

revista

DAE



sabesp

239

Volume 71

janeiro 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

Além da língua portuguesa, serão aceitos artigos em inglês desde que acompanhados de tradução para o português.

Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Beatriz Martins Gomes 29772393832

Capa

Serra Negra/SP

Foto: Telma Marques Meneguini

ISSN (impresa) 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 Serra Negra/SP. Foto: Telma Marques Meneguini

nesta edição

ARTIGOS TÉCNICOS

- 6** Lodo de estação de tratamento de água como adsorvente: preparo e caracterização
Water treatment plant sludge as adsorbent: preparation and characterization
- 17** Avaliação do potencial de agressividade dos mananciais subterrâneos para abastecimento público em São Carlos (SP) - Brasil
Assessment of the aggressiveness potential of underground sources for public supply in São Carlos (SP) - Brazil
- 31** Otimização do tratamento de efluente de abatedouro e frigorífico por meio de eletrofloculação em reator de fluxo contínuo
Optimization of the treatment of wastewater from a slaughterhouse and packing plant through electroflocculation in a continuous flow reactor
- 46** O uso da espécie de planária *Girardia tigrina* como bioindicador da qualidade de efluente tratado por meio de ensaios de toxicidade
*The use of planarian species *Girardia tigrina* as bioindicator of effluent quality treated by means of toxicity tests*
- 59** Proposição de uma escadaria com drenagem associada: estudo numérico via dinâmica dos fluidos computacional
Proposal of a draining staircase: numerical study using computational fluid dynamics
- 72** Water scarcity in the water supply in Tangará da Serra - MT: analysis of the treatability efficiency of different raw waters
Escassez hídrica no abastecimento de água em Tangará da Serra - MT: análise da eficiência de tratabilidade de diferentes águas brutas
- 83** Proposição de soluções para destinação de resíduos de construção civil para municípios de pequeno porte
Proposition of solutions for the destination of construction waste to small municipalities
- 97** O estado da arte sobre escoamentos em quedas sucessivas em canais com o fundo em degraus
The state-of-the-art on nappe flow in stepped chutes
- 115** Avaliação da produção de metano a partir da codigestão de resíduos sólidos orgânicos com macrófitas aquáticas
Methane production assessment from the codigestion of organic solid waste with aquatic macrophytes
- 129** Análise de similaridade entre variáveis limnológicas pertencentes ao Rio Santa Rosa
Analysis of the similarity between the limnological variables in the Santa Rosa River
- 143** Impacto da tensão trativa adotada no dimensionamento de rede coletora de esgoto sanitário sobre os seus custos construtivos
Impact of the shear stress adopted in the design of the sewage collection network on its construction costs
- 157** Qualidade da água para consumo humano: estudo no sistema de um campus universitário
Drinking water quality: study of an university campus system
- 174** Desenvolvimento de um equipamento para medir sólidos totais na água para fins didáticos usando método nefelométrico
Development of an equipment to measure total solids in water for didactic purposes using nephelometric method
- 188** Captações de esgotos sanitários em tempo seco em galerias de águas pluviais: proposta de discussão sobre critérios e parâmetros de dimensionamento
Dry-weather sewage intakes in storm sewers: a discussion proposal about design criteria and parameters
- 205** A cadeia da reciclagem de papel e plástico em Bauru, São Paulo: inclusão de dados do setor formal e informal
The paper and plastic recycling supply chain in Bauru, São Paulo - Brazil: inclusion of data from the formal and informal sectors
- 220** Estudo da viabilidade econômica do aproveitamento energético de biogás em Sergipe considerando o cotratamento de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reatores UASB
Study of the economic feasibility of using biogas energy in Sergipe considering the co-treatment of landfill leachate and domestic sewage in UASB reactors
- 233** Esgoto doméstico tratado em filtro biológico aerado naturalmente utilizando resíduo da construção civil como meio suporte
Treated domestic sewage in a naturally aerated biological filter using ceramic block as a support medium
- 249** AGRADECIMENTOS

Lodo de estação de tratamento de água como adsorvente: preparo e caracterização

Water treatment plant sludge as adsorbent: preparation and characterization

• **Data de entrada:**
28/07/2021

• **Data de aprovação:**
16/11/2021

Danubia Santiago Martins^{1*} | Bianca Ramos Estevam² | Ruan Larisson Toninato Vilela¹ | William Deodato Isique¹ | Rosane Freire Boina³


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.001>


ORCID ID

Martins DS  <https://orcid.org/0000-0002-6377-2994>

Estevam BR  <https://orcid.org/0000-0002-2595-5124>

Vilela RLT  <https://orcid.org/0000-0003-0270-8427>

Isique WD  <https://orcid.org/0000-0003-1054-7379>

Boina RF  <https://orcid.org/0000-0002-9903-5902>

Resumo

O Lodo de Estação de Tratamento de Água (LETA) é um resíduo descartado usualmente de forma irregular e sem tratamento adequado. Em busca de alternativas para esse problema, objetivou-se a produção e a caracterização de um material adsorvente (MA), e nesse processo o LETA, seco e pulverizado, foi ativado por processo físico e químico. A DRX mostrou a presença das fases caulinita e quartzo e, após a ativação, apenas o quartzo. Por MEV observou-se uma superfície rugosa com elevada área superficial e distribuição irregular do tamanho dos grânulos. A EDS e a EDX confirmaram composição por SiO_2 , Al_2O_3 e compostos de carbono. Por meio do estudo de pH_{PCZ} verificou-se que o valor do pH com carga neutra é 6,15, podendo ser manipulado para que a superfície fique carregada com cargas positivas ou negativas, promovendo a adsorção de compostos catiônicos e aniônicos. Conclui-se que as mudanças promovidas no LETA foram significativas para seu uso como material precursor de adsorvente.

Palavras-chave: LETA. Ácido Fosfórico. Adsorvente. Caracterização.

Abstract

Sludge from a Water Treatment Plant (SWTP) is a waste usually disposed of irregularly and without proper treatment. In search of alternatives to this problem, the objective was the production and characterization of an adsorbent material (AM), and in this process, the dry and pulverized SWTP was activated by physical and chemical process. XRD showed the presence of kaolinite and quartz phases; and, after activation, only the quartz. By SEM, a rough surface with high surface area and irregular granule size distribution was observed. EDS and EDX confirmed composition by SiO_2 , Al_2O_3 and carbon compounds. Through the study of pH_{PCZ} it was found that the pH value with neutral charge is 6.15, which can be manipulated so that the surface is charged with positive or negative charges, promoting the adsorption of cationic and anionic compounds. It is concluded that the changes promoted in SWTP were significant changes for its use as adsorbent precursor material.

Keywords: SWTP. Phosphoric Acid. Adsorbent. Characterization.

¹ Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Faculdade de Engenharia - Ilha Solteira - São Paulo - Brasil.

² Universidade Estadual de Campinas (Unicamp) - Campinas - São Paulo - Brasil.

³ Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Faculdade de Ciências e Tecnologia - Presidente Prudente - São Paulo - Brasil.

* **Autora correspondente:** danubia.s.martins@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

A água é um bem necessário para a vida humana cotidiana. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), em 2015 foi estimado que 5,3 bilhões de pessoas utilizaram serviços de água potável de gerenciamento seguro (OMS, 2017). Conforme descrito por Wasserman (2019), estima-se que para o consumo global divulgado pela OMS em 2017 foram produzidos 104 milhões de m³ de água para poder suprir a necessidade global. As fontes de água potável de gerenciamento seguro são as Estações de Tratamento de Água (ETA), que são responsáveis por deixar a água bruta em condições de ser consumida e utilizada pela população (OMS, 2017).

A água bruta, ao chegar à ETA, possui sólidos suspensos e dissolvidos, matéria orgânica (partículas coloidais e componentes que dão coloração à água) e inorgânica (silte, areia, argila e óxidos metálicos) originária do local de captação, além de organismos patogênicos (USEPA, 2011). Durante o processo de tratamento é necessária a utilização de coagulantes — geralmente Polícloreto de Alumínio e Sulfato de Alumínio — que auxiliam na desestabilização das partículas, promovendo a floculação do material sobrenadante e a decantação desses materiais (FILHO, 2017). Como produto residual do tratamento imposto às águas brutas, tem-se o Lodo de Estação de Tratamento de Água (LETA), o qual é gerado pela interação de todas as substâncias químicas aplicadas durante o tratamento: matéria orgânica, inorgânica e solo (DI BERNARDO, 2008).

Por ser um subproduto industrial e considerado resíduo sólido (ABNT NBR 10004, 2004), embora contenha aproximadamente 95% de água (MARGUTI, FILHO, PIVELI ; 2018), a sua disposição se torna complexa pela quantidade e composição. Os métodos tradicionais ou sistema naturais de adensamento do lodo são as lagoas de lodo e leito de secagem. Para a redução do volume de água, podem-se utilizar sistemas mecânicos:

filtro prensa, prensa desaguadora, centrífuga e filtros a vácuo, porém estes necessitam de alto custo para implantação, operação e manutenção, tornando-os, geralmente, inviáveis (SMIDERLE, 2016). Em contrapartida, os sistemas naturais requerem menores custos de implantação e execução, mas há uma necessidade de grandes áreas para ser eficiente (ACHON, BARROSO, CORDEIRO, 2008). Quanto à destinação, o LETA pode ser empregado em aterros sanitários, incinerado ou ser reutilizado dentro da própria ETA (MARGUTI, FILHO, PIVELI ; 2018; SMIDERLE, 2016)

Segundo a literatura (ABO-EL-ENEIN, et al., 2017; DI BERNARDO, 2008; TSUTIYA, HIRATA, 2001; RICHTER, 2001), o LETA é lançado frequentemente em corpos de água, mesmo no Brasil, onde essa prática é considerada crime ambiental (BRASIL, 1998; BRASIL, 1981). Como consequência dessa ação, pode-se citar o aumento da concentração de íons metálicos nos cursos d'água, limitação da concentração de carbono disponível para alimentação de macro invertebrados e o aumento da turbidez, reduzindo a produtividade do fitoplâncton (SMIDERLE, 2016). Di Bernardo (2008) cita que pela presença os íons de alumínio (Al³⁺), o LETA possui uma ligação forte com os fosfatos, afetando o ciclo do fósforo, que é o nutriente principal para a biota aquática.

No âmbito acadêmico, pesquisas mostram soluções para reutilização e agregação de valor econômico ao LETA, convertendo-o em matéria-prima para diversos tipos de materiais. Algumas aplicações realizadas são: setor ceramista (MYMRIM, et al. 2017); uso agrícola (YUEHAN, LEE, LEE, 2019; FERREIRA, et al. 2018; SILVA, MELO, TEIXEIRA, 2005), recuperação de coagulantes (AHMAD, AHMAD, ALAM, 2016), e adsorção (SISWOYO, et al. 2019).

O lodo de estação de tratamento de água (LETA) se mostra interessante na adsorção, pois se tra-

ta de um resíduo gerado de forma intermitente em abundância. Abo-El-Einen et al. (2017) obtiveram resultados excelentes empregando o lodo de ETA como precursor de material adsorvente. A ativação física dos materiais promoveu o aumento da área superficial e porosidade, possibilitando a adsorção dos íons metálicos, ampliando uma série de investigações.

Com o exposto, este trabalho se alinha aos estudos recentes no propósito de produzir um material adsorvente a partir do lodo de ETA. No presente estudo, serão empregados métodos físico e químico de ativação, e serão analisadas as mudanças provocadas no material em relação a sua superfície, direcionando seu emprego na separação de poluentes catiônicos e aniônicos de soluções aquosas.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

O lodo de estação de tratamento de água (LETA) foi cedido pela empresa responsável pela captação, tratamento e distribuição da água de um município do oeste paulista. A estação opera por ciclo convencional e aplica policloreto de alumínio (PAC) como coagulante. As coletas de amostras de LETA foram realizadas por funcionários da companhia no momento da limpeza dos decantadores, e a coleta amostral foi composta. O material foi acondicionado em bombonas de polietileno e encaminhado ao laboratório para as análises e preparos iniciais.

2.1 Preparo e ativação

O LETA coletado foi submetido a adensamento gravitacional para a remoção da umidade e diminuição do volume. A remoção da umidade residual foi realizada em estufa de circulação, a 100°C, por aproximadamente 24h. Depois disso, o material foi destorroado manualmente e seguiu para um moinho de facas. Para uniformização, o

material foi peneirado em uma peneira com malha de 0,35mm (*mesh*). O produto resultante foi nomeado LETA *in natura* (Fig. 1).

No preparo do material adsorvente (MA), o LETA, seco e peneirado, passou por ativação física (térmica) e química (ácido fosfórico). O tratamento térmico foi realizado em forno mufla, em temperatura definida pela Análise Térmica, por um total de 1 hora. Em seguida, o material foi lavado abundantemente com água destilada para remoção de impurezas e desobstrução dos poros.

A ativação química foi realizada com solução de Ácido Fosfórico (H_3SO_4), uma vez que esse composto é considerado eficiente na modificação da área superficial dos adsorventes no processo de ativação (Z. AL-QODAH E SHAWABKAH, 2009). A dosagem do ativador foi adaptada de Moraes (2014), mantendo a proporção em 1g de ativador, 1g de material adsorvente, para cada 100mL de água deionizada. A mistura foi mantida sob agitação constante (240 rpm), por 30 minutos, em temperatura ambiente ($25^{\circ}C \pm 3^{\circ}C$). Depois disso, o material foi filtrado em filtro qualitativo e encaminhado novamente a estufa (100°C) até extinguir toda a umidade.

O excesso do ativador foi removido com água deionizada de forma abundante, seguido por secagem em estufa (100 °C) e enxague com solução de Ácido Clorídrico ($HCl - 0,5 \text{ mol. L}^{-1}$) para remoção de vestígios de impurezas, conforme recomendações de Nunes e Carvalho (2011). O produto seco resultante dos processos empregados foi nomeado material adsorvente com ácido fosfórico (MA_p). Posteriormente às etapas de preparo, o MA_p foi encaminhado para caracterização.

2.2 Caracterização Físico - Química do LETA e do MA_p

Primeiramente o lodo sem desague foi submetido à análise de composição e teor de sólidos,

resíduos fixos e resíduo volátil seguindo as recomendações da NBR 10664/1989 – Método J, Método L e Método M.

Após esse ensaio foi realizada a análise térmica (Termogravimétrica; Análise Térmica Diferencial e Calorimetria Exploratória Diferencial) no LETA *in natura*, com o objetivo de determinar a temperatura do tratamento térmico. Para a caracterização física e química no LETA *in natura* e no MAP foram realizadas as seguintes análises: microscopia eletrônica de varredura (MEV); espectroscopia de energia dispersiva (EDS); espectrometria de fluorescência de raios-X (FRX); espectroscopia de absorção na região do infravermelho com transformada de Fourier (FTIR); difração de raios X (DRX). Além destes, o MAP foi caracterizado quanto à carga neutra da superfície, de acordo com o estudo de Ponto de Carga Zero (PCZ).

A análise térmica foi realizada em um sistema de calorimetria exploratória DSC-TGA (TA INSTRUMENTS, SDT Q600). O aparelho operou com as seguintes condições: a amostra foi inserida em um cadinho de alumina e submetida a uma taxa de aquecimento de 10°C/min com rampa de aquecimento de 30°C até 900°C sob atmosfera de ar sintético com fluxo de 100mL/min.

A MEV foi realizada para verificar a morfologia da superfície do material adsorvente produzido e do lodo *in natura*. O equipamento utilizado foi um microscópio eletrônico de varredura acoplado a um detector de elétrons secundários (SE) em alto vácuo e temperatura (CARLS ZEISS, EVO LS15). O preparo das amostras ocorreu da seguinte forma: as amostras foram fixadas em fita condutora dupla face de carbono no *stub* (porta amostra); na sequência foi metalizada com uma fina camada de ouro utilizando o *Sputtering* (QUORUM, modelo Q 150R ES). Neste equipamento foi levantado EDS em que se obteve a caracterização multielementar identificando e

quantificando os elementos químicos presentes no LETA *in natura* e MA_p.

A FRX foi realizada em um espectrômetro (SHIMADZU, EDX-7000) com sensibilidade de leitura de Sódio ao Urânio; a amostra foi feita em temperatura ambiente (25°C ± 2°C) e atmosfera controlada. A análise de DRX foi realizada em um difratômetro com radiação em Cu K α ($\alpha = 1,5406 \text{ \AA}$), operando a uma voltagem em 40 kV e corrente em 30 mA. O *range* do ângulo de difração 2 θ (2 Theta) variou entre 5°-80°, o tempo de varredura de 2,00°/min, passos de 0,02° e o tempo por passo igual a 1,20s. As fendas de divergência e espalhamento utilizadas foram de 1,00° e a fenda de recebimento de 0,30 mm; por essa técnica foi possível identificar as fases cristalinas nas amostras, medindo espaçamento interplanar (MORAIS, 2014).

Para extrair informações sobre as principais ligações e os grupos funcionais, realizou-se a análise de FTIR. O procedimento foi realizado no espectrômetro de absorção no infravermelho com transformada de Fourier (BRUCKER, Vector22), com número de onda que percorre o intervalo de 600 – 400 cm⁻¹ com 4 cm⁻¹ de resolução espectral.

Por fim, no MA_p realizou-se a medida de ponto de carga zero, que é definido como o pH em que a superfície do sólido possui carga neutra (MIMURA et al., 2010). A metodologia empregada chama-se “experimento dos 11 pontos”, em que 0,04g dos materiais adsorventes foram postos em contato com 40 mL de solução aquosa, ajustadas a cada pH variando de 2 a 12. A leitura foi feita após 24h de contato e plotada em gráfico pH final versus pH inicial. Portanto, foi possível analisar a faixa em que o pH se estabiliza e se torna constante independentemente do pH adotado inicialmente, ou seja, a superfície se comportará como um tampão (FREITAS et al., 2015).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise de teor de sólidos

A partir dos dados da Tabela 1 é possível observar que o Lodo possui maior presença de frações de silte e argila, o que pode ser atribuído ao mês de coleta Janeiro/2019, que é um mês chuvoso. Com relação ao teor de sólidos foi possível avaliar quanto a composição percentual mássica geral, fração mineral e orgânica. O teor de sólidos totais indica indiretamente o teor de umidade, e com os dados tem-se pouca presença de sólidos (25,55%) e o teor de umidade em aproximadamente 74,45 %

Tabela 1 - Série Sólidos do Lodo de ETA

LODO DE ETA	Frações Granulométricas (%)			Sólidos (%)		
	Areia	Silte	Argila	Totais	Fixos	Voláteis
	17,19	36,51	46,30	25,55	80,71	19,29

3.2 Análise Térmica

A análise térmica do material *in natura* (Fig. 2) mostrou quatro fenômenos endotérmicos: entre 44° e 142° C, 142° e 211° C, 224° e 417° C, 417° e 654° C. Segundo Fungaro e Silva (2014), esses fenômenos estão relacionados inicialmente a perdas por evaporação de água (3,5%); o segun-

do pico é devido às perdas de água de hidratação (1,5%); o terceiro pico é referente à desidratação de hidróxidos e volatilização de matéria orgânica (9,5%); e o quarto pico está relacionado a mudanças na estrutura molecular e formação de algumas fases cristalinas (6,2%). A partir de 654° C, há estabilização e não há picos na curva DTG.

Na literatura, no processo de preparação do material adsorvente, Abo-El-Einen et al. (2017) carbonizaram o LETA nas temperaturas de 100°C, 400°C, 500°C, 600°C e 700 °C. Como resposta a esse procedimento, notaram que em 500°C o material apresentou características de composição mineral favorável para ocorrer adsorção como: Albita e Ilita que são comprovadamente eficazes como adsorvente (Dehmani et al. 2021; Es-sahbany et al. 2021). Deste modo, a temperatura para ativação térmica do LETA foi definida no presente estudo em 550° C (Fig. 1).

Durante o tratamento térmico houve perda de massa de aproximadamente 20% e a temperatura escolhida (550°) promoveu mudança na estrutura do LETA, mostrada pelo gráfico da análise espectrometria de difração de raios – X (DRX) (Fig. 4) sendo possível verificar a fase quartzo — que auxilia positivamente na adsorção, conforme explicado por Pereira et al. (2013).



Figura 1- LETA após tratamento térmico pronto para ser ativado quimicamente.

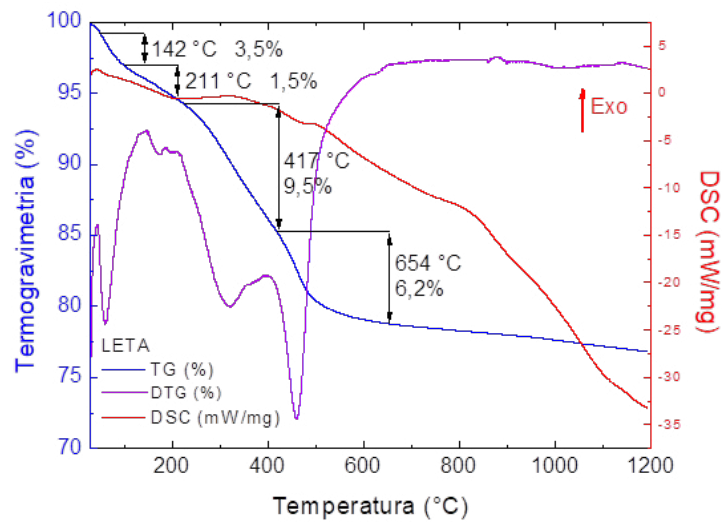


Figura 2 - Gráfico da Análise Térmica do LETA

3.3 Microscopia Eletrônica de Varredura

Pela Fig. 3(A) é possível observar o LETA *in natura*. A superfície é visualmente classificada com uma morfologia laminar, lisa e sem a presença de poro, porém é perceptível uma leve rugosidade. Após processo térmico, Fig. 3 (B), notou-se irregularidade das partículas, apresentando-se com superfície rugosa, o que pode facilitar a

adsorção das substâncias. Porém as mudanças causadas pelo processo térmico não foram tão significativas quanto à combinação tratamento térmico e ativação química, como observado na Fig. 3 (C). Por essa figura perceberam-se mudanças no formato e na dimensão dos grãos, formando porções aglomeradas e sobrepostas, com elevada rugosidade e área superficial.

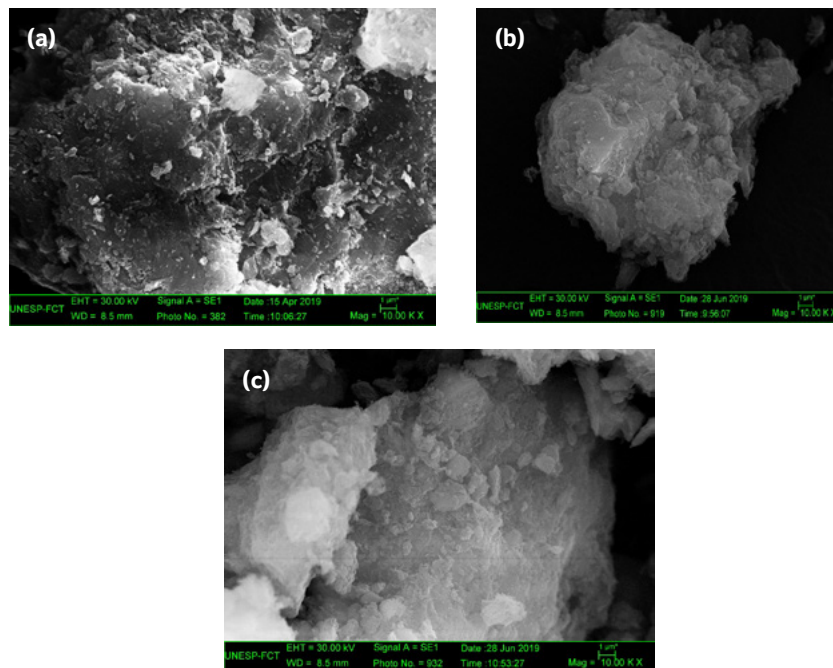


Figura 3 - A) LETA *in natura* (magnitude a 1 μm); B) LETA após tratamento térmico (magnitude a 1 μm); C) Adsorvente MA_p (magnitude a 1 μm)

3.4 Espectrometria de Difração de Raios – X (DRX)

No difratograma de Raios-X (Fig. 4), observou-se a presença das fases caulinita (JCPDS – 14-0164) na amostra do LETA. Porém no MAP (após o tratamento térmico e químico) aparece apenas o quartzo (JCPDS – 46-1045), indicando uma mudança na estrutura do material e comprovando

eficácia dos tratamentos realizados. A mudança ocorrida após o tratamento térmico indica que houve desidroxilação da caulinita dando origem à metacaulinita (COSTA; SOUZA, 2019). A presença de metacaulinita e quartzo enquadra-o como um argilomineral, conferindo ao material o seu potencial uso como adsorvente (COSTA, SOUZA, 2019; BRAGA, 2008; GUERRA et al., 2008).

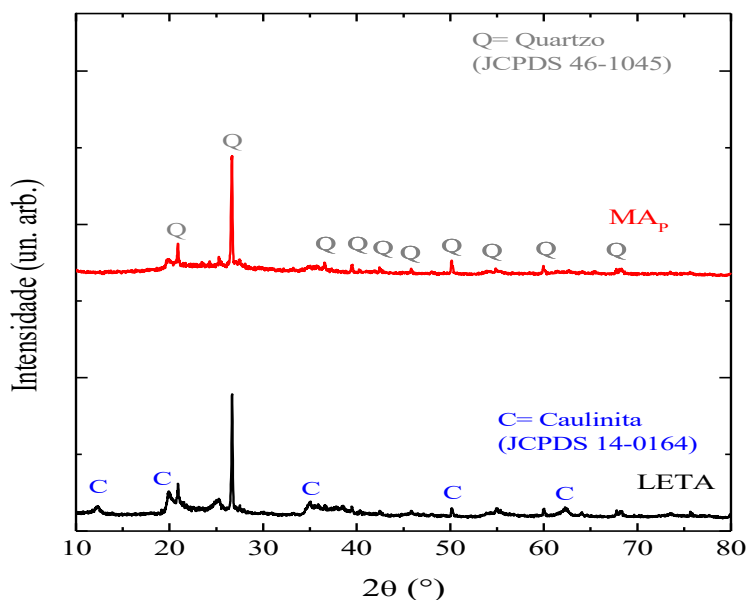


Figura 4 - Difratograma de Raio-X do LETA e MAP
Fonte: a Autora

3.5 Espectroscopia de Absorção na região do Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR).

A Fig. 5 mostra os espectros de FTIR do LETA e do MAP. Nota-se pouca diferença dos picos e deslocamento de banda entre um material e outro. Porém é notável que a intensidade das bandas do LETA é menor em relação ao MAP. Esse comportamento é relacionado aos processos térmico e químico empregados, responsáveis por eliminar a matéria orgânica e promover mudanças estru-

turais no material. As bandas localizadas entre 1.170 cm^{-1} e 1.000 cm^{-1} são atribuídas ao modo vibracional do grupamento OH do composto mineral. Contudo, hidrocarbonetos e silicatos também absorvem nesta região. Entre 1.001 cm^{-1} e 1.024 cm^{-1} há um estiramento assimétrico Si-O-Si e Si-O-Al. A banda em 914 cm^{-1} pode ser atribuída ao alongamento das ligações Al-OH e das estruturas Si-O-C ou Si-O-Si. Entre 600 cm^{-1} e 800 cm^{-1} , há vibração das ligações Al-O-Si (FEL-FEL; LISDAT, 2011).

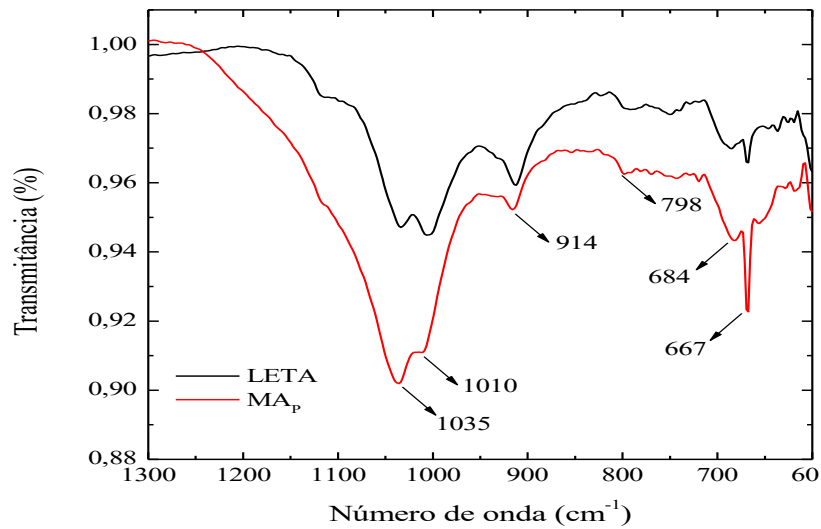


Figura 5 - Gráfico da análise de FTIR; LETA e MA_p

3.6 Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS) e Espectrometria de Fluorescência de Raios – X (FRX)

Na análise de EDS (Tabela 2) são mostradas composições elementares do LETA e do MAP, com predominância dos seguintes elementos: oxigênio (O); carbono (C) (matéria orgânica); silício (SiO₂) (prove-

niente do leito dos rios); alumínio (Al) (proveniente da adição de policloreto de alumínio no tratamento na ETA); ferro (Fe) e 2% de outros elementos (Mg, P, K, Ca). Por FRX (Tabela 3), verificou-se a ausência de elementos químicos nocivos (Pb e Hg), indicando que o material não apresenta risco à saúde, podendo ser empregado com total segurança.

Tabela 2 - Resultados do EDS.

Elemento	MA _p		LETA	
	Massa %	Atom. %	Massa %	Atom. %
CK	13,75	19,59	15,07	21,18
OK	62,01	66,32	62,31	65,75
MgK	00,56	00,39	0,58	0,40
AlK	07,51	04,76	8,65	5,41
SiK	12,79	07,79	10,42	6,26
PK	00,07	00,04	-	-
KK	00,40	00,18	0,43	0,18
CaK	00,13	00,06	0,15	0,06
TiK	00,43	00,15	0,37	0,13
FeK	02,25	00,69	2,02	0,61
CuK	00,08	00,02	-	-

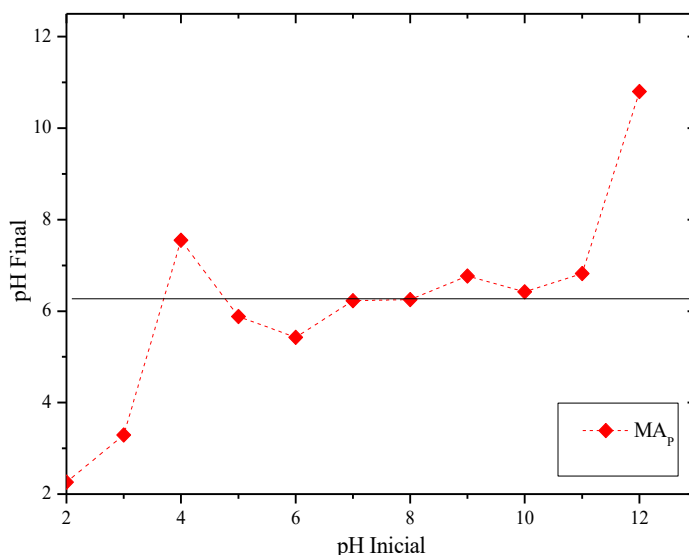
Tabela 3 - Resultados do FRX.

Elemento	MA _p
Si%	48,425
Al%	24,616
Fe%	17,192
K%	03,801
Ti%	03,077
Ca%	00,763
Mn%	00,472
S%	00,243
V%	-
Zr%	00,100
Cr%	00,067
Cu%	00,046
Zn%	00,032
Sr%	00,032
Y%	00,018
Nb%	00,021
Ni%	00,023
Ga%	00,012

3.7 Ponto de Carga Zero: pH_{PCZ}

O ensaio de pH_{PCZ} permitiu conhecer o comportamento da superfície do MAP, determinando o

pH em que a superfície permanece neutra. Segundo Freitas et al. (2015), conhecendo o pH_{PCZ} do adsorvente é possível prever a ionização dos grupos funcionais da superfície e determinar sua interação com a substância presente na solução. Outro ponto a ser destacado sobre este ensaio é que, se o pH da solução for superior ao pH_{PCZ} do material, a superfície do adsorvente será carregada negativamente e interagirá com espécies positivas adsorvendo cátion. Por outro lado, quando o pH da solução for inferior ao pH_{PCZ}, a superfície será carregada positivamente e interagirá com as espécies negativas, adsorvendo ânions (FREITAS et al., 2015). Conforme os dados obtidos no gráfico, foi possível definir o pH_{PCZ} do MAP em 6,15 sendo possível ajustá-lo para utilizar o MAP como adsorvente de Cátions e Ânions.

**Figura 6** - Resultado do ensaio de pH_{PCZ}

4 CONCLUSÃO

A análise conjunta das caracterizações realizadas no material permitiu observar as mudanças promovidas pela ativação física e química do LETA

produzindo o MAP. Essas mudanças foram importantes, visto que houve alteração na superfície e morfologia do LETA, as quais evidenciaram que a composição mineral do material possibilita

seu emprego como adsorvente. Outro ponto a se destacar foi a constatação de ausência de elementos químicos tóxicos. Por fim, com a medida do pHPCZC foi possível verificar em que faixa de pH pode-se trabalhar a solução para que o material tenha um bom desempenho como adsorvente. Portanto, o material produzido tem seu potencial de uso comprovado e o LETA provou ser eficiente como precursor de material adsorvente.

