIAMS-GAUL, Rachael. Circular Economy: **Resources and Opportunities**. ISWA, 2016.

ZAMAN, A. Uz. A comprehensive study of the environmental and economic benefits of resource recovery from global waste management systems. **Journal of Cleaner Production**. 124 (2016) 41e 50.

Perception of professionals working in João Pessoa and surroundings regarding sustainable urban drainage

Percepção de engenheiros civis, engenheiros ambientais e arquitetos a respeito da drenagem urbana sustentável



• **Data de entrada:**
30/07/2021



• **Data de aprovação:**
24/05/2022

Maria Cecília Paiva Nóbrega¹ | Adriano Rolim da Paz^{2*} | Luciana Andrade dos Passos² |
Giulliane Cahino Ferreira²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.032>

ORCID ID

Nóbrega MCP  <https://orcid.org/0000-0003-4230-7070>
Paz AR  <https://orcid.org/0000-0003-0243-7006>

Passos LA  <https://orcid.org/0000-0002-0642-5734>
Ferreira GC  <https://orcid.org/0000-0002-4960-6674>

Abstract

In Brazil, the adoption of sustainable urban drainage (SUD) measures is modest, and the conventional approach prevails. This research evaluates the perception of 377 professionals (civil engineers, environmental engineers and architects) that work in João Pessoa and surroundings regarding their knowledge on SUD, their preferences and barriers for adopting SUD. Most of them demonstrate limited knowledge on the subject, with difficulty distinguishing between conventional and sustainable measures. But the vast majority of professionals were willing to adopt SUD facilities in their projects, preferably infiltration trenches, permeable pavements and green roofs. The maintenance of the devices and the hirer/user acceptance were key aspects for this choice, while superiors' disinterest, the unfamiliarity of entrepreneurs and financiers, and lack of governmental support were the primary barriers. There is a need to improve the academic education of these professionals and provide basic understanding of SUD principles for several other actors.

Keywords: Stormwater. Green infrastructure. Low impact development. Source-control.

Resumo

No Brasil, a adoção de medidas da drenagem urbana sustentável (DUS) se apresenta tímida, e prevalece a abordagem convencional. Esta pesquisa avalia a percepção de 377 profissionais (engenheiros civis, engenheiros ambientais e arquitetos) que atuam em João Pessoa e arredores quanto a conhecimento, preferências e barreiras sobre a adoção de DUS. A maioria demonstra conhecimento insuficiente sobre DUS, com dificuldade de distinguir entre medidas convencionais e sustentáveis. A grande maioria dos profissionais se interessa por adotar DUS nos projetos, com preferência por trincheiras de infiltração, pavimentos permeáveis e telhados verdes. A manutenção desses dispositivos e a aceitação pelo contratante/usuário foram os aspectos chave para tais escolhas, enquanto o desinteresse dos superiores, o desconhecimento de empreendedores e financiadores e a falta de suporte governamental foram apontados como as principais barreiras. Há a necessidade de melhorar a formação desses profissionais e propiciar o entendimento básico de DUS para diversos atores.

Palavras-chave: Águas pluviais. Infraestrutura verde. Desenvolvimento de baixo impacto. Controle na fonte.

¹ Universidade Federal de Pernambuco - Araçagi - Pernambuco - Brazil.

² Universidade Federal da Paraíba - João Pessoa - Paraíba - Brazil.

* **Corresponding author:** adriano.paz@academico.ufpb.br.

1 INTRODUCTION

In Brazil, urbanization is still growing and being associated to soil imperviousness (Gurgel and Righetto, 2016), from the largest cities to the small and medium ones. One of major consequences of this process is surface runoff increase when rainfall occurs (Mendes and Mendiondo, 2007). Aiming at minimizing such impact, the concepts and methods of conventional urban drainage are the most largely employed, focused on getting, conveying and putting away the stormwater within the maximum efficiency possible. This conventional solution is a palliative approach, as it enlarges the stormwater drainage system and provides an effective contribution to solving the problem just temporarily, besides transferring and amplifying the runoff downstream. The result is the tendency to produce more frequent and larger urban inundation events, with stronger impact regarding risk to human life, urban mobility, disease spreading, and damage to public and private assets, and other economic losses (Lafortezza et al., 2018; Fátima and Cabral, 2013).

Dealing with urban drainage considering this conventional point of view does not target the source of the problem (Esmail and Suleiman, 2020; Larsen et al., 2016). On the contrary, the sustainable approach is focused on runoff generation, which is the problem's origin (Hua et al., 2020; Loc et al., 2017). This practice considers both structural and non-structural actions to avoid transferring downstream the problem, to control runoff generation on the source and to maintain or recover the natural hydrological processes (Lafortezza et al., 2018; Hamel et al., 2013). Several other benefits may arise from adopting sustainable urban drainage (SUD) measures, such as aesthetic improvement, groundwater recharge, improvement of air and water quality, thermal and acoustic comfort, biodiversity increasing, habitat creation for

wildlife, human resilience, mental health and other social benefits, and so forth (Qiao et al., 2018). In fact, the intense urbanization in large cities may need to combine both conventional and sustainable solutions. The stormwater management is a current strong challenge, which can be exacerbated according to increase in rainfall intensities due to climate change (Carlson et al., 2015; Larsen et al., 2016).

In Brazil, since the 1990's there has been an increase in development of academic and scientific works related to SUD. They have primarily focused on evaluating the functioning of detention or infiltration facilities, such as detention tanks (Drumond et al., 2018; Baptista and Paz, 2018), infiltration trenches (Graciosa et al., 2008), rain gardens (Melo et al., 2014), bioretention swales (Ferreira et al., 2019), green roofs (Tassi et al., 2014), permeable pavements (Jabur et al., 2015; Castro et al., 2013) and other devices; estimating the benefits of source-control measures over the downstream urban drainage system (Zanandrea and Silveira, 2019); or discussing regulatory issues (Tucci and Meller, 2007). In parallel, some Brazilian cities have developed legal instruments to runoff source-control, mostly directed to new buildings of medium or large sizes, such as Porto Alegre (Porto Alegre, 2006), Belo Horizonte (Belo Horizonte, 1996), São Paulo (São Paulo, 2002), Rio de Janeiro (Rio de Janeiro, 2004), Recife (Recife, 2015) and João Pessoa (João Pessoa, 2005). Additionally, some cities have elaborated urban drainage master plans, including sustainable urban drainage key concepts, such as Porto Alegre (Tucci, 2005), São Paulo (São Paulo, 2012), Recife (Recife, 2016) and Natal (PDDMA, 2009).

However, in practice, the adoption of sustainable urban drainage measures worldwide is far from being the most desirable (Qiao et al., 2018), and in Brazil it seems much more modest and lesser employed than in developed countries, despite the transition from conventional to sustainable

approaches being actually a lengthy process (Esmail and Suleiman, 2020; Perales-Momparler et al., 2017; Barbosa et al., 2012). In the Brazilian context, a remarkable discussion on the barriers to SUD is presented by Vasconcelos et al. (2020).

Literature has categorized the barriers to SUD in a wide range, such as technical, scientific, institutional, legal, managerial, political, monetary and social (O'Donnell et al., 2017; Rooney, 2018). The causes for the very limited use of sustainable approach on urban drainage could be summarized as being mostly related to (i) political issues, (ii) cultural aspects; (iii) technical issues, and (iv) professionals working on urban drainage, which are closely related to each other.

The first set of aspects refer to political and governance factors, which are one of the main reasons for the slow pace of developing sustainable solutions worldwide (Qiao et al., 2018). The deficiency in updated knowledge regarding SUD is largely evident for the public managers and urban planners (Sharma et al., 2016; Perales-Momparler et al., 2017; Souza, 2005), due to the absence of specific technical training (Tasca et al., 2017; Godwin et al., 2008; Souza, 2013).

Additionally, there is the non-existence or lack of autonomy of municipal institutions or departments specifically in dealing with urban drainage issues in Brazil (Vasconcelos et al., 2020; Souza, 2005), the lack of leadership for decision making and the lack of support from governmental high level authorities (Podolsky, 2012), besides the discontinuity of public policies (Goldenfum et al., 2007) and the lack of connectivity between distinct related sectors (Martins, 2012; Vasconcelos et al., 2020). Another political issue is the non-interest in preventive measures while preferring the emergency ones when urban flooding occurs, owing to the easy access to resources after declaring public calamity (Tucci, 2003; Souza, 2005).

Regarding cultural issues, the population associates large-scale actions as the most effective for eliminating flooding, such as constructing large hydraulic facilities and cleaning, and widening urban river channels. Non-structural measures are practically not perceived or valued by population. SUD devices face cognitive barriers (Dhawal and Chevalier, 2017), as there is unfamiliarity and distrust concerning their functioning, their conservation and maintenance, and there is even the non-recognition of these structures as urban drainage devices (Santos et al., 2016; Oliveira, 2018; Almeida, 2014). There are also preferences among these structures related to socioeconomic status (Tassi et al., 2016), and more acceptance for implementing public SUD devices (Loc et al., 2017).

By involving the population in the conception of environmental sanitation projects (Pathak et al., 2019; Buytaert et al., 2014), there is an increase in the recognition of their benefits and more chance to further get people to correctly use them and worry about their maintenance (Lisboa et al., 2013; Carlson et al., 2015). The engagement of people reduces the opposition faced by innovation when being presented (Perales-Momparler et al., 2017) and plays a key role for consolidating a smarter and more sustainable city in a broader sense (Macedo et al., 2017).

In the third group of issues, there is a lack or shortage of urban drainage specialists in the technical teams acting on municipalities (Vasconcelos et al., 2020; Martins, 2012; Parkinson et al., 2003). Some of these specialists have out of date knowledge on the matter and are used to working with the conventional urban drainage approach (Vasconcelos et al., 2020). This issue is also present in technicians of the funding institutions of the urban drainage sector (Bochi and Reis, 2013).

One of the origins of this knowledge limitation of these technicians is the relatively scarcity and shallowness of updated information regarding sustainable urban drainage being provided to undergraduate students (Vasconcelos et al., 2020; Martins, 2012), since this subject is often more deeply discussed in postgraduate courses or in single theme-specific courses (Martins, 2012). Dhakal and Chevalier (2017) claim the need for universities to strengthen education on graduate and undergraduate level to civil engineering students in stormwater management, according to their research survey in United States. It is worth mentioning, however, that in the last years there has been an accelerated expansion and diffusion of knowledge about sustainable urban drainage among professionals, but there is not a quantification of this process to evaluate its representativeness. Additionally, the development of SUD solutions is creating a demand for professionals with better skills on analytical thinking and on working across disciplinary boundaries (Johnson et al., 2019).

Technical issues related to sustainable urban drainage structures represent the fourth set of aspects but are intimately related to the three previous groups of issues. Even the heterogeneity of terminology involved in the subject is an element to hinder the comprehension of such structures (Fletcher et al., 2015). But the major question is that the relationship between the functioning of each structure and local conditions is one of the principles for defining the sustainable measure to be used (Podolsky, 2012; Godwin et al., 2008). There is limited evidence based on actual monitoring on the performance of the SUD devices (Perales-Momparler et al., 2017), and this is especially more serious regarding the use of such structures applied to Brazilian conditions (Souza et al., 2012).

There are technical recommendations that are too generic or that have been initially proposed

based on studies abroad, under very distinct conditions from Brazilian ones. These recommendations end up being merely replicated and may not be adequate to local conditions (Baptista and Nascimento, 2002; Souza, 2005; Podolsky, 2012). The difficulty in understanding the sustainable facilities induces the persistence of adopting the conventional urban drainage measures, as their functioning is widely known (Parkinson et al., 2003) and also due to a kind of “pro-gray mindset”, i.e. the professionals being used to using gray infrastructure (Dhakal and Chevalier, 2017). Major reasons for that are the lack of trustworthiness of SUD shown by professionals (Porse, 2013), the fear of liability issues (Olorunkya et al., 2012) and their reluctance to perceived risks of adopting such structures (Dhakal and Chevalier, 2017). Thus, it seems crucial to understand the professionals’ point of view, regarding their preferences and barriers for adopting SUD (Wang et al., 2020), including the cognitive barriers as discussed by Dhakal and Chevalier (2017).

In that context, this research aims at evaluating the perception of civil engineers, environmental engineers and architects regarding the sustainable urban drainage, taking as study area the city of João Pessoa and neighbouring cities. We aim to i) diagnose the knowledge level of these professionals about key aspects of urban drainage sustainability, including their capacity to distinguish between conventional and sustainable drainage measures, as well as we have focused on: ii) evidencing their opinion regarding the barriers for not adopting sustainable measures, and iii) on quantifying their preferences concerning sustainable facilities and to which extent distinct factors are relevant to their choice. The city of João Pessoa was chosen because it can be considered representative of a typical scenario in Brazil: it is a state capital and considered a middle city with expressive urbanization growth during last decades, consequently suffering the increase of urban flooding impacts, while not still

presenting an urban drainage master plan. Thus, our findings may be roughly considered representative of that typical scenario.

2 MATERIAL AND METHODS

2.1 Study area

Questionnaires were applied to professionals that work in João Pessoa city and surroundings, in Paraíba state. The area of João Pessoa is about 210,044 km² and it borders the cities of Bayeux, Santa Rita, Conde and Cabedelo. The GDP (Gross Domestic Product) per capita of João Pessoa city is about R\$ 24,319.82 for the year of 2017, while its HDI (Human Development Index) is equal to 0,763 in 2010 and roughly 70.8% of the population had sanitary sewage cover in 2010 (IBGE, 2020). From total population, 46.69% are men and 53.31% are women, while 18.6% of the total has some bachelor's degree (IBGE, 2020).

The study area was chosen for three main reasons. Firstly, João Pessoa is considered a middle city that has shown expressive growth in last decades. In 1991, its population was about 497,600 inhabitants, increasing to 597,934 inhabitants in 2000, which represents a 20.2% increase in these 9 years. From 2000 to 2010, a similar population growth occurred (21.0%), reaching a total of 723,515 inhabitants and resulting in a demographic density of 3,421.28 inhab./km². The estimated population for 2019 was 809,015 inhabitants (IBGE, 2020). It still means an expressive growth (11.8% in 9 years), but a slowdown relatively to the prior time period.

This population growth has been associated with urban surface expansion prevailing soil imperviousness. According to estimates from Silva et al. (2015), the urban surface of João Pessoa covered approximately 116.5 km² in 2011, an increase of 27.8% since 1992. Consequently, there are problems raised by rainfall events, such

as urban floods that have apparently increased in frequency and size, despite of lacking a specific study to quantify this process — this is the second reason for choosing João Pessoa for this research. The third motivation refers to the absence of a municipal urban drainage master plan, which certainly highlights how the sustainable drainage approach may be further away than for those cities presenting this kind of master plan.

2.2 Ethical issues and data collection

This research was developed based on ethical issues involving human beings, as determined by the federal resolution 466/12 from the National Health Council, having been approved by the local ethical research committee of the institution of the authors. Furthermore, all the interviewees were asked to accept the free and informed consent form prior to answering the questionnaire. The online survey was available on social media and e-mail, from the authors to their professional and personal contacts and with the aid of local academic and technical institutions. The data collection occurred from 19th June to 2nd July of 2020.

2.3 Population and sample

The population of this research comprises all the environmental engineers, civil engineers and architects working or doing postgraduate courses on the study area. It was not possible to have the exact number of these professionals, but our best estimates rely on those formally registered and active on the CREA-PB (Regional Council of Engineering and Agronomy) and CAU-PB (Regional Council of Architecture and Urbanism), which sum 480 environmental engineers, 9504 civil engineers and 2482 architects in July 2020. Some professionals, however, may have concluded their bachelor's degree and directly started

the postgraduate course, but still not being registered in the regional councils.

A total of 467 professionals have answered the online questionnaire, but 90 of them have informed that they were working outside our geographical study area. Thus, these 90 interviewees were disregarded, and the sample population of this research corresponded to 377 professionals: 163 civil engineers, 106 environmental engineers and 108 architects. Considering a confidence level of 95%, the sample populations for each profession of this research may represent a margin of error lower than 10%, even inflating by 20% the corresponding population size estimates based on professionals formally registered in the regional councils. It is important to highlight that it is not known which of these professionals actually work or have worked with urban drainage. The purpose was to evaluate the professionals working on the geographic study area, regardless of their area of expertise.

2.4 Questionnaire for data collection

The online questionnaire was elaborated using the Google Forms tool and was composed by 43 questions organized in 6 sections. The first two sections refer to socioeconomic characteristics (questions 1 to 3: gender, age, average monthly salary) and general education and professional information (questions 4 to 10: sector, local and time length of current work; type (public/private) and name of bachelors' degree institution; time length since this degree; profession). Thereafter, section 3 embraces a set of questions regarding the specific education related to stormwater urban drainage (questions 11 to 15: whether the professional has attended a specific course on this theme during their bachelors' degree; whether they have postgraduate degree, and in which type of institution (public/private), how much time and whether they have attended

a specific course on urban drainage during such postgraduate course).

In section 4 (questions 16 to 23), the specific aim was to evaluate the current knowledge of the interviewees regarding sustainable urban drainage: if they have ever heard of it, if they have formally studied this subject and in which circumstances (bachelors' degree, postgraduate course, short course or seminar). We also questioned whether each interviewee has seen in person any sustainable urban drainage solution; if so, they were asked to specify this.

In this same section, the following questions evaluate more objectively their knowledge level on sustainable urban drainage, asking them to mention a device that could be used for this aim and to answer if they agree or not with an incorrect statement defining sustainable urban drainage: *"The main concern in a sustainable urban drainage project is the efficient and economical removal of stormwater, conveying it along the micro and macro drainage systems. This contributes to avoid excess of rainfall from causing flooding and other problems, as long as the design and execution of the project meet current technical requirements"*. The last question of section 4 asks them to identify among 13 options which of them effectively contribute to sustainable urban drainage (the interviewee could check all that he/she think as "yes").

After the 4th section, the online form showed the interviewees some basic concepts on sustainable urban drainage and presented illustrative pictures and basic descriptions of seven sustainable drainage facilities (infiltration trench, infiltration swale, infiltration well, permeable pavement, bioretention swale, green roof and on-site detention tank). The purpose of this part of the questionnaire was to guarantee a minimum knowledge level for all interviewees, preparing them to better answer the remaining questions.

The section 5 (questions 24 to 33) assessed the acceptance of sustainable urban drainage facilities by the professionals, asking them whether they would use some SUD device in their project, and also to identify among seven alternatives which of them they evaluate as more relevant as barriers to a broader application of SUDS. This section ended asking whether each interviewee had already witnessed some sort of opposition for SUDS from higher hierarchical positions or sectors and, if yes, they needed to specify among the five given alternatives.

The last section (questions 34 to 43) asked how important is to the interviewees to think about having a specific course on stormwater urban drainage during their graduation course and how prepared the professionals in general are to work with SUDS. This section also evaluated the preferences of the interviewees concerning which sustainable urban drainage facilities they would more probably adopt in their project. Another question of this section asked the in-

terviewees to scale the relevance of six aspects that they would consider when choosing SUD facility for a project.

3 RESULTS AND DISCUSSIONS

3.1 Socioeconomic characterization of interviewees

Among the 377 professionals that have answered the online form and were considered for being analysed in this research, 163 are civil engineers, 106 are environmental engineers and 108 are architects (Fig. 1-a). This sample presents a predominance of male professionals among the civil engineers (66%) and female ones for environmental engineers (56%) and architects (71%) (Fig. 1-b). Young professionals (< 35 years old) are the majority in the three professions analysed (Fig. 1-c). Around 12% of the civil engineers are older than 50 years, while this percentage is even lower for other professions.

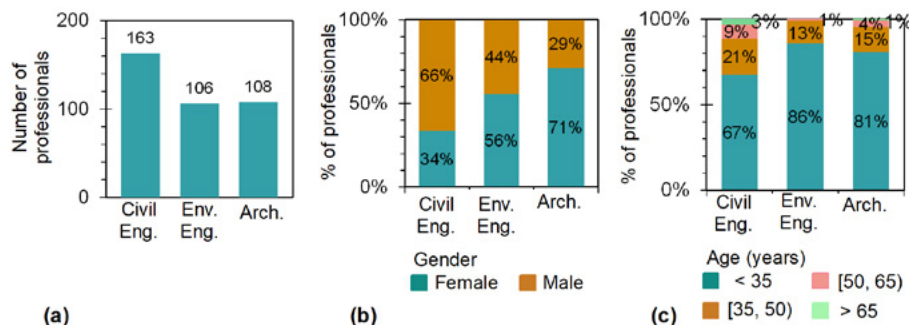


Figure 1 - (a) Number of professionals interviewed; (b), (c) Distribution of interviewees according to gender and age.

3.2 Professional and academic education characterization of the interviewees

Almost half of the civil engineers were working on private sector (Fig. 2-a), while this percentage is quite smaller for environmental engineers and the largest one for the architects. Environmental engineering was the profession with the largest

number of interviewees that are exclusively dedicated to postgraduate studies (37%), which is related to the younger ages of this sample relatively to the other two professions. For the three groups of professionals, most of the interviewees are working in João Pessoa (65%-79%, Fig. 2-b).

Regarding the type of institution in which they have concluded their bachelors' degree, there is a clear predominance of public institutions for civil (85%) and environmental (75%) engineers, while for architects there is a balanced distribu-

tion between public and private institutions (Fig. 2-c). As our sample is formed predominantly by young professionals, the time length since bachelors' degree was primarily low, with roughly 60% of the sample with less than 5 years (Fig. 2-d).

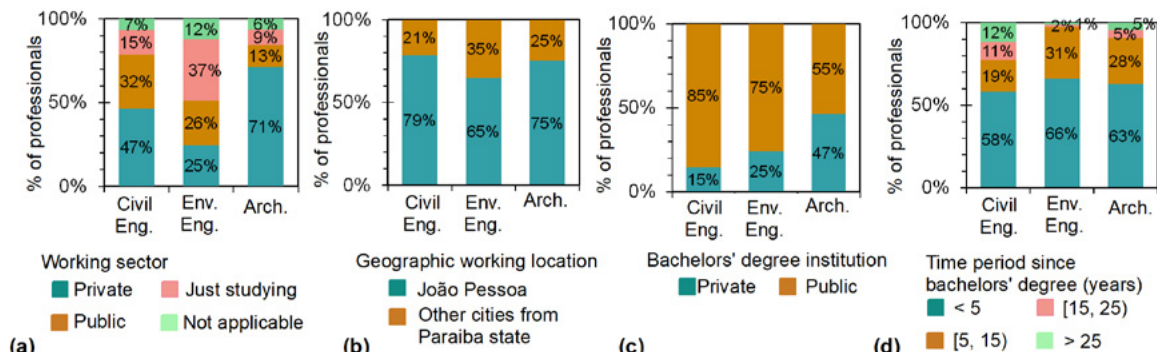


Figure 2 - Distribution of interviewees according to work sector (a), geographic work location (b), type of bachelor's degree institution (c) and time length since bachelors' degree (d).

3.3 Previous knowledge on sustainable urban drainage

Most of the interviewees answered that they had already heard about SUD (Fig. 3-a). The higher percentage obtained for the environmental engineers may be related to the environmental engineering course and profession, which are more intimately related to the sustainability issue, increasing the chance of these professionals at least having heard of SUD.

Accordingly, there is probably a larger chance that environmental engineers have formally studied SUD, justifying the largest percentage obtained for this question (41%) relatively to civil engineers and architects (Fig. 3-c). But for all these three groups of professionals, the proportion of the ones that had formally studied SUD may be considered remarkably small. There is a slight tendency that this proportion increases for the most recent professionals relatively to the eldest ones (Fig. 3-d), probably due to more exposition to updated information during undergraduate courses.

However, even more remarkable is the fact that most of the professionals that have heard of SUD have never known a SUD facility personally (ranging from 77% to 86%; Fig. 3-b). This highlights the lack of practical experiments inside academic facilities, and it also may be considered indirect evidence of low occurrence of sustainable devices in João Pessoa and other cities of Paraíba state, despite of the predominance of young professionals with few years of field work experience. This finding agrees with Vasconcelos et al. (2020), which consider the big gap between the theoretical and practical knowledge regarding SUD as one of the most common barriers to SUD. This is also in accordance with the study of Olorunkiya et al. (2012), which showed that professionals without previous practical experience on SUD have large aversion to taking risks related to SUD projects. Thus, Goulden et al. (2018) claim for developing more demonstration projects and increasing applied research, which would contribute to improve professional training.

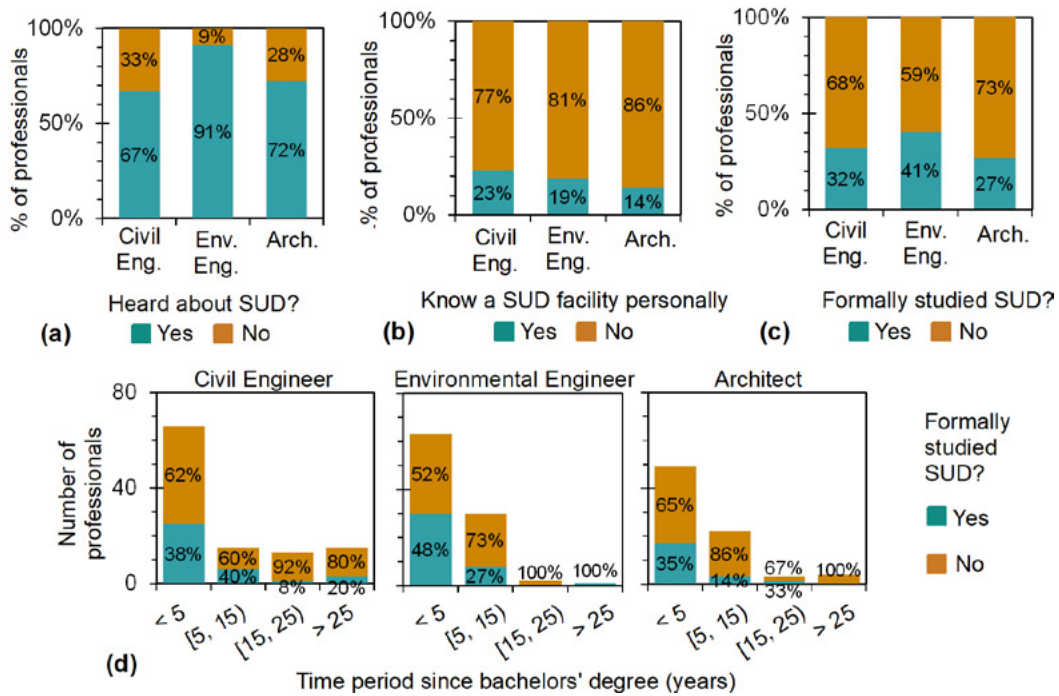


Figure 3 - Percentage of professionals that have heard about SUD (a), that have known a SUD facility personally (b), and that have formally studied SUD (c); (d) same as (c), but dividing the number of professionals according to time length since bachelors' degree.

When asked to agree or not with a statement referring to the main concern of a sustainable urban drainage project in an incorrect way (Fig. 4-a), the majority of professionals agreed. There is a surprisingly large number of professionals that wrongly agreed that the sustainable urban drainage approach is focused on efficiently and economically conveying the stormwater, draining it along the micro and macro drainages.

The statement clearly describes the conventional urban drainage point of view, despite the second part of it, that specifies the aim of avoiding flooding and worries about the correct dimensioning and execution following technical requirements. When analysing just the professionals who have previously declared that have formally studied SUD (Fig. 4-b), the percentage of agreement is slightly reduced for civil engineers and environmental engineers and remains almost unchanged for architects.

Even considering that some professionals may have answered this agreement question carelessly or that the statement may have caused some sort of misinterpretation, the percentage of agreement in the responses is still high. There are key aspects in that statement that should have been identified by the professionals as erroneously associated to SUD, such as the main concern of efficiently conveying the stormwater and draining it along the micro and macro drainages. These are strong elements to not agree with the statement, even though they are not sure or confused about other parts of the question.

According to the authors' opinion, these results clearly highlight a lack of adequate understanding of the hydrologic concepts and principles of urban drainage sustainability for most civil and environmental engineers, and for the vast majority of architects. This is in agreement to the authors' perception based on their contacts during research, classes, projects and semi-

nars, and it also emphasizes the need to improve the quality of education on the theme. A similar conclusion is pointed out by Vasconcelos et al. (2020), based on their survey with teachers at higher education and research institutions working within urban drainage in Brazil. These findings are also in agreement with the work of Dhakal and Chevalier (2017), which highlight the need to offer curriculums that include green infrastructure and also research opportunities to engage civil and environmental engineering students worldwide. Accordingly, Paiva et al. (2020) advocate for the need to improve teaching quality and to urgently revise curriculum and subjects of undergraduate courses regarding the water resources area as a whole.

The interviewees were also asked to mention a SUD device, as an open-ended question. Between 50% and 58% of them pointed out an acceptable answer (Fig. 4-c), while the remaining (between

42% and 51%) presented incorrect answers or stated that they did not know. There are also remarkable proportions of professionals with inadequate knowledge on the theme, reinforcing our worry about their academic education. However, these percentages indicate a more satisfactory quality of answers than the one related to the agreement statement.

A possible explanation may be that some devices, such as permeable pavement and green roof, are themselves more easily and directly recognized as related to SUD by the professionals than the key hydrologic principles of SUD related to infiltration and storage. In other words, they strongly associate devices such as porous pavements and green roofs as contributing to SUD based on the names and images of these facilities, but they probably have incomplete understanding of their functioning.

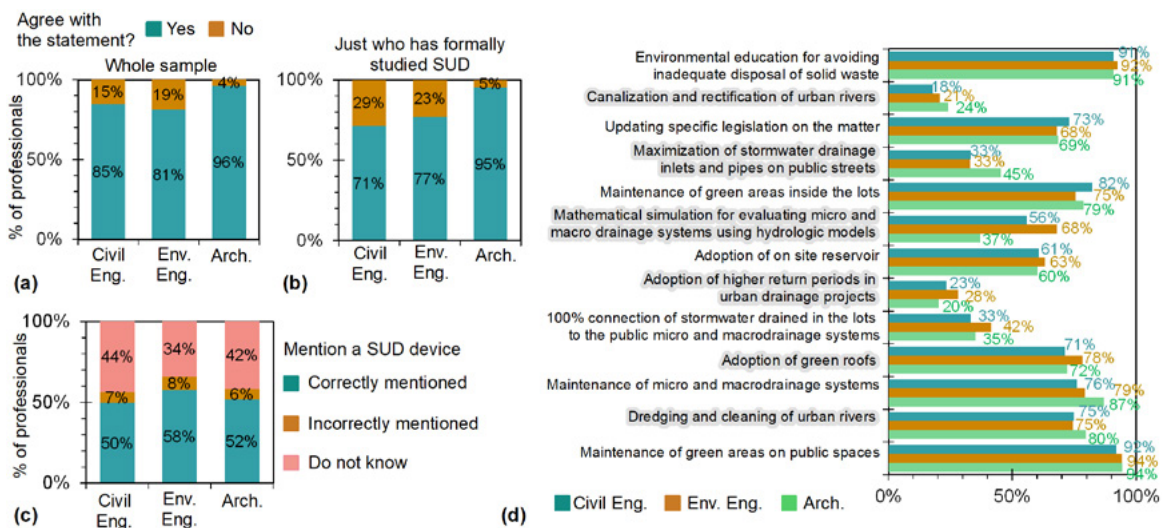


Figure 4 - (a) Percentage of professionals who agree with the statement about the main concern of SUD; (b) same as (a), but only considering professionals who have formally studied SUD; (c) Distribution of professionals according to their mention to a SUD device; (d) Percentage of answers for each measure pointed out as effectively contributing to SUD.

Particularly during classes of undergraduate courses of several distinct subjects, architects may study and discuss the use of green roofs, as-

sociating them to several benefits such as thermal comfort, acoustic insulation, habitat creation for wildlife, aesthetically pleasure and psycholog-

ical welfare to people around the roof, as well as rainwater absorption. But they are not trained in greater depth concerning the quantitative impact that a green roof may cause in runoff generation reduction. Nor are the civil and environmental engineers without formally studying SUD devices.

This finding is followed by the results shown on Fig. 4-d, concerning the percentage of answers that pointed out each given measure as effectively contributing to SUD. Interestingly, a very similar behaviour of answers was found between the three professions: measures like use of green roofs (71% to 78%) and maintenance of green areas in public spaces (92% to 94%) and in private lots (75% to 82%) were correctly pointed out by most professionals, but dredging and cleaning of urban rivers (75% to 80%) and maintenance of micro and macro drainages (76% to 87%) were also largely selected. Other remarkably wrong alternatives were also selected by a not negligible number of professionals: canalization and rectification of urban rivers (18% to 24%), adoption of larger return periods in urban drainage projects (20% to 28%) and 100% connection of private lots for stormwater draining to the public micro and macro drainages (33% to 42%).

3.4 Preferences on sustainable urban drainage devices

Henceforth, the results refer to the questions that were answered by the professionals after they have been introduced to key concepts and description about SUD and about seven SUD devices. This may have contributed to the massive positive responses (94% - 96%) when they were asked if they would adopt SUD facilities in

a project if they had the chance (Fig. 5-a). Their sympathy and empathy with the purpose of the online survey and research may also have worked together to this high acceptance of SUD. But in agreement to our findings, the research of Vasconcelos et al. (2020) also showed that professionals are not unwilling to a paradigm shift towards SUD.

In general, among the seven SUD devices they could choose, their preferences show similar pattern between the three professions (Fig. 5-b), with infiltration trench being the most selected device, followed by permeable pavements. These results may also have been influenced by the perception the professionals have formed, based on the description and images that were presented in the online form prior to these questions. But green roof is an exception to the general pattern, with more than double preference among architects in relation to civil and environmental engineers. This is another evidence of that discussion regarding how architects are usually willing to the idea of conceiving a green roof due to its multiple benefits.

Bioretention swale also was preferably chosen by architects (56%) rather than by environmental (42%) and civil engineers (29%). The percentages achieved by bioretention swale and online detention tank show another pattern: a gradient of preference of green structure and its aesthetic appeal from architects to environmental engineers and them to civil engineers, and in the opposite direction the slight gradient of preference regarding the easiness to design and build as represented by online detection tanks, preferably chosen by civil engineers.

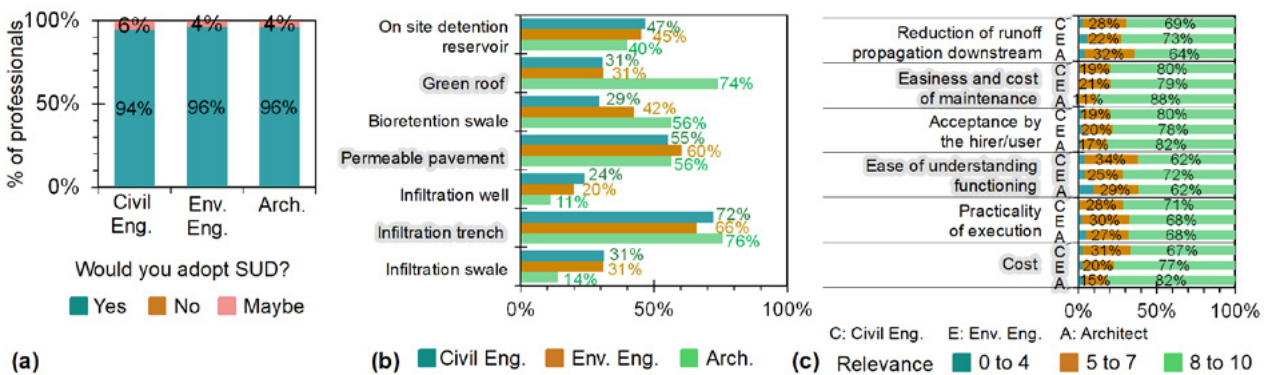


Figure 5 - (a) Percentage of professionals that would adopt SUD in their project; (b) Their preference to seven SUD devices; (c) Degree of relevance (scale 0 to 10) for six aspects considered when choosing a SUD device for a project.

Figure 5-c shows the degree of relevance (scale 0 to 10, but grouped in three categories for easier understanding) for six aspects that the professionals would worry about when choosing a SUD device for their project. In general, all devices predominantly received higher scores, ranging from 62% to 88%, and presented similar patterns between the three professions. The cost and easiness to maintain the devices together with the acceptance by the hirer/user were the two aspects that slightly received the largest proportion of higher scores (79%-88% and 78%-82%, respectively) and smaller proportion of lower scores (less than 2%). Maintenance uncertainty was also one of the key challenges pointed out by stormwater professionals in Auckland, Australia (Wang et al., 2020) and also by local government practitioners in South Australia (Sharma et al., 2016). Indeed, these are two key aspects for designing and adopting the use of SUD devices and for which there is a need to develop more studies and construct such knowledge. For instance, results of Tassi et al. (2016) showed an association between the user preferences and their socioeconomic class: lower income users being more favourable to online detention tanks due to rainwater reuse possibility; higher income users showed larger preference for infiltration trenches, basically because of environmental and aesthetic concerns.

3.5 Barriers to urban drainage sustainability

Almost the same proportion (~45%) of the three professions stated that they have already witnessed some sort of opposition to adopting SUD facilities by higher hierarchical positions (Fig. 6-a). This is a noteworthy result, indicating that professionals are being pruned by their superiors' actions or omissions when trying to adopt concepts and devices lined up with SUD. The perception of a reluctance to support novel approaches to flood management was also the barrier most cited by professionals on the study of O'Donnell et al. (2017) and considered as one major issue also highlighted in the study of Vasconcelos et al. (2020).

The type of opposition they most witnessed was related to the disinterest for costlier project solutions (Fig. 6-b). This is really a key challenge, as making decision beyond the financial issue by incorporating social and environmental concerns is very complex (Kandakoglu et al., 2018). The unfamiliarity of entrepreneurs and financiers with SUD was the second largest type of opposition pointed out by the three professions, slightly higher for civil engineers.

The results of these two most selected types of opposition are somewhat coherent, as architects indeed are more directly related to the initial con-

ception and design of the projects and thus are more subject to cost related decisions, while civil engineers are in greater contact with constructors and thus more influenced by their unfamiliarity with SUD. For both cases, the improvement in understanding SUD principles and benefits by their superiors could help overcome these barriers (Barbosa et al., 2012). On the contrary, environmental engineers may be considered the most often related to governmental issues relatively to civil engineers and architects, and thus the lack of support from higher governmental positions were pointed out by them more often (25%) than double of the other two professions.

When asked to select the degree of relevance of seven possible barriers for adopting SUD devices in a project, similar patterns of results were obtained among the three professions (Fig. 6-c). The most cited barrier for the higher scores of relevance was the lack of planning from public institutions. The other barriers were very similar, ranging from 50% to 74% of higher scores. These results may reveal that most of the interviewees miss improved planning and decisions from public actors and that this would probably

serve as guidelines for encouraging larger adoption of SUD concepts, as advocated by Godwin et al. (2008) and Podolsky (2012), for example. Indeed, the existence of an urban policy favourable to SUD was pointed out by Suleiman et al. (2020) as a fundamental driving force.