5 AGRADECIMENTO

À Capes pela bolsa de estudos e ao CNPq (426753/2018-6) pelo auxílio financeiro.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização, Metodologia, Investigação: Martins, D. S.; **Redação, Primeira versão:** Martins, D. S.; **Revisão & Edição:** Martins, D. S.; Vilela, R. T. L.; Estevam, B. R.; **Aquisição de Financiamento, Recursos, Supervisão:** Boina, R. F e Isique, W. D.

7 REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10664:** águas: determinação de resíduos (sólidos): método gravimétrico. Rio de Janeiro, 1989

ABO-EL-ENEINA, S. A.; SHEBL, A.; EL-DAHAB, S. A. A.. Drinking water treatment sludge as an efficient adsorbent for heavy metals removal. **Applied Clay Science**, Cairo, Egito, n. 146, p.343-349, 2017.

ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Destinação e disposição final de lodo gerado em eta - Lei 12.305/2010. In: Assembleia Nacional da Assemae, 45., 2015, Poços de Caldas - Mg. **Anais...** . Poços de Caldas: Assemae, 2015. p. 1 - 8. Disponível em: <http://www.trabalhosassemae.com.br/sistema/repositorio/2015/1/trabalhos/103/151/t151t1e1_a2015.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2019.

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Characterization of water treatment plant's sludge and is safe disposal options. **Procedia: Environmental Sciences**, India, v. 35, p.950-955, 2016.

AL-QODAH, Z. AND SHAWABKAH, R. Production and characterization of granular activated carbon from activated sludge. **Brazilian Journal of Chemical Engineering [online]**.

2009, v. 26, n. 1, pp. 127-136. Available from:<https://doi.org/10.1590/S0104-66322009000100012>>. Epub 10 Mar 2009. ISSN 1678-4383.

BRAGA, R.M. **Uso de argilominerais e diatomita como adsorvente de fenóis em águas produzidas na indústria de petróleo**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia do Petróleo). UFRN. 95p. 2008

COSTA, G.; SOUZA, C. 2019. Investigação do potencial catalítico do lodo de estação de tratamento de água. **Brazilian Journal of Development**. 5. 20020-20029. 10.34117/bjdv5n10-202.

DEHMANI, Y.; EL KHALKI, O. ; MEZOUAGANE, H., ABOURNADASSE, S.; Comparative study on adsorption of cationic dyes and phenol by natural clays. **Chemical Data Collections**, 2021, 100674, ISSN 2405-8300, <https://doi.org/10.1016/j.cdc.2021.100674>.

DHARUPANEEDI, S. P.; NATARAJ, S. K; NADAGOUDA, M.; REDDY, K. R.; SHUKLA, S. S.; AMINABHAVI, T. M.; Membrane-based separation of potential emerging pollutants, **Separation and Purification Technology**, Volume 210, 2019, Pages 850-866, ISSN 1383-5866.

ES-SAHBANY, H. ; HSISSOU, R.; EL HACHIMI, M. L., ALLAOUI, M.; NKHILLI, S.; ELYOUBI, M. S. Investigation of the adsorption of heavy metals (Cu, Co, Ni and Pb) in treatment synthetic wastewater using natural clay as a potential adsorbent (Sale-Morocco), **Materials Today: Proceedings**, 2021, ISSN 2214-7853, <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.12.1100>

FANGMEIER, M.; HOEHNE, L.. Avaliação de carvão ativado e de sílica como adsorventes para amostras com corantes e com sódio. **Revista Destaques Acadêmicos**, [s. L.], v. 4, n. 4, p.41-49, 2012.

FEIFEL, S. C.; LISDAT, F. Silica nanoparticles for the layer-by-layer assembly of fully electro-active cytochrome c multilayers. **Journal Of Nanobiotechnology**, [s. L.], v. 59, n. 9, p.1-12, 2011.

FEODOROV, Valentin. Modern technologies of treatment and stabilization for sewage sludge from water treatment plant. **Procedia: Agriculture and Agricultural Science**, Bucharest, Romania, n. 10, p.417-430, 2016.

FILHO, S. S. F. Tratamento de água : concepção, projeto e operação de estações de tratamento. - 1. ed. - Rio de Janeiro: **Elsevier**, 2017. il. ; 27 cm. ISBN: 978-85-352-8740-0

FREITAS, F. B. A.; CÂMARA, M. Y. F; MARTINS, D. F. F. Determinação do PCZ de adsorventes naturais utilizados na remoção de contaminantes em soluções aquosas. In: 5º Encontro Regional de Química & 4º Encontro Nacional de Química. **Blucher Chemistry Proceedings**, V. 3, n. 1, 2015.

FUNGARO, D. A., SILVA, M. V.. Utilization of Water Treatment Plant Sludge and Coal Fly Ash in Brick manufacturing. **American Journal of Environmental Protection**, v. 2, No. 5, p.83-88, 2014.

GUERRA, D. L.; SOUSA, J. A.; AIROLDI, C.; VIANA, R. R. Avaliação da eficiência de caulinita intercalada com dimetilsulfóxido em adsorção com o Zn(II) em meio aquoso: cinética do processo de

adsorção. **Cerâmica [online]**. 2008, v. 54, n. 331 [Acessado 14 Junho 2021] , pp. 273-279. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0366-69132008000300002>>. Epub 06 Nov 2008. ISSN 1678-4553. <https://doi.org/10.1590/S0366-6913200800030000>

GUILARDUCI, V. V. D. S.; MESQUITA, J. P.; MARTELLI, P. B.; GORGULHO, H. D. F. Adsorção de fenol sobre carvão ativado em meio alcalino. **Química Nova [online]**. 2006, v. 29, n. 6 [Acessado 14 Junho 2021] , pp. 1226-1232. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-40422006000600015>>. E.pub 06 Set 2011. ISSN 1678-7064. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422006000600015>.

IFELEBUEGU, A.; Removal of Steroid Hormones by Activated Carbon Adsorption—Kinetic and Thermodynamic Studies. **Journal of Environmental Protection**. 3. 469-475. 10.4236/jep.2012.36057 (2012).

LEITE, J. G. **Aplicação de técnicas de espectroscopia FTIR e de Micro Espectroscopia Confocal Raman à Preservação do Patrimônio**. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Porto, 2008. Disponível em: <https://repositorio-aberto.up.pt/handle/10216/58443>.

MIRMOHAMADSADEGHI, S. ; KAGHAZCHI, T. ; SOLEIMANI, M.; ASASIAN, N. An efficient method for clay modification and its application for phenol removal from wastewater, **Applied Clay Science**, Volumes 59–60, 2012, Pages 8-12, ISSN 0169-1317, <https://doi.org/10.1016/j.clay.2012.02.016>.

MIMURA, A. M. S.; VIEIRA, T. V. D. A. ; MARTELLI P. B. , GORGULHO, H. F. Aplicação da casca de arroz na adsorção dos íons Cu²⁺, Al³⁺, Ni²⁺ e Zn²⁺. **Química Nova**. 2010;33(6):1279–1284. doi:10.1590/s0100-40422010000600012

MORAIS, E. D. **Produção do carvão ativado a partir do mesocarpo do coco-da-baía utilizando ácido fosfórico, acetato de sódio e hidróxido de potássio como ativantes**. 2014. 58 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

NUNES, L.; CARVALHO, T.; **Efeito da lavagem ácida no carvão ativado utilizado na adsorção do ouro**. 2011. XXIV ENTMME – 2011. Salvador- BA. <http://www.ct.ufrgs.br/ntcm/graduacao/ENG>

PERGHER, S.B.C; OLIVEIRA, L.C.A.; SMANIOTTO, A.; PETKOWICZ, D.I. Materiais magnéticos baseados em diferentes zeólitas para remoção de metais em água. **Química Nova**, v.28, p.751-755, 2005

Organização Mundial da Saúde (2017). Água potável - fatos importantes. Documento de recurso. **QUEM**. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs391/en/> . Acessado em 23 de outubro de 2017.

SACCHI, F. G.; SANTOS, L. C.; SANTOS, E. R.; PARIS, E. C. Obtenção de adsorvente magnético e avaliação frente à remoção de íons Pb²⁺ em meio aquoso. In: Jornada Científica - Embrapa São Carlos, 9., 2017, São Carlos, SP. **Anais...** São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste: Embrapa Instrumentação, 2017. p. 25. Editores técnicos: Alexandre Berndt, Ana Rita de Araujo Nogueira, Bianca Baccili Zanutto Vigna, Juliana Gonçalves Costa, Lea Chapaval, Manuel Antonio Chagas Jacinto, Patrícia Menezes Santos. (Embrapa Pecuária Sudeste, Documentos, 126).

TSUTIYA, M. T.; HIRATA, A. Y. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: Abes, 2001. p. 1 - 9.

WASSERMAN, J. C, ALMEIDA, A. M, PEREZ, D.V. Avaliação da disseminação de contaminantes de pilhas de lodo, aplicando modelo de fracionamento geoquímico e atenuação de concentrações em um reservatório tropical. **Environ Monit Assess** 191, 426 (2019). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7507-z>

ZARGUI, M. H.; ROUDBARI, A.; JORFI, S.; JAARFARZADEH, S. Removal of Estrogen Hormones (17β-Estradiol and Estrone) from Aqueous Solutions Using Rice Husk Silica. **Chemical And Biochemical Engineering Quarterly**, s. L., v. 33, n. 2, p.281-293, 2019. 64-78, ISSN 0001-8686.

Avaliação do potencial de agressividade dos mananciais subterrâneos para abastecimento público em São Carlos (SP) – Brasil

Assessment of the aggressiveness potential of underground sources for public supply in São Carlos (SP) – Brazil

• **Data de entrada:**
27/09/2021

• **Data de aprovação:**
22/11/2021


Erich Kellner^{1*} | André Pina de Mesquita¹ | Fábio Noel Stanganini¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.002>

ORCID ID

Kellner E  <https://orcid.org/0000-0002-7592-5580>

Mesquita AP  <https://orcid.org/0000-0003-2687-5879>

Stanganini FN  <https://orcid.org/0000-0002-2497-2395>

Resumo

A qualidade físico-química das águas subterrâneas relaciona-se diretamente com as interações mineralógicas entre solo/rocha durante sua infiltração, tempo de permanência nos aquíferos e influências antrópicas decorrentes do uso e ocupação do solo. Assim, é comum encontrar águas com elevados índices de agressividade, os quais podem caracterizá-las como corrosivas ou incrustantes. Este estudo objetivou avaliar a agressividade da água proveniente de poços subterrâneos instalados no município de São Carlos-SP, a partir da determinação dos Índices de Saturação de Langelier e Ryznard. Foram analisadas amostras de água bruta de 26 poços que exploram os aquíferos Botucatu, Pirambóia, Serra Geral e Bauru. Todas as amostras analisadas apresentaram potencial extremamente corrosivo pelo Índice de Saturação de Ryznard, e corrosiva moderada pelo Índice de Saturação de Langelier.

Palavras-chave: Água subterrânea. Agressividade. Indicadores.

Abstract

The physicochemical quality of groundwater is directly related to the mineralogical interactions between soil/rock during its infiltration, time spent in the aquifers and human influences resulting from the use and occupation of the soil. Thus, it is common to find water with high levels of aggressiveness, which can characterize them as corrosive or encrusting. This study aimed to evaluate the aggressiveness of water from underground wells installed in the city of São Carlos-SP, based on the determination of the Langelier and Ryznard Saturation Indices. Samples of raw water from 26 wells that explore the Botucatu, Pirambóia, Serra Geral and Bauru aquifers were analyzed. All samples analyzed showed extremely corrosive potential according to Ryznard's Saturation Index, and moderately corrosive according to Langelier's Saturation Index.

Keywords: Groundwater. Aggressiveness. Indicators.

¹ Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) – São Carlos – São Paulo – Brasil.

*Autor correspondente: erich.kellner@ufscar.br.

1 INTRODUÇÃO

O uso dos mananciais subterrâneos é uma alternativa adotada em regiões isoladas da malha urbana ou em setores urbanos que tiveram um aumento da demanda por água superior à capacidade instalada de abastecimento.

A qualidade físico-química das águas subterrâneas é função das interações com a mineralogia do solo/rocha durante sua infiltração e do seu tempo de permanência nos aquíferos, além das influências antrópicas decorrentes do uso e ocupação do solo. Com isso é bastante comum encontrar águas com elevados índices de agressividade, que podem manifestar-se tanto pela corrosão de tubulações de ligas metálicas como pela incrustação desses dispositivos.

De maneira geral, no Brasil, o desenvolvimento dos sistemas de abastecimento de água parece não ter sido sustentado pelo aproveitamento dos mananciais subterrâneos, tanto que a legislação brasileira normalizadora dos recursos hídricos – Lei 9433/97 (BRASIL, 1997) – não coloca as águas subterrâneas em um plano de destaque.

Nesse sentido, observa-se que as normas brasileiras relativas à qualidade das águas subterrâneas – Resoluções CONAMA 396 e 420 (BRASIL, 2008; BRASIL, 2009) – e para consumo humano – Portaria Nº 888/2021 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2021) – não fazem referência às características de agressividade dessas águas. Com isso, tem-se observado casos em que, após a adequação aos padrões de potabilidade, a água distribuída mantém-se agressiva podendo causar danos materiais aos usuários e até expô-los a condições nocivas à saúde, como é o caso da ingestão de água com excesso de cobre.

Assim, além dos padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria Nº 888/2021 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2021), entende-se que a determinação da agressividade das águas, especialmente daquelas proveniente de mananciais

subterrâneos, pode auxiliar na determinação de agentes alcalinizantes ou acidificantes, auxiliando a implementação de tratamento adequado de maneira a reduzir ou evitar danos em instalações prediais e/ou na infraestrutura urbana, seja por incrustação ou corrosão (ALMEIDA, 2006).

A observação da agressividade da água para consumo humano vem sendo feita em vários países como Irã, EUA, Canadá e Índia entre outros, conforme relatado por Mirzabeygi et al. (2017), Stanton e Dennehy (2017), Kalyani et al (2017), Amouei et al. (2017), Canada (2017) e Health Canada (2020).

A medida da agressividade de águas pode ser observada, entre outros, pela determinação do Índice de Ryznar (IR) e pelo Índice de Langelier (IL), ou índice de saturação, desenvolvido por Langelier (1936) e adotado pela APHA (2005) como indicador da tendência da água em precipitar ou dissolver CaCO_3 (Método 2330.B).

Tanto o IL como o IR sugerem uma escala do potencial de agressividade de uma solução aquosa, a partir de sua composição utilizando parâmetros mensuráveis, como alcalinidade, dureza, concentração de sólidos dissolvidos totais, temperatura e pH. Enquanto o IL é um índice qualitativo, que indica se a solução é subsaturada ou supersaturada com CaCO_3 , ou seja, representa um modelo de equilíbrio derivado do conceito teórico de saturação da água relacionado ao carbonato de cálcio, o IR é uma extensão prática do IL, baseada na experiência, que tenta quantificar a relação entre a saturação de CaCO_3 e a formação de crosta alcalina (GRADES, 2004).

2 OBJETIVO

O objetivo geral deste artigo foi o de determinar o grau de agressividade das águas provenientes de poços subterrâneos no município de São Carlos (SP), a partir da aplicação dos Índices de Langelier (IL) e de Ryznar (IR).

3 METODOLOGIA

O município de São Carlos está localizado na região central do Estado de São Paulo, entre

as coordenadas UTM 7.546 – 7.610 Km e 182 – 218 Km, conforme apresentado na Fig. 1.

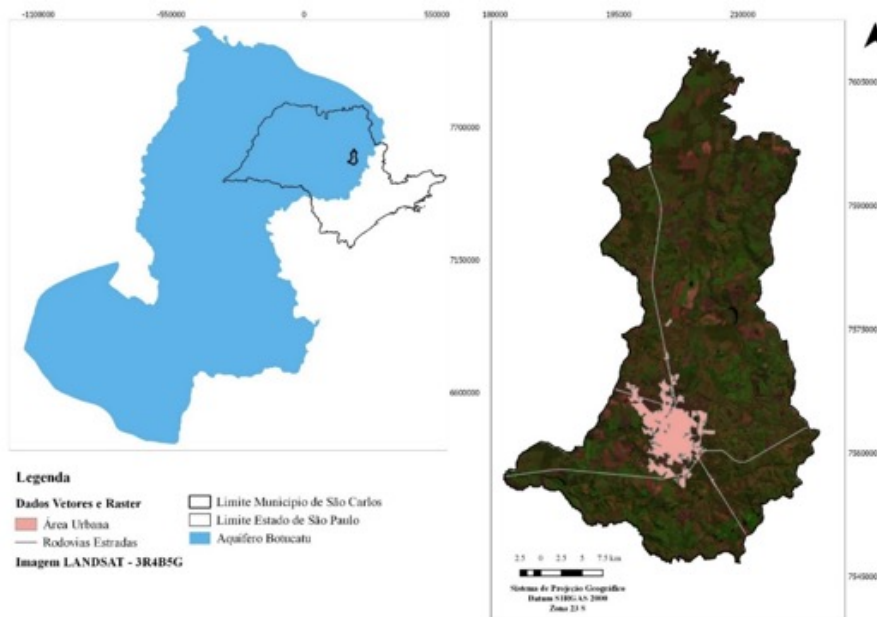


Figura 1 - Localização do município de São Carlos em relação ao Estado de SP e aos limites do Aquífero Botucatu
Fonte: os autores.

A classificação do clima, pelo método Köppen, apresenta-se como o temperado úmido com inverno seco e verão quente (Cwa) caracterizando duas estações bem definidas, sendo uma seca de abril a setembro e outra chuvosa de outubro a março, com precipitação média anual de 1.422,8mm, temperatura média anual de 21,2°C, com mínima média de 15,3°C e máxima de 27°C (CEPAGRI, 2017).

Até o ano de 2017, quando a pesquisa estava sendo conduzida, a captação de água para o abastecimento público era proveniente, aproximadamente, 54% de manancial subterrâneo, constituídos por 28 poços profundos, e 46% por mananciais superficiais, constituído por 2 captações superficiais. A Fig. 2 ilustra a localização dos poços profundos considerados no estudo.

A forma de relevo predominantemente observada relaciona-se às mesas e morros isolados,

resultantes de intenso processo erosivo provocado pelos rios que, partindo de zonas elevadas, entalharam profundamente o planalto, denotando uma característica básica da zona de transição entre as “Cuestas Basálticas” e o Planalto Ocidental (WALM, 2000).

O cerrado é a vegetação predominante do município, normalmente associada aos terrenos arenosos, apresentando diversificadas fitofisionomias, desde campo cerrado até cerrado (SOARES, 2003). Destaca-se, porém, que a maior parte da área do município já se encontra recoberta por campos de cultivo e mesmo por vegetação de reflorestamento. Aos solos relacionados à Formação Serra Geral, nas encostas, associa-se outro tipo de vegetação, caracterizado por árvores de médio porte e arbustos (SILVA, 2017).

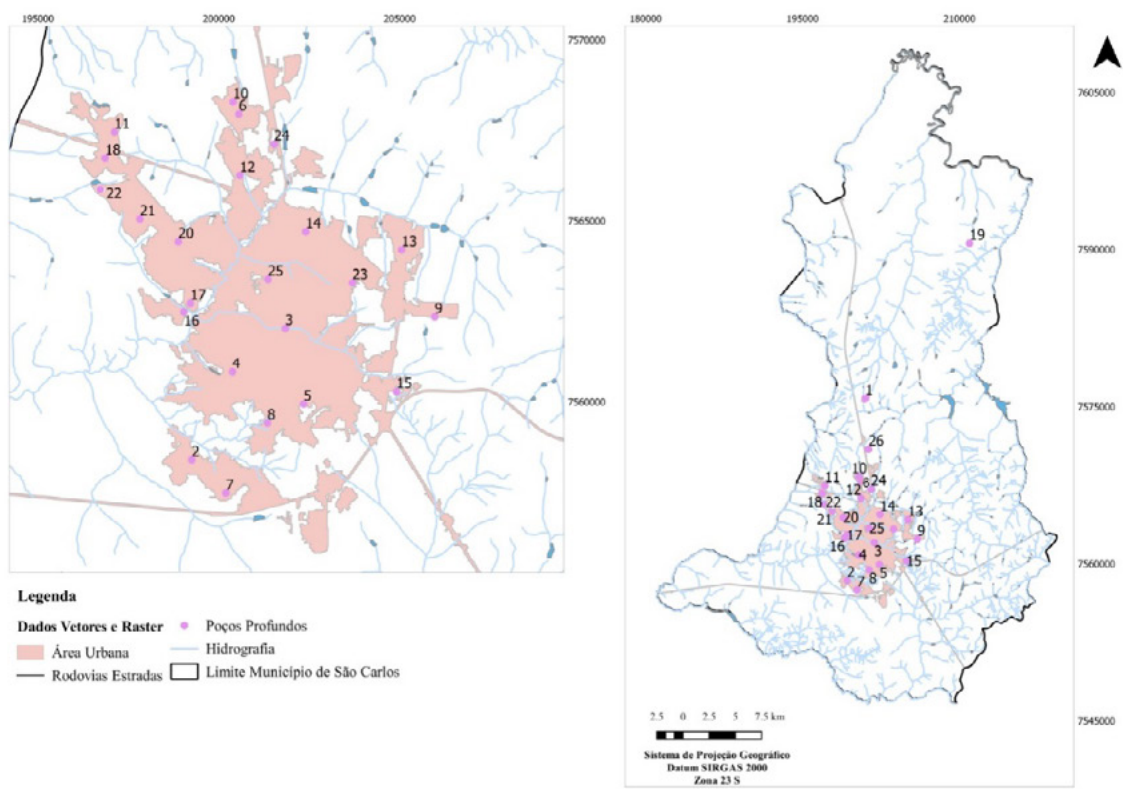


Figura 2 - Localização dos poços profundos considerados

Fonte: os autores.

O estudo foi realizado em 26 poços profundos que atendem exclusivamente o abastecimento público, sendo 25 deles operados pelo SAAE – Serviço Autônomo de Água e Esgoto do Município de São Carlos, um operado pelo empreendedor, estando todos outorgados pelo DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo.

A água proveniente dos mananciais subterrâneos em geral é submetida a tratamento pelo SAAE a fim de adequá-la aos padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria Nº 888/2021 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2021), sendo empregado Na_2CO_3 (barrilha leve) para elevação do pH, NaClO (hipoclorito de sódio) para desinfecção e H_2SiF_6 (ácido fluossilícico) para fluoração, sendo posteriormente encaminhadas aos reservatórios de distribuição.

Foram coletadas amostras *in natura* (água bruta) dos 26 poços em operação em todo o município de São Carlos (SP), cujas profundidades variavam entre 80 e 484 metros, atingindo os aquíferos Botucatu e Pirambóia, formadores do Aquífero Guarani, e dos aquíferos Serra Geral e Bauru.

Apesar da aplicação do IL e do IR em águas subterrâneas ser pouco pesquisada no país, devido ao fato de esses índices não indicarem e/ou interferirem na potabilidade da água destinada ao consumo humano, estes deveriam servir como norteadores para a execução de poços no tocante aos materiais e equipamentos a serem utilizados, bem como a frequência e período de manutenções, para que os poços tenham assegurada sua vida útil conforme o projeto e não estejam sujeitos a problemas mais danosos (CAVAZZANA, 2011).

Em locais com águas incrustantes, é possível ter redução de vazão dada a incrustação de carbonato de cálcio (CaCO_3), e em locais com águas agressivas é possível haver rompimento das tubulações de recalque e conseqüentemente queda do conjunto de bombeamento, ocasionando a perda do poço devido à inviabilidade da retirada do equipamento. Além disso, é possível identificar os tratamentos físico-químicos necessários para inibição de suas ações corrosivas ou incrustantes nos sistemas de distribuição (GRADES, 2004).

3.1 Índice de Saturação de Langelier (IL)

O índice de saturação de Langelier (IL) é um modelo do equilíbrio derivado de conceitos teóricos de saturação que indica o grau de saturação do carbonato de cálcio na água, representado pela diferença entre o pH medido na água e o pH de saturação da água contendo íons como Ca^{+2} , Mg^{+2} , HCO_3^- quando o sistema $\text{CO}_3^{-2} \times \text{CO}_2$ encontra-se em equilíbrio, conforme Eq. 1.

$$\text{IL} = \text{pH} - \text{pH}_{\text{saturação}} \quad (1)$$

O $\text{pH}_{\text{saturação}}$ pode ser obtido por coeficientes que dependem da temperatura da amostra, da alcalinidade, da dureza e da concentração de sólidos dissolvidos totais, conforme método proposto por Langelier (1936) e representado pela Eq. 2.

$$\text{pH}_{\text{saturação}} = 9,3 + A + B - C - D \quad (2)$$

onde A, B, C, D são, respectivamente, parâmetros que dependem da concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT), da temperatura (T), da concentração de cálcio e da alcalinidade total da água amostrada, sendo expressos pelas Eq. 3, 4, 5 e 6.

$$A = \frac{\log(\text{SDT} - 1)}{10} \quad (3)$$

$$B = 12,12 \cdot \log(T+273) + 34,55 \quad (4)$$

$$C = \log(\text{Ca}^{+2}) \quad (5)$$

$$D = \log(\text{ALK}) \quad (6)$$

sendo SDT a concentração de sólidos dissolvidos totais (mg/L); T a temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$); Ca^{+2} a concentração de cálcio como CaCO_3 (mg/L); ALK a alcalinidade como CaCO_3 (mg/L).

Consoante o valor para o índice de Langelier obtido, a água pode encontrar-se em um dos três estados: em equilíbrio químico, quando $\text{IL}=0$; com tendência a ser corrosiva, quando $\text{IL}<0$; com tendência a ser encrustante, quando $\text{IL}>0$, mais especificamente pelos valores constantes na Tabela 1.

Tabela 1 - Classificação do estado de equilíbrio químico em função do Índice de Langelier.

Valor IL	Indicação
>4	Incrustação severa
3 a 4	Incrustação moderada
1 a 3	Incrustação suave
0,5 a 1	Incrustação muito suave
0,5 a -0,5	Balanceado
-0,5 a -2	Corrosão suave
-2 a -5	Corrosão moderada
< -5	Corrosão severa

Fonte: adaptado de Grades (2004).

3.2 Índice de Saturação de Ryznard (IR)

O índice de Ryznar (IR) é expresso pela Eq. 7.

$$\text{IR} = 2 \cdot \text{pH}_{\text{saturação}} - \text{pH} \quad (7)$$

sendo pH o potencial hidrogeniônico da água amostrada (adim.), $\text{pH}_{\text{saturação}}$ o pH de saturação conforme expresso pela Eq. 2.

Consoante o valor para o índice de Ryznar obtido, a água pode encontrar-se em um dos estados descritos na Tabela 2.

Tabela 2 - Classificação do estado de equilíbrio químico em função do Índice de Ryznard (IR).

Valor IR	Indicação
> 4	Fortemente incrustante
4 a 5	Ligeiramente incrustante
5 a 6	Incrustação leve
6 a 7	Balanceado
7 a 7,5	Significativamente corrosiva
7,5 a 8,5	Fortemente corrosiva
> 8,5	Extremamente corrosiva

Fonte: Adaptado de Grades (2004).

3.3 Determinação das características físico-químicas das amostras de água bruta

Para realização das análises físico-químicas, foram coletados 500 mL de água bruta de cada poço considerado. O procedimento amostral foi

realizado durante 15 meses, no período de novembro/2016 a janeiro/2018. Para os poços n° 1, 10, 12, 18, 24 e 26 as amostras foram coletadas quinzenalmente. Para os poços 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 13, 14, 15, 16, 17, 19, 20, 21, 22, 23 e 25 as amostras foram coletadas mensalmente.

Na coleta foram determinados os valores da temperatura e do pH, sendo utilizados termômetro, com escala de fundo de 0,1°C, e pHmetro digital.

As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de São Carlos, onde foram determinadas as concentrações de sólidos dissolvidos totais (SDT), dureza, alcalinidade e pH.

O Quadro 1 apresenta as variáveis empregadas para o cálculo do pH de saturação, bem como os métodos empregados para sua determinação.

Quadro 1 - Metodologias analíticas para medição de variáveis empregadas na determinação do Índice de Langelier.

Variáveis	Unidade	Método	Referência
Temperatura	°C	Potenciométrico	---
pH	----	Potenciométrico	---
Alcalinidade	mg.L ⁻¹	Titulação potenciométrica	APHA (1995)
Dureza	mg.L ⁻¹	Titulação potenciométrica	APHA (1995)
Sólidos Dissolvidos Totais	mg.L ⁻¹	Gravimetria	APHA (1995)

Fonte: os autores.

3.4 Confecção do Mapa do Índice de Agressividade da Água por meio de Geoprocessamento

O geoprocessamento é a etapa de tratamento e análise de informações geradas por meio de sensoriamento remoto (aerofotogrametria ou utilização de imagens de satélite) e/ou utilização de coordenadas obtidas por meio de um aparelho *Global Position System* (GPS). Para isso, é viabilizada a produção de mapas, cartogramas, gráficos e sistematizações em geral que, aliados à utilização de *softwares* especialmente programados para essa função (Sistema de Informações Geo-

gráficas - SIG), podem fazer análises mais precisas do material.

As coordenadas dos poços profundos analisados, assim como a cota do terreno e os aquíferos, foram obtidos a partir das outorgas concedidas e disponibilizadas pelo DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE, 2020) e/ou fornecidas pelo SAAE – São Carlos (2017), estando os resultados na Tabela 3.

Os resultados dos indicadores de agressividade de cada poço amostrado foram lançados nas coordenadas UTM com característica de cada poço,

utilizando-se o software livre QGIS, representando-se a magnitude da agressividade proporcionalmente ao diâmetro da mancha.

Os mapas gerados estão representados nas Fig. 3 e 4.

3.5 Interpretação dos dados e análise dos resultados

Após a determinação dos parâmetros físico-químicos estabelecidos no Quadro 1, foram calculados os Índices de Langelier (IL) e Ryznar (IR), segundo as Eq. 1 a 6 e 7, respectivamente. A partir da determinação dos índices, foram verificadas as indicações de agressividade segundo as Tabelas 1 e 2, respectivamente, para Langelier e Ryznar.

Os dados dos parâmetros físico-químicos e dos índices de Langelier e de Ryznar foram separados em grupos de aquíferos e analisados estatisticamente quanto à normalidade, homogeneidade e análise de variância. Para isso foi empregado o software *Action Stat*® acoplado à planilha eletrônica Excel®.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 3 contém os dados locais dos poços considerados neste estudo, a saber: identificação do poço, cota do terreno, coordenadas geográficas da localização do poço e aquífero explorado.

Tabela 3 - Dados de localização dos poços analisados e seus respectivos aquíferos.

N°	Poços	Cota do Terreno (m)	Profundidade (m)	Coordenadas UTM		Aquífero
				N	E	
1	Água Vermelha	824	251	757575,000	20081,000	Guarani
2	Antenor Garcia	775	---	755815,000	19920,000	Botucatu
3	Azulville	830	272	756135,000	20390,000	Botucatu
4	Boa Vista	855	340	756028,000	20086,000	Botucatu
5	CDHU-Vila Isabel	850	277	755999,000	20240,000	Botucatu
6	Dahma 2	874	---	756819,000	20080,000	Guarani
7	Cidade Aracy	800	380	755753,000	20023,000	Botucatu
8	Cruzeiro do Sul	850	286	755917,000	20180,000	Botucatu
9	Douradinho	923	277	756233,000	20591,000	Botucatu
10	Pq Eco Tecnológico	872	350	756864,000	20161,000	Botucatu/Pirambóia
11	Embaré	875	284	756747,000	19712,000	Botucatu
12	Jockey Club	870	349	756685,000	20055,000	Botucatu
13	Maria S. Fagá	870	380	756470,000	20500,000	Botucatu
14	Nova Estância	878	477	756472,000	20242,000	Botucatu
15	Novo Horizonte	884	300	756035,000	20558,000	Botucatu
16	Parque Faber I	810	208	756219,000	19859,000	Botucatu
17	Faber II	818	411	756213,000	19854,000	Botucatu/Pirambóia
18	Parque Fehr	870	270	756670,000	19715,000	Botucatu
19	Santa Eudoxia	640	200	756064,000	21098,000	Botucatu
20	Santa Felícia	880	465	756446,000	19888,000	Botucatu
21	São Carlos III	878	431	756538,000	19803,000	Botucatu
22	Terra Nova	849	350	756651,000	19621,000	Botucatu/Pirambóia
23	Vila Nery	910	484	756332,000	20378,000	Botucatu
24	Village III	868	---	756681,000	20074,000	Botucatu
25	Vital Brasil (Cica)	805	158	756206,000	20190,000	Botucatu/Pirambóia
26	Tutoya do Vale	781	80	757278,000	20064,000	Botucatu

Fonte: SAAE São Carlos (2017) / DAEE (2020)

A Tabela 4 apresenta, para cada poço, o número de amostras de água bruta coletadas e os valores

médios obtidos para os parâmetros físico-químicos analisados.

Tabela 4 - Valores médios obtidos para os parâmetros físico-químicos analisados.

Nº	Poço	Número de Amostras	pH ^(a)	Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Dureza (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	SDT (mg.L ⁻¹)	Temperatura (°C)
1	Água Vermelha	30	6,32	13,82	16,70	36,66	21,6
2	Antenor Garcia	15	5,63	33,41	47,20	83,58	17,8
3	Azulville	15	5,47	6,21	13,29	24,95	17,9
4	Boa Vista	15	5,76	12,43	14,14	26,53	17,9
5	CDHU-Vila Isabel	15	5,22	4,83	4,81	13,21	17,8
6	Dahma 2	15	5,93	7,71	7,29	15,67	18,3
7	Cidade Aracy	15	5,57	13,55	23,88	37,07	17,9
8	Cruzeiro do Sul	15	6,01	30,87	34,89	57,99	17,9
9	Douradinho	15	6,13	13,81	16,21	30,87	21,0
10	Pq Eco Tecnológ.	30	5,74	5,08	3,35	12,65	20,6
11	Embaré	15	5,90	7,65	8,96	18,27	21,4
12	Jockey Clube	30	5,84	6,11	6,71	17,76	20,6
13	Fagá	15	6,18	13,81	13,84	28,16	21,1
14	Nova Estância	15	5,80	12,43	11,58	24,40	21,1
15	Novo Horizonte	15	5,69	5,55	8,25	17,25	17,9
16	Parque Faber I	15	6,16	11,06	12,67	24,84	21,3
17	Faber II	15	6,17	16,59	17,43	34,50	21,3
18	Parque Fehr	30	5,70	5,11	4,16	13,94	20,8
19	Santa Eudóxia	15	5,74	11,82	13,30	24,92	20,3
20	Santa Felícia	15	6,13	15,20	18,47	33,19	21,4
21	São Carlos III	15	5,99	12,43	14,58	25,95	21,2
22	Terra Nova	15	5,91	8,27	8,47	18,76	21,5
23	Vila Nery	15	5,96	14,53	15,54	31,16	20,9
24	Village III	30	5,80	7,11	5,00	16,40	20,5
25	Vital Brasil (Cica)	15	5,88	14,20	28,50	50,72	17,8
26	Tutoya do Vale	30	5,36	4,22	7,95	21,89	20,6

Nota: ^(a) os valores médios de pH foram calculados a partir das médias das concentrações de H⁺

Fonte: os autores.

A partir dos resultados obtidos das análises físico-químicas das amostras coletadas foram determinados os desvios padrão, bem como o

coeficiente de variação de cada parâmetro considerado, estando os resultados apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Desvios padrão e coeficientes de variação observados para os parâmetros físico-químicos analisados.

Nº	Poço	pH ^(a)	Desvio padrão (Coeficiente de variação do parâmetro)			Temperatura (°C)
			Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Dureza (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	SDT (mg.L ⁻¹)	
1	Água Vermelha	0,17 (0,03)	6,08 (0,44)	6,44 (0,39)	6,84 (0,19)	1,7 (0,08)
2	Antenor Garcia	1,63 (0,29)	2,75 (0,08)	13,51 (0,29)	31,08 (0,37)	1,8 (0,10)
3	Azulville	0,25 (0,05)	2,10 (0,34)	0,50 (0,04)	0,61 (0,02)	1,7 (0,10)
4	Boa Vista	0,24 (0,04)	4,20 (0,34)	0,24 (0,02)	0,22 (0,01)	1,7 (0,10)
5	CDHU-Vila Isabel	0,33 (0,06)	1,43 (0,30)	0,33 (0,07)	0,35 (0,03)	1,8 (0,10)
6	Dahma 2	0,23 (0,04)	6,42 (0,83)	5,69 (0,78)	6,45 (0,41)	1,4 (0,08)
7	Cidade Aracy	0,67 (0,12)	4,25 (0,31)	10,60 (0,44)	16,62 (0,45)	1,7 (0,10)
8	Cruzeiro do Sul	0,93 (0,15)	23,76 (0,77)	27,73 (0,79)	43,94 (0,76)	1,7 (0,10)
9	Douradinho	0,37 (0,06)	4,87 (0,35)	0,36 (0,02)	0,09 (0,00)	1,0 (0,05)
10	Pq Eco Tecnológico	0,37 (0,07)	0,79 (0,16)	1,54 (0,46)	5,17 (0,41)	2,1 (0,10)
11	Embaré	0,23 (0,04)	4,60 (0,60)	0,07 (0,01)	0,98 (0,05)	1,3 (0,06)
12	Jockey Clube	0,36 (0,06)	1,48 (0,24)	1,57 (0,23)	3,08 (0,17)	2,1 (0,10)
13	Fagá	0,41 (0,07)	4,87 (0,35)	1,46 (0,11)	0,16 (0,01)	1,0 (0,05)

continua...

Tabela 5 - Continuação

Nº	Poço	pH ^(a)	Desvio padrão (Coeficiente de variação do parâmetro)			Temperatura (°C)
			Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Dureza (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	SDT (mg.L ⁻¹)	
14	Nova Estância	0,42 (0,07)	4,20 (0,34)	1,01 (0,09)	0,07 (0,00)	1,1 (0,05)
15	Novo Horizonte	0,18 (0,03)	2,68 (0,48)	0,43 (0,05)	0,09 (0,01)	1,7 (0,10)
16	Parque Faber I	0,12 (0,02)	1,84 (0,17)	1,15 (0,09)	2,62 (0,11)	1,2 (0,06)
17	Faber II	0,02 (0,00)	6,21 (0,37)	0,75 (0,04)	0,11 (0,00)	1,3 (0,06)
18	Parque Fehr	0,18 (0,03)	1,80 (0,35)	0,51 (0,12)	3,03 (0,22)	2,2 (0,10)
19	Santa Eudóxia	0,30 (0,06)	5,54 (0,31)	0,81 (0,20)	0,16 (0,01)	1,3 (0,08)
20	Santa Felícia	0,36 (0,05)	3,64 (0,36)	2,59 (0,04)	0,24 (0,00)	1,6 (0,06)
21	São Carlos III	0,35 (0,06)	4,20 (0,34)	2,74 (0,19)	0,22 (0,01)	1,2 (0,05)
22	Terra Nova	0,21 (0,04)	2,19 (0,27)	0,82 (0,10)	1,06 (0,06)	1,4 (0,06)
23	Vila Nery	0,31 (0,05)	6,12 (0,42)	0,94 (0,06)	0,07 (0,00)	0,9 (0,04)
24	Village III	0,26 (0,05)	1,23 (0,17)	0,55 (0,11)	2,96 (0,18)	2,1 (0,10)
25	Vital Brasil (Cica)	0,17 (0,05)	6,08 (0,45)	6,44 (0,11)	6,84 (0,02)	1,7 (0,09)
26	Tutoya do Vale	0,26 (0,05)	0,98 (0,23)	1,72 (0,22)	5,28 (0,24)	2,0 (0,10)

Nota: (a) os valores do desvio padrão e do coeficiente de variação do pH foram calculados a partir das concentrações médias de H⁺

Ao aplicar o método proposto por Garcia (1989) para classificar o coeficiente de variação (CV) em relação às médias e desvio padrões obtidos para os parâmetros físico-químicos analisados e apresentados nas Tabela 4 e Tabela 5, observou-se que, de maneira geral, os parâmetros analisados tiveram variação classificada como Média, conforme apresentado na Tabela 6.

A partir dos resultados apresentados na Tabela 5, em especial os coeficientes de variação,

percebe-se que a composição da água dos poços sofreu alterações em todos os parâmetros avaliados. Essa variação pode indicar flutuações sazonais que, por sua vez, podem estar relacionadas com as diferenças de entrada de água na coluna do poço, decorrente da contribuição de diferentes aquíferos. Marion, Capoane e Silva (2007) também relataram variações sazonais nos parâmetros de qualidade da água subterrânea.

Tabela 6 - Classificação dos Coeficiente de Variação (CV) para os parâmetros físico-químicos analisados.

Classificação	pH	Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Dureza (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	SDT (mg.L ⁻¹)	Temperatura (°C)
Baixo	0,0%	15,4%	0,0%	0,0%	34,6%
Médio	85,7%	73,1%	84,6%	80,8%	65,4%
Alto	7,7%	3,8%	7,7%	15,4%	0,0%
Muito Alto	3,8%	7,7%	7,7%	3,8%	0,0%

A partir dos valores médios obtidos para os parâmetros analisados, foram calculados os índices de Langelier e de Ryznard a partir das Eq. 1 a 7.

Os valores dos Índices de Langelier e de Ryznard calculados para as amostras analisadas estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Resultados dos Índices de Langelier (IL) e de Ryznard (IR) para os poços considerados.

N°	Poço	Aquífero	Langelier		Ryznard	
			Valor Médio	Indicação	Valor Médio	Indicação
1	Água Vermelha	Guarani	-2,97	Corr. Mod.	12,30	Extr. Corrosiva
2	Antenor Garcia	Botucatu	-1,50	Corr. Suave	10,04	Extr. Corrosiva
3	Azulville	Botucatu	-4,24	Corr. Mod.	14,00	Extr. Corrosiva
4	Boa Vista	Botucatu	-3,63	Corr. Mod.	13,07	Extr. Corrosiva
5	CDHU Vila Isabel	Botucatu	-4,97	Corr. Mod.	15,25	Extr. Corrosiva
6	Dahma 2	Guarani	-4,33	Corr. Mod.	14,77	Extr. Corrosiva
7	Cidade Aracy	Botucatu	-3,30	Corr. Mod.	12,52	Extr. Corrosiva
8	Cruzeiro do Sul	Botucatu	-3,34	Corr. Mod.	12,93	Extr. Corrosiva
9	Douradinho	Botucatu	-3,03	Corr. Mod.	12,31	Extr. Corrosiva
10	Pq. Eco Tecnológico	Botucatu/Pirambóia	-4,49	Corr. Mod.	14,87	Extr. Corrosiva
11	Embaré	Botucatu	-3,84	Corr. Mod.	13,75	Extr. Corrosiva
12	Jockey Club	Botucatu	-4,06	Corr. Mod.	14,06	Extr. Corrosiva
13	Maria S. Faga	Botucatu	-3,02	Corr. Mod.	12,36	Extr. Corrosiva
14	Nova Estância	Botucatu	-3,52	Corr. Mod.	12,97	Extr. Corrosiva
15	Novo Horizonte	Botucatu	-4,30	Corr. Mod.	14,32	Extr. Corrosiva
16	Parque Faber I	Botucatu	-3,40	Corr. Mod.	12,90	Extr. Corrosiva
17	Faber II	Botucatu/Pirambóia	-3,00	Corr. Mod.	12,17	Extr. Corrosiva
18	Parque Fehr	Botucatu	-4,54	Corr. Mod.	14,81	Extr. Corrosiva
19	Santa Eudoxia	Botucatu	-3,57	Corr. Mod.	13,01	Extr. Corrosiva
20	Santa Felícia	Botucatu	-2,97	Corr. Mod.	12,15	Extr. Corrosiva
21	São Carlos III	Botucatu	-3,27	Corr. Mod.	12,63	Extr. Corrosiva
22	Terra Nova	Botucatu/Pirambóia	-3,75	Corr. Mod.	13,57	Extr. Corrosiva
23	Vila Nery	Botucatu	-3,25	Corr. Mod.	12,53	Extr. Corrosiva
24	Village III	Botucatu	-4,18	Corr. Mod.	14,23	Extr. Corrosiva
25	Vital Brasil (Cica)	Botucatu / Pirambóia	-3,17	Corr. Mod.	12,29	Extr. Corrosiva
26	Tutoya do Vale	Boucatu	-4,67	Corr. Mod.	14,76	Extr. Corrosiva

Nota: Corr. Mod.=Corrosão Moderada
Extr. Corrosiva = Extremamente Corrosiva

A partir dos resultados obtidos para os índices de Langelier e de Ryznar, foram construídos os mapas de áreas apresentados nas Fig. 3 e 4, nas quais a magnitude dos índices de agressividades foram proporcionais ao diâmetro das circunferências representadas.

Ao analisar os valores dos índices de Langelier e Ryznar apresentados na Tabela 7 e observando os mapas apresentados nas Fig. 3 e 4, percebe-se que as águas provenientes dos mananciais subterrâneos analisados apresentaram-se agressivamente corrosivas.

Para o índice de saturação de Langelier (IL), os valores variaram de -1,50 (Poço 2) a -4,97 (Poço 5), sendo a agressividade de todas as amostras dos poços analisados classificadas como “Corrosão Moderada”, segundo Grades (2004).

Para o índice de Ryznard (IR), os valores variaram de 10,04 (Poço 2) a 15,25 (Poço 5), sendo as amostras de água classificadas como “Extremamente Corrosiva” conforme proposto por Grades (2004).

Ao agruparem-se os indicadores de agressividade apresentados na Tabela 7, por aquífero, percebe-se que, para o aquífero Guarani, $-4,33 \geq IL \geq -2,97$ e $12,30 \leq IR \leq 14,77$; para a formação Botucatu-Pirambóia, $-4,49 \geq IL \geq -3,00$ e $12,17 \leq IR \leq 14,87$; para a formação Botucatu, $-4,97 \geq IL \geq -1,50$ e $10,04 \leq IR \leq 15,25$.

Na análise estatística dos dados empregou-se o software Action Stat Pro® acoplado à planilha eletrônica Excel®.

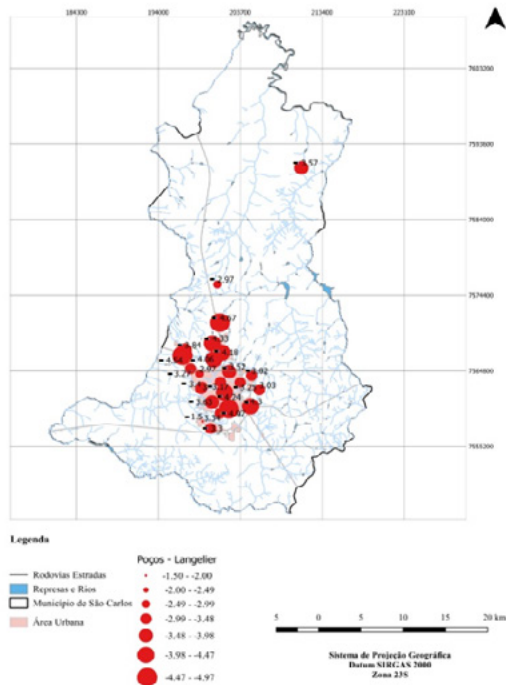


Figura 3 - Índice de Saturação de Langelier (LSI) médio, obtido para os poços analisados.

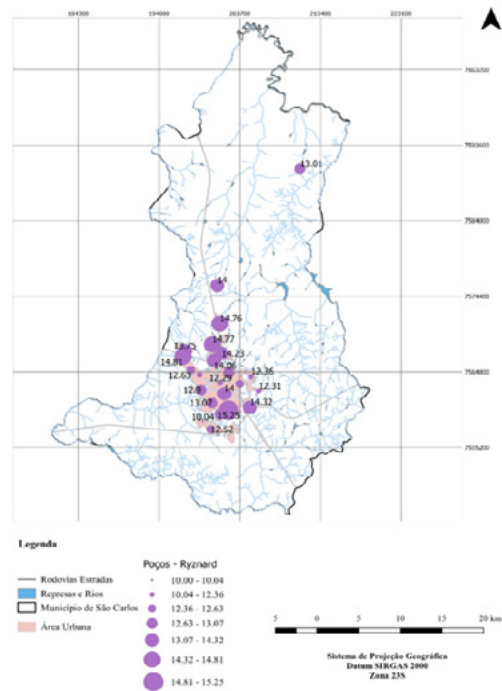


Figura 4 - Índice de Ryznar médio, obtido para os poços analisados.

Ao analisar estatisticamente os resultados de IL entre os grupos de aquíferos, observou-se que a amostra era normalizada ($p\text{-valor} = 0,231 > \alpha = 0,050$) para o teste *Anderson-Darlin* modificado ($A_m^2 = 0,466$). Em relação à homogeneidade dos dados, obteve-se $\chi^2(50;0,05) = 43,7 < \chi^2 = 44,85$ com $p\text{-valor} = 0,6027 > 5\%$. A ANOVA resultou em $p\text{-valor} = 0,996 > 5\%$, aceitando-se a hipótese de igualdade entre os valores médios de IL observados nos aquíferos.

Para a análise dos valores de IR, observou-se que a amostra era normalizada ($p\text{-valor} = 0,201 > \alpha = 0,050$), para o teste *Anderson-Darlin* modificado ($A_m^2 = 0,490$). Ao analisar a homogeneidade dos dados obteve-se $\chi_{crit}^2(50;0,05) = 43,7 < \chi^2 = 52,00$ de maneira que $p\text{-valor} = 0,396 > 5\%$. A ANOVA resultou em $p\text{-valor} = 0,9452 > 5\%$, aceitando-se a hipótese de igualdade entre os valores médios de IR observado nos aquíferos.

Em relação aos índices de agressividade encontrados, observou-se que 100% das amostras resultaram em característica extremamente corrosiva segundo o Índice de Saturação de Ryznar, e 96,25% corrosão moderada, de acordo com o Índice de Saturação de Langelier, conforme apresentado na Tabela 7.

Os resultados obtidos da aplicação do IL e do IR acompanharam a variação do pH. Ao norte da área urbana (Dahma 2, Parque Eco Tecnológico e Tutoya do Valle) e na região sul (Antenor Garcia, Cidade Aracy e Cruzeiro do Sul) obtiveram-se valores críticos de corrosão para os índices IL e IR, variando, respectivamente de -4,33 a -4,67 e 14,77 a 14,87 para a região norte, e de -3,34 a -1,50 e 10,04 a 12,93 para a região sul.

O pH das amostras representou um dos principais fatores que influenciaram a determinação do IL e do IR. Segundo Appelo e Postma (2009), os poços com pH baixos estão localizados em regiões próximas a córregos e nascentes, o que pode vir a caracterizar uma zona de recarga, proveniente

de fraturas na formação Serra Geral, com presença de águas jovens e altas concentrações de CO_2 , dissolvido da atmosfera e dos solos com matéria orgânica. Assim, esse gás hidrolisa na água formando ácido carbônico, liberando o íon (H^+) para o meio acidificando-o.

De acordo com Cavazanna (2011), a água com caráter ácido, ao percolar pelos interstícios das rochas basálticas, promove a dissolução de minerais que podem estar precipitados nas amígdalas das rochas, provocando o aumento de cátions, da alcalinidade e do pH proporcionalmente ao tempo de contato água/rocha.

Os valores obtidos para a Alcalinidade variaram de 4,22 mg/L a 33,41 mg/L, esta última observada nas amostras do poço 2-Antenor Garcia. As amostras desse mesmo poço apresentaram os maiores valores para SDT (31,08 mg.L⁻¹) e resultaram nos menores valores observados para IL e IR.

Uma possível explicação para tal fato decorre da possibilidade da maior interação entre água e rocha, pelo potencial de dissolução dos minerais, por se tratar de águas subterrâneas que estiveram confinadas por maior tempo no aquífero (poço de cota mais baixa) bem como pelo fluxo das águas hidrotermais pelas vesículas e amígdalas, dissolvendo os minerais sedimentados e incrustados, conforme citado por Appelo e Postma (2009).

Pela relação entre dissolução e precipitação, de acordo com estudo de Appelo e Postma (2009), Gonçalves e Giampá (2006) e Cavazzana (2011), os corpos hídricos com maior concentração de Ca^{2+} , HCO_3^- e OH^- tendem a ter seu pH superior a 7,0. Entretanto, os poços Antenor Garcia e Cruzeiro do Sul possuem alta concentração dos parâmetros STD, Ca^{2+} e Alcalinidade, conferindo potenciais hidrogeniônicos médios de 5,63 e 6,01, respectivamente.

Ao calcular a matriz de correlação (Pearson) entre as cotas dos fundos dos poços, as quais foram obtidas da diferença da cota do terreno e a profundidade dos poços, com os parâmetros físico-químicos analisados e considerando o nível de significância de 0,05, obteve-se, estatisticamente, fraca correlação: Dureza ($r=-0,111$; $p\text{-valor}=0,613$); Alcalinidade ($r=-0,280$; $p\text{-valor}=0,196$); sólidos dissolvidos totais ($r=-0,051$; $p\text{-valor}=0,816$); concentração hidrogeniônica ($r=0,281$; $p\text{-valor}=0,195$) e Temperatura ($r=-0,204$; $p\text{-valor}=0,352$), indicando que não houve evidências suficientes para apoiar a afirmação da existência de correlação entre a cota do fundo do poço e os valores obtidos para as variáveis físico-químicas analisadas.

5 CONCLUSÕES

Com esse estudo, identificou-se que o comportamento das águas subterrâneas no município de São Carlos é corrosivo, uma vez que 100% das amostras resultaram em característica extremamente corrosiva, segundo o Índice de Saturação de Ryznard, e 96,25% corrosão moderada, de acordo com o Índice de Saturação de Langelier.

Este estudo possibilitou também a identificação dos poços que possuem maior potencial para a corrosão/incrustação dos sistemas de captação e distribuição das águas subterrâneas do município e sua variação espacial, auxiliando o poder público na tomada de decisão, seja para a escavação de novos poços, seja para a decisão do processo de manutenção necessário e de seu respectivo período.

Acrescenta-se também a relevância deste estudo para o município de São Carlos por se tratar de um estudo pioneiro realizado no Estado de São Paulo, que pode ser utilizado como uma ferramenta de avaliação dos Sistemas Aquíferos da cidade, bem como para o Gerenciamento das Águas Subterrâneas no Município.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Serviço Autônomo de Águas e Esgoto (SAAE) de São Carlos e ao Escritório de Apoio Técnico de São Carlos do Departamento de Águas e Energia Elétrica – DAEE/EAT São Carlos pela cooperação técnica para a realização da pesquisa.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Kellner, E.; **Metodologia:** Kellner, E., Mesquita, A. P.e Stanganini, F. N.; **Investigação:** Kellner, E., Mesquita, A. P.e Stanganini, F. N.; **Redação – Primeira versão:** Kellner, E., Mesquita, A. P.e Stanganini, F. N.; **Redação – Revisão & Edição:** Kellner, E.; **Aquisição de Financiamento:** Kellner, E.; **Recursos:** Kellner, E.; **Supervisão:** Kellner, E.

8 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, C. N. **Modelagem Integrada de Recursos Hídricos com apoio de um Sistema de Informações Geográficas**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2006.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard Method for the examination of water and wastewater**. 21ed. Washington: Byrd Prepress Springfield, 2005.

AMOUEI, A.; ASGHARNIA, H.; FALLAH, H.; YARI, A. R.; MAHMOUDI, M. Corrosion and Scaling Potential in Drinking Water Distribution of Babol, Northern Iran Based on the Scaling and Corrosion Indices. **Arch Hyg Sci**. 2017; 6 (1) :1-9.

APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. **Geochemistry, groundwater and pollution**. 2.ed. 4th corrected reprint. Amsterdam: A.A. Balkema Publisher, 2009. <https://doi.org/10.1201/9781439833544>

BRASIL. Presidência da República. Lei nº 9433/97 de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 08 jan. 1997.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 396/08 de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Brasília, 2008. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 03 abr. 2008.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 420/09 de 30 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade de solo e águas subterrâneas quanto à presença substâncias químicas. Brasília, 2009. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 dez. 2019.

BRASIL. Portaria nº 888, de 4 de maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 07 mai. 2021.

CANADA. **Guidelines for Canadian Drinking Water Quality**. Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water. 2017. 22p. Disponível em: https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/sum_guide-res_recom-eng.pdf . Acesso em: 03 mar. 2018.

CAVAZZANA, G. H. **Análise da corrosividade e incrustação das águas subterrâneas na região urbana de Campo Grande – MS**. 2011. 68 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2011.

CEPAGRI – Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. **Clima dos Municípios Paulistas**: São Carlos. Campinas-SP, 2015. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_549.html> Acesso em: 25 out. 2017.

DAEE. Departamento de Água e Energia Elétrica. **Usos dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (OnLine)**, São Paulo, 2020. Disponível em: <<http://www.aplicacoes.daee.sp.gov.br/usuarios/daeeusosDpo.asp>>. Acesso em 02 ago. 2020.

GARCIA, C.H. Tabelas para a classificação do coeficiente de variação. Piracicaba: Ipef, 1989. 12 p. (Circular Técnica, 171). Disponível em: < <https://www.ipef.br/publicacoes/ctecnica/nr171.pdf>>

GONÇALVES, V.G.; GIAMPÁ, C.E.Q. (Ed.) **Águas Subterrâneas e Poços Tubulares Profundos**. São Paulo: Signus Editora, 2006.

GRADES, E. des A. **Modelling and Simulation of CO₂ Release in Multiple-Effect Distillers For Seawater Desalination**. Jordanien, 2004. P 78-84. Dissertation (Doktor-Ingenieur). Mathematisch-Naturwissenschaftlich - Technische Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg in Tafilah, 2004. Disponível em: < <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.633.303&rep=rep1&type=pdf>>. Acesso em: 07 set. 2019.

HEALTH CANADA. **Guidelines for Canadian Drinking Water Quality**. 2020. 25p. Disponível em: <https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/summary-table-EN-2020-02-11.pdf>. Acesso em: 27 set. 2020.

KALYANI, D. Sarada; RAJESH, V.; REDDI, E. U. B.; KUMAR, K. CHAYTANIA; RAO, S. Srinivasa. Correlation between corrosion indices and corrosiveness of groundwater: a study with reference to selected areas of Krishna District, Andhra Pradesh, India. **Environmental Earth Sciences**. Vl. 76.2017. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6908-y>

LANGELIER, W. F., The Analytical Control of Anticorrosion Water Treatment. **Journal of American Water Works Association** 1936, 28, 1500-1521.

MARION, F. A.; CAPOANE, V.; SILVA, J. L. S. Avaliação da qualidade da água subterrânea em poço no campus da UFSM, Santa Maria – RS. **Ciência e Natura**, 29 (1): 97-109, 2007. <https://doi.org/10.5902/2179460X9761>

MIRZABEYGI, Majid; YOUSEFI, Nader; ABBASNIA, Abbas; YOUZI, Hadi; ALIKHANI, Mahdi; MAHVI, Amir Hossein. Evaluation of groundwater quality and assessment of scaling potential and corrosiveness of water supply networks, Iran. **Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA** [in press]2017. 10p. <https://doi.org/10.2166/aqua.2017.128>

SILVA, G. C; MENEZES, D. B. Caracterização de unidades aquíferas a partir de dados do cadastro de poços de exploração subterrânea. Ensaio de aplicação: área urbana de São Carlos – SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 19., 2017. Anais... Campinas: ABAS, 2017, 19p. Acesso em 30 nov.2019. Disponível em: < <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28692>>

SOARES, J. J.; SILVA, D. W. da; LIMA, M. I. S. Current State and projection of the probable original vegetation of the São Carlos region of São Paulo State, **Brazil. Braz. J. Biol.**, 2003,v. 63, n. 3.

STANTON, Jennifer S.; DENNEHY, Kevin F. **Brackish groundwater and its potential to augment freshwater supplies**. 2017. USGS Publications Warehouse. Disponível em: <<http://pubs.er.usgs.gov/publication/fs20173054>>. Acesso em: 30 nov. 2019.

WALM, Engenharia e Tecnologia Ambiental – **Relatório de Avaliação Hidrogeológica dos Aquíferos Subterrâneos e Superficiais do Município de São Carlos** - Contrato SAAE 01/2000.

Otimização do tratamento de efluente de abatedouro e frigorífico por meio de eletrofloculação em reator de fluxo contínuo




Optimization of the treatment of wastewater from a slaughterhouse and packing plant through electroflocculation in a continuous flow reactor





- **Data de entrada:**
03/08/2019
- **Data de aprovação:**
23/11/2021

Vanessa Nayara Paloschi^{1*} | Fábio Orssatto¹ | Eduardo Eyng¹ | Flavia Manente Da Silva¹ | Laercio Mantovani Frare¹ | Leandro Fleck² | Maria Hermínia Ferreira Tavares³

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.003>

ORCID ID

Paloschi VN  <https://orcid.org/0000-0002-5415-0771>
Orssatto  <https://orcid.org/0000-0001-8188-9136>
Eyng E  <https://orcid.org/0000-0001-5190-3339>

Silva FM  <https://orcid.org/0000-0003-3712-6582>
Frare LM  <https://orcid.org/0000-0002-6367-0023>
Fleck L  <https://orcid.org/0000-0001-8763-6404>
Tavares MHF  <https://orcid.org/0000-0001-8973-4470>

Resumo

O objetivo desse trabalho foi avaliar a eficiência da técnica eletroquímica no tratamento de efluente de abatedouro e frigorífico de suínos por meio da análise das remoções da DQO, turbidez, cor e NTK, além de otimizar as variáveis corrente elétrica e tempo de detenção hidráulica (TDH) em um reator de fluxo contínuo de eletrofloculação. O sistema de tratamento em fluxo contínuo de bancada consistiu em um reator com volume de 1,6 L acoplado a um defletor com volume de 3,12 L; os eletrodos de alumínio foram acomodados no reator e conectados a uma fonte de corrente contínua. O efluente a ser tratado era bombeado para o reator, onde ocorriam as reações eletroquímicas e na sequência era direcionado para o defletor. Os testes seguiram um delineamento composto central rotacional, com duas variáveis independentes (corrente elétrica e TDH). As maiores remoções para a cor, turbidez, DQO e NTK foram 91,76%, 74,47%, 61,97% e 20%, respectivamente. Foi possível obter modelos matemáticos válidos para a remoção dos parâmetros analisados e, ao se calcular a função da desejabilidade, o resultado das condições otimizadas de tratamento foi de 18 min para o TDH e 1,5 A para a corrente elétrica, o que corresponde a uma densidade de corrente igual a 16,67 mA cm⁻². O alumínio residual variou de 1,21 a 4,61 mg L⁻¹ e o custo do tratamento ficou em 4,47 R\$ m⁻³.

Palavras-chave: Eletrocoagulação. Tratamento Eletrolítico. Tratamento Físico-químico. Águas Residuárias.

Abstract

The objective of this work was to evaluate the efficiency of the electrochemical technique in the treatment of swine slaughterhouse and packing plant wastewater by analyzing the removal of COD, turbidity, color, and TKN, in addition to optimizing the variables electric current and hydraulic detention time (HDT) in an electroflocculation continuous flow reactor. The continuous flow treatment system consisted of a reactor with a volume of 1.6 L coupled to a deflector with a volume of 3.12 L, the aluminum electrodes were accommodated in the reactor and connected to

¹ Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Medianeira - Paraná - Brasil

² Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul - Mundo Novo - Mato Grosso do Sul - Brasil

³ Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Cascavel - Paraná - Brasil

* **Autora correspondente:** nessa_nayarapaloschi@hotmail.com.

a direct current source. The effluent to be treated was pumped to the reactor, where the electrochemical reactions took place, and then it was directed to the deflector. The tests followed a central composite rotatable design, with two independent variables (electric current and HDT). The highest removals for color, turbidity, COD, and TKN were 91.76%, 74.47%, 61.97%, and 20%, respectively. It was possible to obtain valid mathematical models for the removal of the analyzed parameters and calculating the desirability function demonstrated that optimized treatment conditions were 18 min for the HDT and 1.5 A for the electric current, which corresponds to a current density equal to 16.67 mA cm⁻². Residual aluminum ranged from 1.21 to 4.61 mg L⁻¹ and the cost of treatment was 0,83 US\$ m⁻³.

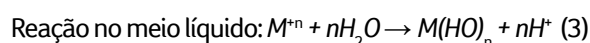
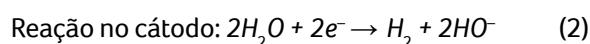
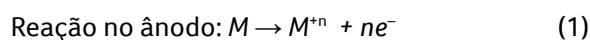
Keywords: Electrocoagulation. Electrolytic Treatment. Physical-chemical Treatment. Wastewater.

1 INTRODUÇÃO

Os abatedouros e frigoríficos de suínos geram grande quantidade de efluentes que possuem elevado grau poluidor devido a sua constituição, formada por proteínas, gordura e sais, dentre outros compostos (BUSTILLO-LECOMPTE e MEHRVAR, 2015). Para diminuir o impacto ambiental causado, empregam-se tratamentos específicos, citando como exemplo o sistema de lagoas de estabilização, normalmente utilizado no Brasil.

Como principais desvantagens do uso de lagoas para o tratamento de efluentes, pode-se citar a necessidade de áreas extensas e a liberação de maus odores. Uma alternativa que requer áreas menores para tratar grandes volumes de efluentes é a eletrofloculação (EF), também conhecida como eletrocoagulação ou eletroflotação. A técnica se baseia no uso de reações eletroquímicas para gerar o agente coagulante, o que ocorre devido à oxidação do eletrodo, liberando íons metálicos e hidroxila em solução (MOUSAZADEH et al., 2021).