Despite the barriers and the current lack of deep knowledge on the subject, most professionals pointed out higher scores for the relevance of having a specific urban drainage course during bachelors' degree (Fig. 7-a). These results highlight their recognition to the significance of urban drainage for their academic education and may encourage institutions to rethink and improve their curricular structures, as claimed by Vasconcelos et al. (2020) and Dhakal and Chevalier (2017).

Finally, the last question to be discussed regards how the interviewees evaluated the degree of qualification of professionals in general to work with SUD (Fig. 7-b). In general, the three professions presented similar results (54% - 66% of them assigned scores less or equal than 7), with environmental engineers being slightly less critical than architects and civil engineers.

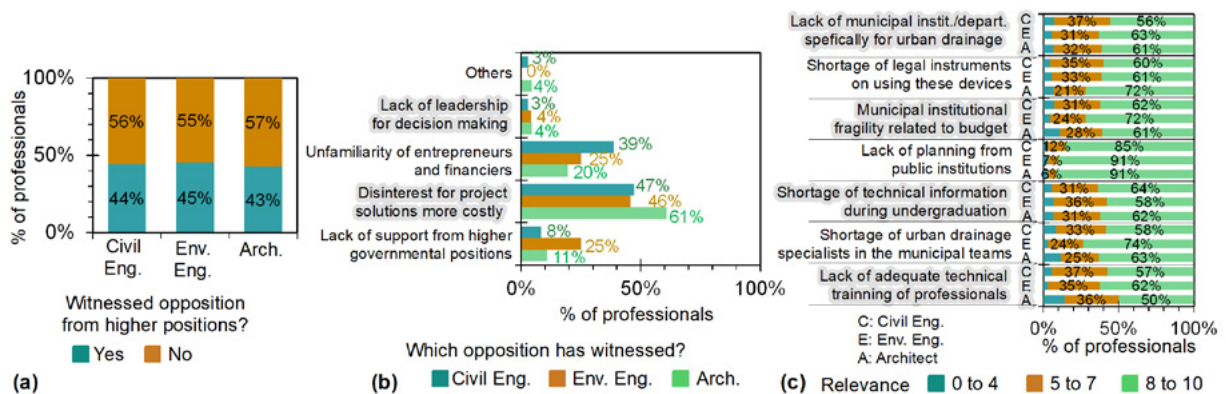


Figure 6 - (a) Percentage of professionals that have witnessed some type of opposition from higher positions; (b) Type of opposition they have witnessed; (c) Degree of relevance of seven barriers to adopting SUD in a project.

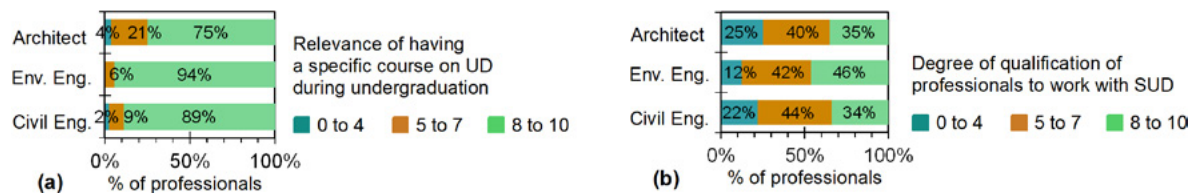


Figure 7 - (a) Degree of relevance of having a specific course on stormwater urban drainage during bachelors' degree; (b) Degree of qualification of professionals for working with SUD.

4 CONCLUSIONS

Based on this research that analysed the responses of an online survey of 377 professionals (civil engineers, environmental engineers and architects) that work or study in João Pessoa and other cities of Paraíba state, we can conclude that:

- There is a clear need to improve academic education of civil engineers, environmental engineers and architects related to SUD. A specific course of stormwater urban drainage should be part of the mandatory classes during their undergraduate courses. Preferably, they should have contact with practical experiments on SUD devices inside academic facilities or visit devices actually functioning in their city. This direct experience has a large potential to reduce the gap between professionals presenting environmental awareness and concern (i.e. environmental attitude) to actually showing pro-environmental behaviour, as discussed by Kollmuss and Agyeman (2002) in a broader environmental sense.
- There is a need to develop more studies regarding experimental monitoring of SUD devices and to propose adaptations for local sites and conditions. Specifically, the design, cost and maintenance aspects should be emphasized. Additionally, the existing studies should be given more publicity nationwide and their results should constantly update material used for teaching SUD classes in undergraduate courses for civil engineers, environmental engineers and architects.
- Civil engineers, environmental engineers and architects are widely favourable to adopting

SUD devices on their projects, with clear preferences and several barriers, the latter mostly related to practical issues. Developing constructive guides would be essential towards a wider dissemination and adoption of SUD devices. These guides could be elaborated based on updated results of experimental monitoring and considering adaptations to local conditions.

- Finally, there is a need to provide basic understanding on SUD principles, concepts and devices for several other actors such as entrepreneurs, financiers, decision makers, stakeholders, politicians, and users (citizens), but with language and level of detail adapted for each of them. Building practical experiments for long-term monitoring could serve didactically to aid in this knowledge dissemination and also to reduce the opposition of these actors – again, the direct experience would largely contribute for moving from environmental attitude to pro-environmental behaviour. Additionally, the major idea and concepts of SUD could be introduced to children with other related subjects on environmental education such as climate change, solid waste, environmental pollution etc. This definitely would be a key step towards achieving better knowledge, attitudes and behaviours from society as a whole.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank everyone who helped to disseminate the online questionnaire, especially all the professionals who kindly agreed to participate in this research by answering to this

questionnaire. The second author acknowledges the research grant received from the Brazilian Agency CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico).

6 AUTHORS' CONTRIBUTIONS

Conceptualization: Nóbrega MCP, Paz AR, Passos LA e Ferreira GC; **Methodology:** Nóbrega MCP e Paz AR; **Investigation:** Nóbrega MCP, Paz AR, Passos LA e Ferreira GC; **Writing – first draft:** Nóbrega MCP, Paz AR, Passos LA e Ferreira GC; **Writing – Review & Editing:** Nóbrega MCP e Paz AR; **Resources,** Nóbrega MCP; **Supervision:** Paz AR.

7 REFERENCES

- ALMEIDA, M., 2014. **Aplicação de técnicas compensatórias na drenagem urbana, sob a ótica dos usuários do espaço: estudo de caso em São Carlos – SP** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- BAPTISTA, M.; NASCIMENTO, N., 2002. Aspectos institucionais e de financiamento dos sistemas de drenagem urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 7(1), 29-49. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v7n1.p29-49>
- BAPTISTA, V.; PAZ, A., 2018. Cost-efficiency analysis of a runoff detention reservoir with integrated hydraulic and structural dimensioning. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 23, 1-13. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170168>
- BARBOSA, A.E.; FERNANDES, J.N.; DAVID, L.M., 2012. Key issues for sustainable urban stormwater management. **Water Research**, 46, 6787-6798. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.029>
- BELO HORIZONTE (Cidade) 1996. **Lei Municipal nº 7.166**, de 27 de agosto de 1996. Belo Horizonte.
- BOCHI, T.; REIS, A., 2013. A reprodução da gestão dos recursos hídricos no ambiente construído de Porto Alegre. In: XV ENANPUR 2013. São Paulo. **Anais...**
- BUYTAERT, W. et al., 2014. Citizen science in hydrology and water resources: opportunities for knowledge generation, ecosystem service management, and sustainable development. **Frontiers in Earth Science**, 2, 1-21. <https://doi.org/10.3389/feart.2014.00026>
- CARLSON, C.; BARRETEAU, O.; KIRSHEN, P.; FOLTZ, K., 2015. Storm Water Management as a Public Good Provision Problem: Survey to Understand Perspectives of Low-Impact Development for Urban Storm Water Management Practices under Climate Change. **Journal of Water Resources Planning and Management**, 141, 04014080. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000476](http://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000476)
- CASTRO, A.; GOLDENFUM, J.; SILVEIRA, A.; MARQUES, D., 2013. Avaliação da Evolução do Comportamento Quantitativo de Pavimentos Permeáveis no Controle do Escoamento Superficial. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 18(1), 263-273. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v18n1.p263-273>
- DHAKAL, K.; CHEVALIER, L. Managing urban stormwater for urban sustainability: barriers and policy solutions for green infrastructure application. **Journal of Environmental Management** 203, 171-181, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.065>
- DRUMOND, P.; MOURA, P.; COELHO, M., 2018. Comparison the monitoring data of an on-site stormwater detention (OSD) and the results in the use of theoretical methods for its design. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 23, 1-12. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170149>
- ESMAIL, B.; SULEIMAN, L., 2020. Analyzing Evidence of Sustainable Urban Water Management Systems: A Review through the Lenses of Sociotechnical Transitions. **Sustainability**, 12(11), 4481. <https://doi.org/10.3390/su12114481>
- FÁTIMA, M.; CABRAL, J. J. S.P., 2013. Impacto na Saúde por Deficiência de Drenagem Urbana no Município de Jucurutu — RN. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 18(3), 181-191. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v18n3.p181-191>
- FERREIRA, L.; NEVES, M.; SOUZA, V., 2019. Puls method for events simulation in a lot scale bioretention device. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 24, 1-9. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.241920180133>
- FLETCHER, T. et al., 2015. SUDS, LID, BMPS, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. **Urban Water Journal**, 12(7), 525-542. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>
- GODWIN, D.; PARRY, B.; BURRIS, F.; CHAN, S.; PUNTON, A., 2008. **Barriers and opportunities for low impact development: case studies from three Oregon communities**. Oregon State University, Corvallis, Oregon, USA.
- GOLDENFUM, J.; TASSI, R.; MELLER, A.; ALLASIA, D.; SILVEIRA, A., 2007. Challenges for the sustainable urban stormwater management in developing countries: from basic education to technical and institutional issues. In: NOVATECH 2007: 6th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management, Lyons, France. **Anais...**
- GRACIOSA, M.; MENDIONDO, E.; CHAUDHRY, F., 2008. Metodologia para o Dimensionamento de Trincheiras de Infiltração para o Controle do Escoamento Superficial na Origem. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 13(2), 207-214. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v13n2.p207-214>
- GURGEL, G.; RIGHETTO, A., 2016. Crescimento urbano e seus impactos no sistema de drenagem de uma bacia em Natal, RN.

Revista de Gestão de Água da América Latina, 13(1), 54-68. <https://doi.org/10.21168/reg.v13n1.p54-68>

HAMEL, P.; DALY, E.; FLETCHER, T., 2013. Source-control stormwater management for mitigating the impacts of urbanisation on baseflow: A review. **Journal of Hydrology**, 485, 201-211. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.001>

HUA, P.; YANG, W.; QI, X.; JIANG, S.; XIE, J.; GU, X.; LI, H.; ZHANG, J.; KREBS, P., 2020. Evaluating the effect of urban flooding reduction strategies in response to design rainfall and low impact development. **Journal of Cleaner Production**, 242, 118515. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118515>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Available from: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/joao-pessoa/panorama>>. Access on: 5 July 2020.

JABUR, A.; DORNELLES, F.; SILVEIRA, A.; GOLDENFUM, J.; OKAWA, C.; GASPARINI, R., 2015. Determinação da capacidade de infiltração de pavimentos permeáveis. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** 20(4), 937-945. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n4.p937-945>

JOÃO PESSOA (Cidade) 2005. **Lei Municipal nº 10.479**, de 09 de junho de 2005. João Pessoa.

JOHNSON, C.; TILT, J.; RIES, P.; SHINDLER, B., 2019. Continuing professional education for green infrastructure: Fostering collaboration through interdisciplinary trainings. **Urban Forestry & Urban Greening**, 41, 283-291. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.04.021>

KANDAKOGLU, A.; FRINI, A.; AMOR, S., 2018. Multicriteria decision making for sustainable development: A systematic review. **Journal of Multi-Criteria Decision Analysis**, 26, 202-251. <https://doi.org/10.1002/mcda.1682>

KOLLMUSS, A.; AGYEMAN, J., 2002. Mind the Gap: Why do people act environmentally and what are the barriers to pro-environmental behavior?, **Environmental Education Research**, 8:3, 239-260. <https://doi.org/10.1080/13504620220145401>

LAFORTEZZA, R.; CHEN, J.; VAN DEN BOSCH, C.; RANDRUP, T., 2018. Nature-based solutions for resilient landscapes and cities. **Environmental Research**, 165, 431-441. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.11.038>

LARSEN, T.; HOFFMANN, S.; LÜTHI, C.; TRUFFER, B.; MAURER, M., 2016. Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. **Science**, 352, 928-933. <https://doi.org/10.1126/science.aad8641>

LISBOA, S.; HELLER, L.; SILVEIRA, R., 2013. Desafios do planejamento municipal de saneamento básico em municípios de pequeno porte: a percepção dos gestores. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 18(4), 341-348. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000400006>

LOC, H.; DUYEN, P.; BALLATORE, T.; LAN, N.; GUPTA, A., 2017. Applicability of sustainable urban drainage systems: an evaluation by multi-criteria analysis. **Environ. Syst. Decis**, 37, 332-343. <https://doi.org/10.1007/s10669-017-9639-4>

MACEDO, L.F.; JACQUES, J.J.; PIAZZATO, G.Z.A., 2017. The role of sustainable development in the construction of the city. In: VI Simpósio Brasileiro de Design Sustentável e International Symposium on Sustainable Design. Belo Horizonte. **Anais...**

MARTINS, J., 2012. Gestão da drenagem urbana: só tecnologia será suficiente? **DAEE**, São Paulo. Available from: <http://www.dae.sp.gov.br/outorgatreinamento/Obras_Hidr%C3%A1ulic/gestaodrenagem.pdf>. Access on: 15 April 2020.

MELO, T.; COUTINHO, A.; CABRAL, J.; ANTONINO, A.; CIRILO, J., 2014. Jardim de chuva: sistema de biorretenção para o manejo das águas pluviais urbanas. **Ambiente Construído**, 14(4), 147-165. <https://doi.org/10.1590/S1678-86212014000400011>

MENDES, H.; MENDIONDO, E.; 2007. Histórico da expansão urbana e incidência de inundações: o caso da bacia do Gregório, São Carlos – SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** 12(1), 17-27. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v12n1.p17-27>

O'DONNELL, E.; LAMOND, J.; THORNE, C., 2017. Recognising barriers to implementation of Blue-Green Infrastructure: a Newcastle case study, **Urban Water Journal**, 14:9, 964-971. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2017.1279190>

OLIVEIRA, A. 2018. A relevância da percepção do usuário na implantação e uso de técnicas compensatórias de drenagem nas áreas urbanas. **Cadernos Zygmunt Bauman**, 8(18), 360-374.

OLORUNKIYA, J.; FASSMAN, E.; WILKINSON, S. Risk: a fundamental barrier to the implementation of low impact design infrastructure for urban stormwater control. **Journal of Sustainable Development** 5(9), 2012. <http://dx.doi.org/10.5539/jsd.v5n9p27>

PAIVA, R.C.D. et al., 2020. Advances and challenges in the water sciences in Brazil: a community synthesis of the XXIII Brazilian Water Resources Symposium. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** 25, e5. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.252020200136>

PARKINSON, J.; MILOGRANA, J.; CAMPOS, L.; CAMPOS, R. Drenagem Urbana Sustentável no Brasil. In: Relatório do Workshop em Goiânia-GO. Goiânia: UFG, 2003. **Anais...**

PATHAK, S.; GARG, R.; JATO-ESPINO, D.; LAKSHMI, V.; OJHA, C. Evaluating hotspots for stormwater harvesting through participatory sensing. **Journal of Environmental Management**, 242, 351-361, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.082>

PDDMA 2009. Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais – Natal/RN. Diagnóstico do Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais da cidade de Natal. **Estudos Hidrogeológicos: segundo relatório**.

PERALES-MOMPARLER, S.; ANDRÉS-DOMÉNECH, I.; HERNÁNDEZ-CRESPO, C.; VALLÉS-MORÁN, F.; MARTÍN, M.; ESCUDER-BUENO, I.; ANDREU, J., 2017. The role of monitoring sustainable drainage systems for promoting transition towards regenerative urban built environments: a case study in the Valencian region, Spain.

- Journal of Cleaner Production**, 163, S113-S124. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.153>
- PODOLSKY, L., 2012. **Barriers to Low Impact Development**. Prepared by the Local Government Commission for the Southern California Stormwater Monitoring Coalition. Sacramento, CA. <https://doi.org/10.3390/w5010029>
- PORSE, E. Stormwater Governance and Future Cities. **Water** 2013, 5, 29-52. Porto Alegre (Cidade) 2006. Decreto Municipal nº 15.371, de 17 de novembro de 2006. Porto Alegre.
- QIAO, X.; KRISTOFFERSSON, A.; RANDRUP, T., 2018. Challenges to implementing urban sustainable stormwater management from a governance perspective: A literature review. **Journal of Cleaner Production**, 196, 943-952. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.049>
- RECIFE (Cidade) 2015. **Lei Municipal nº 18.112**, de 12 de janeiro de 2015. Recife.
- RECIFE (Cidade) 2016. Plano Diretor de Drenagem da cidade do Recife. **Relatório consolidado dos estudos de concepção para gestão e manejo de águas pluviais e drenagem urbana do Recife**. PDDR.
- RIO DE JANEIRO (Cidade) 2004. **Decreto Municipal nº 23.940**, de 30 de janeiro de 2004. Rio de Janeiro.
- ROONEY, J.; GILL, L. A critical evaluation of sustainable stormwater management practice and policy in Dublin. In: Institution of Civil Engineers – Engineering Sustainability. **Anais...** <https://doi.org/10.1680/jensu.17.00022>
- SANTOS, M.F.N.; REIS, M.R.M.; PAIVA, S.B.; GONÇALVES, L.M.; BARBASSA, A.P., 2016. Descentralizando o manejo das águas pluviais: como promover a participação da comunidade?. In: PLURIS. Maceió, AL. **Anais...**
- SÃO PAULO (Cidade) 2002. **Lei Municipal nº 13.276, de 05 de janeiro de 2002**. São Paulo.
- SÃO PAULO (Cidade) 2012. Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano. **Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais de São Paulo PMAPSP**. São Paulo.
- SHARMA, A. et al. Water Sensitive Urban Design: An Investigation of Current Systems, Implementation Drivers, Community Perceptions and Potential to Supplement Urban Water Services. **Water** 2016, 8, 272. <https://doi.org/10.3390/w8070272>
- SILVA, M.; CASTRO, A.; SILVA, B.; SILVEIRA, J.; SILVA, G., 2015. Crescimento da Mancha Urbana na Cidade de João Pessoa. **Cadernos de Arquitetura e Urbanismo**, 22(30), 65-83. <https://doi.org/10.5752/P.2316-1752.2015v22n30p64>
- SOUZA, C., 2005. **Mecanismos Técnico-Institucionais para a Sustentabilidade da Drenagem Urbana Dissertação** (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- SOUZA, C.; CRUZ, M.; TUCCI, C., 2012. Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto: Planejamento e tecnologias verdes para a sustentabilidade das águas urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 17(2), 9-18. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v17n2.p9-18>
- SOUZA, V., 2013. Gestão da drenagem urbana no Brasil: Desafios para a sustentabilidade. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, GESTA, 1(1), 58 – 72. <https://doi.org/10.9771/gesta.v1i1.7105>
- SULEIMAN, L.; OLOFSSON, B.; SAURÍ, D.; PALAU-ROF, L.; SOLER, N.; PAPASOZOMENOU, O.; MOSS, T., 2020. Diverse pathways—common phenomena: comparing transitions of urban rainwater harvesting systems in Stockholm, Berlin and Barcelona. **Journal of Environmental Planning and Management**, 63, 396-388. <https://doi.org/10.1080/09640568.2019.1589432>
- TASCA, F.; FINOTTI, A.; POMPÊO, C.; GOERL, R. O papel da drenagem urbana na prevenção de desastres hidrológicos na bacia hidrográfica do Rio Itajaí-Açu. **Revista Brasileira de Cartografia** 69, 1, 2017. <https://doi.org/10.14393/rbcv69n1-44036>
- TASSI, R.; PICCILLI, D.; BRANCHER, S.; ROMAN, C., 2016. Preferências da população de diferentes estratos sociais no manejo das águas pluviais urbanas. **Ambiente Construído**, 16(3), 39-52. <https://doi.org/10.1590/s1678-86212016000300091>
- TASSI, R.; TASSINARI, L.; PICCILLI, D.; PERSCH, C., 2014. Telhado verde: uma alternativa sustentável para a gestão das águas pluviais. **Ambiente Construído**, 14, 139-154. <https://doi.org/10.1590/S1678-86212014000100012>
- TUCCI, C., 2003. Inundações e Drenagem Urbana. In: C. Tucci; J.C. Bertoni, **Inundações urbanas na América do Sul** (pp. 45-150). Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- TUCCI, C., 2005. **Plano Diretor de Drenagem Urbana: Manual de Drenagem Urbana**. Porto Alegre, Instituto de Pesquisas Hidráulicas - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 167 p.
- TUCCI, C., 2016. Regulamentação da drenagem urbana no Brasil. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, 13, 29-42. <http://doi.org/10.21168/rega.v13n1.p29-42>
- TUCCI, C.; MELLER, A., 2007. Regulação das águas pluviais urbanas. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, 4(1), 75-89.
- VASCONCELOS, A., BARBASSA, A.; SANTOS, M.; IMANI, M. 2020. **Barriers to Sustainable Urban Stormwater Management in Developing Countries: The Case of Brazil**. engrXiv. September 2. <https://doi.org/10.31224/osf.io/9e5sy>
- WANG, Y.; VAN ROON, M.; KNIGHT-LENIHAN, S., 2020. Opportunities and challenges in water sensitive industrial development: an Auckland case study, New Zealand. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, 1-14. <https://doi.org/10.1080/13504509.2020.1783717>
- ZANANDREA, F.; SILVEIRA, A.; 2019. Uso de técnicas de low impact development no controle de impactos hidrológicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 24(6), 1195-1208. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019188729>

Conteúdo orgânico de rede natural de drenagem urbana no Cariri cearense, Nordeste do Brasil

Organic content of a natural urban drainage network in Ceara's Cariri, northeast of Brazil


- **Data de entrada:**
14/03/2021
- **Data de aprovação:**
26/05/2022

Anielle dos Santos Brito¹ | Maria Gorethe de Sousa Lima Brito¹ | Fernando José Araújo da Silva¹ | Fernanda da Silva Almeida¹ | Wanny Renali Oliveira Grangeiro Amaro¹


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.033>


ORCID ID

Brito AS  <https://orcid.org/0000-0002-4383-4676>

Brito MGSL  <https://orcid.org/0000-0001-8977-1116>

Silva FJA  <https://orcid.org/0000-0002-3260-8876>

Almeida FS  <https://orcid.org/0000-0001-9885-9451>

Amaro WROG  <https://orcid.org/0000-0003-1952-3760>

Resumo

A investigação do conteúdo orgânico em ecossistemas aquáticos, com ênfase na sua relação com a configuração do espaço físico e a forma de ocupação humana, constitui-se em uma importante ferramenta para auxiliar na gestão dos recursos hídricos. O objetivo desse estudo foi conhecer a inter-relação entre o conteúdo orgânico das águas superficiais e dos sedimentos de leito da rede natural de drenagem de microbacias da região do Cariri cearense. A partir dos resultados verificou-se a predominância da humina no conteúdo orgânico dos sedimentos. Foram obtidas correlações positivas entre os sólidos suspensos totais da água e as frações lábeis da matéria orgânica do sedimento (SST/CL e SST/CSA) e entre o potencial redox (do sedimento) e o CL. Correlação negativa foi obtida entre o oxigênio dissolvido da água e o CL. A ACP indicou que a alteração no conteúdo orgânico da água e dos sedimentos de leito estava associada ao processo de antropização das microbacias e ao lançamento de esgotos domésticos na rede natural de drenagem.

Palavras-chave: Conteúdo orgânico. Águas superficiais. Sedimento de leito.

Abstract

The investigation of organic content in aquatic ecosystems, with emphasis on its relationship with the configuration of physical space and the form of human occupation, is an important tool to assist in the management of water resources. The aim of this study was to understand the interrelationship between the organic content of surface waters and bed sediments from the natural drainage network of micro basins in the Cariri region of Ceará. From the results it was verified the predominance of humine in the organic content of the sediments. Positive correlations were obtained between the total suspended solids of the water and the labile fractions of the organic matter of the sediment (SST / CL and SST / CSA) and between the redox potential (of the sediment) and the CL. Negative correlation was obtained between the dissolved oxygen in the water and the CL. The ACP indicated that the change in the organic content of the water and bed sediments was associated with the process of anthropization of the micro basins and the release of domestic sewage into the natural drainage network.

Keywords: Organic content. Surface waters. Bed sediment.

¹ Universidade Federal do Ceará (UFC) - Fortaleza - Ceará - Brasil.

* **Autora correspondente:** anielle.sbrito@gmail.com.



1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o desenvolvimento econômico sem visão de sustentabilidade socioambiental concorrem fortemente para a deterioração da qualidade da água. Tais pressões e impactos também são severos nas redes naturais de drenagem, principalmente quando os sistemas de coleta e tratamento de esgotos sanitários de áreas urbanas são deficientes.

Assim, a expansão de áreas urbanas, caracterizada principalmente pela impermeabilização da bacia de drenagem, pelo avanço usualmente desordenado e pelo uso incompatível com a capacidade de suporte do meio, contribui para o transporte de diversos tipos de poluentes (sedimentos, nutrientes, matéria orgânica, bactérias e outros patogênicos, hidrocarbonetos, metais pesados e agentes tóxicos) para ecossistemas aquáticos (RIGHETTO, et al., 2017). Esse processo acarreta impacto negativo sobre a qualidade da água e de sedimento do corpo hídrico. Na dimensão saúde, a poluição impõe incremento no custo e na complexidade da tecnologia de tratamento da água. Em paralelo, no aspecto hidrológico, o espaço urbano fica mais vulnerável às inundações, aumentando os riscos de doenças de veiculação hídrica (WANG, 2020).

Na avaliação da poluição das águas, os sedimentos desempenham importante função, pois eles podem ser utilizados para detectar a presença de poluentes/contaminantes que não permanecem solúveis após lançamento em águas superficiais. De acordo com Cardoso et al. (2019), muitos poluentes são adsorvidos neste compartimento, onde podem permanecer por décadas. A maior parte dos contaminantes associados aos sedimentos não está prontamente disponível para os organismos aquáticos. Contudo, sob certas condições ambientais (pH, potencial redox, oxigênio dissolvido, composição mineralógica e tipo de material orgânico), podem ser ressolubilizados

para a massa líquida, constituindo-se em importantes fontes de poluição (RAM & ZINGDE, 2000)

As partículas finas dos sedimentos podem interagir com poluentes orgânicos e inorgânicos (KRETZSCHMAR et al., 1999) e facilitar os seus transportes em sistemas fluviais, mas também podem contribuir para a imobilização dos poluentes devido ao processo de sedimentação. Por essa razão, o comportamento de suspensão e deposição de partículas finas em corpos aquáticos é de alta relevância ambiental e depende de inúmeros fatores físicos e químicos. O fluxo de turbulência, a distribuição de tamanho de partícula, a carga superficial da partícula, a força iônica e a concentração de matéria orgânica são parâmetros-chave associados a esses processos (BUFFLE LEPPARD, 1987)

É importante ressaltar que a matéria orgânica nos sedimentos se apresenta na forma particulada e dissolvida. A forma dissolvida é composta principalmente por proteínas, lipídios, carboidratos e substâncias húmicas (por exemplo, ácidos húmicos e fúlvicos), possuindo matérias mais lábeis e solúveis, enquanto a particulada é constituída por materiais refratários, devido à decomposição de macrófitas aquáticas (CARDOSO et al., 2019; BENNER, 2003).

Para Mendonça et al. (2016) e Cardoso et al. (2013), uma vez nos sedimentos de leito de ambientes aquáticos, a matéria orgânica pode: 1) ser mineralizada por microrganismos e retornar à coluna d'água, e; 2) sofrer ressuspensão e ser mineralizada na coluna d'água ou continuar sedimentada, funcionando como estoque de carbono nos sedimentos. É importante ressaltar que as transformações no sistema natural de drenagem advindas da rápida expansão urbana em municípios de médio porte podem influenciar, conseqüentemente, as diferentes formas disponíveis de matéria orgânica na água e no sedimento.

Portanto, os sedimentos exercem papel importante na investigação da qualidade da água, uma vez que têm sido um veículo eficaz na condução e fixação de poluentes, alterando as características físicas e químicas das águas. Também são indicadores de contaminação remota e recente nas camadas superficiais de leitos dos rios oriundas da bacia de drenagem, nas quais são transportados esgotos sanitários e águas pluviais.

É importante destacar que na região do Cariri cearense, Sul do estado do Ceará, os recursos hídricos superficiais da área de estudo contribuem, por infiltração, com a recarga do aquífero rio da Batateira, principal fonte hídrica de abastecimento público e privado dos municípios de Juazeiro do Norte, Crato e Barbalha, devendo, portanto, apresentar condições físicas, químicas e biológicas favoráveis. A poluição desses recursos hídricos pode, também, direta ou indiretamente, afetar as populações ribeirinhas e as atividades econômicas locais e regionais, já que eles também compõem a rede de drenagem do rio Salgado, que receberá as águas da transposição do rio São Francisco através do Cinturão das Águas.

Há carência de informações sobre o tema e incertezas que afetam o planejamento e a gestão dos recursos hídricos, quanto à poluição dos sistemas urbanos de drenagem natural e seus sedimentos.

O presente artigo tem por objetivo conhecer a inter-relação entre o conteúdo orgânico das águas superficiais e do sedimento de leito da rede de drenagem natural de microbacias da região do Cariri cearense.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na rede de drenagem natural das microbacias dos riachos dos Macacos, Timbaúbas e Salesianos, localizados na região

do Cariri cearense, entre os paralelos 7° 12' 5,98" a 7° 16' 32,64" S e 39° 16' 30" e 39° 21' 25" W, com áreas de aproximadamente 40, 29 e 14 km², respectivamente. A Fig. 1 ilustra a localização da área de estudo e os seis pontos de coleta de amostras. Os dados dos georreferenciamentos dos pontos de coleta estão na Tabela 1.

O clima da região é do tipo tropical quente semiárido (na depressão sertaneja, onde encontram-se as microbacias) e tropical quente semiárido brando (na encosta e chapada do Araripe), com temperatura média de aproximadamente 25 °C e precipitação pluvial média anual de 925 mm, com período chuvoso de janeiro a maio (IPECE, 2013).

Os mapas temáticos produzidos na presente pesquisa foram executados a partir do software de geoprocessamento QGIS 3.8.3 - Zanzibar com a base de dados cartográficas do IBGE (2019). O mapa de uso e ocupação do solo foi produzido a partir de dados do projeto de mapeamento anual da cobertura e uso do solo no Brasil, MapBiomas-2018. As escalas utilizadas nos mapas foram de 1:50.000.

Os recursos hídricos utilizados no abastecimento público e privado dos municípios de Juazeiro do Norte e Crato são provenientes principalmente do aquífero arenítico rio da Batateira, cuja superexploração tem contribuído com a intermitência da rede de drenagem natural, antes perene e hoje perenizada por esgotos domésticos e industriais (GOMES, 2017).

Quanto aos solos, na área de estudo predominam os Argissolos Vermelho-Amarelo e na área de drenagem, especificamente, os Neossolos Flúvicos (FUNCEME, 2006). A cobertura vegetal na área de drenagem é constituída de Caatinga Arbórea, com mata ciliar descaracterizada quanto a sua composição de origem, apresentando extensas áreas desmatadas.

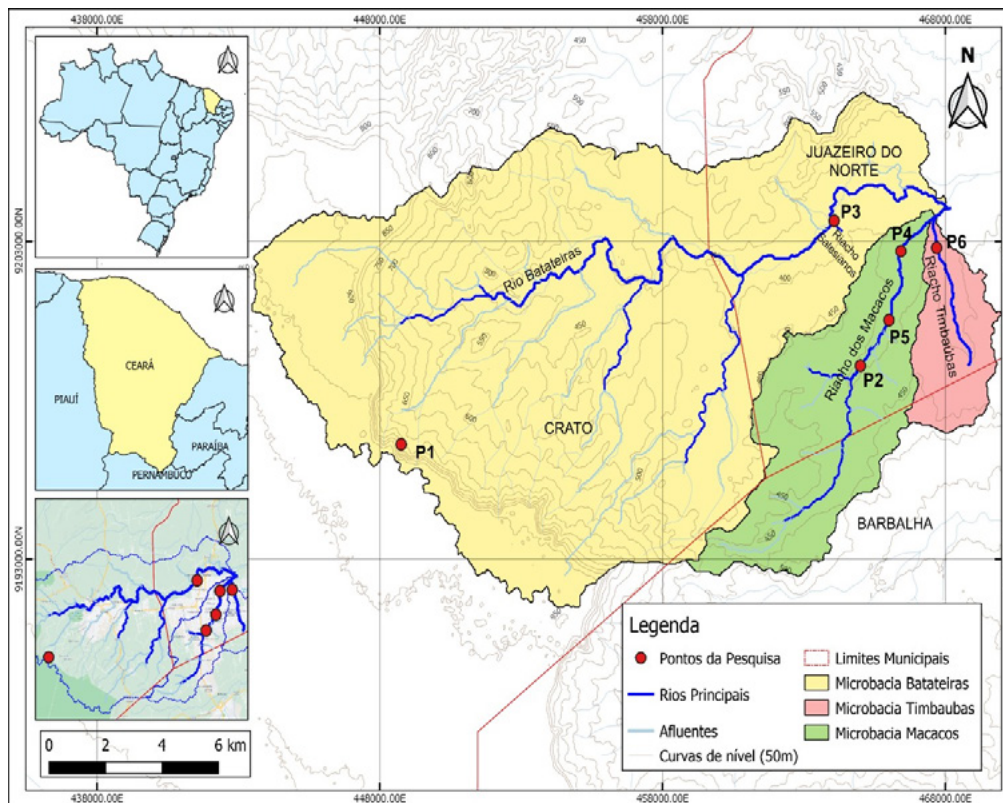


Figura 1 - Localização da área de estudo.
 Fonte: Bases cartográficas planimétricas (2019)

Tabela 1 - Georreferenciamento dos pontos de amostragem de água e sedimento de leito nas microbacias da nascente Granjeiro, Macacos e Timbaúbas, Cariri cearense.

Ponto	Localização	Descrição	Município
P ₁	07° 16' 4863"S 39° 26' 1734"O	Nascente do Granjeiro	Crato - CE
P ₂	07° 14' 47"S 39° 19' 01"O	Lagoa da APUC	Juazeiro do Norte - CE
P ₃	07° 12' 10.5"S 39° 19' 29,8"O	Riacho Salesiano	Juazeiro do Norte - CE
P ₄	07° 12' 47.1"S 39° 18' 14.5"O	Riacho dos Macacos	Juazeiro do Norte - CE
P ₅	07° 12' 34.2"S 39° 18' 04.4"O	Lagoa dos Macacos	Juazeiro do Norte - CE
P ₆	07° 12' 11.0"S 39° 17' 31.4"O	Riacho das Timbaúbas	Juazeiro do Norte - CE

2.2 Parâmetros de qualidade de água e do sedimento

As amostras de água e do sedimento foram caracterizadas pelos seguintes parâmetros: Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos

Sedimentáveis (Ssed), Potencial Hidrogeniônico (pH), Potencial redox (Eh), Carbono lábil (CL), Carbono solúvel em água (CSA), Carbono orgânico total (COT) e Substâncias húmicas nas suas frações: ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e huminas (HU), respectivamente. Os procedimentos analíticos seguiram os métodos descritos em APHA (2012) e Mendonça e Matos (2005).

2.3 Procedimentos na coleta de água e sedimento

As coletas (n = 6) de água foram realizadas a uma distância média de 1,0 m das margens dos riachos e lagoas. Esse procedimento reduz a possibilidade de alterações nas características das amostras decorrentes do revolvimento de partículas sedimentadas nas margens durante a coleta.

As amostras de sedimento foram coletadas por meio de um amostrador simplificado de tubo PVC a 0,1 m da superfície e a 0,30 m do leito, tomando-se o cuidado de não provocar a ressuspensão de sedimentos.

2.4 Tratamento estatístico

Inicialmente os dados dos parâmetros avaliados nas águas superficiais e nos sedimentos foram descritos e sumarizados por meio da estatística descritiva. Para investigar correlações entre as características da água e do sedimento, foi aplicado o teste de Pearson ($\alpha = 5\%$ e $p\text{-valor} < 0,05$). Para determinação dos componentes que explicam a variabilidade dos dados foi realizada a Análise de Componente Principais (ACP), método aplicado por Bezerra et al. (2018), Costa (2020), Centeno (2021) e Pinto et al. (2021). Essa análise foi feita sobre a matriz de correlação (variáveis padronizadas). Porém, como se trata de dados de qualidade de água e de sedimento de leito, os quais apresentam grande variabilidade, foi feita a exclusão de componentes com autovalores inferiores a 0,50. Também foi utilizado o critério de decisão que limita o número de componentes que explique 75% da variância total dos dados, considerada uma larga e aceitável porcentagem. A classificação dos valores das cargas fatoriais, correspondentes à composição absoluta dos Componentes Principais (CP) como relevante ($>0,75$), médio ($>0,50$ e $<0,75$) e irrelevante ($<0,50$) foram propostos por Kaiser (1958), Artes (1998), Liu et al (2000) e

Finkler (2015). Toda a análise estatística foi realizada no software PAST 4.02.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise do conteúdo orgânico nas águas superficiais

Ao se aplicar a técnica de análise de componentes principais aos dados de qualidade de água, foram obtidos dois componentes principais. A variabilidade acumulada por eles foi de 89,40% da variabilidade total dos elementos (Tabela 2).

Tabela 2 - Coordenadas das variáveis dos Componentes Principais retidos no estudo das águas superficiais e seus respectivos percentuais de variação.

Variáveis	Componentes principais	
	CP1	CP2
Oxigênio Dissolvido (OD)	-0,492	0,155
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	0,490	0,383
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	0,435	0,506
Sólidos Suspensos Totais (SST)	0,509	-0,290
Sólidos Sedimentáveis (Ssed)	0,263	-0,699
Autovalor	3,186	1,284
% Variação	63,72	25,68
% Variabilidade acumulada	63,72	89,40

Os dados de SST da CP1 explicaram a maior variabilidade (63,72%) dos dados analisados. As maiores médias (Tabela 3) foram obtidas em P_2 (SST = 101 mg/L) e em P_4 (SST = 102 mg/L), correspondentes à Lagoa da APUC e ao Riacho dos Macacos, respectivamente. Essa variabilidade é atribuída às diferentes formas de ocupação do solo ao longo da área estudada.