Na sequência estão descritas as reações químicas (Eq. 1 a 3) que ocorrem no ânodo, no cátodo e no meio líquido. Enquanto o ânodo sofre oxidação e libera íons metálicos, no cátodo são produzidos os íons hidroxila e gás hidrogênio, devido à redução das moléculas de água. Os íons metálicos e hidroxila irão reagir e formar hidróxidos insolúveis (M(OH)_n), que irão atuar na coagulação dos colóides, já o gás gerado auxilia na flotação dos flocos de lodo formados (SIVARANJANI et al., 2021).



Normalmente utilizam-se eletrodos de alumínio ou ferro, devido ao baixo custo, disponibilidade e a formação de compostos amorfos, com propriedades coagulantes e de adsorção de poluentes insolúveis. O alumínio possui vantagens quando comparado ao ferro, como a solubilidade dos flocos, que é mínima em pH entre 6 e 7 e devido à formação de complexos hidrolíticos polinucleares que proporcionam uma melhor adsorção de partículas solúveis ou coloidais (TEGLADZA et al., 2021).

A geração eletroquímica do agente coagulante ocorre a partir da dissolução do ânodo de eletrodos de alumínio devido à passagem de uma corrente elétrica (CERQUEIRA et al., 2011). Além da corrente elétrica, outros fatores devem ser considerados, como a condutividade da solução, a resistividade do meio e o potencial aplicado entre os eletrodos, que relacionam-se entre si, e, uma vez controlados, a geração do agente coagulante passa a ser monitorada pela corrente obtida (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

O pH também exerce influência no processo de eletrofloculação, sendo que esse fator pode interferir na formação dos flocos. Durante o processo eletrolítico, o alumínio é convertido unicamente

no cátion Al^{+3} , sendo que os flocos formados são anfóteros. Com isso, podem atuar como ácido ou base, da maneira que em ambiente básico os flocos ocorrem na forma aniônica $[Al(OH)_4]^-$ e, em ambiente ácido, os flocos formados serão catiônicos $[Al(OH)_2]^+$ (TEGLADZA et al., 2021).

Muitos são os autores que utilizaram a eletrofloculação na remoção de poluentes em diferentes trabalhos de pesquisa. Tak et al. (2015) otimizaram a remoção de cor e DQO em efluente de produção bovina a partir da eletrofloculação em reator batelada, obtendo remoção de 95,2% e 93% para cor e DQO, respectivamente. Bayar et al. (2011) estudaram os efeitos da velocidade de agitação e densidade de corrente no tratamento de águas residuárias de frigorífico de aves pela eletrocoagulação em reator batelada, encontrando remoções de até 85% da DQO e 98% da turbidez.

Tsiptsias et al. (2015) utilizaram a eletrocoagulação em um reator batelada como pós-tratamento de água residuária provinda de usina de álcool e açúcar, com remoção de 10 a 54% da DQO. Gatsios et al. (2015) otimizaram o processo de eletrocoagulação em reator batelada no tratamento de efluente industrial visando à remoção de metais tóxicos, com remoção de 89% de manganês, 100% de cobre e zinco. Un et al. (2014) utilizaram um reator de fluxo contínuo de eletrocoagulação para o tratamento de efluente de soro de queijo, com remoção de 86,4% da DQO.

Observa-se que a maioria dos trabalhos citados foram desenvolvidos em reatores batelada;

sendo assim, verifica-se a necessidade de mais estudos sobre a eletrofloculação em reatores de fluxo contínuo. Dessa maneira, o objetivo desse trabalho foi avaliar a remoção da DQO, turbidez, cor e NTK em um efluente industrial proveniente de um abatedouro e frigorífico de suínos pela técnica eletroquímica e otimizar as variáveis corrente elétrica e tempo de detenção hidráulica (TDH) em um reator de fluxo contínuo de eletrofloculação utilizando eletrodos de alumínio, além de estimar o custo que envolve a eletrólise e quantificar o alumínio residual no efluente tratado.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Efluente de frigorífico e abatedouro de suínos

O efluente utilizado provém de um abatedouro e frigorífico de suínos localizado na região oeste do Paraná. Essa indústria abate aproximadamente 6.500 animais e produz uma vazão de 5.200 m^3 de efluente por dia.

A coleta do efluente ocorreu após a etapa de tratamento primário, composto por peneiras e decantadores, da estação de tratamento de efluente da indústria. O volume coletado foi de 50 L, armazenado em bombonas plásticas e mantido em refrigeração até a realização dos testes. Na Tabela 1 estão apresentados os parâmetros utilizados para a caracterização do efluente.

Tabela 1 - Análises físico-químicas para caracterização do efluente.

Parâmetros	Unidades	Métodos	Protocolo APHA (2005)
Demanda química de oxigênio	$mgO_2 L^{-1}$	Colorimétrico	5220 D
Alumínio Total	$mgAl L^{-1}$	Fotometria de chama	3111
pH	Sorënsen scale	Potenciométrico	4500 – H ⁺ B
Condutividade	$mS cm^{-1}$	Conduvímetero	2510 B
Turbidez	UNT	Nefelométrico	2130 B
Cor	UC	Espectrometria	2120 B
Nitrogênio total Kjeldahl	$mgN L^{-1}$	Kjeldahl	4500 – N _{org} B
Sólidos sedimentáveis	$mL L^{-1}$	Imhoff	2540 F

2.2 Sistema experimental

O sistema de eletrofloculação consistiu em um reator cilíndrico de policloreto de vinila, com 100 mm de diâmetro e volume útil igual a 1,61 L acoplado a um separador de fases construído em vidro, com dimensões de 37 cm de comprimento, 12 cm de altura e 10 cm de largura com um volume útil igual a 3,12 L. O efluente adentrava no reator pela parte inferior, onde era submetido às reações eletrolíticas e então saía pela parte lateral superior, sendo encaminhado ao defletor, com o intuito de realizar a separação do lodo gerado. O efluente tratado foi coletado na saída do defletor e o lodo acumulado na superfície era retirado manualmente.

O efluente bruto foi armazenado em um reservatório de 20 L, sendo que para garantir a ho-

mogeneização utilizou-se uma bomba submersa da marca e modelo BOYU FPI 350, submersible PUMP com vazão de 350 L h⁻¹. Para realizar a alimentação do reator utilizou-se uma bomba dosadora da marca EXATTA modelo EX, com capacidade de vazão de até 20 L h⁻¹, sendo que o tempo de detenção hidráulica foi controlado por meio da vazão bombeada.

Os eletrodos eram dispostos no reator a uma distância de 8 cm entre si e cada placa possuía 20 cm de comprimento e 5 cm de largura, totalizando uma área igual a 100 cm²; entretanto, a área do eletrodo imerso era de 90 cm². Foi utilizado um par de eletrodos de alumínio. A Fig. 1 ilustra a disposição sequencial do sistema descrito.

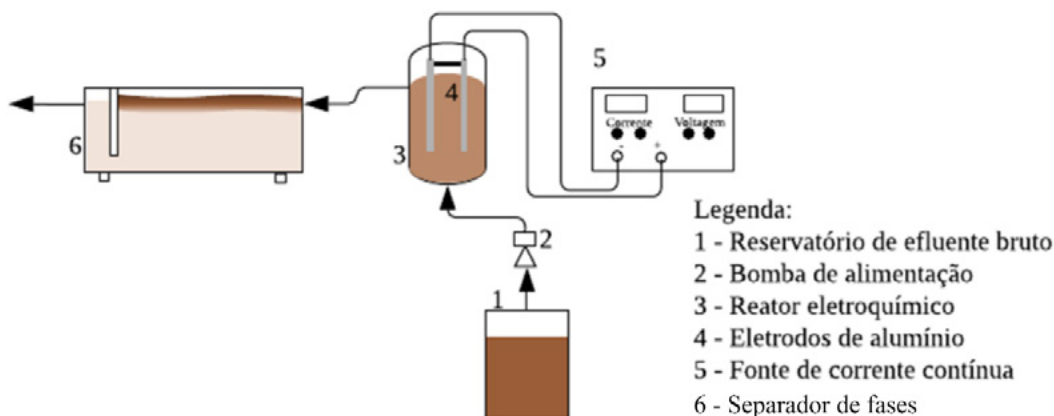


Figura 1 - Disposição do módulo experimental para o tratamento de efluente por eletrofloculação.

2.3 Avaliação do sistema

Para a verificação das melhores condições operacionais, foi considerada a eficiência de remoção de turbidez, cor, DQO e NTK. Além disso, avaliou-se a concentração de alumínio residual no efluente tratado, visto que devido as reações de oxirredução o material dos eletrodos é transferido ao meio líquido.

As amostras do efluente tratado foram coletadas após o sistema ser alimentado por dois tempos de detenção hidráulica, ou seja, se o ensaio possuía 30 min de TDH, a amostra era coletada após uma hora do sistema em funcionamento para garantir que o material coletado provia de um sistema em estado estacionário. Após a coleta, o efluente era armazenado em recipientes de plástico e conservado sob refrigeração para posteriores análises.

2.4 Planejamento experimental

O delineamento utilizado foi o DCCR (delineamento composto central rotacional), com duas variáveis independentes: corrente elétrica e tem-

po de detenção hidráulica (TDH), realizou-se um fatorial completo 2², incluindo 4 pontos axiais e 3 repetições no ponto central, totalizando 11 ensaios. Observam-se na Tabela 2 os valores reais e codificados referentes aos ensaios.

Tabela 2 - Número de ensaios com os valores codificados e reais

Ensaio	Valores codificados		Valores reais		
	Corrente	TDH	Corrente (A)	Densidade de corrente (mA cm ⁻²)	TDH
1	-1	-1	0,47	4,7	12'55"
2	+1	-1	1,32	13,2	12'55"
3	-1	1	0,47	4,7	27'05"
4	+1	1	1,32	13,2	27'05"
5	0	0	0,9	9	20'
6	0	0	0,9	9	20'
7	0	0	0,9	9	20'
8	-1,41	0	0,3	3	20'
9	1,41	0	1,5	15	20'
10	0	-1,41	0,9	9	10'
11	0	1,41	0,9	9	30'

A partir dos resultados foi possível calcular os efeitos das variáveis, os respectivos erros e a análise de variância (ANOVA) para verificar a qualidade do ajuste do modelo obtido, o qual relacionou a variável-resposta às demais variáveis independentes testadas, assim como o efeito entre elas. A representação gráfica deste modelo constituiu em um gráfico de superfície, que auxiliou na determinação da região ótima de operação do sistema.

A análise de regressão dos dados obtidos por meio do DCCR permitiu o ajuste dos parâmetros de modelos quadráticos das variáveis-resposta em função dos fatores estudados e suas interações. A Eq. 4 representa um modelo geral, que pode ser utilizado para descrever a remoção DQO, cor, turbidez ou NTK. Os parâmetros α_i foram ajustados mediante análise de regressão, sendo que X1 é o valor codificado da corrente e X2 é o valor codificado da TDH.

$$\% \text{Remoção} = \alpha_0 + \alpha_1 X_1 + \alpha_2 X_2 + \alpha_{12} X_1 X_2 + \alpha_{11} X_1^2 + \alpha_{22} X_2^2 \quad (4)$$

Como o trabalho avaliou a remoção de quatro parâmetros, foi necessária a otimização simultânea das variáveis-resposta. Para isso, utilizou-se a função de desejabilidade, metodologia criada por Derringer e Suich (1980).

2.5 Custo da eletrofloculação

No processo de eletrofloculação, os principais custos envolvidos são o consumo dos eletrodos, consumo de energia elétrica, mão de obra para a operação e manutenção do sistema e disposição final do lodo gerado.

Como o presente trabalho foi realizado em escala de bancada, apenas o consumo dos eletrodos de alumínio e o consumo de energia elétrica na eletrólise foram considerados para calcular o custo do processo. Para calcular o consumo de energia elétrica, considerou-se a Eq. 5.

$$C_e = \frac{U \times i \times t}{1000 \times V} \quad (5)$$

Em que:

- C_e : consumo de energia (kWh m^{-3});
- U : diferencial de potencial aplicado no sistema (V);
- i : corrente elétrica aplicada (A);
- t : tempo de aplicação (h);
- V : volume de efluente tratado (m^3).

A massa consumida do eletrodo (M_{cel}) por volume, durante a EF pode ser quantificada pela Eq. 6.

$$M_{cel} = \frac{i \times t \times M}{F \times n \times V \times 1000} \quad (6)$$

Em que:

- M_{cel} : Massa consumida do eletrodo por volume (kg m^{-3});
- i : corrente elétrica aplicada (A);
- t : tempo de aplicação (s);
- M : massa molar do elemento predominante do eletrodo ($26,98 \text{ g mol}^{-1}$);
- F : constante de Faraday ($96.485, 3329 \text{ s A mol}^{-1}$);
- n : número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do ânodo (3);
- V : volume do efluente tratado (m^3).

Com os valores da massa do eletrodo e do consumo de energia elétrica, foi possível calcular os custos de operação utilizando a Eq. 7.

$$C_o = \alpha C_e + \beta M_{cel} \quad (7)$$

Em que:

- C_o : custo de operação ($\text{R\$ m}^{-3}$);
- α : custo de energia elétrica ($\text{R\$ kWh}^{-1}$);
- C_e : consumo de energia (kWh m^{-3});
- β : custo mássico do alumínio ($\text{R\$ kg}^{-1}$);
- M_{cel} : Massa de alumínio consumida (kg m^{-3}).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização do efluente bruto

Os valores dos parâmetros físico-químicos que caracterizam o efluente bruto utilizado nos testes estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Valores dos parâmetros de caracterização do efluente bruto.

Parâmetros	Valores	Unidades
Demanda química de oxigênio	2402,50	$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$
Alumínio total	0,00	mg Al L^{-1}
pH	7,13	Sorënsen scale
Condutividade	2,92	mS cm^{-1}
Turbidez	380,00	UNT
Cor	2790,00	UC
Nitrogênio total Kjeldahl	175,00	mg N L^{-1}
Sólidos sedimentáveis	9,00	mL L^{-1}

Bustillo-Lecompte & Mehrvar (2015) citam que os efluentes de frigoríficos podem apresentar valores de DQO que variam de 500 a 15900 mg L^{-1} , nitrogênio total de 50 a 841 mg L^{-1} , pH de 4,9 a 8,1, cor de 175 a 400 UC e turbidez de 200 a 300 UNT. Ao serem comparados os valores encontrados com dos autores, observa-se que apenas cor e turbidez apresentaram valores acima da faixa citada.

Koby et al. (2006), ao tratarem água residuária provinda de frigoríficos pela técnica de eletrocoagulação, encontraram uma condutividade igual a 1,99 mS cm^{-1} . A elevada condutividade encontrada no efluente é um fator importante para que ocorra a eletrofloculação, eliminando a necessidade de adição de sais como eletrólito suporte, visto que o meio líquido deve apresentar condutividade suficiente para viabilizar a eletrólise.

3.2 Eficiência de remoção

Analisando os percentuais de remoção para cor, turbidez, DQO e NTK mostrados na Fig. 2, percebe-se que

as curvas de remoção apresentaram comportamento semelhante. Além disso o parâmetro com maior remoção foi a cor, enquanto o que obteve a menor re-

moção foi o NTK. Vale ressaltar que os pontos centrais (ensaios 5, 6 e 7) apresentaram valores semelhantes, evidenciando-se a coerência dos dados.

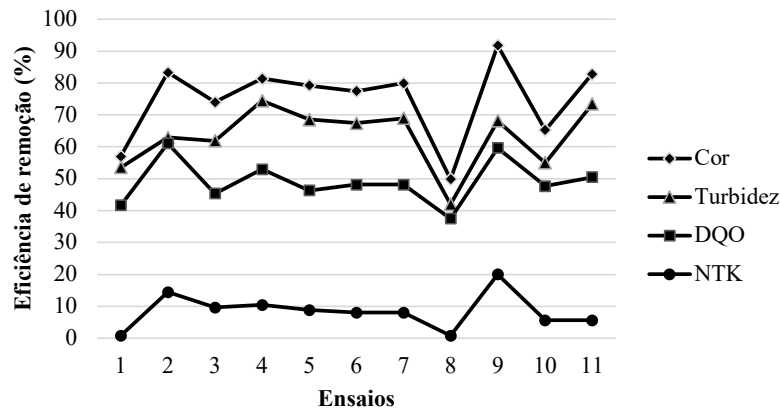


Figura 2 - Eficiência de remoção dos parâmetros estudados.

A estatística descritiva das eficiências de remoção para os parâmetros analisados está apresentada na Tabela 4. Observa-se que para a cor, a menor e a maior remoção ocorreram nos ensaios 8 (49,82%) e 9 (91,76%), respectivamente. Para a turbidez, a menor e a maior remoção ocorreram nos ensaios 8 (41,97%) e 4 (74,45%), respectivamente.

Para a DQO, a menor e a maior remoção ocorreram nos ensaios 8 (37,46%) e 2 (61,07%), respectivamente e para o NTK, a menor remoção ocorreu nos ensaios 1 e 8 (0,8%) enquanto a maior remoção ocorreu no ensaio 9 (20%). A menor remoção encontrada no ensaio 8, para todos os parâmetros, pode ser explicada pela menor corrente aplicada.

Tabela 4 - Estatística descritiva das eficiências de remoção de turbidez, cor, DQO e NTK.

Parâmetro	Médias (%)	Desvios-padrão (%)	Mínimo (%)	Máximo (%)
Cor	74,71	12,46	49,82	91,76
Turbidez	63,29	9,73	41,97	74,47
DQO	48,98	6,98	37,46	61,07
NTK	8,36	5,55	0,80	20,00

Bayramoglu et al. (2006), ao estudarem a eletrocoagulação no tratamento de águas residuárias de frigoríficos de aves, obtiveram 93% de remoção de DQO ao aplicarem densidade de corrente igual a 15 mA cm⁻² e pH inicial igual a 3, utilizando eletrodo de alumínio em reator batelada. Kobya et al. (2006) estudaram a influência de pH, tempo de operação, diferentes materiais de

eletrodo e densidade de corrente no tratamento de efluente de frigoríficos de aves e obtiveram remoção de 93% de DQO operando com pH inicial de 3, densidade de corrente de 15 mA cm⁻² e 25 min de TDH, com eletrodo de alumínio. Bayar et al. (2011) estudaram a influência da densidade de corrente e pH com eletrodos de alumínio no tratamento de efluentes de frigorífico de aves

e obtiveram 85% de remoção de DQO com pH inicial de 3, velocidade de agitação de 150 rpm e densidade de corrente igual a 1 mA cm⁻².

Em comparação aos trabalhos de Bayramoglu et al. (2006), Kobya et al. (2006) e Bayar et al. (2011), verifica-se que a remoção da DQO encontrada (61,07%) foi inferior. Percebe-se que os trabalhos citados o pH inicial foi ajustado para 3, sugerindo que em meio ácido a remoção da DQO é favorecida.

Asselin et al. (2008), ao estudarem a eficácia do processo da eletrofloculação no tratamento de efluentes de frigoríficos em reator batelada utilizando eletrodos de alumínio, obtiveram remoção de 82% de DQO e 90% de turbidez com uma intensidade de corrente de 0,3 A e 90 min de TDH. Neste trabalho, o TDH utilizado foi consideravelmente superior, justificando a remoção mais expressiva da DQO e turbidez encontrada pelos autores.

Ahmadian et al. (2012), ao examinarem o desempenho da eletrofloculação para o tratamento de água residuária de frigorífico em um sistema em

batelada com 8 eletrodos de ferro, 10 A m⁻² de densidade de corrente e 50 min de TDH, obtiveram remoção de 84% de nitrogênio total. Khennoussi et al. (2013) estudaram o tratamento de efluente do frigorífico municipal de Meknes no Marrocos por eletrocoagulação utilizando eletrodos de ferro e obtiveram remoção de 92,6% de DQO e 76,2% de nitrogênio total com uma diferença de potencial de 12 V e TDH igual a 25 min. Ahmadian et al. (2012) e Khennoussi et al. (2013) utilizaram eletrodos de ferro obtendo remoção considerável de nitrogênio, o que indica que o ferro pode favorecer a remoção deste contaminante.

3.3 Otimização do processo de eletrofloculação

Os modelos matemáticos para a remoção de cor, turbidez, DQO e NTK foram avaliados a partir dos resultados obtidos sendo considerados significativos os parâmetros com p – valores menores que 5%. Nas Tabelas 5, 6, 7 e 8 encontram-se os coeficientes do modelo de regressão, sendo que os termos lineares estão associados à letra L e os termos quadráticos à letra Q.

Tabela 5 - Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de cor.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(5)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	78,84685	2,622960	30,06026	0,00001	72,104	85,5894
x ₁ (L)	11,63722	3,217284	7,23419	0,00079	15,004	31,5447
x ₁ (Q)	-3,66048	3,839057	-1,90697	0,11483	-17,189	2,54766
x ₂ (L)	4,99200	3,217284	3,10324	0,02675	1,7137	18,2543
x ₂ (Q)	-2,03792	3,839057	-1,06168	0,33695	-13,944	5,79277
x ₁ x ₂	-4,74910	4,543154	-2,09066	0,09082	-21,176	2,18034

Tabela 6 - Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de turbidez.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(5)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	68,27520	2,012917	33,91855	0,00000	63,1008	73,44957
x ₁ (L)	7,38034	2,469014	5,97837	0,00188	8,4139	21,10749
x ₁ (Q)	-5,73943	2,946176	-3,89619	0,01145	-19,0523	-3,90548
x ₂ (L)	5,74406	2,469014	4,65292	0,00557	5,1413	17,83493
x ₂ (Q)	-1,13970	2,946176	-0,77368	0,47409	-9,8528	5,29399
x ₁ x ₂	0,81579	3,486515	0,46797	0,65949	-7,3308	10,59395

Por meio da análise de regressão para a variável-resposta de remoção da cor (Tabela 5) percebe-se que os termos lineares relacionados à corrente elétrica (X_1) e TDH (X_2) foram significativos. Observa-se também que esses termos representam um efeito positivo ao modelo. Para

a variável-resposta remoção de turbidez (Tabela 6), os termos significativos foram a corrente (X_1) e TDH (X_2) lineares e a corrente quadrática, sendo que os termos lineares apresentaram efeito positivo, enquanto a corrente quadrática apresentou efeito negativo.

Tabela 7 - Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de DQO.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(5)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	47,52807	1,089523	43,62283	0,00000	44,7274	50,32878
x_1 (L)	7,30437	1,336393	10,93147	0,00011	11,1734	18,04404
x_1 (Q)	0,87245	1,594664	1,09421	0,32375	-2,3543	5,84411
x_2 (L)	-0,06930	1,336393	-0,10371	0,92143	-3,5739	3,29670
x_2 (Q)	1,13153	1,594664	1,41915	0,21508	-1,8361	6,36228
$x_1 x_2$	-2,94225	1,887131	-3,11822	0,02630	-10,7355	-1,03347

Tabela 8 - Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de NTK.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(5)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	8,26349	1,293639	6,38778	0,001392	4,9381	11,58889
x_1 (L)	5,19947	1,586759	6,55357	0,001240	6,3200	14,47783
x_1 (Q)	1,27624	1,893416	1,34808	0,235482	-2,3147	7,41966
x_2 (L)	0,60179	1,586759	0,75852	0,482345	-2,8753	5,28247
x_2 (Q)	-1,13812	1,893416	-1,2022	0,283113	-7,1434	2,59093
$x_1 x_2$	-3,20000	2,240675	-2,8563	0,035561	-12,1598	-0,64016

Ao serem analisadas as Tabelas 7 e 8, observa-se que para as variáveis-resposta remoção de DQO e NTK, os termos significativos foram a corrente (X_1) linear e a interação entre corrente e TDH ($X_1 X_2$). O termo associado à corrente linear apresenta um efeito positivo, e a interação um efeito negativo ao modelo. Os modelos ajustados para as variáveis-resposta remoção de cor, turbidez, DQO e NTK ficam caracterizados pelas Eq. 5, 6, 7 e 8, respectivamente.

$$\text{Remoção de cor} = 78,84685 + 11,63722 X_1 + 4,992 X_2 - 4,74910 X_1 X_2 - 3,66048 X_1^2 - 2,03792 X_2^2 \quad (8)$$

$$\text{Remoção de turbidez} = 68,2752 + 7,38034 X_1 + 5,74406 X_2 + 0,81579 X_1 X_2 - 5,73943 X_1^2 - 1,1397 X_2^2 \quad (9)$$

$$\text{Remoção de DQO} = 47,52807 + 7,30437 X_1 - 0,0693 X_2 - 2,94225 X_1 X_2 + 0,87245 X_1^2 + 1,13153 X_2^2 \quad (10)$$

$$\text{Remoção de NTK} = 8,26349 + 5,19947 X_1 + 0,60179 X_2 - 3,2 X_1 X_2 + 1,27624 X_1^2 - 1,13812 X_2^2 \quad (11)$$

Apesar de alguns termos não terem sido significativos, todos foram mantidos nos modelos para que o erro do modelo seja minimizado. Nas Tabelas 9, 10, 11 e 12, podem ser observadas as análises de variância (ANOVA) dos modelos das variáveis-resposta.

Tabela 9 - ANOVA para a remoção de cor.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor	R ²
Regressão	1467,483	5	293,497	14,22	5,05	0,00559	93,356
Resíduos	103,201	5	20,64				
Total		10					

Tabela 10 - ANOVA para a remoção de turbidez.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor	R ²
Regressão	892,095	5	178,419	14,678	5,05	0,0052	93,584
Resíduos	60,779	5	12,156				
Total		10					

Tabela 11 - ANOVA para a remoção de DQO.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor	R ²
Regressão	471,662	5	94,332	26,488	5,05	0,00132	96,34
Resíduos	17,806	5	3,561				
Total		10					

Tabela 12 - ANOVA para a remoção de NTK.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor	R ²
Regressão	275,861	5	55,172	10,989	5,050	0,0099	91,84
Resíduos	25,103	5	5,021				
Total		10					

Observa-se nas Tabelas 9 a 12 que os valores de F calculados para a regressão são altamente significativos e as porcentagens de variação explicada (R²) pelos modelos foram satisfatórias, acima de 90%.

Logo, é possível concluir que os modelos se ajustam bem aos dados experimentais. Nas Fig. 3, 4, 5 e 6 observam-se as superfícies de resposta para a remoção de cor, turbidez, DQO e NTK, respectivamente.

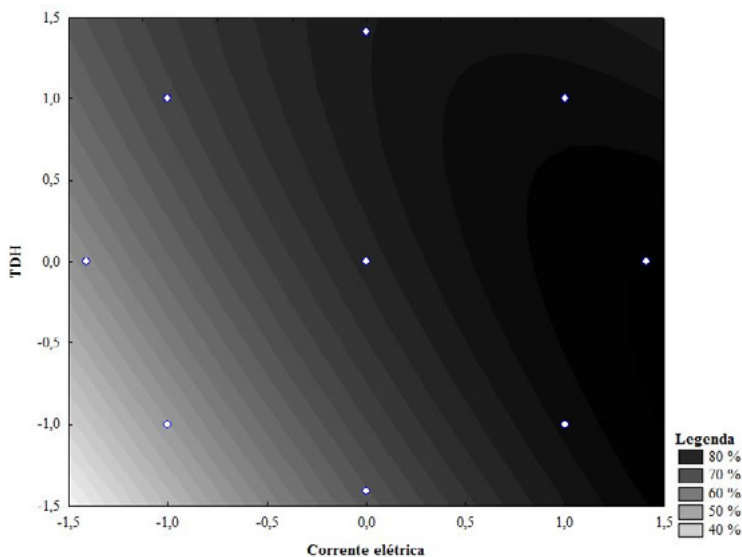


Figura 3 - Superfície de resposta para a remoção de cor.

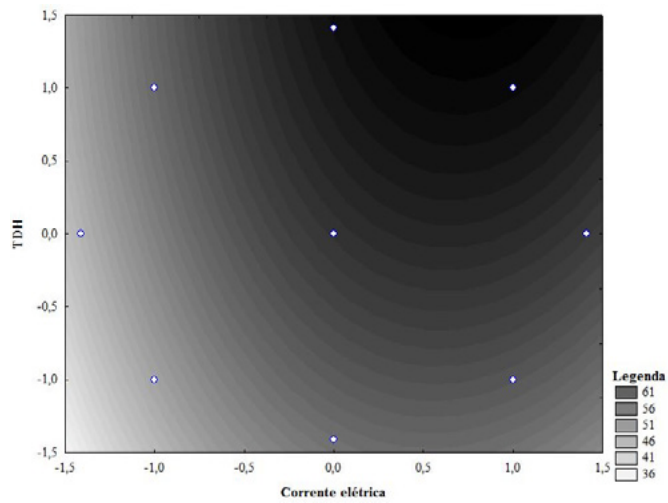


Figura 4 - Superfície de resposta para a remoção de turbidez.

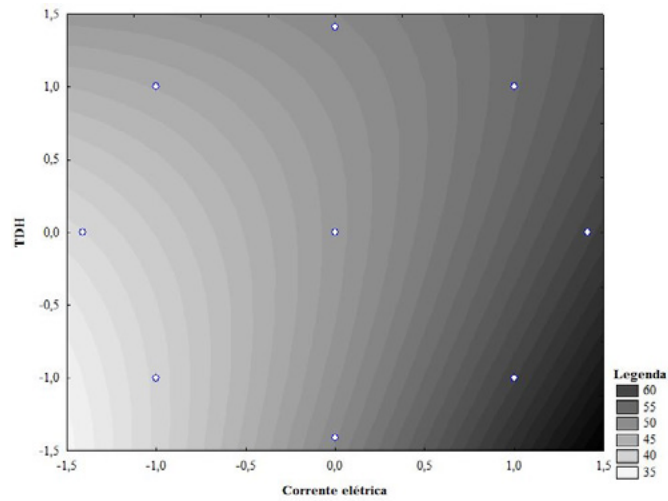


Figura 5 - Superfície de resposta para a remoção de DQO.

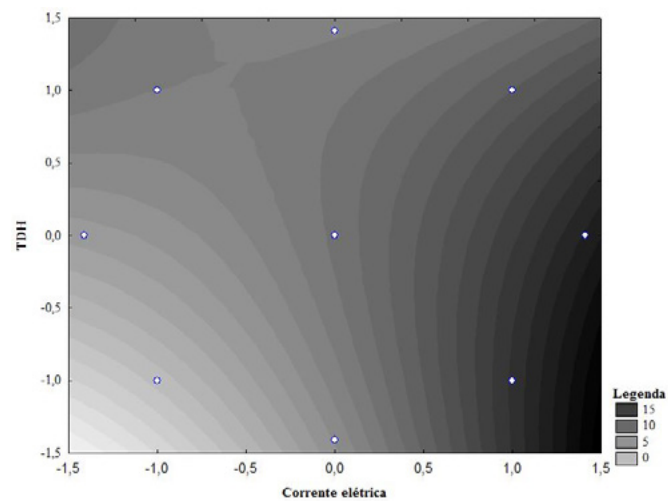


Figura 6 - Superfície de resposta para a remoção de NTK.

Ao analisar a Fig. 3, percebe-se que a maior remoção de cor do efluente ocorre com uma corrente de aproximadamente 1,5 A e TDH de 20 min. Na Fig. 4 é possível observar que ocorre maior remoção de turbidez com aproximadamente 1,32 A e 30 min de TDH.

Para a remoção de DQO e NTK, as superfícies de resposta representadas nas Fig. 5 e 6 não apresentaram uma faixa aproximada para as melhores condições de remoção, como para as outras variáveis-resposta. Para maior remoção de DQO e NTK, observa-se nos gráficos que o TDH pouco

influencia e que valores elevados de corrente favorecem o tratamento.

3.4 Desejabilidade global do sistema

Para a análise da desejabilidade global do sistema foram utilizados os modelos matemáticos para a remoção da cor, turbidez, DQO e NTK. Na Fig. 7, pode-se observar a aplicação da metodologia de Derringer e Suich (1980) para a otimização do processo da eletrofloculação.

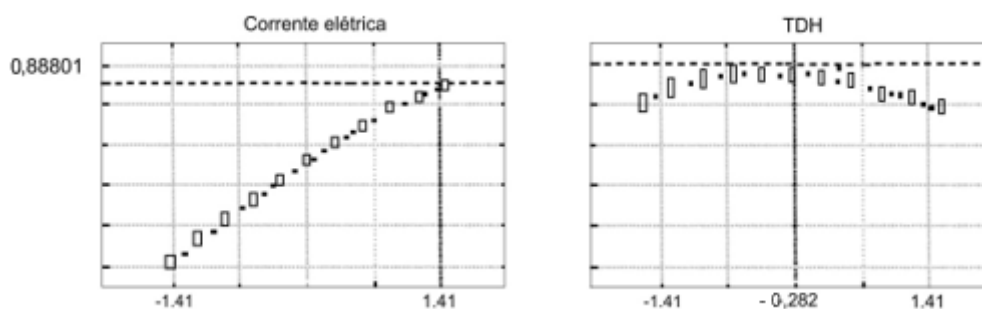


Figura 7 - Gráficos da desejabilidade.

Por meio da Fig. 7 verifica-se que a desejabilidade global alcançada foi de 0,88801 e que a condição otimizada para a corrente elétrica é o valor codificado de 1,41, o qual corresponde a 1,5 A e tem uma densidade de corrente igual a 16,67 mA cm⁻². Para o TDH, o valor codificado é de -0,282, o que corresponde a 18 min.