Diferentemente das áreas no entorno dos pontos 1 e 3, onde a floresta natural (P_1) e a vegetação arborea/arbustiva (P_3) estão preservadas, nos demais pontos de coleta parcelas expressivas da vegetação natural foram substituídas por pastagens, obras de infraestrutura urbana ou removidas para ocupação futura (Fig.3). Nas áreas adjacentes aos pontos 2, 4, 5 e 6, aproxi-

madamente 17%, 27,5%, 24,3% e 36,3% do solo estão sem cobertura vegetal (solo exposto), respectivamente (Tabela 4). Essa situação favorece a ocorrência de processos erosivos, tanto pela ação das chuvas como dos ventos, com aumento do transporte de sedimentos de textura argilosa, abundantes no solo da área estudada, para a rede de drenagem natural, com consequente aumento de sólidos suspensos na água.

Ressalta-se que nas imediações dos pontos 2 e 4, em torno de 23,3 % e 13,9 % do ecossistema natural, respectivamente, foi substituído por obras de infraestrutura urbana (Tabela 4). Nessas áreas, a maioria dos domicílios lança suas águas cinzas, indevidamente, na rede de drenagem pluvial da microbacia do Riacho dos Macacos, contribuindo para que as maiores concentrações de SST tenham sido obtidas em P₂ e em P₄.

Tabela 3 - Estatística descritiva das variáveis físico-químicas das águas superficiais da rede de drenagem natural do estudo (n = 6), em que aponta a média amostral (μ), os valores mínimo e máximo (Mín.– Máx.) e o desvio padrão amostral (σ).

Variáveis	Descritor	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅	P ₆
OD (mg/L)	μ	4,7	1,3	3,2	0,3	2,9	0,7
	Mín.– Máx.	4,0 – 5,7	0,0 – 3,5	2,2 – 4,5	0,0 – 1,5	1,7 – 4,0	0,0 – 3,5
	σ	0,5	1,3	0,7	0,5	0,7	1,0
DBO (mg/L)	μ	4	82	140	204	65	129
	Mín.– Máx.	3 – 6	63 – 98	100 – 195	180 – 248	44 – 93	78 – 198
	σ	1	10	33	21	18	40
DQO (mg/L)	μ	18	140	295	316	144	252
	Mín.– Máx.	14 – 23	101 – 198	260 – 313	255 – 428	100 – 200	162 – 344
	σ	3	35	16	40	43	64
SST (mg/L)	μ	10	101	41	102	47	93
	Mín.– Máx.	9 – 12	76 – 145	33 – 50	79 – 146	32 – 60	73 – 124
	σ	1	23	6	19	9	13
Ssed. (ml/L)	μ	0,3	1,2	0,4	1,0	0,2	0,4
	Mín.– Máx.	0,1 – 1,2	0,2 – 3,5	0,1 – 0,8	0,3 – 2,2	0,0 – 0,5	0,1 – 1,5
	σ	0,5	1,0	0,3	0,5	0,2	0,4

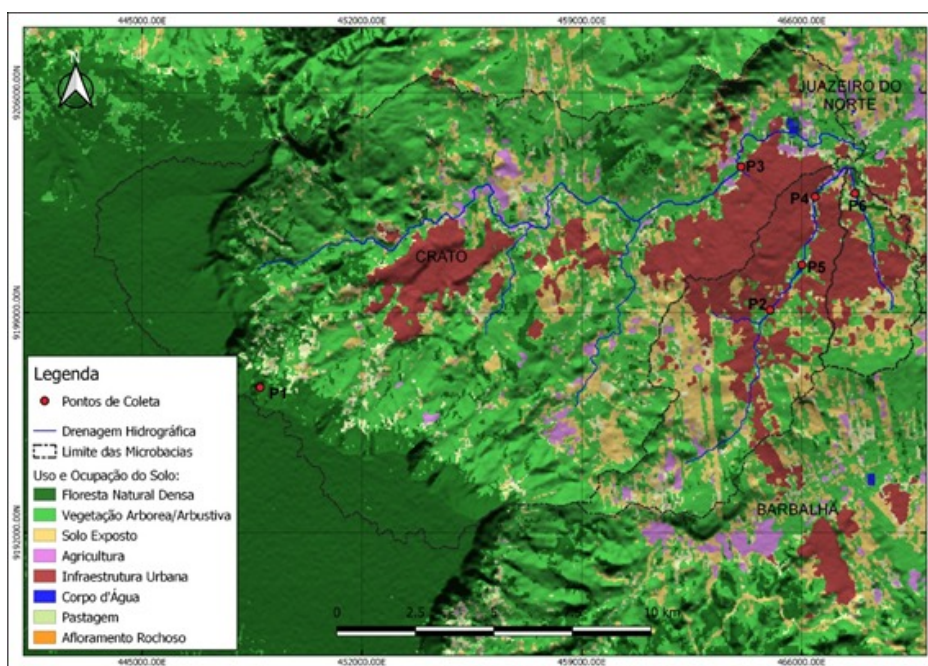


Figura 2 - Mapa de uso e ocupação do solo das microbacias da área de estudo
 Fonte: Bases cartográficas planimétricas (2019)

Tabela 4 - Análise de uso e cobertura do solo do entorno dos pontos de coleta considerando uma circunferência de influência com raio d_c 100 metros.

Uso e ocupação do solo	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅	P ₆
Floresta natural densa*	100	-	-	31,0	27,3	45,5
Vegetação arborea/ arbustiva**	-	30,0	100	27,6	48,4	18,2
Pastagem	-	16,7	-	-	-	-
Solo exposto	-	17,0	-	27,5	24,3	36,3
Infraestrutura urbana	-	23,3	-	13,9	-	-
Corpos d'água	-	30,0	-	-	-	-

*A classe de Floresta densa é vegetação perene úmida, presente na chapada e/ou vegetação ciliar.

**A classe de vegetação arborea arbustiva é a vegetação caducifólia com espécies característicos da caatinga.

A segunda componente principal (CP2) explica 25,68% da variabilidade dos dados (Tabela 2), sendo representada pelas variáveis DQO e Ssed., com uma elevada correlação negativa entre si. A retenção desses elementos também está associada aos diferentes níveis de impactos antrópicos nas microbacias hidrográficas estudadas. Considera-se esperada tal condição, uma vez que a rede de drenagem natural se situa em meio a áreas urbanizadas, com densidades demográficas variando de 3.835 hab/km² a 38.350 hab/km² (Fig. 3) e áreas de solo exposto (Tabela 4) que favorecem a ocorrência de processos erosivos com consequente transporte de solo e de materiais vegetais; com exceção do P₁, Nascente Granjeiro, que é o ponto com menor interferência antrópica na presente pesquisa.

Quanto à DQO, verificou-se que a menor média foi obtida no ponto P₁, 18 mg/L, devido ao seu adequado estado de conservação. As maiores médias foram verificadas em P₃, P₄ e P₆ (Riacho Salesiano, Riacho dos Macacos e Riacho das Timbaúbas) com 295 mg/L, 316 mg/L e 252 mg/L, respectivamente.

Na análise da razão DBO/DQO, os valores obtidos nos pontos 2, 3, 4 e 5 estão na faixa comumente relatada na literatura para águas residuárias domésticas, que é de 0,3 a 0,8 (METCALF; EDDY, 2016; BERTOLINO, 2007), indicativo da alteração do conteúdo orgânico das águas por esgotos domésticos. Os menores valores dessa relação fo-

ram observados em P₁, indicativo de uma maior fração de materiais de baixa biodegradabilidade neste ponto de coleta.

Com relação aos sólidos sedimentáveis, as maiores médias foram obtidas em P₂ (SST = 101 mg/L; Ssed = 1,2 ml/L) e em P₄ (SST = 102 mg/L; Ssed = 1,0 ml/L), correspondentes à Lagoa da APUC e ao Riacho dos Macacos, respectivamente.

3.2 Análise do conteúdo orgânico nos sedimentos de leito

Da ACP verificou-se a existência de três CP, sendo que a variância total explicada foi de 85,63% (Tabela 5). O CP1, formado apenas pelo COT, explicou 62,38% da variação total dos dados. Essa variação está associada às diferentes formas de uso e ocupação do solo das microbacias estudadas (Fig. 2) e à consequente variação nas densidades populacionais (Fig. 3). Nos pontos P₃, P₄ e P₆, as maiores médias de COT foram de 1,28 g.kg⁻¹, 1,96 g.kg⁻¹ e 1,83 g.kg⁻¹ respectivamente (Tabela 6). Nesses pontos de coleta também foram identificados os valores mais elevados de matéria orgânica (expressas na forma de DBO5 e de DQO) nas amostras de água analisadas. Ademais, como o COT se correlacionou positivamente com a DBO e com a DQO (Tabela 7), tendo esta última também se correlacionado com a DBO, depreende-se que o lançamento de esgotos domésticos sem tratamento na rede natural de drenagem das micro-

bacias estudadas está alterando o conteúdo orgânico tanto das águas como dos sedimentos de leito. As concentrações de COT em P1 variaram de 0,04 a 0,08 g.kg⁻¹.

Os pesquisadores Swinnen et al (2020) também verificaram que a variabilidade nas concentrações de COT em amostras de sedimentos de leitos de rios estão relacionadas com o impacto antrópico na bacia hidrográfica.

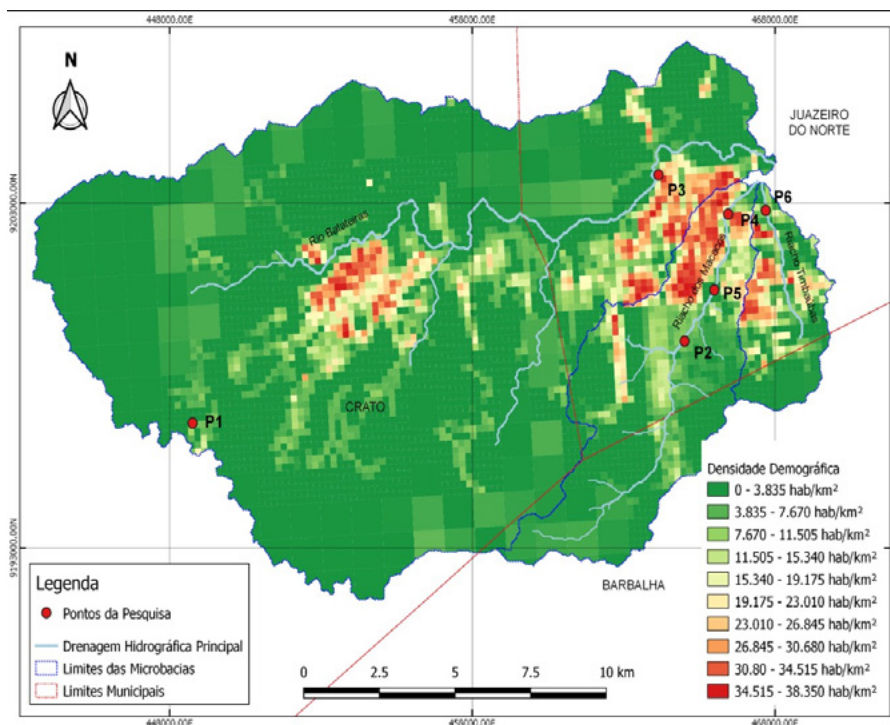


Figura 3 - Mapa da densidade demográfica das águas das microbacias Timbaúbas, Batateiras e Macacos, região do Cariri cearense.

Fonte: Bases cartográficas planimétricas (2019)

Tabela 5 - Coordenadas das variáveis dos Componentes Principais retidos no estudo dos sedimentos de leito e seus respectivos percentuais de variação.

Variáveis	Componentes principais		
	CP1	CP2	CP3
Potencial hidrogeniônico (pH)	0,288	0,377	0,407
Potencial redox (Eh)	-0,455	-0,033	-0,352
Carbono lábil (CL)	-0,258	-0,000	0,088
Carbono solúvel em água (CSA)	0,068	0,053	0,810
Carbono orgânico total (COT)	-0,566	0,063	0,043
Ácidos húmicos (AH)	-0,385	0,567	-0,116
Ácidos fúlvicos (AF)	0,191	-0,438	0,140
Humina (HU)	-0,363	-0,578	0,103
Autovalor	4,99	1,09	0,76
(%) Variação total	62,38	13,63	9,62
(%) Variação acumulada	62,38	76,01	85,63

O CP2 apresentou uma variância explicada de 13,63% e foi formado pelo AH e pela HU, essa representada por um coeficiente negativo.

Na fração AH, as médias das concentrações variaram de 0,02 g kg⁻¹ (P1) a 0,32 g kg⁻¹ (P6), com os maiores valores sendo observados no P₄ (0,56 g kg⁻¹) e P₆ (0,32 g kg⁻¹). Ao se analisarem os dados da Tabela 7, verifica-se que a fração AH se correlacionou positivamente com a matéria orgânica biodegradável da água (DBO). De fato, de acordo com Souza et al (2020), os AH de sedimento possuem estruturas alifáticas e aromáticas

oxigenadas (CAquil-O, N; CAquil-O; CAquildi-O; CAr-O) e carbono carboxílico (CCOO-H,R) que contribuem para a formação de substâncias húmicas mais hidrofílicas e lábeis.

Para a fração humina (HU), cuja concentração variou entre 0,01 e 1,27 g.kg⁻¹, a menor média também foi obtida em P1 (local menos antropizado) e as maiores nos pontos que sofrem influência de áreas mais antropizadas (P₄ e P₆). Esse resultado pode ser atribuído à intensa humificação e rápida mineralização do carbono orgânico

em pontos que recebem os maiores aportes de matéria orgânica e a mineralogia (rica em SiO₂, Al₂O₃ e Fe₂O₃) e textura do solo (predominantemente argilosa) do entorno dos ambientes estudados, uma vez que as substâncias húmicas podem ser adsorvidas por colóides argilosos, formando complexos argilo-húmicos estáveis, tornando-se, assim, mais resistentes à biodegradação. A HU corresponde à fração mais insolúvel e resistente à biodegradação, fortemente combinada à fração mineral do solo (MARINHO, 2016).

Tabela 6 - Estatística descritiva das variáveis físico-químicas dos sedimentos da rede de drenagem natural do estudo (n = 6), em que aponta a média amostral (μ), o valor mínimo (Mínimo), o valor máximo (Máximo) e o desvio padrão amostral (σ).

Ponto	Descritor	pH	Eh	CL	CSA	COT	AH	AF	HU
		-	mV	g kg ⁻¹					
P ₁	μ	4,78	58,12	0,002	0,001	0,065	0,021	0,016	0,014
	Mínimo	4,00	44,14	0,001	0,000	0,044	0,009	0,006	0,006
	Máximo	5,20	78,30	0,004	0,002	0,080	0,034	0,025	0,025
	σ	0,45	12,49	0,001	0,001	0,013	0,010	0,008	0,006
P ₂	μ	6,81	82,87	0,025	0,015	0,647	0,123	0,161	0,125
	Mínimo	6,30	75,20	0,018	0,010	0,318	0,056	0,090	0,050
	Máximo	7,41	89,23	0,028	0,018	0,935	0,182	0,210	0,220
	σ	0,47	6,00	0,004	0,003	0,247	0,046	0,041	0,058
P ₃	μ	5,62	75,40	0,016	0,007	1,285	0,300	0,251	0,597
	Mínimo	4,83	69,40	0,011	0,004	0,922	0,173	0,080	0,252
	Máximo	7,43	89,20	0,019	0,008	1,724	0,622	0,556	0,867
	σ	0,96	7,46	0,004	0,002	0,324	0,178	0,170	0,203
P ₄	μ	7,54	113,18	0,032	0,011	1,963	0,556	0,483	0,720
	Mínimo	6,99	98,56	0,021	0,010	1,547	0,241	0,071	0,569
	Máximo	7,92	129,30	0,037	0,013	2,246	0,842	0,670	0,886
	σ	0,34	12,85	0,006	0,001	0,251	0,213	0,233	0,129
P ₅	μ	7,08	52,57	0,020	0,006	0,961	0,190	0,211	0,414
	Mínimo	6,54	45,17	0,016	0,004	0,460	0,099	0,099	0,019
	Máximo	7,71	63,15	0,025	0,009	1,724	0,395	0,556	0,748
	σ	0,44	6,70	0,004	0,002	0,438	0,107	0,176	0,266
P ₆	μ	6,14	94,42	0,026	0,014	1,833	0,327	0,384	0,928
	Mínimo	5,60	88,60	0,020	0,011	1,657	0,195	0,108	0,633
	Máximo	6,75	101,11	0,030	0,017	2,176	0,492	0,556	1,265
	σ	0,48	5,35	0,004	0,002	0,187	0,124	0,153	0,270

O CP3 apresentou uma variância total de 9,62%, formado pelo carbono orgânico solúvel em água (CSA). Considerada a fração mais lábil e reativa do carbono no solo, reflete a fase inicial da degradação dos materiais orgânicos adicionados ao solo e é liberado em poucas semanas ou meses (WU, 2020).

Na Tabela 7 observa-se que o CSA se correlacionou positivamente com os SST (r = 0,79; p ≤ 0,001). Essa relação sugere que o carbono orgânico presente nos sólidos transportados pelo escoamento superficial para os ambientes aquáticos é mais propenso ao ataque microbia-

no e, portanto, apresenta alta taxa de decomposição. Nos pontos P₂, P₄ e P₆ foram obtidas as maiores concentrações de SST e de CSA. Esse resultado evidencia a interrelação existente entre as características do conteúdo orgânico da água e do sedimento.

Por estar relacionado às formas mais ativas, o CSA tende a se associar às superfícies de troca dos minerais do solo, desempenhando papel im-

portante nos processos iônicos e na ciclagem de nutrientes (RANGEL et al., 2007).

As concentrações de CSA variaram de 0,0 (P1) a 0,02 g.kg⁻¹ (P2) ao longo dos pontos amostrais. De acordo com Pessoa et al. (2012), o CSA de solos de superfície sofre grande influência do pedoambiente e da face de exposição a que está exposto, sendo esse fato atribuído às condições microclimatográficas resultantes da intensidade de radiação solar interceptada pelo solo.

Tabela 7 - Matriz de correlação entre os parâmetros determinados nas águas superficiais e nos sedimentos de leitos de microbacias do Cariri cearense.

	OD	DBO	DQO	SST	Ssed	pH	Eh	COT	AH	AF	HU	CL	CSA
OD	1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
DBO	-0,62	1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
DQO	-0,50	0,94	1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
SST	-0,87	0,64	0,48	1	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Ssed	-0,41	0,12	-0,00	0,62	1	---	---	---	---	---	---	---	---
pH	-0,65	0,56	0,43	0,65	0,26	1	---	---	---	---	---	---	---
Eh	-0,59	0,68	0,53	0,70	0,30	0,43	1	---	---	---	---	---	---
COT	-0,64	0,79	0,80	0,61	0,01	0,42	0,69	1	---	---	---	---	---
AH	-0,55	0,74	0,67	0,50	0,14	0,59	0,68	0,71	1	---	---	---	---
AF	-0,44	0,61	0,63	0,51	0,02	0,32	0,61	0,80	0,47	1	---	---	---
HU	-0,56	0,63	0,68	0,41	-0,2	0,26	0,54	0,88	0,57	0,56	1	---	---
CL	-0,73	0,68	0,60	0,78	0,21	0,67	0,70	0,70	0,52	0,69	0,46	1	---
CSA	-0,67	0,42	0,31	0,79	0,38	0,47	0,63	0,47	0,32	0,42	0,33	0,82	1

Na análise das correlações entre os parâmetros avaliados na água e no sedimento (Tabela 7) também foi verificado que o COT, que é função do carbono mais facilmente mineralizável pelos microrganismos (CL) e do carbono mais recalcitrante (SH = AH + AF + HU), correlacionou-se positivamente com AF (r = 0,80; p = < 0,0001), AH (r = 0,71; p ≤ 0,01) e HU (r = 0,88; p ≤ 0,01). Deveras, observou-se a predominância das substâncias húmicas na composição do COT.