Observa-se também que o fator crucial para a determinação do ponto ótimo é a corrente elétrica, pois apresenta inclinação mais pronunciada no gráfico. Essa inclinação é muito instrutiva, porque fornece uma ideia da margem de manobra que existe em torno das condições ótimas (BARROS NETO et al., 2010).

Percebe-se ainda que a condição ótima apontada no valor máximo da corrente elétrica testada indica que a faixa poderia ser ampliada

para novos testes; entretanto, esse aumento pode implicar no aumento dos custos do tratamento. O gráfico da desejabilidade em função do TDH mostra que esse fator pode variar em uma faixa razoável sem prejudicar muito o valor de desejabilidade. Por outro lado, qualquer alteração no valor da corrente elétrica provocará uma queda brusca na desejabilidade; dessa maneira, esse fator deve ser mantido sob controle mais rigoroso.

3.5 Concentração de alumínio residual no efluente tratado

A concentração de alumínio residual para os ensaios é apresentada na Fig. 8. Analisando-se os dados, percebe-se que a concentração variou de 1,21 a 4,61 mg Al L⁻¹, sendo que o ensaio 1 apre-

sentou maior residual de alumínio, enquanto o ensaio 9 obteve a menor concentração. Brito et al. (2012) citam que é fato conhecido que se o

alumínio oriundo dos eletrodos fosse liberado na solução, ocorreriam sérios problemas para a reutilização da água no processo.

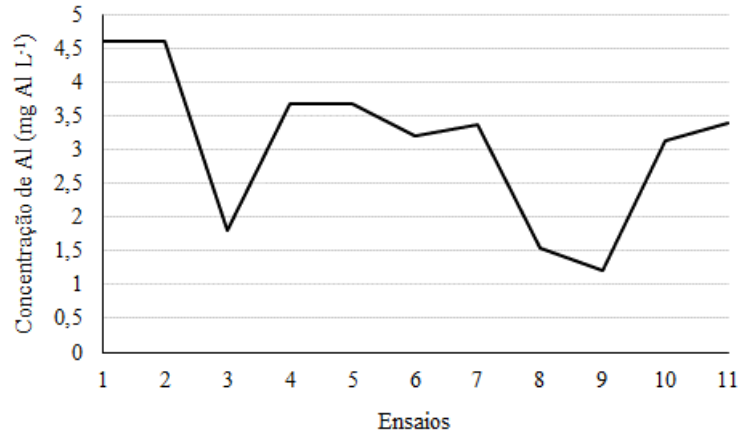


Figura 8 - Valores da concentração de alumínio.

A resolução CONAMA 430/11 não apresenta padrões de lançamento para o parâmetro alumínio. Entretanto, para níveis de comparação, a Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde que rege sobre os padrões de potabilidade de água no Brasil cita que a água potável deve ser distribuída com concentração máxima de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ de alumínio residual (BRASIL, 2011). A resolução CONAMA 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água, menciona que a concentração de alumínio na água de corpos de água doce classe III também é de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2005).

Considerando o lançamento do efluente em corpo hídrico, não há como estimar a necessidade de remoção do alumínio, uma vez que não há um padrão estipulado pela legislação vigente. Baseando-se na resolução CONAMA 357/05, a concentração máxima de alumínio poderia ser calculada considerando-se a vazão de lançamento do efluente e características do corpo receptor, como vazão e concentração de alumínio, visando não ultrapassar a concentração máxima de alumínio indicada para a classe do corpo hídrico; no entanto, esse resultado irá variar de acordo com o corpo hídrico onde ocorrerá o lançamento.

3.6 Custo operacional da eletrofloculação

O custo operacional foi calculado apenas para a condição otimizada encontrada para o tratamento, que foi de 18 min de tempo de detenção hidráulica e $1,5 \text{ A}$ de corrente elétrica, o que corresponde a $18,5 \text{ V}$ para a diferença de potencial, considerando a condutividade elétrica do efluente. Considerando apenas o consumo de energia e dos eletrodos, por meio da Eq. 5, obteve-se o valor de $5,17 \text{ kWh m}^{-3}$ para o consumo de energia elétrica e por meio da Eq. 6 obteve-se o valor de $0,0938 \text{ kg m}^{-3}$ para o consumo de alumínio.

Para estimar o custo operacional na condição otimizada, utilizou-se a tarifa de energia elétrica aplicada pela Companhia Paranaense de Energia (2021), que é de $0,65159 \text{ R\$ kWh}^{-1}$, bem como o preço do alumínio indicado pelo World Bank (2021), cotado em $11,758 \text{ R\$ kg}^{-1}$. Dessa maneira, de acordo com a Eq. 7, o custo para tratar o efluente de frigorífico, nas condições otimizadas, foi de aproximadamente $4,47 \text{ R\$ m}^{-3}$.

Asselin et al. (2008), ao tratarem águas residuárias de abatedouro usando EF, obtiveram um custo operacional de $\text{R\$ } 2,20 \text{ m}^{-3}$. No entanto, os autores

aplicaram 0,3 A para a corrente elétrica e consideraram o custo de eletricidade de R\$ 0,18 kWh⁻¹.

Para a minimização dos custos com energia elétrica na eletrofloculação, alguns autores buscam utilizar fontes de energia renovável. García-García et al. (2015) utilizaram células fotovoltaicas como fonte de energia para a eletrofloculação no tratamento de efluente proveniente de um parque industrial. Os autores alcançaram remoções de 80% para DQO, 97% para cor, 91% para turbidez e 48% para carbono orgânico total. Logo, tais dados comprovam a eficiência do sistema.

4 CONCLUSÃO

A aplicação da técnica da eletrofloculação no tratamento de efluentes de abatedouros e frigoríficos de suínos em um reator contínuo demonstrou ser eficiente no que tange à remoção de turbidez, cor, DQO com remoções máximas de 74,47%, 91,76 % e 61,07%, respectivamente. Porém, com relação a remoção de NTK, o sistema não apresentou eficiência considerável, já que a remoção máxima foi de 20%.

As análises estatísticas mostraram que foi possível a obtenção de modelos matemáticos para a remoção dos parâmetros analisados. Ao se calcular a função da desejabilidade, as condições otimizadas de tratamento foram de 18 min para o TDH, 1,5 A para a corrente elétrica e uma densidade de corrente igual a 16,67 mA cm⁻².

Observou-se que a concentração de alumínio residual no efluente tratado variou de 1,21 a 4,61 mg L⁻¹, porém, como não há limite de concentração estipulado para lançamento na legislação brasileira, não é possível concluir que o residual de alumínio está elevado. No entanto, a presença deste residual poderá se tornar uma limitação da técnica.

O custo operacional para tratar cada metro cúbico de efluente tratado por eletrofloculação é de aproximadamente R\$ 4,47, que pode ser elevado

se comparado a métodos convencionais, como as lagoas de estabilização. Todavia, para minimizar os custos com energia elétrica, a busca de fontes de energias renováveis pode ser uma alternativa para a viabilização da utilização da técnica.

No entanto, o processo apresentou-se eficiente mesmo sem a necessidade de ajustes de pH e condutividade elétrica, o que poderia acarretar maiores custos. Além disso, o processo permite controle rigoroso das condições operacionais, favorecendo o tratamento do efluente.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Metodologia: Frare LM, Eyng E e Fleck L; **Investigação experimental:** Silva FM e Paloschi VN; **Redação:** Silva FM, Paloschi VN e Orssatto F; **Coordenação:** Orssatto F e Tavares MHF

6 REFERÊNCIAS

- AHMADIAN, M.; YOUSEFI, N.; VAN GINKEL, S.W.; ZARE, M. R.; RAHIMI, S.; FATEHIZADEH, A. Kinetic study of slaughterhouse wastewater treatment by electrocoagulation using Fe electrodes. **Water Science & Technology**. v. 66 n.4, p. 754 – 760, 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.232>
- APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington: APHA, 2005.
- ASSELIN, M.; DROGUI, P.; BENMOUSSA, H.; BLAIS, J. F. Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. **Chemosphere**. v. 72, p. 1727 – 1733, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.04.067>
- BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2010.
- BAYAR, S.; YILDIZ, Y. S.; YILMAZ, A. E.; IRDEMEZ, S. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. **Desalination**. v.280, p. 103 – 107, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.06.061>
- BAYRAMOGLU, M.; KOBYA, M.; EYVAZ, M.; SENTURK, E. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. **Separation and Purification**

- Technology**. v. 51, p. 404 – 408. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.03.003>
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2005) **Resolução nº 357 de 18 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> (Acesso em 2 de Fevereiro de 2015).
- BRASIL, Ministério da Saúde. (2011) **Portaria no 2914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html> (Acesso em 2 de Fevereiro de 2015).
- BRITO, J. F.; FERREIRA, L. O.; SILVA, J. P. Tratamento da água de purificação do biodiesel utilizando eletrofloculação. **Química Nova**. v. 35, n.4, p. 728 – 732, 2012.
- BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of Environmental Management**. v. 161, p. 287 – 302, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008>
- CERQUEIRA, A. A.; MARQUES, M. R. C.; RUSSO, C. Avaliação do processo eletrolítico em corrente alternada no tratamento de água de produção. **Química Nova**. v. 34, n. 1, p. 59 – 63, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000100012>
- COPEL – Companhia Paranaense de Energia. Tarifa Convencional – subgrupo B3. Disponível em: <https://www.copel.com/hpcweb/copel-distribuicao/taxas-tarifas/> (Acesso em 01 de outubro de 2021).
- CRESPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. **Eletrofloculação: Princípios e aplicações**. 1a ed. São Carlos: Rima, 2004.
- DERRINGER, G.; SUICH, R. Simultaneous optimization of several response variables. **Journal of Quality Technology**. v. 12, n. 4, p. 214 – 219, 1980. <https://doi.org/10.1080/00224065.1980.11980968>
- GARCÍA-GARCÍA, A.; MARTÍNEZ-MIRANDA, V.; MARTÍNEZ-CIENFUEGOS, I. G.; ALMAZÁN-SÁNCHEZ, P. T.; CASTAÑEDA-JUÁREZ, M.; LINARES-HERNÁNDEZ, I. Industrial wastewater treatment by electrocoagulation–electrooxidation processes powered by solar cells. **Fuel**. v. 149, p. 46 – 54, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.09.080>
- GATSIOS, E.; HAHLADAKIS, J. H.; GIDARAKOS, E. Optimization of electrocoagulation (EC) process for the purification of a real industrial wastewater from toxic metals. **Journal of Environmental Management**. v.154, p. 117 – 127, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.02.018>
- KHENNOUSSI, A.; CHAOUCH, M.; CHAHLAOU, A. Treatment of the effluent from a red meat slaughterhouse by electrocoagulation flotation with iron electrodes. **Revue des Sciences de l'Eau**. v. 26, n. 2, p. 135 – 150, 2013. <https://doi.org/10.7202/1016064ar>
- KOBYA, M.; SENTURK, E.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**. v. 133, p. 172 – 176, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.10.007>
- MOUSAZADEH, M.; NAGHDALI, Z.; AL-QODAH, Z.; ALIZADEH, S. M.; NIARAG, E. K.; MALEKMOHAMMADE, S.; NIDHEESH, P. V.; ROBERTS, E. P. L.; SILLANPÄÄ, M.; EMAMJOMED, M. M. A systematic diagnosis of state of the art in the use of electrocoagulation as a sustainable technology for pollutant treatment: An updated review. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 47, p. 101353, 2021. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2021.101353>
- SIVARANJANI; GAFOOR, A.; ALI, N.; KUMAR, S.; RAMALAKSHMI; BEGUM, S.; RAHMAN, Z. Applicability and new trends of different electrode materials and its combinations in electro coagulation process: A brief review. **Materials Today: Proceedings**, v. 37, n. Part 2, p. 377–382, 2021. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.05.379>
- TAK, B.; TAK, B.; KIM, Y.; PARK, Y.; YOON, Y.; MIN, G. Optimization of color and COD removal from livestock wastewater by electrocoagulation process: Application of Box–Behnken desing (BBD). **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**. n. 28, p. 307 – 315, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2015.03.008>
- TEGLADZA, I. D.; XU, Q.; XU, K.; LV, G.; LU, J. Electrocoagulation processes: A general review about role of electro-generated flocs in pollutant removal. **Process Safety and Environmental Protection**, 1. fev. 2021. Institution of Chemical Engineers. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.08.048>
- TSIOPTSIAS, C.; PETRIDIS, D.; ATHANASAKIS, D.; LEMONIDIS, I.; DELIGIANNIS, A.; SAMARAS, P. Post-treatment of molasses wastewater by electrocoagulation and process optimization through response surface analysis. **Journal of Environmental Management**. n.164, p. 104 – 113, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.007>
- UN, U. T.; KANDEMIR, A.; ERGINEL, N.; OCAL, S. E. Continuous electrocoagulation of cheese whey wastewater: An application of Response Surface Methodology. **Journal of Environmental Management**. n.146, p. 245 – 250, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.08.006>
- WORLD BANK. **Commodity markets outlook: causes and consequences of metal price shocks**, World Bank Group, Washington, DC, abril, 2021. Disponível em: <<https://thedocs.worldbank.org/en/doc/c5de1ea3b3276cf54e7a1dff4e95362b-0350012021/original/CMO-April-2021.pdf>> (Acesso em 01 de outubro de 2021)

O uso da espécie de planária *Girardia tigrina* como bioindicador da qualidade de efluente tratado por meio de ensaios de toxicidade

*The use of planarian species *Girardia tigrina* as bioindicator of effluent quality treated by means of toxicity tests*

• **Data de entrada:**
02/04/2019

• **Data de aprovação:**
23/11/2021

Angela dos Santos Barretto^{1*} | Edson Aparecido Abdul Nour¹ | Eloisa Maria Reis dos Santos² |
Ligia Maria Domingues¹ | Fernando Pena Candello¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.004>

ORCID ID

Barretto AS  <https://orcid.org/0000-0003-3613-0467>

Nour EAA  <https://orcid.org/0000-0002-6178-0878>

Resumo

O estudo teve por objetivo avaliar um efluente contendo formaldeído tratado por um sistema combinado composto por filtro anaeróbio, biofiltro aerado e um decantador. O sistema operou com tempo de detenção hidráulica de 16 horas, sendo 8 horas para cada reator; a vazão de operação que alimentava o sistema foi de 49,0 mL min⁻¹, totalizando 52,9 L dia⁻¹. O estudo dividiu-se em quatro fases, determinadas pela concentração de formaldeído afluente: 100, 200, 400 e 500 mg HCHO L⁻¹. Para avaliar a eficiência do tratamento, foram realizados ensaios de toxicidade com *Girardia tigrina* em três pontos de amostragem. Os resultados obtidos para CL50 nas concentrações estudadas de 100, 200 e 400 mg HCHO L⁻¹ variaram de 82,35 a valores não detectados (ND). Na concentração de 500 mg HCHO L⁻¹, o efluente tratado foi significativamente tóxico. A espécie demonstrou ser sensível ao efluente nas condições de operação do sistema de tratamento em todo o período de estudo.

Palavras-chave: Sistema combinados de tratamento. Ecotoxicologia. Formaldeído. *Girardia tigrina*.

Abstract

The study aimed to evaluate a formaldehyde-treated effluent treated by a combined system composed of anaerobic filter, aerated biofilter and a decanter. The system operated with hydraulic detention time of 16 hours, with 8 hours for each reactor; the operating flow that fed the system was 49.0 mL min⁻¹, totaling 52.9 L day⁻¹. The study was divided into four phases, determined by the affluent formaldehyde concentration: 100, 200, 400 and 500 mg HCHO L⁻¹. To evaluate the efficiency of the treatment, toxicity tests with *Girardia tigrina* were carried out at three sampling points. The results obtained for LC50 at the studied concentrations of 100, 200 and 400 mg HCHO L⁻¹ ranged from 82.35 to undetected (ND) values. At the concentration of 500 mg HCHO L⁻¹, the treated effluent was significantly toxic. The species showed to be sensitive to the effluent under the operating conditions of the treatment system throughout the study period.

Keywords: Combined treatment systems. Ecotoxicology. Formaldehyde. *Girardia tigrina*.

¹ Unicamp - Campinas - São Paulo - Brasil.

² Divisão de Vigilância Sanitária - Prefeitura Municipal de Limeira - Limeira - São Paulo - Brasil.

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

1 INTRODUÇÃO

O lançamento de efluentes, principalmente quando contém substâncias com caráter tóxico a organismos, pode afetar a biodiversidade do ecossistema aquático causando desequilíbrio por meio de alterações gradativas ou bruscas na qualidade da água, provocando mudanças no ciclo dos organismos e reduzindo o número de espécies ao longo do tempo.

Dentre as substâncias que apresentam caráter tóxico encontra-se o formaldeído, composto orgânico que apresenta alto fator de risco ambiental à saúde humana. Ele está presente no ambiente, em pequenas concentrações, e em diversos processos industriais: na produção de madeira, de resinas e de colas, sendo seu uso mais conhecido como conservante de cadáveres e peças anatômicas nos laboratórios de anatomia e nos salões de beleza para alisamento ou relaxamento capilar (ZOUTBERG & BEEN, 1997; ATSDR, 1999; MOUSSAVI et al., 2009).

A toxicidade do formaldeído é estudada em diversas áreas e, devido à exposição direta, a contaminação ocupacional em humanos apresenta um expressivo número de pesquisas. Com isso, há relatos de que além de causar danos nas vias respiratórias e pele, dentre outros, o formaldeído apresenta caráter genotóxico, podendo causar danos celulares e carcinogênicos, ou seja, possui potencial cancerígeno (LADEIRA, 2009).

O efluente gerado pelo uso do formaldeído causa preocupação, pois nos corpos d'água pode afetar seriamente o ecossistema local, visto que pequenas concentrações já provocam efeito tóxico considerado nos organismos (BRASIL, 2011). Lançado na rede coletora, pode trazer sérios problemas às estações de tratamento de esgoto devido ao choque provocado na biomassa presente nos sistemas de tratamento (LOTFY & RASHED, 2002).

Dessa forma, o presente estudo avaliou a toxicidade de um esgoto sanitário contendo formal-

deído, bem como o do efluente que recebeu tratamento por processos biológicos combinados (filtro anaeróbio seguido por biofiltro submerso aerado), utilizando *Giardia tigrina* para avaliar os possíveis impactos causados pelo lançamento deste efluente no ambiente.

1.1 *Giardia tigrina*

A espécie de água doce *Giardia tigrina* é uma planária pertencente à infra-Ordem Paludicola (Platyhelminthes: Tricladida). São platelmintos acelomados de vida livre, morfologicamente simples, possuem simetria bilateral, um metabolismo complexo, bem como os tecidos e órgãos especializados (PRÁ et al., 2005; SANT'ANNA, et al., 2007).

Com ampla distribuição geográfica, habitam rios, córregos de leito arenoso, pedregoso e correnteza rápida, lagos, lagoas, brejos, represas, tanques e aquários, em água limpa, turva ou estagnada rica em vegetação e matéria orgânica (FORNERIS, 1999).

Por serem saprófagas (decompositoras), as planárias têm função muito importante nos ecossistemas aquáticos, realizando a transformação dos nutrientes, que são devolvidos para o ambiente, fechando o ciclo (Barros et al., 2006).

As planárias são indicadas para ensaios de toxicidade devido à alta sensibilidade a substâncias químicas e agentes tóxicos, permitindo a avaliação dos efeitos por meio de vários biomarcadores. São utilizadas em diversos estudos toxicológicos de genotoxicidade, como carcinogênese, mutagênese e, pela alta taxa de proliferação celular e capacidade de regeneração, fazem do organismo adulto um organismo apropriado a ser utilizado em testes teratogênicos (BARROS et al., 2006; KNAKIEVICZ & FERREIRA, 2008; PRÁ et al., 2005; KNAKIEVICZ, 2014).

Em relação ao cultivo, planárias de água doce são de fácil criação e manutenção em laboratório, atributos que favorecem a sua utilização como organismo-teste (BARROS et al., 2006; HORVAT et al., 2005; KNAKIEVICS & FERREIRA, 2008; PRÁ et al., 2005).

Ensaio de toxicidade aguda com planárias de água doce utilizando a mortalidade como critério de avaliação não são muito difundidos, principalmente quando se referem a organismos jovens. Uma metodologia de avaliação que mostrou boa reprodutibilidade foi proposta por Preza e Smith (2001), que fez uso de organismos jovens com no máximo 10 dias de vida, após a eclosão, em ensaios de toxicidade aguda, expondo esses organismos a diversas concentrações de dicromato de potássio, avaliando a mortalidade. O estudo mostrou que ensaios nestas condições são viáveis, indicando que além de a espécie *G. tigrina* ser útil em ensaios de toxicidade padronizados, pode fornecer informações sobre a resposta de uma espécie regional ao impacto potencial ecológico.

Na Fig. 1 encontra-se a imagem da planária *G. tigrina* recém-eclodida do ovo.



Figura 1 - *Girardia tigrina* (SANT'ANNA, et al., 2007)

2 OBJETIVO

Avaliar a toxicidade aguda presente em um efluente, contendo diversas concentrações de formaldeído (HCHO), nas várias etapas de um sistema combinado composto por filtro anaeróbico, biofiltro aerado e um decantador, utilizando um como bioindicador a espécie de planária de água doce *Girardia tigrina*.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 O sistema de tratamento

O sistema combinado de tratamento estudado é composto por um filtro anaeróbico (FA) e um biofiltro aerado (BAS) ambos em escala de bancada.

O efluente líquido utilizado neste estudo era constituído de esgoto sanitário após tratamento em nível primário em uma estação de tratamento de esgoto (Tabela 1), no qual foi adicionado formaldeído de modo a atingir as concentrações de 100, 200, 400 e 500 mg HCHO.L⁻¹, estabelecidas para o estudo. Na Tabela 1 são apresentadas as características principais do esgoto sanitário.

Tabela 1 - Principais características do esgoto sanitário utilizado neste trabalho.

Variável	MD	DP
Temperatura (C°)	24,0	1,5
Condutividade Elétrica (µS cm ⁻¹)	904,8	311,0
Dureza (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	67,5	8,5
pH	7,2	0,2
SST (mg L ⁻¹)	78,8	32,3
SSV (mg L ⁻¹)	63,3	27,5
SSF (mg L ⁻¹)	15,3	10,0
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	218	103
DBO (mg O ₂ L ⁻¹)	157	48
NH ₃ (mg L ⁻¹)	53,5	15,0

Sendo: MD: Média; DP: Desvio Padrão; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; SSF: : sólidos suspensos fixos; DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; NH₃: nitrogênio amoniacal.

Na Fig. 2 é apresentado o sistema de tratamento com as unidades constituintes e seus respectivos pontos de amostragem. A unidade inicial é o reservatório de alimentação, Ponto 1 (P1), onde se encontra o esgoto sanitário mais formaldeído na concentração desejada, que foi bombeado ao filtro anaeróbico (FA). O efluente anaeróbico segue por gravidade para tratamento no biofiltro aerado submerso (BAS). Na saída do FA é realizada a coleta - Ponto 2 (P2). O Ponto 3 (P3) é constituído pelo efluente decantado do BAS e por isso a coleta é realizada na saída do decantador.

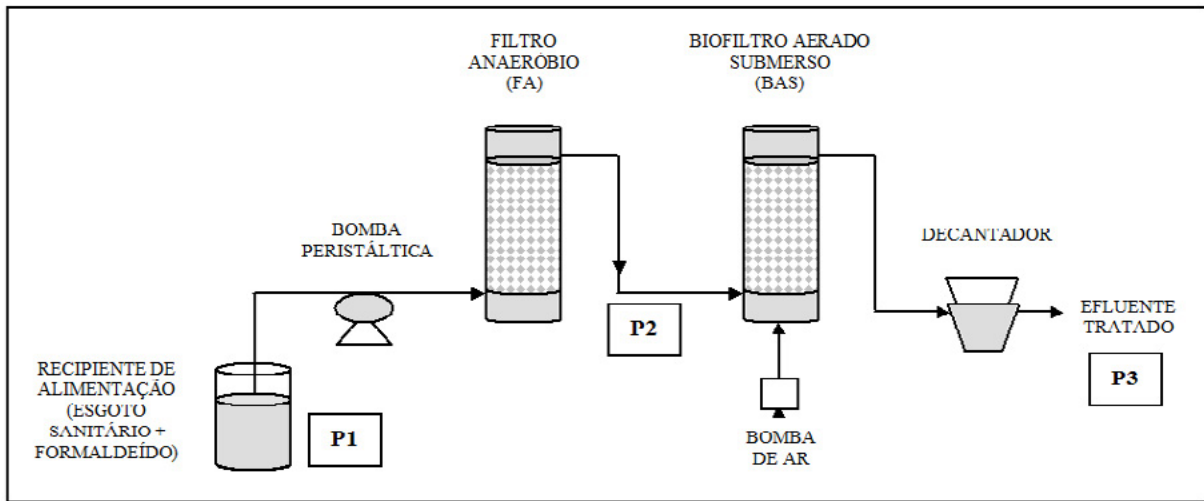


Figura 2 - Sistema combinado de tratamento do esgoto contendo formaldeído.

O sistema foi operado com tempo de detenção hidráulica de 16 h, sendo 8 h para cada reator. Com isso, a vazão de operação da bomba peristáltica, que alimentava o sistema, era de $49,0 \text{ mL min}^{-1}$ totalizando $52,9 \text{ L dia}^{-1}$. A cada hora a bomba peristáltica funcionava por 45 min e permanecia desligada por 15 min para minimizar o desgaste do equipamento. Esse controle do funcionamento da bomba foi feito com um temporizador.

As coletas das amostras foram realizadas nos pontos 1, 2 e 3, conforme indicado na Fig. 1, sendo respectivamente denominados de esgoto afluente bruto, efluente do filtro anaeróbio e efluente do decantador.

3.2 Etapas do trabalho

O estudo dividiu-se em quatro fases, determinadas pela adição de diferentes concentrações

de formaldeído no afluente sanitário (Tabela 2). Durante todo o período de estudo, o sistema de tratamento foi operado de forma contínua (fluxo contínuo de entrada e saída de efluente), onde a mudança de fases era realizada quando foi observada a estabilização nos valores das eficiências de remoção de DQO (demanda química de oxigênio) e DBO (demanda bioquímica de oxigênio), condições de equilíbrio dinâmico do sistema de tratamento.

O recipiente de alimentação do sistema (Fig. 2) era abastecido a cada 15 dias com a mistura de esgoto sanitário acrescido de formaldeído (qualidade analítica PA), formando o afluente bruto ao sistema de tratamento com a concentração desejada de HCHO (Tabela 2).

Tabela 2 - Concentração média real de formaldeído (HCHO) em cada faixa de concentração aplicada.

Fases de operação	Dia de início de operação*	Duração da fase (dias)	HCHO Afluente Teórica (mg L^{-1})	HCHO Afluente Aplicado (mg L^{-1})	
				MD	DP
Fase 1	1	161	100	89,5	13,5
Fase 2	162	153	200	203,7	18,3
Fase 3	315	259	400	434,2	52,0
Fase 4	574	80	500	503,6	38,9
	Total	653			

Sendo: MD: Média; DP: Desvio Padrão; (*): Início de aplicação de cada faixa da concentração de formaldeído

O intervalo entre os ensaios de toxicidade foi de aproximadamente 20 dias, estabelecido como sendo um período maior que aquele utilizado entre as coletas do esgoto sanitário bruto, que era a cada 15 dias. Esse procedimento visou evitar a realização de ensaios de toxicidade com esgotos de mesmas características e possibilitar uma avaliação do desempenho do sistema em condições próximas às encontradas em estações de tratamento em escala real.

Nos dias de realização dos ensaios de toxicidade foram feitos, no controle e nas soluções testes, o monitoramento inicial e final das seguintes variáveis: concentração de oxigênio dissolvido (OD),

temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica e dureza. Esse monitoramento teve como objetivo avaliar a interferência de alguma variável nos resultados de toxicidade obtidos já que, segundo Zagatto e Bertoletti (2006), esses são os principais fatores abióticos que podem interferir nesses resultados. As análises foram realizadas segundo APHA, AWWA, WEF (2012).

3.3 Ensaios de Toxicidade

Na Fig. 3 é apresentado um fluxograma de procedimento para a realização de cada ensaio de toxicidade.

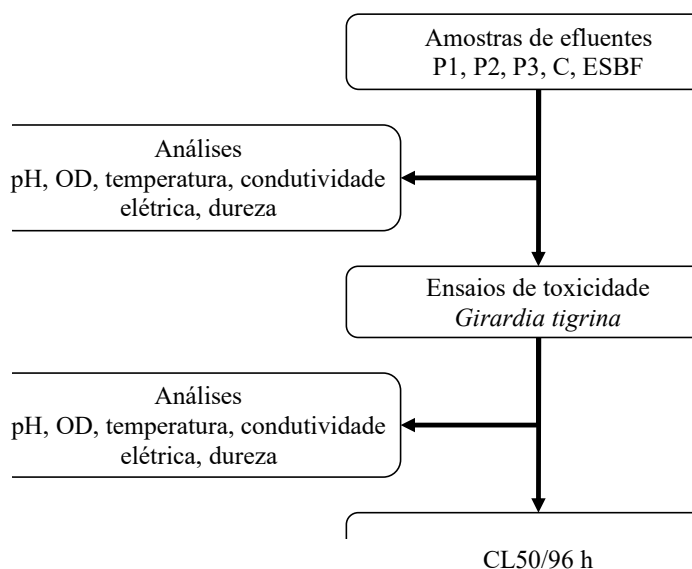


Figura 3 - Fluxograma de avaliação das amostras nos ensaios de toxicidade

As análises para quantificação de formaldeído seguiram o método do ácido cromotrópico (CASTAGNATO, 2006; GEORCHIOU & HO, 1989).

Foram analisadas as variáveis físicas e químicas para as amostras de esgoto bruto sem a adição de formaldeído (ESBF), como um branco do experimento, a fim de avaliar a possibilidade de o esgoto apresentar toxicidade natural.

Em todas as mudanças no valor da concentração de formaldeído adicionado no esgoto bruto, foram coletadas amostras do esgoto bruto sem formaldeído e dos três pontos amostrais logo em seguida a essa alteração e 16 horas após (tempo de detenção hidráulica do sistema). Nas 16 horas seguintes à aplicação, também foram realizados ensaios de toxicidade. Essa caracterização teve como objetivo

avaliar o impacto inicial provocado pela alteração na concentração de formaldeído ao sistema.

As análises dos resultados ecotoxicológicos foram realizadas por meio do programa Trimmed-Spearman Karber (HAMILTON et al., 1977).

A metodologia dos ensaios utilizando a espécie baseia-se no trabalho de Preza et al. (2001) com adaptações: uso de cinco organismos em vez de dez, uso de NaCl (cloreto de sódio) como substância de referência em vez de $K_2Cr_2O_7$ (dicromato de potássio).

A água potável aerada foi utilizada como água de cultivo e empregada no preparo das diversas soluções com concentrações decrescentes do efluente contendo formaldeído e no controle.

Nos ensaios foram utilizadas planárias recém-nascidas (0 a 10 dias pós-eclosão). Os ensaios foram realizados em duplicata, sendo cinco organismos para cada réplica, em béqueres com capacidade de 100 mL com 50 mL das soluções do efluente contendo formaldeído. Durante o ensaio, os béqueres com os organismos foram mantidos sob iluminação natural, temperatura de 24 ± 2 °C e sem alimentação.

As observações foram feitas a cada 24 h e após 96 h o ensaio foi finalizado. A contagem dos organismos foi feita visualmente. Por ter sistema nervoso definido, distribuído em toda a extensão do corpo e ser sensível a estímulos externos, foi utilizado um pincel fino de cerda macia para verificar a mortalidade do organismo. Foram considerados mortos os organismos estimulados com o pincel que, após 15 segundos de observação, permaneceram imóveis.

Com a obtenção da mortalidade dos organismos foram calculadas as concentrações médias que causaram a letalidade de 50% dos organismos expostos - CL50/96h.

As planárias obtidas para a realização dos ensaios são de cultivos próprios do Laboratório de Saneamento do Departamento de Saneamento e Ambiente da Faculdade de Engenharia Civil e Urbanismo da Unicamp (Fig. 4 e 5).



Figura 4 - Aquários de cultivo de planárias



Figura 5 - Lotes onde foram mantidos os filhotes das planárias.

Com objetivo de avaliar a saúde e resposta dos organismos na presença de uma substância referência e assim obter resultados com boa reprodutibilidade e reprodutibilidade, foram realizados ensaios de sensibilidade.

Esses ensaios foram realizados nas mesmas condições dos testes de toxicidade; no entanto, foi utilizado como substância de referência o cloreto de sódio (NaCl). O NaCl foi adotado por ser de fácil solubilidade, não ser volátil e principalmente por seu resíduo não ser tóxico ao ambiente.

4 RESULTADO E DISCUSSÕES

Foram realizados 5 ensaios de sensibilidade com a substância NaCl para a espécie, e esta apresentou valores médios para CL 50/96h de $5,7 \pm 0,5 \text{ g L}^{-1}$.

O ensaio de toxicidade aguda expôs o organismo por um período de 96 h em amostras coletadas de esgoto bruto com formaldeído (P1), efluente tratado pelo FA (P2) e efluente tratado pelo BAS (P3) e posteriormente calculada a CL50/96h. Esses valores eram dependentes das características do esgoto bruto ao sistema, podendo variar entre uma coleta e outra.

Os resultados obtidos neste estudo não puderam ser relacionados a outras pesquisas

desenvolvidas anteriormente, pois até a finalização deste não existia em literatura trabalhos realizados com a espécie associada ao composto utilizado (formaldeído). Os estudos encontrados na literatura estão relacionados à utilização da espécie associada a compostos como herbicidas (López et al, 2019), inseticidas (Knakiewicz, 2014; Butturi-Gomes, 2016), compostos metálicos (Preza e Smith, 2001; Prá et al, 2005) e efluentes de refinaria de petróleo (Barros et al, 2006).

Os resultados de pH, OD, condutividade elétrica, dureza e formaldeído estão apresentados nas Tabelas 3 a 7.

Tabela 3 - Valores médios (\pm DP) de pH medidos nas soluções testes, no início (0 h) e término (96 h) dos ensaios de toxicidade realizados com planária.

HCHO teórico (mg/L)	Número de testes	HCHO aplicado (mg/L)	P1		P2		P3		C		EBSF	
			0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h
100	4	89,5 \pm 13,5	8,3 \pm 0,3	8,3 \pm 0,2	7,8 \pm 0,2	8,3 \pm 0,1	7,3 \pm 0,3	7,6 \pm 0,4	7,9 \pm 0,1	7,8 \pm 0,5	7,5 \pm 0,1	8,1 \pm 0,2
200	6	203,7 \pm 18,3	7,9 \pm 0,2	7,9 \pm 0,3	7,7 \pm 0,1	8,0 \pm 0,2	7,4 \pm 0,3	7,9 \pm 0,2	7,6 \pm 0,3	7,9 \pm 0,1	7,7 \pm 0,2	7,7 \pm 0,2
400	7	434,2 \pm 52,0	7,7 \pm 0,2	7,6 \pm 0,1	7,5 \pm 0,2	7,9 \pm 0,1	7,5 \pm 0,3	7,8 \pm 0,6	7,8 \pm 0,2	8,0 \pm 0,2	7,8 \pm 0,1	8,0 \pm 0,1
500	3	503,6 \pm 38,9	7,7 \pm 0,1	7,9 \pm 0,1	7,5 \pm 0,0	8,1 \pm 0,1	7,8 \pm 0,0	8,1 \pm 0,2	7,9 \pm 0,3	8,0 \pm 0,1	7,8 \pm 0,2	8,0 \pm 0,0

Sendo: HCHO: formaldeído; C: controle; EBSF: esgoto bruto sem adição de formaldeído

Tabela 4 - Valores médios (\pm DP) da concentração de OD ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) medidos nas soluções testes, no início (0 h) e término (96 h) dos ensaios de toxicidade realizado com planária.

HCHO teórico (mg/L)	Número de testes	HCHO aplicado (mg/L)	P1		P2		P3		C		EBSF	
			0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h
100	4	89,5 \pm 13,5	6,7 \pm 0,2	6,7 \pm 0,7	6,9 \pm 0,3	7,1 \pm 0,3	6,8 \pm 0,4	7,0 \pm 0,5	7,1 \pm 0,4	7,5 \pm 0,3	6,7 \pm 0,1	7,1 \pm 0,1
200	6	203,7 \pm 18,3	7,3 \pm 0,4	6,5 \pm 0,7	7,2 \pm 0,4	7,1 \pm 0,3	6,5 \pm 0,5	6,9 \pm 0,2	7,5 \pm 0,5	7,4 \pm 0,2	6,9 \pm 0,7	7,0 \pm 0,3
400	7	434,2 \pm 52,0	7,6 \pm 0,1	6,9 \pm 0,4	6,9 \pm 0,7	6,8 \pm 0,5	6,9 \pm 0,5	6,6 \pm 0,7	7,6 \pm 0,3	7,1 \pm 0,4	7,4 \pm 0,3	6,9 \pm 0,4
500	3	503,6 \pm 38,9	7,4 \pm 0,3	7,4 \pm 0,4	7,3 \pm 0,4	7,1 \pm 0,7	7,2 \pm 0,7	6,7 \pm 0,7	7,8 \pm 0,0	8,0 \pm 0,8	7,7 \pm 0,1	7,8 \pm 0,8

Sendo: HCHO: formaldeído; C: controle; EBSF: esgoto bruto sem adição de formaldeído

Tabela 5 - Valores médios (\pm DP) da Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) medidos nas soluções testes, no início (0 h) e término (96 h) dos ensaios de toxicidade realizados com planária.

HCHO teórico (mg/L)	Número de testes	HCHO aplicado (mg/L)	P1		P2		P3		C		EBSF	
			0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h
100	4	89,5 \pm 13,5	398,8 \pm 28,7	399,9 \pm 75,3	428,2 \pm 62,2	425,4 \pm 107,0	753,0 \pm 141,8	670,0 \pm 156,4	252,3 \pm 8,0	284,5 \pm 7,6	377,3 \pm 21,2	385,0 \pm 8,2
200	6	203,7 \pm 18,3	279,2 \pm 10,2	281,3 \pm 10,0	313,6 \pm 23,1	305,9 \pm 19,8	711,7 \pm 69,2	710,5 \pm 56,0	192,0 \pm 22,0	234,6 \pm 39,2	294,9 \pm 23,6	264,9 \pm 28,3
400	7	434,2 \pm 52,0	278,9 \pm 17,9	282,9 \pm 23,2	347,0 \pm 41,8	344,2 \pm 33,6	560,6 \pm 79,8	564,6 \pm 64,9	254,8 \pm 19,9	271,2 \pm 27,6	286,3 \pm 21,3	289,5 \pm 20,6
500	3	503,6 \pm 38,9	268,0 \pm 43,0	274,5 \pm 43,5	340,0 \pm 27,0	339,5 \pm 305,0	509,7 \pm 81,7	501,3 \pm 72,0	246,5 \pm 43,5	262,0 \pm 36,0	267,0 \pm 36,0	281,5 \pm 37,5

Sendo: HCHO: formaldeído; C: controle; EBSF: esgoto bruto sem adição de formaldeído

Tabela 6 - Valores médios (\pm DP) da Dureza ($\text{mg CaCO}_3 \text{L}^{-1}$) medidos nas soluções testes, no início (0 h) e término (96 h) dos ensaios de toxicidade realizados com planária.

HCHO teórico (mg/L)	Número de testes	HCHO aplicado (mg/L)	P1		P2		P3		C		EBSF	
			0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h
100	4	89,5 \pm 13,5	69,2 \pm 1,0	71,3 \pm 3,2	71,0 \pm 2,4	72,2 \pm 3,8	69,0 \pm 4,1	70,6 \pm 3,8	71,3 \pm 0,9	73,0 \pm 1,9	70,3 \pm 1,7	70,0 \pm 1,4
200	6	203,7 \pm 18,3	63,4 \pm 8,2	65,0 \pm 7,0	61,3 \pm 8,7	62,7 \pm 8,0	62,0 \pm 4,8	63,7 \pm 5,1	53,5 \pm 7,7	62,6 \pm 9,2	62,1 \pm 8,5	62,7 \pm 8,9
400	7	434,2 \pm 52,0	71,3 \pm 5,5	73,7 \pm 5,2	72,3 \pm 5,2	74,1 \pm 5,2	79,0 \pm 12,6	81,2 \pm 12,6	71,8 \pm 6,0	75,3 \pm 7,5	71,2 \pm 4,4	72,0 \pm 4,4
500	3	503,6 \pm 38,9	61,0 \pm 13,0	62,5 \pm 14,5	65,0 \pm 11,0	63,0 \pm 13,0	59,0 \pm 6,5	60,0 \pm 7,8	64,5 \pm 13,5	60,0 \pm 11,0	60,0 \pm 12,0	61,0 \pm 13,0

Sendo: HCHO: formaldeído; C: controle; EBSF: esgoto bruto sem adição de formaldeído

Tabela 7 - Valores médios (\pm DP) da concentração de formaldeído residual (mg L^{-1}) medidos nas soluções testes, no início (0 h) e término (96 h) dos ensaios de toxicidade realizados com planária.

HCHO teórico (mg/L)	Número de testes	HCHO aplicado (mg/L)	P1		P2		P3		C		EBSF	
			0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h	0 h	96 h
100	4	89,5 \pm 13,5	18,1 \pm 5,9	0,2 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0
200	6	203,7 \pm 18,3	16,5 \pm 3,3	0,2 \pm 0,1	0,3 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
400	7	434,2 \pm 52,0	14,1 \pm 1,7	0,3 \pm 0,1	6,7 \pm 7,9	0,4 \pm 0,1	0,2 \pm 0,4	0,1 \pm 0,2	0,2 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
500	3	503,6 \pm 38,9	13,7 \pm 2,2	0,4 \pm 0,1	6,0 \pm 5,1	0,4 \pm 0,4	1,5 \pm 0,5	0,7 \pm 0,6	0,4 \pm 0,1	0,3 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0

Sendo: HCHO: formaldeído; C: controle; EBSF: esgoto bruto sem adição de formaldeído

Os resultados das variáveis físicas e químicas no início (0 h) e fim (96 h) dos ensaios na fase 1 (concentração de 100 mg HCHO L⁻¹) não apresentaram alterações significativas e mantiveram-se dentro dos níveis para manutenção dos organismos, indicando que esses valores não exerceram influência significativa na toxicidade. A concentração de formaldeído foi a única a apresentar grande diferença entre o inicial e final, porém isso ocorreu provavelmente devido à sua volati-

lização e reação com os compostos presentes no esgoto (NOUR et al, 2014).

Para a concentração de 200 mg HCHO L⁻¹ (fase 2), os resultados das variáveis físicas e químicas também não apresentaram alterações significativas que poderiam causar toxicidade, entretanto foi registrado elevado valor de condutividade elétrica no efluente do BAS, que no entanto não afetou o organismos teste.

As variáveis físicas e químicas analisadas apresentaram o mesmo comportamento para a fase 3 (concentração de 400 mg HCHO L⁻¹) que foi observado nos dois monitoramentos anteriores.

Na fase 4 (concentração de 500 mg HCHO L⁻¹) foram realizados apenas três ensaios de toxicidade com objetivo de avaliar se o aumento no valor da concentração de formaldeído poderia causar aumento mais expressivo na toxicidade, como já observado na fase 2, e se o sistema manteria o mesmo desempenho.

As variáveis analisadas na fase 4 mantiveram o mesmo comportamento, com exceção da concentração de formaldeído. A concentração de formal-

deído inicial foi maior nos Pontos de amostragem, em comparação com as fases posteriores. A concentração máxima na análise final de formaldeído foi de 0,5 mg HCHO L⁻¹ no Ponto 1, 0,9 mg HCHO L⁻¹ no Ponto 2 e 1,4 mg HCHO L⁻¹ no Ponto 3.

A seguir estão apresentados nas Fig. 6 a 8 os resultados obtidos nos ensaios de toxicidade para a espécie nas quatro fases avaliadas. Em cada uma das figuras são apresentados os valores médios e desvio padrões de CL50/96 horas (em %) obtidos, para concentração de formaldeído presente no esgoto sanitário (100, 200 e 400 mg HCHO L⁻¹), em cada ensaio de toxicidade realizado, para cada ponto de monitoramento do sistema de tratamento.

4.1 Concentração de 100 mg L⁻¹ de formaldeído

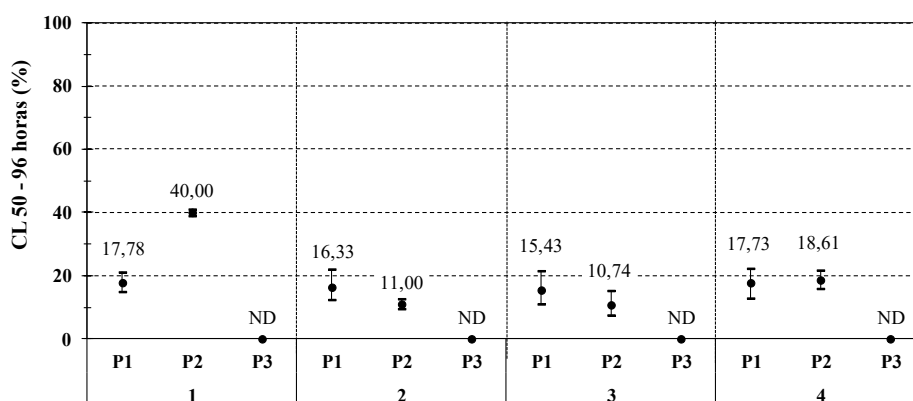


Figura 6 - Resultados obtidos para a concentração de 100 mg L⁻¹ de formaldeído (o ponto central indica o valor médio e as barras indicam o desvio padrão) para 4 ensaios de toxicidade. ND: não detectada toxicidade.

Os resultados obtidos no Ponto 1 indicam a elevada toxicidade provocada pelo formaldeído, cuja concentração letal a 50% dos organismos manteve-se abaixo de 20%. A espécie *G. tigrina* mostrou-se sensível ao esgoto bruto contendo formaldeído.

Os resultados obtidos para o Ponto 2 foram semelhantes aos obtidos para o Ponto 1; neste caso o efeito letal foi até um pouco maior; entretanto, como foram realizadas análises de amônia, pode-se observar que os altos valores desta foram

os responsáveis pela alta toxicidade para a espécie (SANTOS, 2011).

No Ponto 3 não foi observada toxicidade aguda na exposição ao organismo sob as condições de estudo, demonstrando a alta capacidade do BAS na redução da concentração de formaldeído e, conseqüentemente, da toxicidade. A concentração de formaldeído para este ponto foi de 0,1 ± 0,1 mg L⁻¹, com eficiência de redução de 99,9 ± 0,1%.

Nas condições de estudo, nesta concentração, observa-se que a espécie *G. tigrina* demonstra ser um orga-

nismo viável para ensaios de toxicidade aguda na avaliação dos efeitos do formaldeído aplicado ao esgoto.

4.2 Concentração de 200 mg L⁻¹ de formaldeído

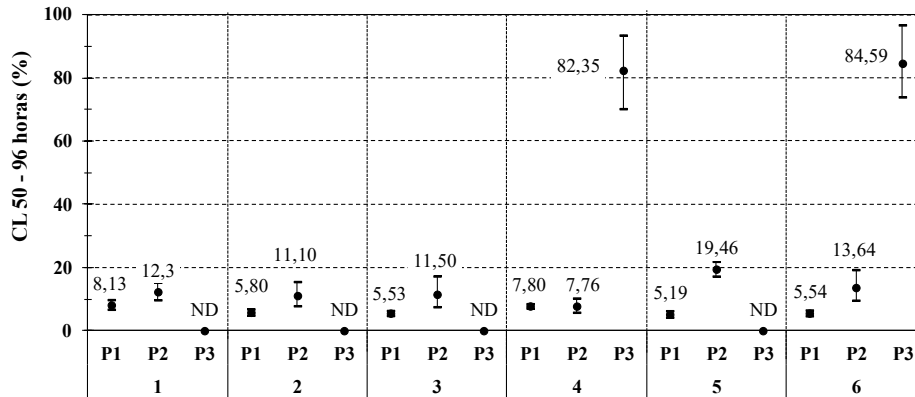


Figura 7 - Resultados obtidos para a concentração de 200 mg L⁻¹ de formaldeído. (o ponto central indica o valor médio e as barras indicam o desvio padrão) para 6 ensaios de toxicidade. ND: não detectada toxicidade.

O Ponto 1 demonstrou, pelos resultados obtidos, alta toxicidade provocada pelo formaldeído à *G. tigrina*, cuja concentração letal a 50% dos organismos manteve-se abaixo de 9%. O efluente do Ponto 2 apresentou elevada toxicidade, já que os valores obtidos para CL50/96h ficaram sempre abaixo de 20%. Mesmo com o aumento da toxicidade no Ponto 2, o Ponto 3 manteve a

eficiência, conferindo à maioria dos resultados de CL50/96h ausência de toxicidade aguda, sendo observada toxicidade leve no quarto e sexto ensaios (CL 50-96h de 82,35 e 84,59, respectivamente). A concentração de formaldeído para o ponto P3 foi de 0,1 ± 0,1 mg L⁻¹, com eficiência de redução de 99,9 ± 0,1%.

4.3 Concentração de 400 mg L⁻¹ de formaldeído

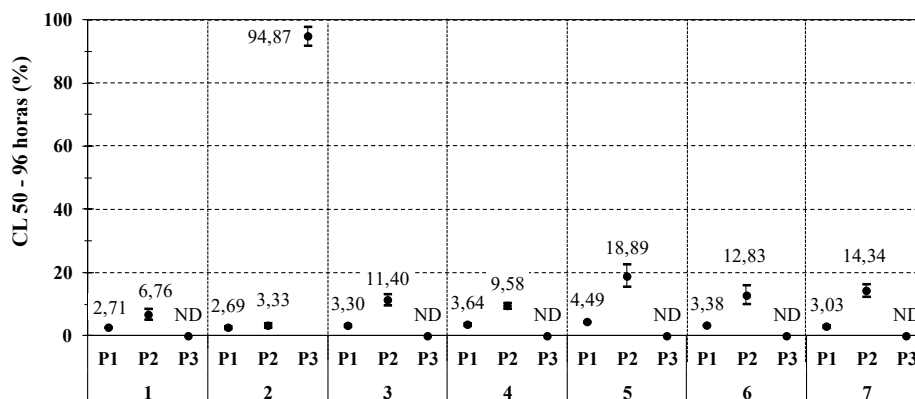


Figura 8 - Resultados obtidos para a concentração de 400 mg L⁻¹ de formaldeído (o ponto central indica o valor médio e as barras indicam o desvio padrão) para 7 ensaios de toxicidade. ND: não detectada toxicidade.

Pode ser observado na Fig. 8 que o Ponto 1 também apresentou elevada toxicidade para *G. tigrina*, com a média da CL50/96h abaixo de 5%. A toxicidade no P2 também foi elevada e a recuperação no desempenho observada na resposta dos organismos nessa mesma fase também foi observada, porém foi menos expressiva, com as médias da CL50/96h abaixo de 19%.

O P3 não foi tóxico para a maioria dos ensaios realizados nesta fase, apresentando toxicidade de pouco significativa apenas no ensaio 2 (CL50-96h de 94,87), que pode ser devido à adaptação do BAS a nova concentração de estudo. A concentração de formaldeído para este ponto foi de $0,7 \pm 1,3 \text{ mg L}^{-1}$, com eficiência de redução de $99,8 \pm 0,3\%$.

4.4 Concentração de 500 mg L^{-1} de formaldeído

No primeiro ensaio no P1 ocorreu 100% de letalidade dos organismos na menor concentração utilizada, 2%, por isso neste ensaio esse ponto foi considerado tóxico. Já no segundo ensaio para essa mesma concentração de 500 mg L^{-1} a toxicidade foi ligeiramente menor, porém ainda alta, visto que a CL50 foi menor que 3%.

No P2, devido à instabilidade observada no sistema pela avaliação de outras variáveis físicas e químicas, foi obtido apenas um resultado válido indicando elevada toxicidade, com a CL50 menor que 4%.

Os resultados obtidos para o P3 indicaram que a toxicidade foi maior em relação aos ensaios realizados nas fases anteriores. Entretanto observou-se um aumento gradual nos resultados obtidos nesta quarta fase de estudo, provavelmente devido ao aumento da concentração de formaldeído no afluente do BAS, que não foi totalmente reduzida devido principalmente à não adaptação da biomassa às novas condições de operação, sendo detectado formaldeído no efluente cole-

tado na saída do sistema (após decantação). A concentração de formaldeído para este ponto foi de $3,8 \pm 1,3 \text{ mg L}^{-1}$, com eficiência de redução de $99,2 \pm 0,3\%$. Entretanto, pode-se inferir pelos resultados obtidos no último ensaio realizado que o sistema estava apresentando o início da retomada do equilíbrio dinâmico quanto ao comportamento das variáveis físicas e químicas.

5 CONCLUSÃO

A espécie estudada indicou ser um organismo-teste adequado a estudo de toxicidade de esgoto sanitário contendo formaldeído tratado pelo sistema combinado estudado. Pelos resultados obtidos nos ensaios de toxicidade aguda, conclui-se que a metodologia utilizada no ensaio de toxicidade aguda é viável.

O afluente bruto contendo formaldeído, P1, foi altamente tóxico, indicando a necessidade de tratamento eficiente para descarte.

A toxicidade foi reduzida ao longo do sistema, e mesmo que o efluente do FA tenha apresentado toxicidade, esta foi reduzida no BAS, verificando-se, assim, a importância da combinação de ambos os processos anaeróbico e aeróbico para tratamento de esgoto sanitário contendo formaldeído, de acordo com as condições operacionais utilizadas no presente trabalho.

O sistema combinado na configuração utilizada neste estudo foi considerado adequado para a redução de toxicidade até a concentração de $400 \text{ mg HCHO L}^{-1}$.

O período de 80 dias não foi suficiente para avaliar a adaptação do sistema após a adição da concentração de $500 \text{ mg HCHO L}^{-1}$ (Fase 4), sendo necessário um período maior de monitoramento visando verificar se há redução da toxicidade com a adaptação das biomassas presentes nos reatores FA e BAS.

Nas concentrações de 100, 200 e 400 mg HCHO L⁻¹, o efluente do sistema apresentou toxicidade aguda pouco significativa para a espécie no efluente tratado pelo sistema. Na fase 4 (500 mg HCHO L⁻¹), o efluente bruto foi significativamente tóxico para a espécie no período avaliado.

A espécie demonstrou ser sensível ao efluente nas condições de operação do sistema de tratamento em todo o período de estudo.

A utilização de esgoto sanitário, um efluente não preparado em laboratório, permitiu que os resultados obtidos pudessem melhor simular o comportamento de sistemas de tratamento que venham a receber efluentes sanitários contendo concentrações significativas de formaldeído, verificando o residual de toxicidade existente por meio de avaliação ecotoxicológica.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY – ATSDR. **Toxicological Profile for Formaldehyde (Final Report)**. NTIS Accession No. PB99-166654. Atlanta, GA: Agency for Toxic Substances and Disease Registry. p. 451, 1999.

APHA, AWWA, WEF – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20th ed., Washington D.C., 2012.

BARROS, G.S., ANGELIS, D.F., FURLAN, L.T., CORRÊA-JUNIOR, B. Utilização de Planárias da Espécie Dugésia (*Girardia tigrina*) em Testes de Toxicidade de Efluentes de Refinaria de Petróleo. **Journal of Brazilian Society Ecotoxicology**, Curitiba, v. 1, n. 1, p. 67-70, 2006. <https://doi.org/10.5132/jbse.2006.01.014>

BRASIL – Ministério do Meio Ambiente - MMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA - Resolução nº 430 – 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. De 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 de maio de 2011a, 8 p.

BUTTURI-GOMES, D.; FURQUIM, K.C.S.; CARMARGO-MATIAS, M.I.; MARIN-MORALES, M.A. Morpho-histochemistry analysis of freshwater planarians *Girardia tigrina* (Girard, 1850) exposed to sublethal concentrations of Malathion insecticide. **Ecotoxicol. Environ. Contam.**, v. 11, n. 1, 33-43, 2016. <https://doi.org/10.5132/eec.2016.01.06>

CASTAGNATO, R. **Tratabilidade de esgoto sanitário contendo formaldeído em um sistema combinado filtro anaeróbico – biofiltro aerado submerso**. 2006. 156 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo). Universidade de Campinas, Campinas, SP, Brasil. 2006.

FORNERIS, L. Platelminhos Turbelários. In: JOLY, C.A.; BICUDO, C.E.M. (Org.). **Biodiversidade do estado de São Paulo. Síntese do conhecimento ao final do século XX. Invertebrados de Água Doce**. FAPESP, São Paulo, v. 4, p. 18-23, 1999.

GEORGHIOU, P. E.; HO, C.K. The Chemistry of cromotropic acid method for the analyses of formaldehyde. **Canadian Journal of Chemistry**, v.67,p.871-876, 2011. <https://doi.org/10.1139/v89-135>

HAMILTON, M., RUSSO, R.C. & THURSTON, R.V. Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. **Environ. Sci. Technol.**, 11:714-719, 1977. <http://dx.doi.org/10.1021/es60130a004>

HORVAT, T., KALAFATIC, M., KOPJAR,N., KOVACEVIC, G. Toxicity testing of herbicide norflurazon on an aquatic bioindicator species-the planarian *Polycelis felix* (Daly). **Aquatic Toxicology**, v.73, p. 342-352, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.03.023>

KNAKIEVICZ, T., FERREIRA, H. B. Evaluation of copper effects upon *Girardia tigrina* freshwater planarians based on a set of biomarkers. **Chemosphere**, Oxford, v. 71, p. 419-428, 2008. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2007.11.004

KNAKIEVICZ, T. Planarians as invertebrate bioindicators in freshwater environmental quality: The bio markers approach. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 9, n.1, p.1-12, 2014. <https://doi.org/10.5132/eec.2014.01.001>

LADEIRA, C. A. F. **Biomarcadores genotóxicos e polimorfismos genéticos em trabalhadores expostos a formaldeído**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de Lisboa e Professor Doutor Rui Miguel Brito, Escola Superior de Tecnologia da Saúde de Lisboa, Instituto Politécnico de Lisboa.

LOTFY, H.R.; RASHED, I.G. A method for treating wastewater containing formaldehyde. **Water Research**, v. 36, n. 3, p. 633–637, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00255-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00255-X)

LÓPEZ, A. M. C.; SARMENTO, R. A.; SARAIVA, A. S.; PEREIRA, R. R.; SOARES, A. M. V. M.; PESTANA, J. L. T. Exposure to Roundup® affects behavior, head regeneration and reproduction of the freshwater planarian *Girardia tigrina*. **Science of the Total**

Environment, v. 675, 453–461, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.234>

MOUSSAVI, G.; MAHMOUDI, M.; BARIKBIN, B. Biological removal of phenol from strong wastewaters using a novel MSBR, **Water Research**, v. 43, n. 5, p. 1295–1302, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.12.026>

NOUR, E.A.A.; CANDELLO, F.P.; SANTOS, E.M.R.; BARRETTO, A.S.; DOMINGUES, L.M. Tratamento biológico de formaldeído: toxicidade residual monitorada por bioensaios com *Daphnia similis*, **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 09, n. 1, 77–85, 2014. <https://doi.org/10.5132/eec.2014.01.010>

PRÁ, D.; LAU, A.H., KNAKIEVICZ, T., CARNEIRO, F.R., ERDTMANN, B. Environmental genotoxicity assessment of an urban stream using freshwater planarians. **Mutation Research**, v. 585, n. 1–2, p. 79–85, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2005.04.002>

PREZA, D.L.C., SMITH, D.H. Use of newborn *Girardia tigrina* (Girard, 1950) in acute toxicity tests. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 50, p. 1–3, 2001. <https://doi.org/10.1006/eesa.2001.2072>

SANT’ANNA, G. S.; WİLLAND, E. F.; SCHRÖDER, N. T.; LACERDA, .A. S.; ALVES, C. R.; SILVA, D. C. Biologia reprodutiva de *Girardia tigrina* (platyhelminthes, tricladida, paludicola) em laboratório. **SaBios: Rev. Saúde e Biol.**, v. 2, n. 2 p. 22–27, 2007. <http://periodicos.grupointegrado.br/revista/index.php/sabios/article/view/72/32>

SANTOS, E. M. R. **Sistema combinado tratando esgoto sanitário contendo formaldeído: toxicidade remanescente avaliada em diferentes níveis tróficos** 2011, 178 p., Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade de Campinas, Campinas, SP, Brasil. 2011.

ZAGATTO, P.A., BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática – Princípios e aplicações**. São Carlos, RIMA, 478 p. 2006.

ZOUTBERG, G.R.; DE BEEN, P. The Biobed® EGSB (expanded granular sludge bed) system covers shortcomings of the up flow anaerobic sludge blanket reactor in the chemical industry. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 10, p. 183–188, 1997. <https://doi.org/10.2166/wst.1997.0381>

Proposição de uma escadaria com drenagem associada: estudo numérico via dinâmica dos fluidos computacional

Proposal of a draining staircase: numerical study using computational fluid dynamics

• **Data de entrada:**
15/07/2021


• **Data de aprovação:**
20/12/2021


Lafis Machado Lima¹ | André Luiz Andrade Simões^{1*} | Luciano Matos Queiroz¹ | Lafayette Dantas da Luz¹ | Harry Edmar Schulz² | Rodrigo de Melo Porto³

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.005>


ORCID ID


Lima LM  <https://orcid.org/0000-0003-0635-6246>

Simões ALA  <https://orcid.org/0000-0001-7784-3290>

Queiroz LM  <https://orcid.org/0000-0001-8390-1274>

Luz LD  <https://orcid.org/0000-0002-9080-0612>

Schulz HE  <https://orcid.org/0000-0002-2827-0112>

Porto RM  <https://orcid.org/0000-0003-4862-1810>

Resumo

Propõe-se um novo modelo de escadaria drenante para solucionar problemas existentes em algumas escadarias convencionais. As equações de Navier–Stokes com médias de Reynolds, conservação de massa e o modelo de turbulência k-ε foram utilizadas para simular o escoamento na escadaria. Os tipos de escoamentos, a energia dissipada e o fator de resistência apresentaram aderência a dados experimentais da literatura. O padrão de escoamento estabelecido na escada indica haver baixo risco de queda de pessoas. Alturas máximas de escoamento foram calculadas, possibilitando o pré-dimensionamento de muros laterais que evitem o acesso da água às casas. Pressões e forças também foram calculadas. Os resultados obtidos indicam que a escadaria proposta tem elevado potencial de redução do risco de acidentes, além de evitar a invasão das habitações vizinhas pelas águas vindas de versões precedentes dessas escadas e os colapsos estruturais devidos aos vazamentos nas tubulações instaladas embaixo das escadas.

Palavras-chave: Canal em degraus. Drenagem. Escadaria drenante.

Abstract

In this work, a new drainage staircase model is proposed. The averaged Navier–Stokes equations, mass conservation and the k-ε turbulence model were used to simulate the flow. The results obtained, regarding the type of flow over a staircase, with dissipated energy and with the resistance factor of Darcy–Weisbach, show a good comparison in relation to experimental data available in the literature. The discharges distributed by the longitudinal sections were calculated and, based on this information and flow heights, they evaluate the risk of people falling. Maximum drainage heights were calculated, allowing the pre-project of side walls that prevent access to water in the houses. Pressures and forces were also calculated. The results obtained allow the proposed staircase to have a high potential for reducing the risk of accidents, in addition to solving two of the most serious problems found in the models already built.

Keywords: Drainage. Hydraulics. Stepped chute.

¹ Universidade Federal da Bahia – Salvador – Bahia – Brasil.

² Hydro-Engineering Solutions – Auburn – Alabama – Estados Unidos.

³ Universidade de São Paulo – São Carlos – São Paulo – Brasil.

* **Autor correspondente:** andre.simoese@ufba.br.

1 INTRODUÇÃO

O processo de ocupação dos espaços urbanos brasileiros teve, entre diversas consequências, a construção de bairros localizados em áreas vulneráveis, como em encostas e fundos de vale. O trânsito dos moradores dessas localidades é frequentemente acompanhado de riscos associados aos eventos hidrológicos e às fragilidades estruturais das construções, sendo comum a ocorrência de deslizamentos de terra, condições precárias de drenagem e dificuldade de ir e vir. No ano de 1979, em Salvador, Bahia, concebeu-se um equipamento urbano pioneiro que visava permitir acesso às áreas da cidade com topografia acidentada e realizar a drenagem das águas pluviais. Esse equipamento ficou conhecido como escada drenante, tendo resolvido parcialmente o problema de acesso aos bairros situados em encostas. A escada drenante possui a capacidade de drenar a água do escoamento superficial por meio de uma série de orifícios, reduzindo, desse modo, a vazão sobre os degraus e

possibilitando o uso da escada pelos moradores em períodos chuvosos (VALE, 2009).

Mangieri (2012) demonstrou que, ao longo de 30 anos, a concepção da escadaria drenante foi seguida da proposição de seis modelos diferentes, entre as mais de 370 estruturas existentes na cidade de Salvador, Bahia, com o intuito de resolver problemas de funcionamento. Entretanto, desde a sua criação, registra-se que não foram realizados estudos em modelos reduzidos, simulações numéricas ou proposições de metodologias de dimensionamento capazes de incluir análise estrutural, hidráulica e de condições de locomoção dos transeuntes. O mesmo autor apresenta um conjunto de falhas relacionadas ao funcionamento das escadarias drenantes, dentre as quais, destacam-se: (1) falha estrutural com a ruptura de tubulações subsuperficiais e de trechos da escadaria (Fig. 1a, 1b); (2) falhas ocasionadas por modificações nas estruturas hidráulicas, como o fechamento dos orifícios das grelhas para evitar a passagem de roedores e o acidente com as crianças (Fig. 1c-f).