Ao se avaliar a relação AH/AF (que indica a qualidade do material humificado e informa sobre a dinâmica da matéria orgânica na água e no sedimento), constatou-se que as maiores médias foram obtidas nos pontos que possuem os maio-

res percentuais de vegetação preservada. Assim, em P₁ foi obtida a maior média dessa relação (AH/AF = 2,0). Em P₃, P₅ e P₆, as médias foram iguais a 1,7, 1,4 e 1,0, na devida ordem.

De acordo com Ferreira et al. (2020), valores de AH/AF iguais ou superiores a 1 indicam adequadas condições de manejo do solo. Souza et al (2020) sugerem que o valor dessa relação está associado com o ambiente de formação da matéria orgânica, a qual determina as características estruturais do AH. Os autores Chen e Chiu (2003) relataram que a característica estrutural da matéria orgânica do solo é diferenciada de acordo com a sua distribuição granulométrica e com a vegetação do ambiente de formação.

Por outro lado, nos pontos localizados em áreas com maiores percentuais de solo exposto e de infraestrutura urbana (P_2 e P_4), as médias dos valores da relação AH/AF foram iguais a 0,82. Esse resultado sugere que a alteração do uso e da ocupação do solo do entorno desses pontos de coleta está modificando a rota metabólica da matéria orgânica nos sedimentos de leito e a qualidade do material humificado nestes ambientes.

Também foram obtidas correlações positivas entre o CL e os seguintes parâmetros: CSA ($r = 0,82$; $p \leq 0,001$), SST ($r = 0,78$; $p = < 0,0001$) e Eh ($r = 0,70$; $p = < 0,0001$); além de correlação negativa entre CL e OD ($r = - 0,73$; $p = < 0,0001$).

De fato, como o CSA é a fração que está mais propensa ao ataque microbiano, meios mais oxidantes ($Eh > 0$) favorecem a rápida decomposição do carbono orgânico, com liberação das formas mais lábeis e aumento da depleção de oxigênio dissolvido no meio.

A relação positiva entre SST, CL e CSA pode ser explicada pelos cenários apresentados nos pontos estudados, havendo uma interação entre a declividade e o uso da cobertura do solo nas microbacias, conforme Fig. 2. Nesse contexto, três fatores favoreceram o transporte de compostos orgânicos mais facilmente mineralizáveis pelos microrganismos (CL e CSA), na forma de sólidos suspensos, para os ambientes aquáticos estudados: a ausência da vegetação marginal, o escoamento superficial e o lançamento de esgotos domésticos. Nos pontos P2, P4 e P6 foram obtidas as maiores concentrações de SST e de CL e CSA.

4 CONCLUSÃO

Da investigação do conteúdo orgânico das águas superficiais e dos sedimentos de leito da rede natural de drenagem das microbacias do Rio Batateira e dos riachos dos Macacos e Timbaúbas,

localizadas em Juazeiro do Norte-CE, foram obtidas as seguintes conclusões:

- Nos pontos localizados em áreas com solo exposto e ocupadas por infraestrutura urbana foram obtidos os maiores percentuais de matéria orgânica biodegradável na água, os quais foram associados ao aporte desse tipo de constituinte pelos esgotos domésticos lançados ao longo da rede natural de drenagem. Por serem mais propensas ao ataque microbiano, ao serem estocadas no compartimento sedimentar, também contribuíram para aumentar as concentrações dos ácidos húmicos nos sedimentos de leito estudados. As frações mais lábeis do COT (CL e CSA) nos sedimentos também sofreram influência dos sólidos suspensos totais presentes nas águas superficiais.

- O aporte de material alóctone nos ambientes aquáticos estudados contribuiu para alterar as condições oxidantes do meio e, em consequência, o tipo (em relação a estabilidade) e as concentrações das formas de carbono estudadas. Nos ambientes mais oxidantes, foram obtidas as maiores concentrações da fração lábil do carbono orgânico (CL).

- Dentre as substâncias húmicas, a fração predominante nas amostras de sedimentos coletadas em pontos mais antropizados foi a humina, que corresponde à fração de C que se encontra intimamente associada à mineralogia do solo da região, rica em óxidos de silício, alumínio e ferro e a textura do solo (predominantemente argilosa) do entorno dos ambientes estudados.

- Nos pontos localizados em áreas com os maiores percentuais de área com solo exposto e de infraestrutura urbana (P_2 e P_4), os valores da relação AH/AF foram menores que 1. Esse resultado sugere que a alteração do uso e ocupação do solo do entorno desses pontos está modificando a rota metabólica da matéria orgânica dos sedi-

mentos de leito e a qualidade do material humificado nestes ambientes.

- A inter-relação entre o conteúdo orgânico das águas superficiais e do sedimento de leito da rede de drenagem natural de microbacias da região do Cariri cearense é explicada pela influência da DBO e dos SST sobre os AH e as formas de carbono lábil (CL e CSA).

- Por meio da ACP verificou-se que os parâmetros mais significativos na variação da qualidade da água nas microbacias estudadas estão relacionados às atividades de caráter antrópico. O parâmetro sólidos suspensos totais compôs o componente que explicou a porcentagem majoritária (63,72%) de variância dos dados de qualidade de água. Supressão da mata ciliar, associada ao lançamento de esgotos domésticos sem tratamento, explicou 26,68 % da variação dos dados de qualidade da água no município.

- Em relação à ACP realizada com os dados dos parâmetros avaliados nos sedimentos de leito, constatou-se que o COT explicou 62,38% da variação total dos dados, seguido, em ordem de significância, pelo ácido húmico e humina e pelo carbono solúvel em água.

- A análise dos componentes principais indica que a alteração no conteúdo orgânico da água e dos sedimentos de leito está associada às diferentes formas de uso e ocupação do solo das microbacias estudadas, relacionadas, principalmente, à supressão da mata ciliar em áreas no entorno dos pontos de coleta estudados e à precariedade do sistema de esgotamento sanitário em áreas ocupadas por infraestrutura urbana.

Diante do exposto, é importante destacar que os pontos P₂, P₃, P₄, P₅ e P₆ estão localizados em zonas de interesse ambiental, definidas pelo Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano do município de Juazeiro do Norte-CE como Zona Especial 2 -ZE2 (P₂, P₄, P₅ e P₆) e Zona Especial 3 - ZE3 (P₃),

que desempenham a importante função ecossistêmica de regulação ecológica, uma vez que estão relacionadas com a preservação e a proteção dos recursos hídricos incidentes neste município.

5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes). Os autores não têm nenhum interesse concorrente em relação ao artigo submetido.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Brito AS, Brito MGSL e Silva FJA; **Metodologia:** Brito AS e Brito MGSL; **Investigação:** Brito AS, Almeida FS e Amaro WROG; **Redação:** Brito AS e Brito MGSL; **Redação-Revisão & Edição:** Brito AS, Brito MGSL e Silva FJA; **Aquisição de Financiamento:** Brito AS, Brito MGSL e Silva FJA; **Recursos:** Brito AS, Brito MGSL e Silva FJA; **Supervisão:** Brito, MGSL

7 REFERÊNCIAS

- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for examination of Water and Wastewater**. 22. ed., Washington: APHA, 2012. 1496 p.
- ARTES, R.: Aspectos estatísticos da análise fatorial de escalas de avaliação. **Revista de Psiquiatria Clínica**, 25(5):223-228, 1998. <http://www.hcnet.usp.br/ipq/revista/r255/conc255d.htm>.
- BENNER, R. Molecular indicators of the bioavailability of dissolved organic matter. In: Findlay, S.E.G. and Sinsabaugh, R.L., ed. **Aquatic Ecosystems interactivity of dissolved organic matter**. San Diego, California: Academic Press, 2003, 121-135. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-012256371-3/50006-8>.
- BERTOLINO, S.M., CARVALHO, C.F., AQUINO, S.F., Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaerobia dos esgotos produzidos em Campus Universitário. **Rev. Eng. San. Ambient.** Vol. 13, nº 3, jul/set. 2008.
- BEZERRA, J.M.; BATISTA, R.O.; SILVA, P.C.M. da. Caracterização do processo de poluição dos sedimentos do Rio Apodi-Mossoró no trecho urbano de Mossoró-RN. **Sociedade & Natureza**, vol. 13, núm. 3, pp. 108-126, 2018.

- BUFFLE, J.; ZALI, O.; ZUMSTEIN, J.; VITRE, R. Analytical methods for the direct determination of inorganic and organic species: seasonal changes of iron, sulfur, and pedogenic and aquogenic organic constituents in the eutrophic Lake Bret, Switzerland. **Science of the Total Environment**, v. 64, n. 1-2, p. 41-59, 1987. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(87\)90121-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(87)90121-5).
- CARDOSO, S.J., VIDAL, L.O., MENDONÇA, R.F., TRANVIK, L.J., SOBEK, S. and FÁBIO, R. SPATIAL variation of sediment mineralization supports differential CO₂ emissions from a tropical hydroelectric reservoir. **Frontiers in Microbiology**, 2013, 4, 1-8. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2013.00101>. PMID:23641239.
- CARDOSO, S. J.; QUADRA, G. R.; RESENDE, N. S., ROLAND, F. O papel dos sedimentos nos ciclos de carbono e poluentes em ecossistemas aquáticos. **Acta Limnol. Bras.** [online]. 2019, vol.31, e201. Epub Sep 12, 2019. ISSN 2179-975X. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x8918>.
- CENTENO, L.N.; CECCONELLO, S.T. Modelagem multivariada para identificação de fontes de poluição, por meio de parâmetros limnológicos da qualidade da água: um estudo de caso do Arroio Grande/RS. **Revista Thema**, v.19, n.1, p28-36, 2021. <https://doi.org/10.15536/thema.V19.2021.28-36.1499>.
- CHEN, J. S.; CHIU, C. Y. Characterization of soil organic matter in different particle-size fractions in humid subalpine soils by CP/MAS 13C NMR. **Geoderma**. 2003, 117, 129.
- COSTA, C. T. F. da, BEZERRA, J. E. C. D., PAULA FILHO, F. J. de, FIRMINO, P. R. A., & Souza, R. B. de. (2020). Análise multivariada aplicada ao estudo hidroquímico das águas subterrâneas na bacia sedimentar do Araripe – CE. **Águas Subterrâneas**, 34(2). <https://doi.org/10.14295/ras.v34i2.29874>.
- FERREIRA, N.C.; BARBIRATO, J.O.; DOBBS, L.B. Análise ambiental do principal rio de abastecimento do estado do Espírito Santo, Sudeste do Brasil. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 3, n. 4, p. 3154-3169, 2020. <https://doi.org/10.34188/bjaerv3n4-035>.
- FINKLER, N.R.; PERESIN, D.; COCCONI, JARDEL.; BORTOLIN, T.A.; RECH, A.; SCHNEIDER, V.E. Qualidade da água superficial por meio de análise do componente principal. **Ambiente & Água – Na Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v.10, n.4, 2015. ISSN 1980-993X – <https://doi.org/10.4136/1980-993X>.
- FUNCEME. **Zoneamento Geoambiental do Estado do Ceará: Parte II Mesorregião do Sul Cearense**. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME, Fortaleza, 2006.
- GOMES, M.C.R, MENDONÇA, L.A.R., LIMA, M.G.S, ARAÚJO, A.O. Similaridade de atributos físico-químicos com uso de análise multivariada aplicada à gestão qualitativa de águas subterrâneas. **Revista Geociências**, Unesp, v. 36, n. 2, 2017.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo geográfico 2019**. Online. <www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindou.htm>. Acesso em 08. Dez. 2020.
- IPECE – Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Perfil Básico Municipal**. Online. <www.ipece.ce.gov.br/publicacoes/perfil_basico/pbm_2013>. Acesso em 05. Out. 2020.
- KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, v. 23, n. 03, p. 187-200, 1958. <https://doi.org/10.1007/BF02289233>.
- KRETZSCHMAR, R., BORKOVEC, M., GROLIMUND, D., ELIMELECH, M.. **Advances in Agronomy**. Mobile Subsurface Colloids and Their Role in Contaminant Transport. Volume 66, 1999, Pages 121-193.
- LIU S.; MANSON, J. E.; STAMPFER, M. J.; HU, F. B.; GIOVANNUCCI, E.; COLDITZ, G. A. et al. A prospective study of whole-grain intake and risk of type 2 diabetes mellitus in US women. **American Journal of Public Health**, v. 90, n. 9, p. 1409-1415, 2000.
- MAPBIOMAS, 2018. **Base de dados das estatísticas dos mapas do MapBiomias na Coleção 3.0**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/pages/estatisticas>. Acesso fev/2019.
- MARINHO A.C.C.S.; JC PORTELA, J.C.; SILVA, E.F.; DIAS, N.S.; SOUSA JÚNIOR, F.S.; SILVA, A.C.; SILVA, J. F. Organic matter and physicochemical attributes of a cambisol under different agricultural uses in a semi-arid region of Brazil. **Australian Journal Crop Science**, v. 10, n.1, p. 32-41, 2016.
- MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2005. 107 p.
- MENDONÇA, R., KOSTEN, S., SOBEK, S., CARDOSO, S.J., FIGUEIREDO-BARROS, M.P., ESTRADA, C.H.D. and ROLAND, F. Organic carbon burial efficiency in a subtropical hydroelectric reservoir. **Biogeosciences**, 2016, 13(11), 3331-3342. <https://doi.org/10.5194/bg-13-3331-2016>.
- METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução de Ivanildo Espanhol e José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: AMGH Editora Ltda., 1980 p. 2016.
- PESSOA, P. M. A.; DUDA, G. P.; de BARROS, R. B.; dos SANTOS FREIRE, M. B. G.; do NASCIMENTO, C. W. A.; CORREA, M. M. Frações de carbono orgânico de um Latossolo húmico sob diferentes usos no agreste brasileiro. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.36, n.1, p. 97-104, 2012.
- PINTO, C. C.; FARIA, F. P. C. P.; ALMEIDA, G. M. Utilização de modelo baseado em análise por componentes principais para identificação de condições críticas de qualidade de água superficial. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.12, n.4, p.288-305, 2021. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.004.0024>.
- RAM, A. & ZINGDE, M D. Interstitial water chemistry and nutrients fluxes from tropical intertidal sediment. **Indian Journal of Marine Sciences**. Vol. 29, December 2000.

RANGEL OJP, SILVA CA, GUIMARAES PTG. Estoque e frações da matéria orgânica de Latossolo cultivado com cafeeiro em diferentes espaçamentos de plantio. **R Bras Ci Solo**. 2007;31:1341-53.

SOUZA, C.C.B.; OLIVEIRA, D.F.; SOUZA, R.S.; SOUZA, A.F.F.; COSTA, T.G.A.; LIMA, B.R.; SOUZA, W.S.; SANTOS, O.A.Q.; PINHEIRO JUNIOR, C.R.; LEITE, F.F.G.D.; MOURA, O.V.T.; AGUIAR, T.C.; LÁZARO, M.L.; LIMA, A.C.B.P.; GARCÍA, A.C. Diferenciação de ácidos húmicos de diferentes origens mediante RMN de ¹³C via CP/MAS e ATR-FTIR aliado à quimiometria. **Revista Virtual de Química**, v. 13, n. 2, p. 1-12, 2020. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20200153>.

SWINNEN, W.; BROOthaerts, N.; HOEVERS, R.; VERSTRAETEN, G. Anthropogenic legacy effects control sediment and organic carbon storage in temperate river floodplains. **CATENA**, v. 195, p. 104897, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104897>.

WANG, W-X.; RAINBOW, P.S. **Environmental pollution of the Pearl River Estuary**, China status and impact of contaminants in a rapidly developing region. Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature 2020. 125p.

WU, Y., FANGA, H., HUANGA, L., CUI., Z. Particulate organic carbon dynamics with sediment transport in the upper Yangtze River. **Water Research** 184 (2020) 116193.

Avaliação da ação antropogênica em sedimentos de fundo do córrego Campo Alegre - Goiás



Evaluation of anthropogenic action in sediments of stream Campo Alegre - Goiás



- **Data de entrada:** 11/01/2021
- **Data de aprovação:** 31/05/2022

Jéssica de Sá Guimarães Peixoto¹ | Bruno Rogério de Souza^{2*} | Taís Aragão Ishizawa³ | Luciano Soares da Cunha¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.034>

ORCID ID

Peixoto JSG  <https://orcid.org/0000-0001-8879-2900>
Souza BR  <https://orcid.org/0000-0003-0945-3682>

Ishizawa TA  <https://orcid.org/0000-0001-9683-7216>
Cunha LS  <https://orcid.org/0000-0003-3134-7245>

Resumo

O Córrego Campo Alegre encontra-se no estado de Goiás, dentro da bacia hidrográfica do Rio Veríssimo. Este trabalho objetiva analisar a concentração de metais nos sedimentos para identificação das principais fontes dos elementos (antropogênico). A determinação utilizou técnicas de Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma Acoplado Indutivamente e a determinação dos minerais por Difração de Raio X. A análise mineralógica e o índice de geo-acumulação distinguiram-se de forma multi-elementar. As características mineralógicas foram apresentadas, por meio das análises no Raio-X, identificando o quartzo como componente principal, a caulinita, goethita, gibsitita e rutilo. Os índices de geoacumulação apresentaram valores de 1 a 2 com maior predominância na maioria dos pontos de amostragem, classificando os sedimentos, em sua maioria, de não poluídos a moderadamente poluídos. Apesar de indícios de interferência da agricultura, o Córrego Campo Alegre ainda apresenta um sistema em equilíbrio.

Palavras-chave: Geoquímica. Mineralogia. Geoacumulação. Análise de metais.

Abstract

The Campo Alegre stream is located in the state of Goiás, within the hydrographic basin of the river Veríssimo. This work aims to analyze the concentration of metals in sediments to identify the main sources of the elements (anthropogenic). The determination used techniques of Atomic Emission Spectrometry with Inductively Coupled Plasma and the determination of minerals by X-Ray Diffraction. The mineralogical analysis and the geo-accumulation index were distinguished in a multi-elementary way. The mineralogical characteristics were presented, through X-ray analysis, identifying quartz as the main component, kaolinite, goethite, gibbsite, and rutile. The accumulation indexes showed values from 1 to 2 with a greater predominance in most sampling points, classifying the sediments, in their majority, as unpolluted to moderately polluted. Despite signs of interference from agriculture, Córrego Campo Alegre still has a balanced system.

Keywords: Geochemistry. Mineralogy. Geoaccumulation. Metal analysis.

¹ Universidade de Brasília - Brasília - Distrito Federal - Brasil.

² Instituto Federal de Brasília - Brasília - Distrito Federal - Brasil.

³ Universidade Federal de Goiânia - Goiânia - Goiás - Brasil.

* **Autor correspondente:** brsvzp@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

A ocupação do solo por atividades antrópicas, como desenvolvimento agrícola, desmatamento, indústrias e estradas, podem causar consequências para o ambiente aquático. As práticas agrícolas são as que mais preocupam, pois provocam a retirada da mata ciliar, deixando as margens dos rios, córregos e lagos desprotegidas, aumentando o escoamento superficial e permitindo o assoreamento dos cursos de água. Essa atividade torna-se ainda mais preocupante com o aumento da poluição dos mananciais com os seus resíduos, tornando os ambientes aquáticos vulneráveis às contaminações.

As análises de sedimentos são de grande relevância na avaliação desses impactos ambientais, pois fornecem a assinatura geoquímica da área em estudo, caracterizando a evolução do impacto sofrido pelo ecossistema e permitindo, assim, aferir a degradação ambiental e buscar informações consistentes para gestão de áreas impactadas (LIMA, 2008; STRAKHOVENKO et al., 2020). O Brasil apresenta elevados recursos hídricos, e uma assinatura geoquímica na formação dos biomas permite emprego imediato na avaliação qualitativa dos impactos mais relevantes.