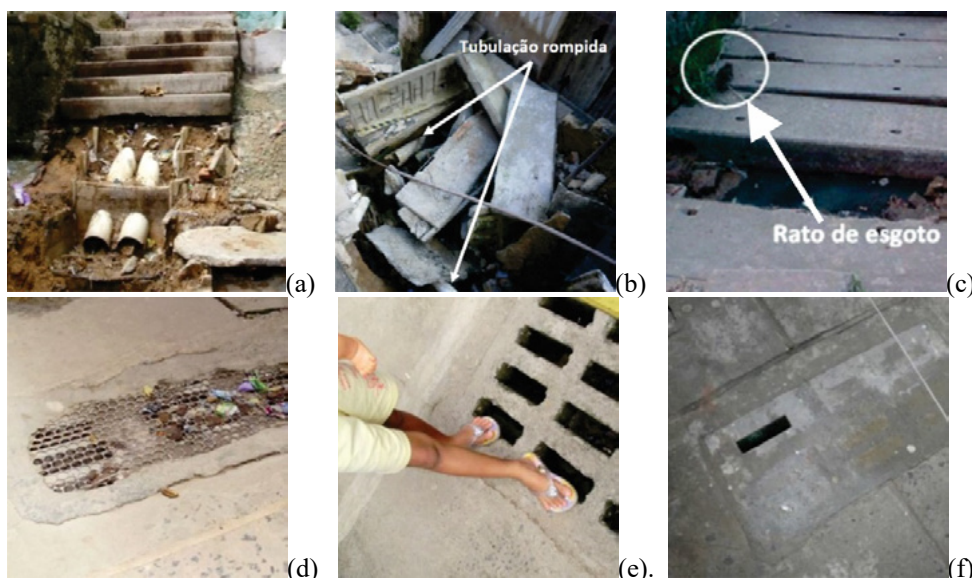


Figura 1 - Falhas estruturais em escadarias drenantes em Salvador-BA e outros problemas relacionados.

Fonte: Mangieri (2012).

Escoamentos em canais em degraus podem ocorrer em quedas sucessivas com a formação de

ressaltos hidráulicos sobre os pisos dos degraus, com a formação parcial de ressaltos sobre os pi-

dos degraus ou sem a formação de ressaltos sobre os degraus. Para vazões maiores, considerando a mesma estrutura hidráulica, o escoamento passa a uma condição de transição, com uma superfície livre ondulada e sem a formação de cavidades de ar abaixo de todas as lâminas vertentes. Ainda sobre a mesma geometria, para vazões maiores, todos os degraus passam a ficar plenamente submersos, ocorrendo um escoamento principal sobre escoamentos vorticosos entre os degraus, sendo esse regime denominado como escoamento deslizante sobre turbilhões (HORNER, 1969; SORENSEN, 1985; RAJARATNAM, 1990; DIEZ-CASCON et al., 1991; MATOS & QUINTELA, 1995; OHTSU & YASUDA, 1997). Desde a década de 1980, têm sido conduzidas pesquisas sobre o tema em diversas partes do mundo e, os resultados dessas pesquisas apresentam metodologias e equações que podem ser úteis para a elaboração de projetos de escadarias drenantes, como exposto em Mangieri (2012).

Chen et al. (2002) foram provavelmente os primeiros a publicar resultados de pesquisas sobre vertedores em degraus originadas de estudos numéricos. Eles empregaram o ponto de vista euleriano, modelaram a turbulência com o modelo $k-\epsilon$ e compararam os resultados com dados experimentais, tendo encontrado boa concordância. Desde então até o presente momento, um número superior a vinte artigos foi publicado, vinculado ao uso do ponto de vista euleriano. Chen et al. (2004) também apresentaram resultados utilizando o modelo $k-\epsilon$, mas considerando um domínio tridimensional. Adicionalmente, Tabbara et al. (2005) utilizaram o modelo $k-\epsilon$ e o método numérico de elementos finitos. Os autores compararam seus resultados numéricos com os experimentais, empregando como parâmetro de comparação a grandeza energia dissipada, e encontraram boa aproximação entre as soluções e a experimentação.

Arantes e Porto (2005) utilizaram o modelo de tensões de Reynolds SSG para a turbulência por meio do software CFX®. Os autores realizaram comparações com dados experimentais publicados na literatura e encontraram boas aproximações entre teoria e experimentação. Dong e Lee (2006), empregando o modelo $k-\epsilon$ para modelar a turbulência, simularam escoamentos em canais em degraus com ângulos de 10° e 20° em relação à horizontal, destacando-se com isso dos demais estudos, que geralmente simulam escoamentos em canais em degraus ou vertedores de barragens mais íngremes. Ainda em 2006, Xiangju et al. (2006) publicaram um trabalho que foi o resultado de uso do modelo de turbulência RNG $k-$ aplicado a um domínio com $1V:0,75H$, por meio do software Fluent®. De acordo com os resultados dos autores, foi possível simular a mistura bifásica ar-água, sendo este um dos poucos trabalhos que mencionam a obtenção numérica de resultados bifásicos em vertedores em degraus.

Arantes (2007), além de simular o escoamento em um vertedor em degraus convencional, propôs um aerador de fundo situado nas proximidades da crista do vertedor. O autor citado utilizou o software CFX®, modelou a turbulência como o modelo de tensões de Reynolds SSG e utilizou o modelo multifásico homogêneo. No mesmo tema e utilizando o mesmo código computacional, Arantes et al. (2010) simularam um aerador de fundo com jato formado em rampa, o que gera um desnível entre montante e jusante do aerador similar a um degrau. As descargas de ar teóricas para o interior do escoamento foram obtidas por integração do perfil calculado para a concentração de vazios, tendo gerado resultados com a mesma ordem de grandeza dos dados experimentais obtidos no estudo mencionado. Tongkratoke (2008), em seu mestrado, empregou o software Fluent® como o modelo de turbulência *Realizable* $k-\epsilon$ e simulou o escoamento monofásico em um canal em degraus de baixa declividade.

Qian et al. (2009) testaram quatro modelos de turbulência: (1) *Realizable k- ϵ* ; (2) SST *k- ω* ; (3) *v2-f*; (4) LES (com Smagorinsky-Lilly). Entre as suas conclusões, os autores mencionam que o modelo *Realizable k- ϵ* foi o que apresentou os melhores resultados. Carvalho e Martins (2009) simularam o escoamento em um canal em degraus não convencional. A geometria do domínio computacional era formada por degraus com soleiras centrais sobre os pisos e soleiras terminais seguidas de um perfil hidrodinâmico. Os autores utilizaram o modelo RNG *k- ϵ* e realizaram comparações qualitativas do campo de velocidades numérico com fotografias de experimentos em um modelo físico geometricamente semelhante, tendo sido encontrados bons resultados.

Rad e Teimouri (2010) simularam os regimes *nappe flow*, *transition flow* e *skimming flow* com o modelo *k- ϵ* . Esses autores utilizaram degraus com pisos inclinados em algumas de suas simulações. Bombardelli et al. (2010), por meio do software *Flow-3D*, empregaram o modelo RNG *k- ϵ* e simularam o escoamento em vertedores em degraus, tendo comparado os resultados com dados experimentais para a posição média da superfície livre, constatando bons resultados entre as soluções numéricas e a experimentação. Destaca-se que eles concluíram não haver diferenças significativas entre os modelos de turbulência *k- ϵ* e RNG *k- ϵ* . Lobosco e Schulz (2010) e Schulz et al. (2011) utilizaram o software livre de dinâmica dos fluidos computacional, *OpenFOAM*[®]. Sarfaraz e Attari (2011) realizaram simulações com o modelo RNG *k- ϵ* e o software *Flow3D*[®] em um domínio computacional com 1V:1,2H. Simões et al. (2011) apresentaram soluções numéricas para um domínio com 1V:1H (45° em relação à horizontal) obtidas com os modelos de turbulência sem equações diferenciais parciais, o modelo com uma equação, o modelo *k- ϵ* , RNG *k- ϵ* e SSG (CFX, 2013) por meio do software *CFX*[®], com o modelo multifásico não homogêneo. Os autores compararam os resultados

com dados experimentais obtidos em um modelo físico semelhante ao domínio computacional, para a posição média da superfície livre não aerada, medida com um sensor ultrassônico. Os resultados apresentados pelos autores mostraram que todos os modelos de turbulência citados fornecem boas aproximações em relação ao experimento, para as condições testadas.

Simões (2012) fez um estudo numérico de escoamentos em vertedores em degraus em regime deslizante sobre turbilhões, em canais com ângulos em relação à horizontal entre 11,3° e 53,13°. O referido autor utilizou o modelo *k- ϵ* nessas simulações e comparou os resultados com dados experimentais, tendo encontrado boa concordância. Simões (2012) também simulou o escoamento em quedas sucessivas em um canal com 1V:2H e propôs uma formulação simplificada para a previsão do fator de resistência equivalente, seguindo a metodologia de Chanson (2002). Simões et al. (2015) simularam o escoamento em um canal em degraus semelhante a um dos modelos de escadarias drenantes existente. Os autores incluíram um obstáculo sobre um dos degraus com uma forma parecida com a de uma perna com um pé, com o objetivo de calcular a força resultante sobre esse obstáculo. Rodrigues (2018), empregando o a mesma metodologia de Simões (2012) e Simões et al. (2015), simulou o escoamento em uma escadaria com drenagem sob a escadaria através de um tubo, sendo esse modelo semelhante a uma das configurações existentes na classificação feita por Mangieri (2012) e indicada como “tipo 3B”.

Os estudos citados anteriormente adotaram o ponto de vista euleriano para a realização das simulações. A utilização do ponto de vista lagrangeano, que corresponde a acompanhar as diferentes partículas componentes do escoamento, foi iniciada provavelmente em 2011 no que tange à previsão dos escoamentos em vertedores em degraus, com o trabalho de López et

al. (2011), citados por Nóbrega (2018). Nóbrega (2018) também utilizou o ponto de vista de Lagrange e empregou o método *Smoothed Particle Hydrodynamics* – SPH para simular escoamentos em vertedouros em degraus com muros laterais convergentes, em 3D, e em domínios bidimensionais. Nóbrega et al. (2020) descreveram e ampliaram as discussões em torno dos resultados de Nóbrega (2018), para escoamentos em vertedores lisos e em degraus com o método SPH. Os referidos autores compararam alturas de escoamento numéricas e experimentais e compararam distribuições de velocidades.

2 OBJETIVOS

A revisão da literatura e a apresentação do estado da arte expostas nos parágrafos anteriores mostram como têm se desenvolvido os estudos sobre escoamentos em canais com o fundo em degraus. Especificamente sobre os estudos numéricos, nota-se que há poucas aplicações relacionadas aos canais de baixa declividade, assim como apenas alguns trabalhos sobre escadarias drenantes. O presente trabalho teve como objetivo propor um modelo de escadaria com drenagem associada capaz de reduzir a vazão em um de seus trechos, possibilitando a locomoção de pessoas com risco de queda relativamente reduzido quando considerados os modelos convencionais. Tal propositura foi estabelecida a partir da identificação dos problemas ilustrados na Fig. 1 e pretende ser uma alternativa aos atuais modelos de escadarias drenantes que necessitam de grelhas de bocas de lobo e condutos sob a escadaria.

3 METODOLOGIA

A partir da análise dos problemas dos modelos existentes de escadarias drenantes foi concebida uma forma alternativa capaz de eliminar tais limitações. A sua descrição inicial foi apresentada em Lima (2019). O modelo alternativo proposto neste trabalho, apresentado na Fig. 2a, é composto por duas vias, uma mais baixa, do lado direito, e uma mais alta, do lado esquerdo (vista de montante para jusante). O lado esquerdo inclui o uso de um degrau mais alto sobre o patamar superior da escadaria, com o objetivo de diminuir ou impedir o escoamento na via mais alta e facilitar a locomoção dos pedestres no momento em que ocorre o escoamento sobre a escada. O lado direito foi concebido para funcionar como canal de drenagem das águas pluviais, convertendo-se em via de acesso de pedestres quando não está operando como canal de drenagem.

As dimensões da escadaria proposta estão de acordo com a NBR 9050/2015 e têm os seguintes valores: comprimento do degrau, $l = 0,32$ m, altura do degrau, $s = 0,16$ m, largura do degrau igual a 1,20 m, comprimento do patamar igual a 1,20 m, desnível entre patamares igual a 3,20 m e diâmetro do corrimão igual a 3,0 cm (Fig. 2a-d).

Entende-se que ocupações urbanas já existentes e com condições de declividade particulares em suas encostas podem exigir dimensões distintas. Entretanto isso exige um estudo interdisciplinar das áreas de estruturas, hidráulica e geotecnia (pelo menos), o que vai além do foco do presente estudo. A normatização de procedimentos para essas situações menos amigáveis no contexto normativo da ABNT, contudo, é bem vista pelos autores.

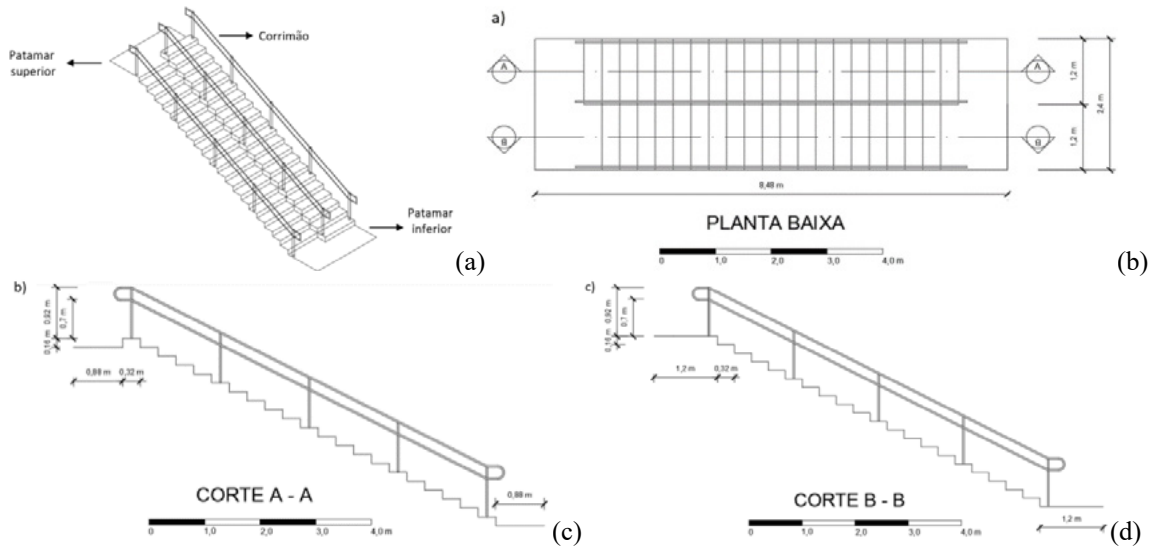


Figura 2 - Modelo geométrico alternativo para a escadaria drenante.

Não há concordância absoluta entre as metodologias propostas ao longo dos anos para a delimitação dos regimes de escoamento, como pode ser visto na Fig. 3. O que existe é uma sobreposição parcial de fronteiras delimitantes, o que sugere transições suaves entre os diferentes tipos de escoamentos, dependentes em um segundo nível de importância de outras variáveis locais, conforme comentado por Simões et al. (2011). Adotando como referência a curva de Boes e Hager (2003), situada aproximadamente entre as demais, para $s/l = 0,50$ foram escolhidos dois valores de s/h_c (h_c =altura crítica) para a realização das simulações. O primeiro, $s/h_c = 1,12$, corresponde ao regime deslizante sobre turbilhões. O segundo valor, $s/h_c = 1,54$, corresponde ao escoamento em quedas sucessivas, de acordo com todas as metodologias. Com o valor de s/h_c e da altura do degrau, é possível calcular a altura crítica e, em seguida, a vazão específica, $q = (gh_c^3)^{1/2}$.

Para a realização das simulações numéricas foram empregadas as equações de conservação de massa e de Navier-Stokes com médias de Reynolds, escritas sob a forma do modelo multifásico não homogêneo (CFX, 2013). A turbulência

foi modelada com o modelo de duas equações $k-\epsilon$. Essa abordagem foi testada por Bombardelli et al. (2010) e Simões et al. (2011), para simulação do escoamento em canais com o fundo em degraus. O domínio computacional, apresentado na Fig. 4, é tridimensional, tem entrada no patamar superior, saída no patamar inferior, contorno sólido modelado com a lei de parede e com rugosidade absoluta equivalente igual a 0,20 mm, semelhante à do concreto (PORTO, 2006) e topo aberto apenas para o ar. Os pilares do corrimão foram considerados como contornos sólidos de parede lisa.

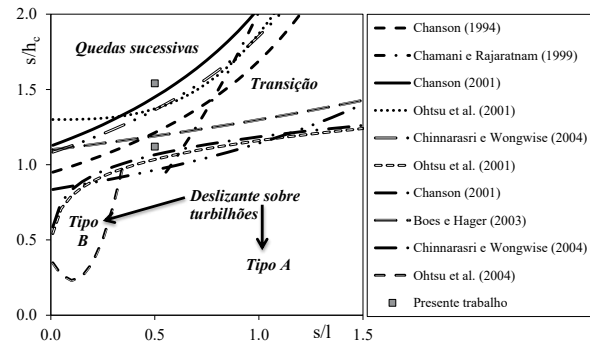


Figura 3 - Regimes de escoamento
Fonte: adaptado de Simões et al. (2011).

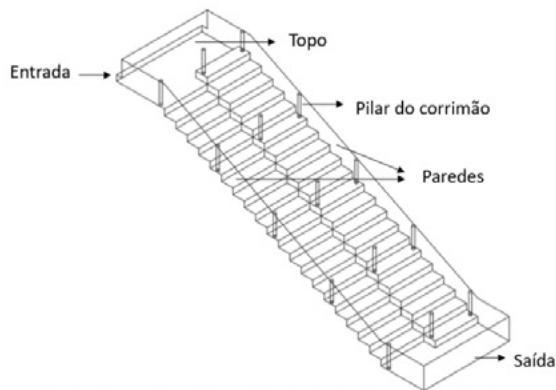


Figura 4 - Domínio computacional e contornos.

Os cálculos foram realizados em regime permanente, com esquemas numéricos de alta resolução para os termos advectivos. O critério de parada foi estabelecido utilizando um resíduo máximo de 10^{-5} . Empregando a versão acadêmica do software CFX®, foram geradas malhas com 2.106.054 nós e 12.014.433 elementos.

Na etapa de pós-processamento calcularam-se as vazões distribuídas para cada lado da escada a partir da Eq. 1. Foram calculadas as forças resultantes nos pilares do corrimão com a integração das distribuições de pressão (Eq. 2).

$$Q_j = \iint_{A_j} \vec{v} \cdot \vec{n} dA \quad (1)$$

$$F_{pi} = \iint_{A_i} p dA \quad (2)$$

em que, Q_j é a vazão, \vec{v} é a velocidade, \vec{n} é o vetor unitário normal à superfície de controle, e $j = 1$ a 2 (dois canais em degraus); F_{pi} é a força resultante na superfície i , sendo $i = 1$ a 15 (15 pilares), e p é a pressão distribuída sobre a área A_i .

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados numéricos obtidos para a vazão de $0,408 \text{ m}^3/\text{s}$ ($s/h_c = 1,12$; $q = 0,17 \text{ m}^2/\text{s}$) mostram que 79% da vazão total de entrada foi escoada pelo lado direito da escada, o que pode ser considerado uma melhoria para as condições de locomoção dos pedestres no lado esquerdo, enquanto o lado direito opera como canal de drenagem com uma vazão mais elevada. Para a segunda simulação, com $s/h_c = 1,54$; $q = 0,11 \text{ m}^2/\text{s}$, 87% da vazão total de entrada foi escoada pelo lado direito da escada e 13% pelo lado esquerdo.

A visualização da superfície da água foi efetuada utilizando a iso-superfície para fração volumétrica de ar igual a 0,90 mostrada nas Fig. 5a e 5c, sendo 0,90 o valor geralmente empregado em estudos sobre vertedouros em degraus, como pode ser visto em Chanson (2002). Observou-se o estabelecimento de um padrão irregular dos jatos do escoamento em quedas sucessivas no lado esquerdo da escada, enquanto um escoamento deslizante sobre turbilhões estabeleceu-se no lado direito, este último apresentando uma superfície livre com característica menos irregular. No campo de velocidades do escoamento (Fig. 5b e 5d) podem ser observados grandes vórtices entre os degraus do lado direito da escada, característicos do escoamento deslizante sobre turbilhões. Além disso, na Fig. 5a nota-se que a presença dos pilares do corrimão nas proximidades da parede direita do canal levou à formação de ondas e conseqüente elevação da superfície livre, sendo esse efeito menos significativo para o primeiro pilar, sobre o patamar superior.

A Fig. 5c, correspondente a $s/h_c = 1,54$, indica a ocorrência de um escoamento em quedas sucessivas mais bem definido do lado esquerdo da escada, sem os saltos observados para $s/h_c = 1,12$ (Fig. 5a). O escoamento pelo trecho mais baixo ocorreu como deslizante sobre turbilhões, como pode ser visto na Fig. 5d. Considerando a largura de cada trecho, igual a 1,20 m, e as respectivas

vazões, foram calculados os valores de s/h_c por trecho e verificadas as soluções numéricas em relação aos métodos experimentais da Fig. 3. Para a primeira simulação, Fig. 5a,b, $s/h_c = 0,82$. Esse valor, para $s/l = 0,5$ corresponde ao regime desli-

zante sobre turbilhões. Para a segunda simulação, Fig. 5c,d, foi calculado o valor de $s/h_c = 1,07$. De acordo com a Fig. 3, esse número está entre as diversas curvas, mas também próximo à região de ocorrência do regime deslizante sobre turbilhões.

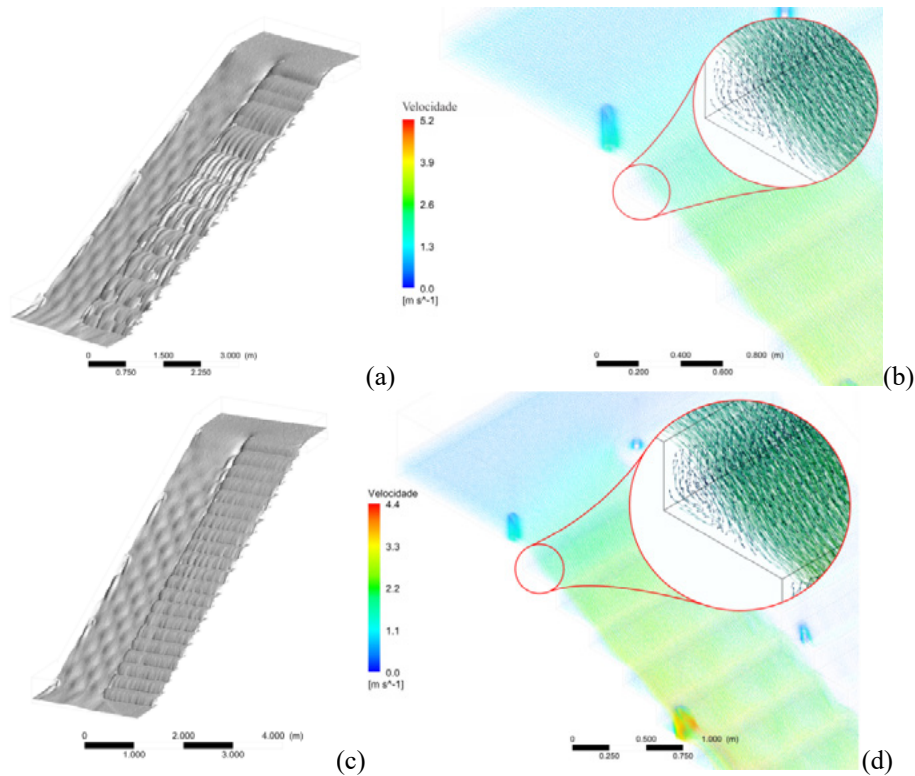


Figura 5 - (a) $s/h_c = 1,12$: Iso-superfície para fração volumétrica de ar igual a 0,90; (b) $s/h_c = 1,12$: campo de velocidades do escoamento com destaque para os vórtices entre degraus. (c) $s/h_c = 1,54$: Iso-superfície para fração volumétrica de ar igual a 0,90; (d) $s/h_c = 1,54$: campo de velocidades do escoamento com destaque para os vórtices entre degraus.

Um dos parâmetros existentes para avaliar o risco de instabilidade de pessoas que tentam manter o equilíbrio quando parcialmente imersas em escoamentos é o produto crítico hv_c (ABT et al., 1989). Esse produto relaciona a altura de escoamento, h , e a velocidade do escoamento que geram iminência de instabilidade, v_c . Embora não sejam conhecidos estudos publicados sobre o produto crítico para canais com o fundo em degraus, sugere-se aqui uma análise aproximada com base em valores da literatura obtidos para canais de fundo plano.

A análise dos resultados da simulação correspondente a $s/h_c = 1,12$ possibilitou o cálculo do produto hV máximo do lado direito da escada igual a $0,27 \text{ m}^2/\text{s}$, valor próximo ao produto crítico hv_c encontrado por Russo et al. (2013), que foi igual a $0,28 \text{ m}^2/\text{s}$, e superior ao encontrado por Martínez-Gomariz et al. (2016), que foi igual a $0,22 \text{ m}^2/\text{s}$, o que aponta para risco elevado de geração de instabilidade para os pedestres no lado direito. Empregando as metodologias de Foster e Cox (1973), Abt et al. (1989), Karvonen et al. (2000), Jonkman e Penning-Rowsell

(2008), Russo et al. (2013) e Martínez-Gomariz et al. (2016), o menor produto crítico calculado foi de $0,22 \text{ m}^2/\text{s}$, com a metodologia de Martínez-Gomariz et al. (2016), valor superior ao calculado para o lado esquerdo da escada, igual a $0,07 \text{ m}^2/\text{s}$, indicando assim um risco baixo de geração de instabilidade para os pedestres. Esses resultados revelam o elevado potencial de melhoria das condições de locomoção no lado esquerdo da escada e aumento da segurança relativamente às escadas existentes, em cenários de falha dos sistemas de drenagem convencionais.

Há interesse em conhecer as profundidades do escoamento ao longo do canal para que seja realizado o projeto dos muros laterais com altura que evite o transbordamento, sobretudo porque as habitações dos moradores locais se situam ao longo das escadarias drenantes. Com a Fig. 6, correspondente à simulação com $s/h_c = 1,12$, foi possível determinar as alturas de escoamento que ocorrem junto à parede direita do canal, incluindo as elevações decorrentes da presença dos pilares do corrimão. As alturas máximas, perpendiculares ao pseudo-fundo formado pelo alinhamento dos vértices dos degraus, como indicado na Fig. 6, foram adimensionalizadas em relação à altura crítica. Os valores aqui calculados para o patamar superior e para o canal em degraus foram, $h_{\max}/h_c = 1,8$, em $x/h_c = -0,46$ (patamar superior) e $x/h_c = 22,2$ (canal); para o escoamento sobre o patamar inferior, $h_{\max}/h_c = 2,2$, em $x/h_c = 44,2$. Para a parede lateral esquerda, os resultados obtidos foram: $h_{\max}/h_c = 2,3$ em $x/h_c = -0,46$ (patamar superior); $h_{\max}/h_c = 0,62$ em $x/h_c = 24,4$ (sobre o canal) e $h_{\max}/h_c = 0,42$ em $x/h_c = 46,9$ (patamar inferior). Cabe ressaltar que a formação de *spray* e as ejeções de volumes de água são fenômenos que devem ser avaliados experimentalmente, uma vez que as soluções obtidas correspondem a valores médios.

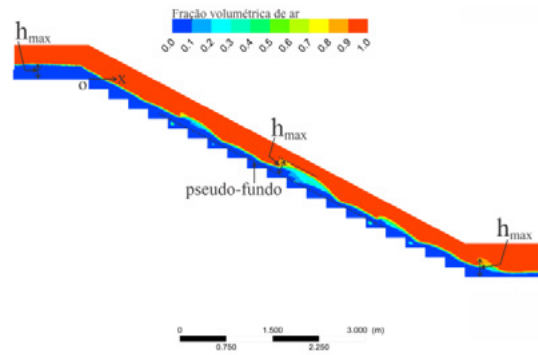


Figura 6 - $s/h_c = 1,12$: distribuição da fração volumétrica de ar junto à parede direita e determinação das alturas máximas, h_{\max} . O eixo x é horizontal e tem origem no vértice formado pelo patamar com o primeiro degrau.

A distribuição de fração volumétrica de ar para um plano longitudinal situado no lado direito da escada drenante e em seu centro foi empregada para o cálculo das alturas de escoamento perpendiculares ao pseudo-fundo. Essas alturas de escoamento, em função de z/h_c , sendo z um eixo vertical positivo para baixo e com origem no patamar superior, foram utilizadas para calcular a energia residual específica, H_{res} , adimensionalizada com a carga hidráulica máxima, $H_{\text{max}} = z + 1,5h_c$. Esses valores também foram empregados em conjunto com a solução analítica de Simões et al. (2010), para o cálculo do fator de resistência de Darcy-Weisbach, f . Como apresentado na Fig. 7a, as alturas de escoamento apresentam um comportamento decrescente no sentido do escoamento, a partir de uma altura um pouco inferior à crítica. Essa distribuição é caracterizada como S2 (PORTO, 2006) e possui solução analítica para canais retangulares, como pode ser visto em Simões et al. (2010). O uso dessa solução analítica possibilitou um ajuste verossímil para $f = 0,33$, como apresentado na mesma figura. O fator de resistência de Darcy-Weisbach para canais em degraus apresenta uma significativa variação

quando são analisados os resultados experimentais publicados que compõem a literatura sobre o tema. Chanson (2002) apresentou um histograma com variação de 0,05 a 5,0, com valores mais frequentes iguais a 0,16 e 0,28, sendo $f = 0,32$ um valor com frequência significativa. Desse modo, o valor obtido, de 0,33, encontra-se próximo aos originados de estudos experimentais, apontando para a adequação do modelo físico-matemático empregado no presente trabalho.

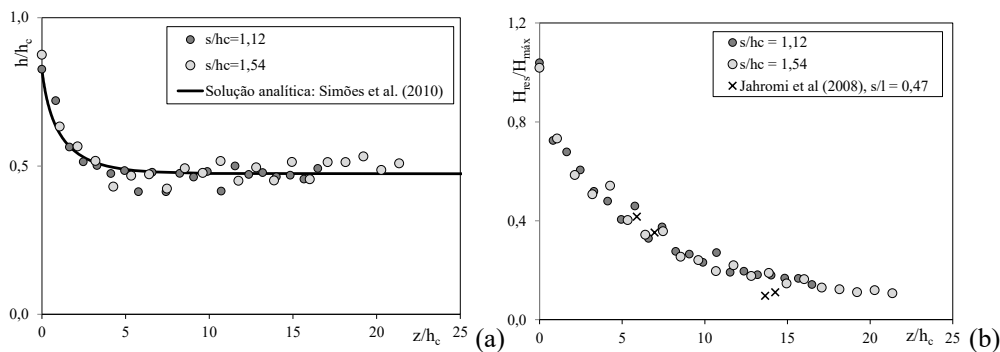


Figura 7 - Altura de escoamento em função de z , adimensionalizadas com a altura crítica (a); energia específica residual adimensionalizada como energia específica máxima, em função de z/h_c (b).

A pressão máxima sobre um dos pisos, decorrente do escoamento, resultou igual a 4,53 kPa, para a simulação com $s/h_c = 1,12$ e no trecho do lado direito, com a ocorrência do escoamento deslizante sobre turbilhões. Já a pressão mínima, que ocorre na parte superior do espelho do degrau (SIMÕES, 2012), foi de -1,52 kPa. Quanto aos pilares do corrimão, os mais solicitados foram aqueles imersos no escoamento do lado direito. A força resultante máxima calculada com a Eq. 2 foi de 14,8 N. Esses resultados são úteis para o dimensionamento da estrutura, mas devem ser analisados em conjunto com outras solicitações, pois representam apenas os efeitos do escoamento, restando a análise da interação das pessoas com o corrimão, com a escada, a carga relativa ao peso próprio, cargas relativas ao uso de carrinhos empregados para o transporte de

A energia específica residual, $H_{res} = h + h_c^3/(2h^2)$, dividida por $H_{max} = z + 1,5h_c$, foi comparada com dados de Jahromi et al. (2008), obtidos experimentalmente para $s/l = 0,47$, valor próximo ao do presente trabalho, $s/l = 0,5$. Como pode ser visto na Fig. 7b, há um comportamento consistente com o esperado para H_{res}/H_{max} e uma boa aproximação entre os resultados numéricos e os dados experimentais.

materiais diversos ao longo da escada, entre outras possíveis situações.

5 CONCLUSÕES

Neste trabalho foi proposta uma escadaria com drenagem associada capaz de eliminar dois dos principais problemas recorrentes em modelos já construídos: a invasão das habitações laterais pelas águas vindas de versões precedentes dessas escadas e os colapsos estruturais devidos aos vazamentos nas tubulações instaladas embaixo das escadas. Foi proposta uma escadaria com um lado rebaixado, ao longo do qual maior parte da água escoava, deixando o lado elevado com uma vazão consideravelmente menor, possibilitando assim o trânsito seguro dos usuários. A metodologia proposta para o dimensionamento e a análise

lise da escadaria se mostrou coerente com dados experimentais disponíveis na literatura para a previsão dos regimes de escoamento. A previsão numérica do produto crítico, destinado a prevenir a estabilidade de pessoas em situações de escoamentos, quando comparada aos métodos baseados em dados experimentais, mostrou que a escadaria proposta tem elevado potencial para a redução do risco de acidentes durante o uso. As simulações numéricas realizadas incluíram os pilares do corrimão no domínio computacional. Os cálculos possibilitaram a determinação das alturas máximas decorrentes da interação entre o escoamento e os obstáculos (os pilares), sendo essa informação útil para o pré-dimensionamento dos muros laterais. Pressões extremas sobre piso e espelho também foram calculadas, sendo estas informações úteis para a análise estrutural. A análise das alturas de escoamento na região central dos escoamentos deslizantes sobre turbilhões levou a mais duas comparações com informações originadas da experimentação: o fator de resistência de Darcy-Weisbach calculado com as soluções numéricas apresentou coerência com dados disponíveis na literatura, assim como a energia específica residual.