Assim, a erosão dos solos afeta as águas com o aporte de sedimentos e, segundo Gomes (2011), qualquer resíduo lançado no corpo hídrico fica retido em suas partículas; dessa forma, passam a atuar como testemunho do que ocorreu na coluna de água. Os materiais dissolvidos da água são transportados pelo sistema aquático e consistem em componentes determinados pelo uso do solo, vegetação e geologia local, o que caracteriza a assinatura geoquímica da região (BRICKER & JONES, 1995; MOURA et al., 2020). Agricultura, pecuária, urbanização e remoção da cobertura vegetal causam alterações na composição nos recursos hídricos e no solo (VAN ANDEL et al., 1997). Essas alterações devem-se às fontes difusas, como o escoamento superficial de áreas

agropastoris, urbanas e áreas degradadas e de fontes pontuais individualizadas como despejo de esgotos urbanos (CARPENTER et al., 1998).

Os sedimentos também podem ser transportados por carga de fundo e suspensão, e sua caracterização é importante para a avaliação geoquímica (SUN et al., 2018). Dessa forma, conforme os sedimentos, partículas e íons são relocados dos sistemas terrestres para ecossistemas aquáticos, possibilita-se a ciclagem geoquímica, ou seja, o balanço geoquímico de sedimentos e nutrientes, para que não haja nem ganhos nem perdas expressivos de nenhum composto, caracterizando uma condição de equilíbrio próxima do ideal no ambiente (MEYBECK, 1994; LUDWIG et al. 1996).

Os sedimentos contaminados podem ser considerados os maiores contribuidores para a deterioração de ecossistemas aquáticos, tornando-se um grande empecilho para preservação dos recursos hídricos (SOARES, 2002). Estes vêm perdendo sua qualidade e quantidade em decorrência, principalmente, de desflorestamento, uso de agrotóxicos e lançamento de esgoto doméstico, ações consequentes do crescimento populacional e econômico (SOARES, 2019). O que se apresenta nesse cenário é que questões ambientais estão ficando de lado, e os estados brasileiros vêm aumentando suas fronteiras agrícolas, portanto deixam de aferir os danos ocasionados ao ambiente de forma geral.

Dentre essa problemática, o Estado de Goiás possui um alto fluxo de emigrantes devido, principalmente, à sua localização estratégica, que interliga os eixos rodoviários e está próxima da capital federal (Brasília) e de sua atividade econômica, com destaque para o setor industrial como consequência da produção e da exploração de matérias-primas e da integração da agroindústria com a agropecuária moderna (IMB, 2017). Uma das principais causas da emigração foi a intensa expansão de suas fronteiras agro-

pecuárias, que refletiu nos recursos hídricos porque a cobertura vegetal exerce uma íntima ligação com a qualidade de água, por desempenhar um papel de proteção e retenção de impurezas (BONNET et al., 2008).

O Estado de Goiás representa também, no cenário nacional, um estado de divisor de águas, uma vez que estão inseridas em seu território três grandes bacias hidrográficas: o Rio São Francisco, o Rio Tocantins e o Rio Paranaíba (MACHADO, 2006). O córrego Campo Alegre, na cidade de Campo Alegre/GO, pertencente à Bacia do rio Veríssimo, sub-bacia do Rio Paranaíba.

A Bacia do Córrego Campo Alegre possui uma população estimada de 6.060 habitantes no último censo 2010, com estimativa para 2019 de 7.589 (IBGE, 2019). A área da unidade territorial é de 2.462,993 km². A composição econômica da região é bastante homogênea, centralizada na produção agrícola de cereais, leguminosas e oleaginosas e pecuária para produção de carne bovina, suína e laticínios (IBGE, 2019).

Estudos realizados por OLIVEIRA et al. (2001), relatam problemas associados à contaminação em bacias hidrográficas no Estado de Goiás em decorrência da forte atividade agropecuária. Como exemplo, ele cita as cidades de Anápolis, Cristalina, Crixás, Cidade de Goiás, Mairipotaba, Catalão, Bela Vista, Caldasinha, entre outros, que sofrem com as condições agravantes, como desmatamentos indiscriminados, compactação e erosão dos solos, utilização de produtos químicos como agrotóxicos e fertilizantes e a retirada das Áreas de Preservação Permanentes (APP). Consequentemente, o córrego Campo Alegre possivelmente sofre, ao longo dos anos, diversos impactos decorrentes da ação antrópica.

Existem poucos estudos relacionados a essa área, que pode ser considerada uma área pioneira no estudo ambiental. Ela é considerada uma área promissora para o desenvolvimento agro-

pecuário, em que contribui com a economia de toda região. Pesquisas de Peixoto et al. (2017) e Oliveira (2001) abordaram a qualidade química dos recursos hídricos do Córrego Campo Alegre, apontando que há evidências de interferência da agricultura no fluxo de água do Córrego Campo Alegre, porém ainda tem um sistema equilibrado.

Diante do exposto, o presente estudo busca, por meio de análises geoquímicas, determinar os valores de *background* e interpretação geológica e avaliar possíveis impactos antropogênicos por sedimento de fundo na Bacia do Córrego Campo Alegre, determinar as possíveis fontes de alteração e diferenciar os impactos relacionados à interferência humana dos processos naturais controlados pela geologia regional e pedologia local.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O município de Campo Alegre de Goiás se encontra localizado na parte sudeste do Estado de Goiás, inserido na folha SE. 23-V-C-IV (1:50.000 (IBGE, 2013), constituída pelos grupos Ibiá, Araxá, Canastra e a Sequência vulcano-sedimentar do Rio Veríssimo, recoberto por solos vermelhos ricos em laterita (CPRM, 2018).

A região é formada por latossolos, tanto nas áreas sedimentares como nos terrenos cristalinos; são esses lugares os considerados constituídos das melhores condições para atividades agrícolas. Essa região ocupa predominantemente os maciços planaltos de estrutura complexa, dotados de superfícies aplainadas de cimeira; os domínios dos cerrados apresentam cerrados e cerradões nos diferentes tipos de planaltos regionais. As condições climáticas da bacia são marcadas por características do relevo com chapada e chapadões, clima quente e úmido, chuvas de verão, com médias térmicas variando de 19°C a 28°C (CPRM, 2018).

2.2 Amostragem e Coleta

A coleta das amostras de sedimento de fundo foi realizada em 14 pontos de coleta de sedimento, em pontos estratégicos na Bacia do Córrego Campo Alegre, distribuídos ao longo do córrego

de acordo com as unidades geológicas e os diversos tipos de uso do solo durante a estação seca (Agosto de 2013). A Fig. 1 mostra os pontos de coleta na área de estudo, e a Tabela 1, os pontos de amostragem com as coordenadas UTM.

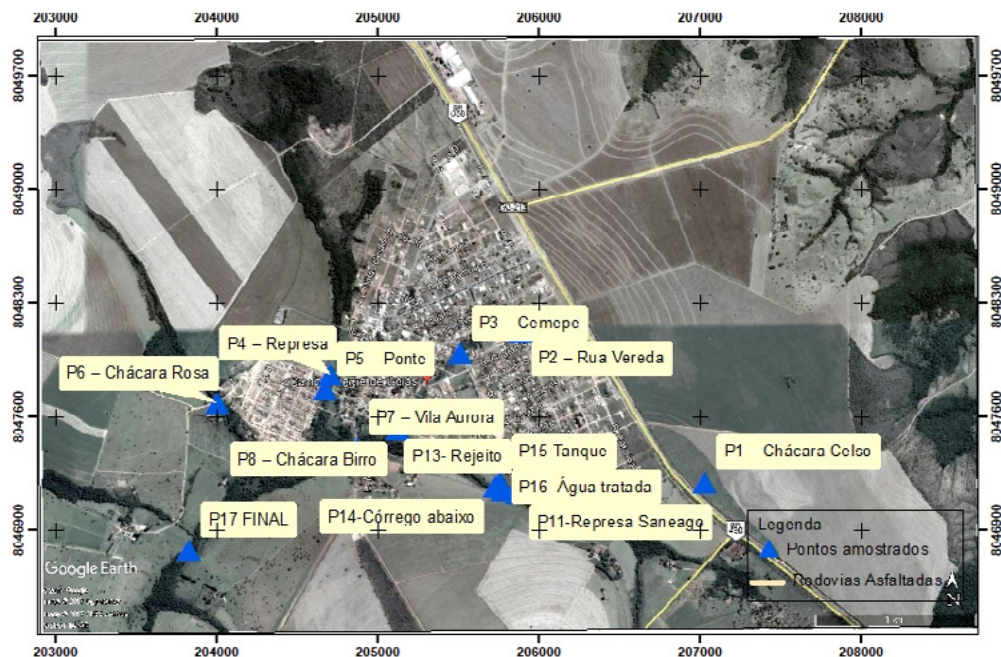


Figura 1 - Localização dos pontos de coleta de Sedimentos de Fundo (Foto dos autores).

Tabela 1 - Pontos de amostragem usados neste trabalho.

Pontos de coleta	Descrição	Coordernadas UTM
P1 - Chácara Celso	Local de área preservada, nascente do córrego Campo Alegre. (Background)	0207015 E / 8046706 S
P2 - Rua Vereda	Próximo a nascente, vegetação, presença de peixes.	0205880 E / 8048120 S
P3 - Cemepe	Área de perímetro urbano, utilizada para consumo de ribeirinhos.	0205511 E / 8047985 S
P4 - Represa	Bairro Céu Azul. Diferentes tributários se juntam.	0204703 E / 8047858 S
P5 - Ponte	Barragem da represa, perímetro urbano, pouca vegetação e área de lazer da população.	0204676 E / 8047765 S
P6 - Chácara Rosa	Próximo ao Lixão, área próxima a agricultura. Provável contaminação	0204004 E / 8047676 S
P7 - Vila Aurora	Perímetro Urbano, área próxima a agricultura, água turva	0204877 E / 8047398 S
P8 - Chácara Birro	Perímetro Urbano, presença de resíduos domésticos, restos mortais de animais.	0205126 E / 8047520 S
P9 - Chácara Garcia	Beira do Córrego. Abaixo da Saneago, área próxima a agricultura.	0205254 E / 8047324 S
P10 - Barragem Saneago	Região localizada dentro da estação de tratamento de água (Saneago) próximo a barragem de água.	0205855E / 8047143S
P11 - Represa Saneago	Região localizada dentro da estação de tratamento de água (Saneago) próximo a represa de água.	0205872 E / 8047122 S
P12 - Córrego após Saneago	Córrego que deságua da barragem, percurso comum do córrego.	0205773 E / 8047144 S
P13 - Rejeito	Local de despejo de água utilizada para lavagem do Tanque de tratamento.	0205750 E / 8047161 S
P14 - Córrego abaixo	Córrego após represa Saneago. Ainda se encontra nas instalações da empresa.	0205728 E / 8047166 S

2.3 Análise Mineralógica por Difração de Raio-X

Todas as frações utilizadas para determinação dos metais (<0,063mm) foram submetidas à análise de Difractometria de Raios-X (DRX), que consistiu em três varreduras distintas: uma da amostra total (T) e duas da fração argila, orientada e seca ao ar (N) e com etilenoglicol (G). Na análise de T, as amostras foram pulverizadas e compactadas a seco em lâminas vazadas. Para a obtenção da fração argila, as amostras com água destilada foram submetidas à centrifugação, colocadas em lâminas orientadas para a leitura de N e depois glicoladas passando pelo processo de leitura. As análises de Difractometria de Raios-X foram realizadas em equipamento *Rigaku D-MAXB* com radiação $\text{CuK}\alpha$, velocidade de varredura de $2^\circ/\text{min}$ e intervalo de medida de $0,05^\circ$. O intervalo de varredura foi de 2 a 65° para T e de 2 a 35° para N e G. Na interpretação dos difratogramas e identificação dos minerais utilizou-se o software *JADE 3.0 Windows* e *XRD Pattern Processing for the PC*, 1991-1995 *Materials Data, Inc.*

2.4 Índice de geoacumulação

A avaliação de intensidade de contaminação de cada sedimento foi efetuada por meio da análise de acumulação de metais, que foi associada aos valores de *background* (MULHOLLAND, 2009). Os índices são utilizados para avaliar a qualidade dos sedimentos e baseiam-se na comparação com valores de referência (*background*). A relevância de utilizar índice de qualidade de sedimento consiste em avaliar os inúmeros contaminantes, encontrados em baixas concentrações na água, que se acumulam no leito do corpo hídrico por meio de interações com material particulado e da precipitação por meio de reações químicas.

O índice de geoacumulação (*Igeo*) utiliza o *background*, como a média da área de estudo, valores de área de controle (nascente do córrego). Esse índice consiste em sete classes distintas que variam de 0 a 6 e estão relacionadas com o grau crescente de contaminação Tabela 2. O

valor mais elevado (6) corresponde a um enriquecimento de aproximadamente 100 vezes em relação ao nível de *background*, que é calculado de acordo com fórmula do *Igeo*: $\log_2(\text{CN}/1,5\text{CB})$.

Sendo, CN= Concentração do elemento a ser classificado;

CB= Concentração média de *background*;

1,5= é o fator de correção para possíveis variações no *background*;

Tabela 2 - Classes do Índice de geo-acumulação (MULHOLLAND, 2009).

Acumulação	Classe	Igeo
Extrema	6	$\text{Igeo} > 5$
Forte a Extrema	5	$4 < \text{Igeo} < 5$
Forte	4	$3 < \text{Igeo} < 4$
Moderada a Forte	3	$2 < \text{Igeo} < 3$
Moderada	2	$1 < \text{Igeo} < 2$
Ausente a Moderada	1	$0 < \text{Igeo} < 1$
Ausente	0	$\text{Igeo} < 0$

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Mineralogia e Índice de Geoacumulação

A determinação quantitativa dos vários minerais identificados na fração total, argila glicolada e aquecida foi composta por 14 pontos coletados no período seco, dentre os quais foram detectados como principais minerais o quartzo, a illita, a caolinita, a gibsita, a goethita, a hematita e o rutilo. Um difratograma característico da área em estudo é apresentado na Fig. 2.

As análises das amostras de fração total apresentaram como constituinte principal o quartzo com os maiores picos nos difratogramas. O quartzo (SiO_2) possui suas intensidades de picos registradas em $d \approx 3,3$, e foi o mineral encontrado em maior intensidade, pelo fato de a geologia local na Formação Verde do Grupo Ibiá conter bandas quartzosas, 4. Nas análises químicas, os teores de SiO_2 variaram entre 19,5% e 45,6%, podendo estar coligados ao quartzo, mas também a caulinita, a gibsita e a illita, por serem minerais constituídos por silício.

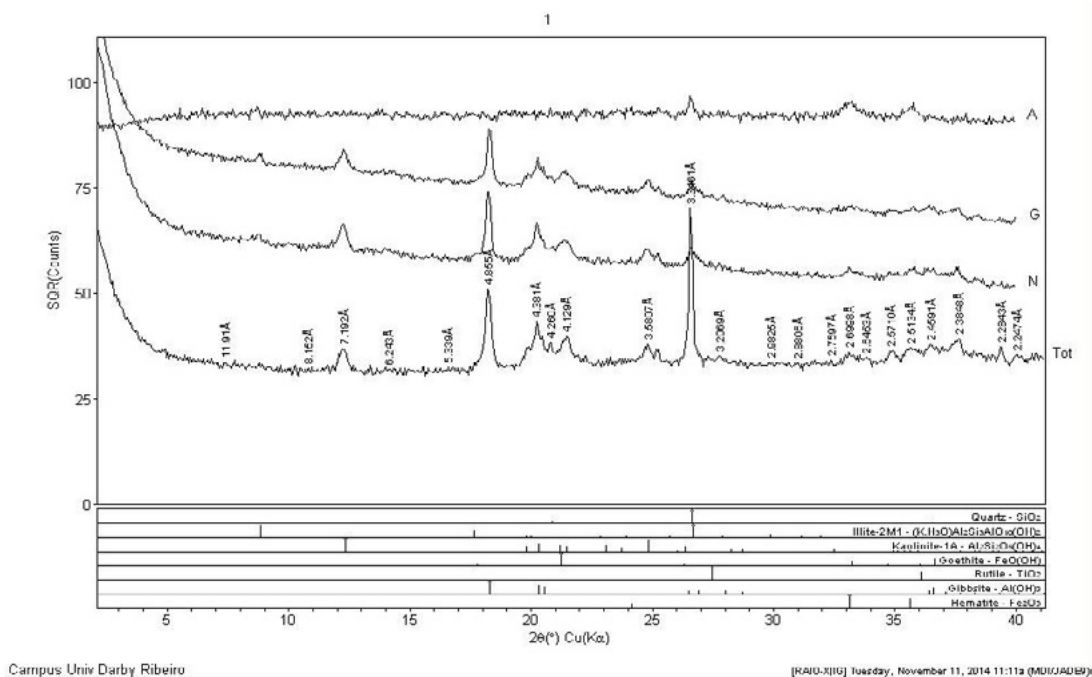


Figura 2 - Difratoograma dos minerais mais comuns na área de estudo (Ponto1) *background*.

Observou-se que as concentrações de silício aumentaram em direção a jusante, retratando um mineral primário de rochas e solos, muito resistente ao intemperismo e associam-se ao transporte dos solos a jusante dos pontos coletados e erosão das margens dos leitos do córrego. A presença desse mineral nas frações mais grossas dos sedimentos de fundo é considerada normal (BERGAYA, 2006).

O quartzo e o rutilo (TiO₂) são minerais considerados resistentes e por isso não interferem na concentração de qualquer íon presente em solução, uma vez que os íons presentes nesses minerais não são solubilizados em solução aquosa (GROTZINGER et al., 2013). A partir do valor *background*, calculou-se o índice de geoacumulação em cada amostra de sedimento para verificar o grau de intensidade de contaminação no qual o córrego Campo Alegre se encontra. A Tabela 3 classifica os pontos amostrados de acordo com o índice de geoacumulação

obtido para cada elemento. O valor de *background* se encontra na Tabela 3, ponto 1 (P1); como se pode notar, apresentou-se isento quanto ao índice de geo-acumulação (IGEO).

Avaliando a Tabela 3 em questão, notou-se um comportamento distinto entre o ponto 10 e os demais pontos estudados. O ponto 10 está localizado próximo à montante da bacia, porém no ponto da barragem da represa de captação de água para abastecimento, que não é utilizada para tratamento, e sim percurso comum do córrego, e apresentou classe 4 (Fortemente poluído) para Sr. Em seguida, os pontos 4, 6, 12 e 13 apresentaram classe 3 (Moderadamente a Fortemente poluído) para Sr e Mn. O Sr é encontrado na forma de carbonato (estroncianita). A similaridade dos raios iônicos do cálcio e estrôncio permite que este substitua o primeiro nas redes iônicas de suas espécies minerais, o que provoca a grande distribuição do estrôncio (WEDEPOHL, 1969; BURGER & LICHTSCHEIDL, 2019).

Tabela 3 - Classificação do Índice de Geo-acumulação.

Pontos	Índice de Geo-acumulação						
	0	1	2	3	4	5	6
P1	SiO ₂ , Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , CaO, MgO, TiO ₂ , Na ₂ O, K ₂ O, Sr, Ba, Y, La, V, Cr, Mo, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, P, Pb						
P2	SiO ₂ , Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , MgO, TiO ₂ , K ₂ O, Ba, La, Y, V, Cr, Mo, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, P, Pb	CaO, Na ₂ O, Sr,					
P3	Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , CaO, TiO ₂ , Na ₂ O, K ₂ O, Y, La, V, Cr, Mo, Co, Ni, Cd, P, Pb	SiO ₂ , MgO, Cu, Zn,	Sr, Ba, Mn,				
P4	Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , TiO ₂ , Y, La, V, Cr, Mo, Cd, Pb	SiO ₂ , CaO, Na ₂ O, MgO, K ₂ O, Co, Ni, Zn, P,	Ba, Mn, Cu,	Sr			
P5	Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , CaO, MgO, TiO ₂ , Na ₂ O, Sr, La, Y, V, Cr, Mo, Co, Ni, Cu, Cd, Pb	SiO ₂ , K ₂ O, Zn, P,					
P6	Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , CaO, TiO ₂ , Na ₂ O, Sr, Y, La, V, Cr, Mo, Cd, P, Pb	SiO ₂ , MgO, K ₂ O, Ni, Zn,	Ba, Co, Cu,	Mn			
P7	Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , CaO, MgO, TiO ₂ , Na ₂ O, K ₂ O, Sr, V, Cr, Mo, Ni, Cd, Pb	SiO ₂ , Ba, Y, La, Co, Cu, Zn, P,	Mn,				
P8	Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , TiO ₂ , K ₂ O, Y, La, V, Cr, Mo, Co, Ni, Cd, P, Pb	SiO ₂ , MgO, Na ₂ O, Sr, Ba, Cu, Zn,	CaO, Mn,				
P9	Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , CaO, MgO, TiO ₂ , Na ₂ O, K ₂ O, V, Cr, Mo, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, P, Pb	SiO ₂ , Sr, Ba, Y, La,					
P10	SiO ₂ , Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , CaO, MgO, TiO ₂ , Na ₂ O, K ₂ O, V, Cr, Mo, Cu, Cd, P, Pb	Ba, Y, La, Mn, Co, Zn,			Sr		
P11	Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , MgO, TiO ₂ , Na ₂ O, K ₂ O, Sr, V, Cr, Mo, Mn, Co, Ni, Cd,	SiO ₂ , CaO, Ba, Cu, Zn, P, Pb	Y, La,				
P12	SiO ₂ , Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , CaO, MgO, TiO ₂ , Na ₂ O, V, Cr, Mo, Ni, Cd, Pb	K ₂ O, Sr, Ba, Y, La, Co, Cu, Zn, P,			Mn		
P13	Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , TiO ₂ , Y, La, V, Cr, Mo, Co, Ni, Cd, Pb	SiO ₂ , CaO, MgO, Na ₂ O, K ₂ O, Ba, Cu, Zn, P,	Mn	Sr			
P14	Al ₂ O ₃ , Fe ₂ O ₃ , MgO, TiO ₂ , Na ₂ O, K ₂ O, Y, La, V, Cr, Mo, Co, Ni, Pb	SiO ₂ , CaO, Cu, Ba, Mn, Zn, P,	Sr				

Correlacionando os dados de mineralogia e índice de geoacumulação, notou-se que a partir da Fig. 2 e dos dados de P1 na Tabela 1 e 3, esse ponto de coleta foi selecionado por ser uma área de nascente, propícia para ser determinada como área de *background*. Os valores de referência geoquímica para as amostras de sedimento da bacia do córrego Campo Alegre foram determinados de acordo com a formulação dos índices de geoacumulação e dos valores de *background* estabelecidos neste estudo Tabela 3. Durante a coleta foi definido como ponto 1, situado na nascente do Córrego Campo Alegre onde apresenta vegetação preservada, água de nascente e as principais unidades geológicas (Grupo Ibiá e coberturas detrito-lateríticas ferruginosas) com atividades antrópicas inexistentes ou de pequena quantidade.

Com os resultados obtidos é possível evidenciar que dados corroboram, como: SiO₂ proveniente

do quartzo, Al₂O₃ (Kaolinita e Ilita), Fe₂O₃ (Goethita e Hematita), TiO₂ (Rutilo), entre outros. Isso traz evidência, por ser uma área em que ainda existe preservação ambiental (ponto 1 - P1), sendo considerada ponto de referência comparada com o todo, pois a região tem sua economia voltada para produção de grãos e criação de animais, sendo importante um monitoramento da água que abastece a população.

Os pontos 3, 4, 6, 7, 8, 11, 13 e 14 estão na classe 2 (moderadamente poluído), representada pelo Sr (estrôncio), Ba (bário), Mn (manganês), Co (cobalto), Cu (cobre). Embora agrupados, sugerem que estejam associados a duas fontes distintas. Os elementos cobalto (Co) e cobre (Cu) ligam-se, principalmente, à matéria orgânica, podendo estar associados a fontes antrópicas, pois nos pontos 3 e 8 existe grande índice de resíduos domésticos. O Cu pode ainda estar presente em

veneno agrícola, algicida e o cobalto, junto com o Mo em fertilizantes importantes na fixação do nitrogênio por meio do *Bradyrhizobium* (SFREDO et al., 2010).

O Ba tem como principais fontes antrópicas a fabricação de papel (que usa o bário como pigmento branco), lâmpadas fluorescentes e tintas, e na área de estudo não contém nenhuma fábrica com essas caracterizações, podendo assim estar relacionado com origem geogênica, que pode ser encontrado em quantidades-traços de rochas sedimentares (BRIDGESTOCK et al., 2018), ligado ao manganês, pois segundo HEM (1985) a concentração de bário (Ba) em águas naturais pode ser influenciada pela adsorção de óxidos e hidróxidos, principalmente manganês (Mn). Outro fato é que o estrôncio (Sr) é um elemento presente nos feldspatos e seu comportamento reflete as tendências observadas no bário.

Percebe-se que, para esse córrego, a maioria dos metais analisados foi enquadrada na classe 1 (não poluído a moderadamente poluído), o que é explicado pela presença de mata ciliar, que minimiza a influência antrópica nessa área. A referência geoquímica para os sedimentos do Córrego Campo Alegre por faixa de concentração, de acordo a formulação de índices de geoacumulação e valores de *background* (P1 na tabela 1 e 3), pode-se perceber pela Tabela 1 que a área escolhida obteve-se êxito por ser área da nascente do córrego Campo Alegre e não apresenta índice de geoacumulação como pode ser evidenciado na Tabela 3; esses são valores de referência definidos para o Córrego Campo, mas poderão ser aplicados em outros corpos hídricos da região que possuem geologia equivalente.

A definição de valores de *background* geoquímico é uma estratégia para quantificar e qualificar o impacto das atividades antropogênicas sobre os recursos naturais (SIMÃO et al., 2019). Dessa forma, esse estudo geoquímico do córrego Campo

Alegre é inédito e servirá de subsídio para trabalhos futuros.

No presente estudo foi possível realizar investigações das possíveis interferências antrópicas na qualidade dos sedimentos de fundo da bacia a partir da análise comparativa dos resultados com o valor de *background* regional e as aplicações dos indicadores de qualidade de sedimentos, e mostraram-se coerentes entre si. Verificou-se a distribuição espacial de Sr, Ba, Mn, Co, Cu nos sedimentos de fundos na Bacia Hidrográfica do Córrego Campo Alegre.

Os resultados obtidos pelos IGEO demonstraram que, de forma geral, existem interferências de origem antrópica, principalmente em pontos específicos (P4, P6, P7, P10, P12 e P13), onde havia, próximo da área de coleta, despejo de efluentes domésticos e resíduos das atividades agropecuárias presentes na região.

Os índices de geoacumulação apresentaram valores em sua maioria baixos, e classificam-se os sedimentos da região, em sua maioria, como não poluídos a moderadamente poluídos. Foram estabelecidos valores de referência com o intuito de acompanhar as transformações ocorridas no interior desta bacia.

4 CONCLUSÕES

A avaliação dos parâmetros químicos do sedimento do Córrego Campo Alegre possibilitou examinar as interferências naturais e antrópicas e correlacioná-las com as possíveis fontes contaminantes que existem na área de estudo. Evidenciou-se nos resultados que as interferências existentes foram oriundas possivelmente de usos domésticos, principalmente em pontos em que o córrego passa dentro do perímetro urbano e oriundo de utilização de fertilizantes na agricultura.

As características mineralógicas foram apresentadas, após análises no raio-X, identificando o quartzo como componente principal e a caulinita, goethita, gibsitita, rutilo, componentes secundários encontrados em todos os pontos amostrados. Com a determinação dos elementos, foi possível confirmar os elementos constituintes de cada mineral, observando que a capacidade de troca dos minerais dessa área é baixa, e com a análise química, que apesar da pouca retenção de metais pelo sedimento pode afetar a qualidade do córrego.

A análise mineralógica e o índice de geo-acumulação permitiram distinguir, de forma multi-elementar, as diferentes influências ocasionadas pelos depósitos minerais no acúmulo de metais nos sedimentos do córrego, e apresentou alguns indícios de atividade antropogênica, proveniente em geral de despejos domésticos e atividades agropecuárias, porém dentro da normalidade, mas merece monitoramento para evitar danos irreversíveis à população e à cadeia alimentar. Além disso, foi possível determinar o ponto P1 como propício para área de *background*. Apesar de indícios de interferência da agricultura, o Córrego Campo Alegre ainda apresenta um sistema em equilíbrio.

5 AGRADECIMENTOS:

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. À UnB pelo suporte na pesquisa e ao Instituto de Geociências pelo aprimoramento de conhecimentos.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

- ANDRADE, M. G. **Elementos-traço A, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn em latossolos e plantas de milho após treze aplicações anuais de lodo de esgoto**. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Unesp, 2011.
- BERGAYA, F.; THENG, B.C.G.; LAGALY, G. Handbook of clay science. In: General introduction: Clay, clays minerals and clay science. **Amsterdam: Elsevier**. Cap. 1. p. 1-18, 2006. [https://doi.org/10.1016/S1572-4352\(05\)01001-9](https://doi.org/10.1016/S1572-4352(05)01001-9)
- BERGMANN, W. **Nutritional disorders of plants: developments, visual and analytical diagnosis**. New York: Gustv Fischer Verlag Jena, 1992. 741p; ISBN-13: 978-1560813576
- BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Revista Árvore**, v.32, n.2, p.311-322, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622008000200014>
- BRICKER, O.P.; JONES, B.F. **Main factors affecting the composition of natural waters.Trace elements in Natural Waters**; Eds Salbu B. & Steinnes E, p. 1-20, 1995.
- BRIDGESTOCK, L., HSIEH, Y. TE, PORCELLI, D., HOMOKY, W.B., BRYAN, A., HENDERSON, G.M. Controls on the barium isotope compositions of marine sediments. **Earth Planet. Sci. Lett.** 481, 101-110, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2017.10.019>
- BURGER, A., LICHTSCHEIDL, I. Strontium in the environment: Review about reactions of plants towards stable and radioactive strontium isotopes. **Sci. Total Environ.** 653, 1458-1512, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.312>
- CARPENTER, S.R.; CARACO, N.F.; CORREL, D.L.; HOWARTH, R.W.; SHARPLEY, A.N.; SMITH, V.H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- CETESB- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2007. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>>. Acessado em: 10out2013.
- CPRM - COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/arquivos/pdf/geolgoias/geolgoiasmpgeologse.pdf>>. Acessado em: 02jul2018.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2005.
- FARIA, M. M.; SANCHEZ, B. A. Geoquímica e mineralogia dos sedimentos recentes da Baía de Guanabara (NE setor) e seus principais rios- Rio de Janeiro - Brasil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.73, Rio de Janeiro, 2001. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652001000100010>.
- FELLENBERG, G.; FROELICH, C. G. **Introdução aos problemas da poluição ambiental**. EPU, 216 p,2003.

- HEM, J. D. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. **U.S. Geological Survey Water-Supply Paper**, 2254, 263, 1985.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Campo Alegre de Goiás**. Cidades. 2019. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/campo-alegre-de-goias/pesquisa/24/76693>>. Acessado em: 20out2019.
- IMB - INSTITUTO MAURO BORGES DE ESTATÍSTICAS E ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS. Goiás em Dados 2011/Secretaria de Estado de Gestão e Planejamento; Superintendência de Estatísticas. **Pesquisa e Informações Socioeconômicas-Goiânia: SEGPLAN**, 106p., 2011.
- LIMA, E. A. M. **Avaliação da qualidade dos sedimentos e prognóstico geoquímico ambiental da zona estuarina do rio Botafogo**. Tese (Doutorado em Geociências) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2008. 205p.
- LUDWIG, W.; PROBST, J. L.; KEMPE, S. Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 10, n. 1, p. 23-41, 1996. <https://doi.org/10.1029/95GB02925>.
- MACHADO, L.E.G.; NUNES, E. D.; ROMÃO, P, A. Análise da influência da topografia na variação sazonal de fitofisionomias na bacia do Rio Veríssimo-GO. In: Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto, v.14, p. 2817-2822, 2009. **Anais...**
- MATOS, P.F; PESSÔA, L. S.; O agronegócio no cerrado do sudeste goiano: uma leitura sobre Campo Alegre de Goiás, Catalão e Ipameri. **Sociedade & natureza**, v. 24, n. 1, p. 37-49, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1982-45132012000100004>
- MEYBECK, M. 1994. Origin and variable composition of present day riverborne material. **Material Fluxes on the Surface of the Earth**, p. 61-73, 1994.
- MORUZZI, R. B. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial - Uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 1, p. 29-43, 2012.
- MOURA, D.S., LIMA NETO, I.E., CLEMENTE, A., OLIVEIRA, S., PESTANA, C.J., APARECIDA DE MELO, M., CAPELO-NETO, J. Modeling phosphorus exchange between bottom sediment and water in tropical semiarid reservoirs. **Chemosphere** 246, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125686>
- MULHOLLAND, D., S. **Geoquímica aplicada a avaliação da qualidade de sistemas aquáticos da Bacia do rio Paracatu (MG)**. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências, Universidade de Brasília. Brasília, 2009.
- NASCIMENTO, L. P.; REIS, D. A.; ROESER, H. M. P.; SANTIAGO, A. F. Geochemical assessment of metals in fluvial systems affected by anthropogenic activities in the Iron Quadrangle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 4, p. 767-778, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018165852>
- OLIVEIRA, H. A.; GUIMARÃES, J. F, XAVIER, S. C.O.; TIMÓTEO, A. **A poluição química do Córrego Campo Alegre de Goiás**. Monografia (Curso de Geografia) - Universidade Estadual de Goiás. Pires do Rio, 2001.
- PEIXOTO, J. S. G.; CUNHA, L. S., REGO, E.L.; ARAÚJO, D. F. Avaliação da qualidade dos recursos hídricos superficiais no alto curso da bacia hidrográfica do córrego Campo Alegre-Goiás. **Geochimica Brasiliensis**, v. 31, n. 1, p. 1-10, 2017. <https://doi.org/10.21715/GB2358-2812.2017301001>
- GROTZINGER, J.; JORDAN, T. **Para Entender a Terra-6**. Bookman Editora, 2013.
- McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils**. New York, Oxford University Press, 1994. 406p.
- REIJONEN, I., HARTIKAINEN, H. Oxidation mechanisms and chemical bioavailability of chromium in agricultural soil – pH as the master variable. **Appl. Geochemistry** 74, 84–93, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.08.017>
- RESENDE, A.V. **Agricultura e Qualidade da Água: Contaminação da Água por Nitrato**. Empresa Cerrados - Documentos (INFOTECA-E), n.57, 29p, 2002.
- SEPLAN, Goiás em Dados 2011/ Secretaria de Estado de Gestão e Planejamento; Superintendência de Estatísticas. **Pesquisa e Informações Socioeconômicas - Goiânia**, 2011.
- SFREDO, G. J.; OLIVEIRA, M. C. N. **Soja Molibdênio e Cobalto**. Embrapa Soja – Documentos (INFOTECA-E), 2010.
- SIMÃO, G.; PEREIRA, J. L.; ALEXANDRE, N. Z.; GALATTO, S. L.; VIERO, A.P. Estabelecimento de valores de background geoquímico de parâmetros relacionados a contaminação por carvão. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 2, p. 109-118, 2019. <https://doi.org/10.14295/ras.v33i2.29207>
- SINGH, KUNWAR P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)-a case study. **Water research**, v. 38, n. 18, p. 3980-3992, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.06.011>
- SILVA, A. M.; ALVES, S. M. Análises dos registros de intoxicação por agrotóxicos em Goiás, no período de 2001 a 2004. **Revista Eletrônica de Farmácia**, v. 4., n.2, 2007. <https://doi.org/10.5216/ref.v4i2.3055>
- SOARES, M. C.C.; MIZUSAKI, A. P.; GUERRA, T.; VIGNOL, M. L.; **Análise Geoquímica dos Sedimentos de Fundo do Arroio do Salso, Porto Alegre-RS-Brasil**. Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil, 2002. <https://doi.org/10.22456/1807-9806.19565>
- SOARES, C. C. 2019. **Caracterização geoquímica de sedimentos da bacia do Rio Caatinga**. Monografia (Departamento de

Geologia) – Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, 219. 101 p.

SHUQAIR, S. M. S. **Estudo da contaminação do solo e água subterrânea por elementos tóxicos originados dos rejeitos das minas de carvão de figueira no estado do Paraná.** Autarquia Associada à Universidade de São Paulo, Ipen, São Paulo, 2002.

STRAKHOVENKO, V., SUBETTO, D., OVDINA, E., DANILENKO, I., BELKINA, N., EFREMENKO, N., MASLOV, A. Mineralogical and geochemical composition of Late Holocene bottom sediments of Lake Onego. **J. Great Lakes Res.**, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.02.007>

SUN, X., FAN, D., LIU, M., TIAN, Y., PANG, Y., LIAO, H. Source identification, geochemical normalization and influence factors of heavy metals in Yangtze River Estuary sediment.

Environ. Pollut. 241, 938–949, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.050>

TENUS, R. Z. **Caracterização Limnológica de afluentes da Bacia do Alto Rio Uruguai-SC.** Dissertação (Mestrado em Biologia Geral) – Ciências Ambientais, Unochapecó. Chapecó, 2007.

VAN ANDEL, T.H.; ZAGGER, E.E.; DEMITRACK, A. Land use and soil erosion in prehistoric and historical Greece. **Journal of field archaeology**, v.17, n.4, p 379–396, 1990.

WEDEPOHL, K. H. **Handbook of Geochemistry.** Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. 1,248, 1969.

WILLIAMS, J.A., ANTOINE, J. Evaluation of the elemental pollution status of Jamaican surface sediments using enrichment factor, geoaccumulation index, ecological risk and potential ecological risk index. **Mar. Pollut. Bull.** 157, 111288, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111288>

Óleo e água não se misturam

A solução é reciclar

Não jogue óleo na rede de esgoto ou no solo, nem em ralos e vasos sanitários.

Cada litro de óleo de fritura pode poluir até 25 mil litros de água, se descartado de forma errada.

Uma solução mais responsável e ecológica é reciclar para fabricar sabão e biocombustível.

Ao se desfazer do óleo usado, utilize garrafas PET usadas, embalagens de amaciantes ou de sucos.

Leve seu óleo usado até um dos pontos de coleta para que seja descartado de forma correta.

Conheça o PROL - Programa de Reciclagem de Óleo de Fritura no site www.sabesp.com.br



INFRAESTRUTURA E TECNOLOGIA PARA CUIDAR DE NOSSO BEM MAIS VALIOSO: **ÁGUA**

30% DO INVESTIMENTO EM SANEAMENTO NO BRASIL É REALIZADO PELA SABESP, FINANCIADO INTEGRALMENTE SEM PARTICIPAÇÃO DE RECURSOS FISCAIS



CAPTAÇÃO
SISTEMA SÃO LOURENÇO



BIOGÁS SABESP | O biogás das estações de tratamento de esgoto utilizado como combustível



**ORGULHO DE ATENDER
MAIS DE 28 MILHÕES DE PESSOAS**



NYSE | Na listagem da Bolsa de Valores de Nova Iorque desde 2002