6 AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pela bolsa de iniciação científica da primeira autora, à Pró-Reitoria de Ensino de Pós-Graduação da Universidade Federal da Bahia. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de financiamento 001 e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), Nº do Termo do Convênio PIE0021/2016.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

8 REFERÊNCIAS

- ABT, S. R.; WITTIER, R. J.; TAYLOR, A.; LOVE, D. J. Human stability in a high flood hazard. **Water Resources Bulletin**, v. 25, n. 4, p. 881-890, 1989. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.1989.tb05404.x>.
- ARANTES, E. J. (2007). **Caracterização do escoamento sobre vertedouros em degraus via CFD**. 206 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.
- ARANTES, E. J.; PORTO, R. M. (2005). Simulação do escoamento sobre vertedouros em degraus via CFD. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 16, 2005, João Pessoa, **Anais...** Porto Alegre: ABRH: 2005. 18p.
- ARANTES, E. J.; PORTO, R. M.; GULLIVER, J. S.; LIMA, A. C. M.; SCHULZ, H. E. (2009) Lower nape aeration in smooth channels: experimental data and numerical simulation, **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 82, n. 2, p. 521-537, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0001-37652010000200027>.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9050: **Acessibilidade a edificações, mobiliário, espaços e equipamentos urbanos**. Rio de Janeiro, 2015.
- BOES, R. M.; HAGER, W. H. (2003). Hydraulic design of stepped spillways. ASCE, **Journal of Hydraulic Engineering**. v.129, n.9, p.671-679, Sep., 2003. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2003\)129:9\(671\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2003)129:9(671)).
- BOMBARDELLI, F.A.; MEIRELES, I.; MATOS, J. (2010). Laboratory measurements and multi-block numerical simulations of the mean flow and turbulence in the non-aerated skimming flow region of steep stepped spillways. **Environ. Fluid Mech.**, Vol.11(3), pp.263-288. Publisher: Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/s10652-010-9188-6>.
- CARVALHO, R.F.; MARTINS, R. (2009). Stepped Spillway with Hydraulic Jumps: Application of a Numerical Model to a Scale Model of a Conceptual Prototype. ASCE, **Journal of Hydraulic Engineering**. v.135, No.7, p.615-619, July. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000042](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000042)
- CFX (2013). **ANSYS CFX-Solver Theory Guide**. ANSYS, Inc.
- CHAMANI, M. R.; RAJARATNAM, N. (1999) Onset of skimming flow on stepped spillways. ASCE, **Journal of Hydraulic Engineering**. v.125, n.9, p.969-971, Sept, 1999. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1999\)125:9\(969\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1999)125:9(969)).
- CHANSON, H. (1994). Hydraulics of skimming flows over stepped channels and spillways. **Journal of Hydraulic Research**, v.32, n.3, p.445-460, Jan., 1994. <https://doi.org/10.1080/00221689409498745>.
- CHANSON, H. (2001). Hydraulic design of stepped spillways and downstream energy dissipation. **Dam Engineering**, v.11, n.4, p.205-242, 2001.

- CHANSON, H. (2002). **The hydraulics of stepped chutes and spillways**. The Netherlands: A. A. Balkema Publishers. 384 p.
- CHEN, Q.; DAI, G.; LIU, H. (2002). Volume of fluid model for turbulence numerical simulation of stepped spillway overflow. **Journal of Hydraulic Engineering**, v.128, n.7, p.683-688, July, 2002. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2002\)128:7\(683\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2002)128:7(683)).
- CHEN, QUN; GUANG-QING, DAI; ZHU, FEN-QING; QING, YANG. (2004). Three-dimensional turbulence numerical simulation of a stepped spillway overflow. **Journal of Hydrodynamics**, Ser. B, 1, 74-79. China Ocean Press, Beijing.
- CHINNARASRI, C.; WONGWISES, S. (2004). Flow regime and energy loss on chutes with upward inclined steps. **Canadian Journal of Civil Engineering**. v.31, p.870-879, Oct., 2004. <https://doi.org/10.1139/l04-052>
- DIEZ-CASCON, J.; BLANCO, J.L.; REVILLA, J.; GARCIA, R. (1991). Studies on the hydraulic behavior of stepped spillways. **Water Power & Dam Construction**, v.43, n.9, p.22-26, Sept..
- DONG, Z.; LEE, J.H.; (2006). Numerical simulation of skimming flow over mild stepped channel. **Journal of Hydrodynamics**. Ser. B, 2006, 18(3): 367-371.
- FOSTER, D.N., COX, R.J. (1973). **Stability of children on roads used as floodways**, Technical Report 73/13, Water Research Laboratory, The University of New South Wales, School of Civil and Environmental Engineering.
- HORNER, M.W. (1969). **An analysis of flow on cascades of steps**. 1969. Tese (Doutorado) – Universidade de Birmingham, UK.
- JAHROMI, H.M.; BINA, M.; SALMASI, F. (2008). Physical and numerical modeling of the nappe flow in the stepped spillways. **Journal of Applied Sciences**, 8(9): 1720-1725, 2008. <https://doi.org/10.3923/jas.2008.1720.1725>
- JONKMAN, S.N., PENNING-ROWSELL, E. (2008). Human instability in flood flows, **Journal of the American Water Resources Association**, 44(4), 11 pp. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00217.x>
- KARVONEN, R. A., HEPOJOKI, H. K., HUHTA, H. K., LOUHIO, A. (2000). **The use of physical models in dam-break analysis**. Helsinki: Helsinki University of Technology, 2000. RESCDAM Final Report.
- LIMA, L.M. (2019). **Avaliação do potencial de uso de modelo geométrico alternativo de escadaria drenante como via de acesso de pedestres e dissipador de energia**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2019.
- LOBOSCO, R.J.; SCHULZ, H.E. (2010). Análise computacional do escoamento em estruturas de vertedouros em degraus. **Mecânica Computacional**, v. XXIX, p. 3593-3600.
- LÓPEZ, D.; BLAS, M. DE; MARIVELA, R.; REBOLLO, J.J.; DÍAZ, R. (2011). Estudio hidrodinámico de vertedores y rápidas escalonadas com modelo numérico tridimensional SPH. Proyecto ALIVES-CA. In: II Jornadas de Ingeniería del Agua: Modelos Numéricos em Dinâmica Fluvial, Outubro, Barcelona, Espanha. **Anais...**
- MANGIERI, L. S. G. **Avaliação dos sistemas de escadarias e rampas drenantes implantadas em assentamentos espontâneos na cidade de Salvador – Bahia**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2012.
- MARTÍNEZ-GOMARIZ, E.; GÓMEZ, M.; RUSSO, B. Experimental study of the stability of pedestrians exposed to urban pluvial flooding. **Nat Hazards**, 82, p. 1259-1278, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2242-z>
- MATOS, J. S.G., QUINTELA, A. C. (1995). Flow resistance and energy dissipation in skimming flow over stepped spillways. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER RESOURCES ENGINEERING, 1., 1995, San Antonio, Texas. **Anais...** New York, ASCE, 1995a, v.2, p. 1121-1126.
- NÓBREGA, J. D. **Escoamento deslizante sobre turbilhões em descarregadores em degraus de largura constante e convergentes, usando o método Hidrodinâmica Suavizada de Partículas**. 2018. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.
- NÓBREGA, J.D.; MATOS, J.; SCHULZ, H.E.; CANELAS, R.B. (2020). Smooth and Stepped Spillway Modeling Using the SPH Method. **Journal of Hydraulic Engineering**, 2020, 146(8). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001776](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001776)
- OHTSU, I.; YASUDA, Y. (1997). Characteristics of flow conditions on stepped channels. In: BIENNAL CONGRESS, 27, San Francisco, **Anais...** San Francisco: IAHR, 1997, p. 583-588.
- OHTSU I., YASUDA Y., TAKAHASHI, M. (2001). Onset of skimming flow on stepped spillways – Discussion. **Journal of Hydraulic Engineering**. v. 127, p. 522-524, 2001. Discussão de: CHAMANI, M. R.; RAJARATNAM, N. Onset of skimming flow on stepped spillways. ASCE, **Journal of Hydraulic Engineering**. v. 125, n.9, p.969-971, Sept, 1999. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2001\)127:6\(519\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2001)127:6(519))
- OHTSU I., YASUDA Y., TAKAHASHI, M. (2004). Flows characteristics of skimming flows in stepped channels. ASCE, **Journal of Hydraulic Engineering**. v.130, n.9, p.860-869, Sept, 2004. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2004\)130:9\(860\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2004)130:9(860))
- PORTO, R.M. (2006). **Hidráulica básica**. 4a ed. São Carlos: EESC-USP, 2006. 540p.
- QIAN, ZHONGDONG; HU, XIAOQING; HUAI, WENXIN; AMADOR, ANTÔNIO (2009). Numerical simulation and analysis of water flow over stepped spillways. **Science in China Series E: Technological Sciences**, v.52(7), pp.1958-1965. <https://doi.org/10.1007/s11431-009-0127-z>

- RAD, I.N.; TEIMOURI, M. (2010). An Investigation of Flow Energy Dissipation in Simple Stepped Spillways by Numerical Model. **European Journal of Scientific Research**. Vol.47(4), pp.544-553.
- RAJARATNAM, N. (1990). Skimming flow in stepped spillways. **Journal of Hydraulic Engineering**, v.116, n.4, p. 587-591, April. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1990\)116:4\(587\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1990)116:4(587))
- RODRIGUES, I.M. (2008). **Simulação numérica de escoamento em escadaria drenante**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2008.
- RUSSO, B.; GÓMEZ, M.; MACCHIONE, F. Pedestrian hazard criteria for flooded urban areas. **Nat Hazards**, v. 69, p. 251-265, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11069-013-0702-2>
- SARFARAZ, M.; ATTARI, J. (2011). Numerical Simulation of Uniform Flow Region over a Steeply Sloping Stepped Spillway. In: 6th National Congress on Civil Engineering, April 26-27, 2011, Semnan University, Semnan, Iran. **Anais...**
- SCHULZ, H.E.; LOBOSCO, R.J.; SIMÕES, A.L.A. (2011). Multiphase analysis of entrained air in skimming flows along stepped chutes. In: ACOMEN 2011 (5th International Conference on Advanced Computational Methods in Engineering), 2011, Liège. **Anais...** Liège, 2011. v. 1. p. 1-10.
- SIMÕES, A. L. A.; SCHULZ, H. E.; PORTO, R. M. Solução analítica para o perfil da superfície livre em canais retangulares de forte declividade. In: XXIV Congresso Latinoamericano de Hidráulica Punta del Este, Uruguay. 2010. **Anais...**
- SIMÕES, A.L.A.; SCHULZ, H.E.; LOBOSCO, R.J.; PORTO, R.M. (2011). Stepped spillways: theoretical, experimental and numerical studies. In: Schulz, H.E.; Simões, A.L.A.; Lobosco, R.J. **Hydrodynamics - Natural Water Bodies**, ISBN 978-953-307-893-9, InTech Open Access Publisher.
- SIMÕES, A. L. A. (2012). **Escoamentos turbulentos em canais com o fundo em degraus: Resultados experimentais, soluções numéricas e proposições teóricas**. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.
- SIMÕES, A.L.A.; SCHULZ, H. E.; PORTO, R. M.; LUZ, L. D.; MANGIERI, L. S. G.; MATOS, J. E. R.. Contribuição numérica para o estudo de escoamentos em quedas sucessivas e aplicações à drenagem. In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2015, Brasília. XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2015. v. 1. p. 1-8. **Anais...**
- SORENSEN, R.M. (1985). Stepped spillway hydraulic model investigation. **Journal of Hydraulic Engineering**, v.111, n.12, p. 1461-1472. Dec.. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1985\)111:12\(1461\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1985)111:12(1461))
- TABBARA, M.; CHATILA, J.; AWWAD, R. (2005). Computational simulation of flow over stepped spillways. **Computers and Structures** **83**, 2215-2224. <https://doi.org/10.1016/j.compstruc.2005.04.005>
- TONGKRATOKE, A. (2008). **Nonlinear turbulence models for multiphase recirculating free-surface flow over stepped spillways**. 238 p, Dissertação (Mestrado em Engenharia), Kasetsart University.
- VALE, M. H. C. **Um projeto urbano com programa político municipal: a experiência do arquiteto João Filgueiras Lima em Salvador na 1ª gestão de Mário Kertész (1979 - 1981)**. 2009. 79 f. Monografia (Especialização em Engenharia Urbana) – Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro: 2009.
- XIANGJU, CHENG; YONGCAN, CHEN; LIN, LUO. (2006). Numerical simulation of airwater two-phase flow over stepped spillways. **Science in China Series E: Technological Sciences**, Vol.49, No.6, 674-684. <https://doi.org/10.1007/s10288-006-2029-2>




Water scarcity in the water supply in Tangará da Serra - MT: analysis of the treatability efficiency of different raw waters




Escassez hídrica no abastecimento de água em Tangará da Serra - MT: análise da eficiência de tratabilidade de diferentes águas brutas

- **Data de entrada:** 02/11/2021
- **Data de aprovação:** 20/12/2021

Nayra Nalessa de Campos Monteiro^{1*} | Aldecy de Almeida Santos¹ | Luanna Mênithen Souza Silva Santos¹ | Gabriel Figueiredo de Moraes¹ | Lucas Felipe Boaventura de Moraes¹ | Eleonora Almeida de Andrade² | DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.006>

ORCID ID

Monteiro NNC  <http://orcid.org/0000-0002-2390-3777>
Santos AA  <http://orcid.org/0000-0003-4361-307X>
Santos LMSS  <http://orcid.org/0000-0002-5160-5275>

Moraes GF  <http://orcid.org/0000-0002-5137-1421>
Moraes LFB  <https://orcid.org/0000-0002-3102-5265>
Andrade EA  <https://orcid.org/0000-0001-7472-2231>

Abstract

Intense and prolonged droughts can cause several economic and social impacts, such as the interruption of water supply to the population. With the significant impact on the levels of water sources, municipal managers are looking for other alternatives to capture water from a new water source. Therefore, the research, combined with the laboratory tests preceding the treatment, guides the definition of the proper operating conditions of the Water Treatment Plant; in other words, they technically improve and reduce costs. The test in static reactors stands out, what allows the evaluation of the coagulation and flocculation processes and their effects in the following phases of treatment. Thus, the aim of this research was to evaluate the efficiency of the coagulation and flocculation process in the treatment of different raw water for public supply in a medium-sized city in the state of Mato Grosso. Water samples were collected from the Queima-Pé stream and the Sepotuba river during different seasonal periods. The methodology was based on the following steps: preparation of a third sample with a mixture of 50% of the waters; raw water characterization and tests in static reactors. The results emphasize that rainfall influenced mainly in the water colors. Regarding the Sepotuba River, during the drought period, mainly in the months of July, August and September, the turbidity of the raw water proved to be inferior and close to the potability standard established by Brazilian legislation. However, the formation of very fine and small flakes was observed, with moderate color removal efficiency and turbidity reaching a maximum value of 37%, which can be justified by the reduced alkalinity of the raw water. That way, it is recommended to add an alkalinizing agent in order to make the treatment more efficient.

Keywords: Water Treatment. Jar Test. Water Mixtures. Potability.

Resumo

Secas intensas e prolongadas podem causar diversos impactos econômicos e sociais, como a interrupção do abastecimento de água à população. Com o impacto significativo nos níveis dos mananciais, os gestores municipais

¹ Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT) - Cuiabá - Mato Grosso - Brasil.

² Universidade Federal de Lavras - Lavras - Minas Gerais - Brasil.

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

estão em busca de outras alternativas de captação de água em um novo manancial. Portanto, as pesquisas aliadas a análises laboratoriais que antecedem o tratamento orientam a definição das condições adequadas de funcionamento da Estação de Tratamento de Água, ou seja, melhoram e reduzem tecnicamente os custos. Destaca-se o teste em reatores estáticos, que permite a avaliação dos processos de coagulação e floculação e seus efeitos nas fases seguintes do tratamento. Assim, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a eficiência do processo de coagulação e floculação no tratamento de diferentes águas brutas para abastecimento público em um município de médio porte do estado de Mato Grosso. Amostras de água foram coletadas no córrego Queima-Pé e no rio Sepotuba em diferentes períodos sazonais. A metodologia baseou-se nas seguintes etapas: preparação de uma terceira amostra com mistura de 50% das águas; caracterização de água bruta e testes em reatores estáticos. Os resultados evidenciam que as chuvas influenciaram principalmente a cor da água. Em relação ao rio Sepotuba, durante o período de estiagem, principalmente nos meses de julho, agosto e setembro, a turbidez da água bruta mostrou-se inferior e próxima ao padrão de potabilidade estabelecido pela legislação brasileira. Porém, observou-se a formação de flocos muito finos e pequenos com moderada eficiência de remoção de cor e turbidez, atingindo um valor máximo de 37%, o que pode ser justificado pela reduzida alcalinidade da água bruta. Dessa forma, recomenda-se adicionar um agente alcalinizante para tornar o tratamento mais eficiente.

Palavras-chave: Tratamento de Água. Jar Test. Mistura de águas. Potabilidade.

1 INTRODUÇÃO

The impurities present in surface waters might cause diseases, and their removal through water treatment is indispensable to adapt them to drinking standards so that they don't affect negatively the health of the supplied population. Among the various water treatment methods, the 5 stages of water treatment employ the largest number of steps, namely: coagulation, flocculation, decantation, filtration and disinfection (LIBÂNIO, 2010; ENNOUHI et al., 2019; SARMA, 2020).

According to Richter (2009), Juneja and Gangacharyulu (2017), the terms coagulation and flocculation are often used as synonyms, both meaning the process of particle agglomeration. However, coagulation is the process in which the coagulants added to water reduce the forces that tend to keep the suspended particles separate. Flocculation is the procedure of agglomeration of coagulated particles to form larger masses or flakes, in order to allow their sedimentation by gravity.

Ferreira Filho (2017) points out that the knowledge of raw water and the interaction of the coagulant with the suspended and colloidal particles present in the water is essential to enable the operation of the coagulation processes used in the treatment of drinking water, predominantly in the choice of the coagulant, its dosage and definition of the coagulation pH.

Furthermore, it is worth mentioning that climatic and seasonal conditions, anthropogenic activities and natural phenomena that occur in the body of water, from its source, can quickly influence water quality. Thus, the treatment of surface water for public supply requires an instrument that allows agile decisions to modify the dosage of the coagulant to be used in the coagulation process (MROCZKO; ZIMOCZ, 2020).

Sharita, Srinivas and Sriknth Vuppala (2017) affirm that insufficient or excessive dosage of coagulant leads to poor treatment performance. Thus, the treatability tests performed in static reactors (jar test) are of high relevance in determining the

ideal dosage of coagulant, so that good floc formation occurs for high treatment efficiency.

It is worth emphasizing that in Tangará da Serra - MT an emergency situation was declared in October 2016 caused by drought, and also in November 2020, caused by severe drought and registered as the biggest in the past years, characterizing a shortage of water. Such events have compromised the water supply for human and animal consumption. In this context, municipal managers are looking for another alternative for water collection from a new supply source. This way, the research combined with the laboratory tests preceding the treatment guide the definition of the proper operating conditions of the Water Treatment Plant (WTP); in other words, they technically improve and reduce costs.

Therefore, this work aims to evaluate the efficiency of the coagulation, flocculation and sedimentation processes in the treatment of different waters for public supply in the city of Tangará

da Serra - MT. In addition, it analyzes the feasibility of treating the water mixture (1/1) from two sources.

2 MATERIAL AND METHODS

The municipality of Tangará da Serra is located in the state of Mato Grosso, Brazil, located between coordinates 14°04'38"S and 57°03'45"W, with an area of 11,423.04 km² (Image 1).

The raw water samples were collected in the Queima-Pé stream and in the Sepotuba river, in Tangará da Serra, for 11 months. In addition, a third sample was prepared in the laboratory, comprising a mixture in proportion (1/1) of the waters of the Queima-Pé stream and the Sepotuba river.

Prior to the treatability tests, the characterization of the three raw water samples was carried out following the methods specified in Table 1.

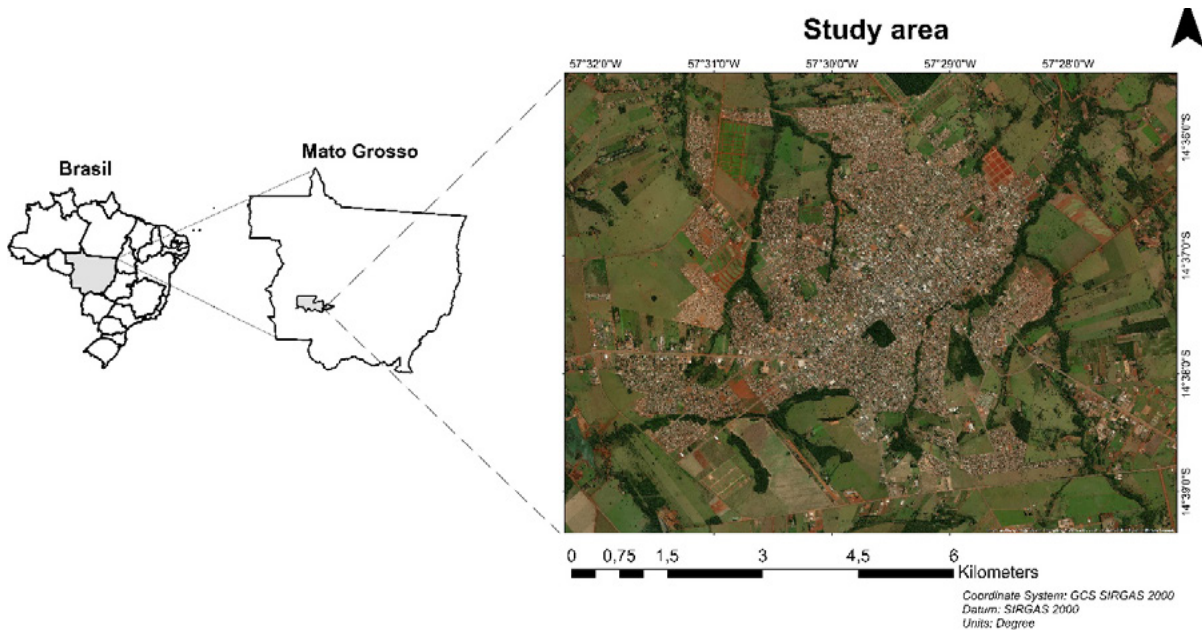


Image 1 - Location of the study area.

Table 1 - Parameters analyzed for raw water characterization.

Parameter	Unit	Methodology/ Equipment
Temperature	°C	Thermometer Mercury
pH	-	HQ40D Digital multimeter
Apparent color	mg PtCo L ⁻¹	Spectrometry/ Spectrophotometer (Hach DR 6000)
Turbidity	NTU	Nephelometry/ Turbidimeter (Hach MD 40)
Electric conductivity	μS cm ⁻¹	HQ40D Digital multimeter
Total alkalinity	mg CaCO ₃ L ⁻¹	Titration

In order to verify the treatability of the water, tests were carried out in static reactor equipment, with jar test, using aluminum sulfate (Al₂(SO₄)₃) as a coagulant, since it is used in the Water Treatment Plant of Tangará da Serra. Therefore, the fast and slow mixing times, as well as the agitation speed, were fixed according to the speed gradient, being specified in Table 2:

Table 2 - Conditions adopted for jar test tests.

Process	Time (minute)	Rotations per minute (RPM)	Velocity gradient (s ⁻¹)
Coagulation	1	180	270
Flocculation	5	70	70
	5	50	40
Sedimentation	15	-	-

The test procedure was carried out in line with proposed by Di Bernardo, Di Bernardo and Centurione Filho (2002). The tested coagulant dosages were between 2 and 40 mg L⁻¹ and pH values between 4 and 10. The following parameters were used as control parameters: pH, apparent color and turbidity.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Raw water characterization

The results of the physical and chemical analysis of the raw water carried out during the rainy and dry periods for the three water samples are shown in Table 3.

Table 3 - Raw water characteristics

Parameter	Unit	Mean ± Standard deviation		
		Queima-Pé Stream	Sepotuba River	Water mixtures
Total alkalinity	mg CaCO ₃ L ⁻¹	25.8 ± 9.5	13.5 ± 7.3	18.5 ± 6.4
Electric conductivity	μS cm ⁻¹	37.1 ± 11.8	21.1 ± 7.2	27.7 ± 3.0
Turbidity	NTU	11.2 ± 4.8	9.9 ± 7.1	11.6 ± 4.8
Apparent color	mg PtCo L ⁻¹	108.2 ± 47.7	85.4 ± 50.5	101.6 ± 39.3
pH	-	6.8 ± 0.4	6.9 ± 0.4	6.8 ± 0.3
Temperature	°C	24.8 ± 2.1	25.2 ± 1.6	24.6 ± 1.8

As shown in Table 3, the color presents a greater standard deviation for the three samples, that is, the results showed greater variability in relation to the average obtained. Exemplifying these changes, the color can be influenced by the rainy season, as the increase in precipitation raises the transport of organic and inorganic material drained in the margins of water bodies and, consequently, boosting the amount of dissolved or colloidal substances in the aquatic environment (PIRATOBA; RIBEIRO; MORALES; GONÇALVES, 2017). Still Rocha, Freitas and Silva (2014) and Alencar et al. (2019) state that

precipitation influences the flow and also the quality of the water, consequently monitoring the physical, chemical and biological parameters of the water is necessary to properly manage this resource aiming at your knowledge, ensuring its availability and quality.

It is worth mentioning that the excessive variation in the color of raw water may imply in its treatment, that is, with changes in the dosages of coagulants in a way that allows an effective coagulation and flocculation of the particles as well as the frequent cleaning of the filters.

As well as color, turbidity can be easily influenced by the erosion of riverbanks during rains (PIRATTOBA et al., 2017). From the standard deviation results, we noted that there is variation in the turbidity of the three water samples; however, it is not so significant. Average turbidity resulted in 11.2 NTU for the Queima-Pé stream and 9.9 NTU for the Sepotuba river and 11.6 for the water mix.

Queima-Pé, Queiroz and Zanini (2017) specifically studied the water quality of the stream, carrying out analysis between the months of July to December 2013 and obtained turbidity results between 17.7 NTU to 23.8 NTU. Thus, the authors highlighted that there is no statistical difference between the data, revealing a pattern of turbidity along the course of the Queima-Pé stream during the two periods. Still Queiroz and Melo (2017), in another study (also in Queima-Pé stream, this time carried out in mid-October 2016), obtained an average turbidity of 19 NTU.

The electrical conductivity was higher in the Queima-Pé stream, resulting in an average value of $37.1 \mu\text{S cm}^{-1}$. However, these results are expected for natural and surface waters. Melo, Queiroz, Vinaga and Ferreira (2020), in order to carry out the physical-chemical and biological characterization of the water used for irrigation in the Queima-Pé hydrographic basin, point out that the stream waters and their tributaries are of low salinity, because the results of electrical conductivity were low. Still, the authors found an increase in electrical conductivity along the basin (from source to mouth), indicating the supply of nutrients along the route, which could come from several sources, among them urban (sewage), industrial or agricultural ones.

Regarding the alkalinity, this indicates the number of ions in the water that react to neutralize hydrogen ions, and in surface waters they rarely exceed $500 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. So, according to the

results obtained, it can be considered low for the three samples. Of the three samples, the Sepotuba river had the lowest average for alkalinity, with $13.5 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. Considerably low values, such as $7 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ were obtained during the dry period in the Sepotuba river. It should be noted that alkalinity is an extremely important factor in the coagulation and flocculation process, and a minimum amount is necessary to enable the formation of the flakes. According to Eckenfelder (1989), the treatment of water with low alkalinity has been a challenge, as it requires the use and application of an alkalizing agent in order to have an efficient treatment.

The natural pH of the water was relatively constant, with the average value close to neutrality in the three types of raw water. That way, it will probably not be a necessary correction factor, since it is one of the main factors involved in the coagulation process. Di Bernardo et al. (2002) stated that high pH values suggest correction in the coagulation by adsorption / neutralization of charges, because in this mechanism, coagulation with aluminum sulfate usually occurs with a pH less than 6.

As well as the pH, the temperature showed a small dispersion of the results, with an average value of between 24.6 to 25.2 °C for different water samples during the two analyzed periods. This small uniformity of data is positive for the treatment, as according to Di Bernardo and Dantas (2005) the temperature influences the viscosity of the water and, consequently, the reaction speed of the aluminum sulfate during the coagulation process.

In general, analyzing the parameters, the water mixture showed close results between the sample of the Queima-Pé stream and the Sepotuba river, which was already expected, as it is a two-water composition.

3.2 Coagulation diagrams

3.2.1 Queima-Pé stream

Image 2 shows the diagrams containing the efficiency of removing turbidity and color as a function of the aluminum sulfate dosage as well as pH for the water samples from the Queima-Pé stream in rainy and dry periods.

Regarding the removal of color during the rainy season (Image 2b), the tests showed that the optimal dosage of coagulant is approximately 17 mg L^{-1} , with a pH close to neutrality and removal efficiency equal to 85%. It was possible to obtain the same removal, with a dosage of 14

mg L^{-1} and a more alkaline pH. Regarding the removal of turbidity (Image 2a), for the dosage of 17 mg L^{-1} , the efficiency is 55%. However, with a pH close to 8, there is an improvement in the efficiency of removing turbidity, with approximately 65%. According to Di Bernardo et al. (2002), at elevated pH, the prevailing coagulation mechanism is sweeping, in which the particles behave as condensation nuclei, being subsequently removed by sedimentation. Although there is a tendency for high turbidity removal to pH above 8, this is not the most viable alternative to the operational routine of a Water Treatment Plant due to the costs of chemicals for pH changes (BARTIKO; JULIO, 2015).

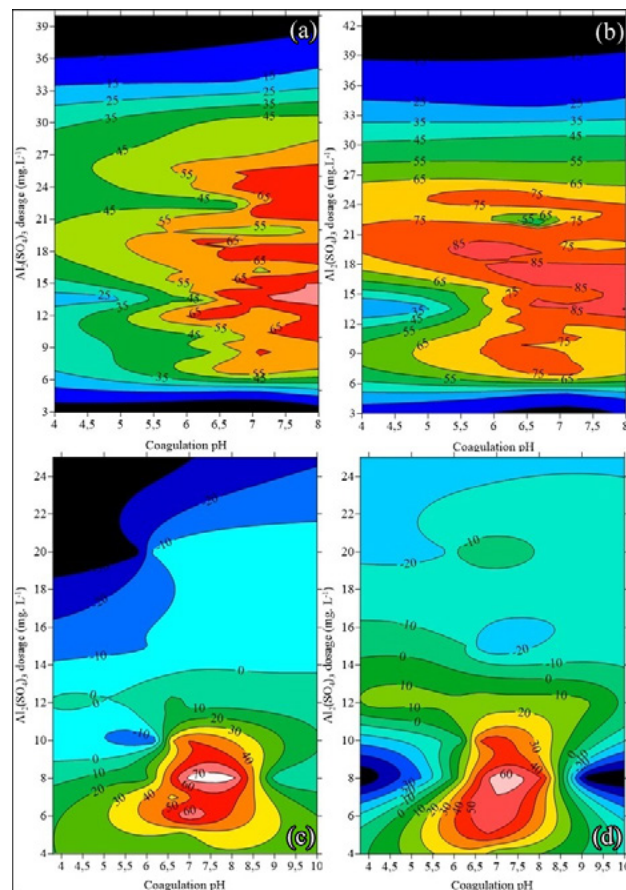


Image 2 - Coagulation diagrams containing the turbidity and color removal efficiency of the Queima-Pé stream.

a) Efficiency of removing turbidity (%) during the rainy season; b) Color removal efficiency (%) during the rainy season; c) Efficiency of removing turbidity (%) during the drought period; d) Color removal efficiency (%) during the dry season.

In view of the results obtained in the tests performed during the dry months (Image 2c, d), it is possible to observe a similarity between the two diagrams, with an optimal coagulation range corresponding to a dosage of aluminum sulfate between 7.5 e 8 mg L⁻¹. This average dosage refers to a pH close to neutrality. efficiency of removing turbidity by 70% and color equal to 60%.

An increase in color and remaining turbidity is observed at the ends of the diagrams (with up to -20% removal efficiency), corresponding to dosages higher than 15 mg L⁻¹. This can be justified by a possible charge reversal, that is, negatively charged particles become positive by adsorption of excess hydrolyzed aluminum ions (YANG et al., 2019), making unable colloid aggregation and increasing the amount of material suspended in water.

Comparing the results of the hydrological periods, for the treatment of water in the Queima-Pé stream, a lower dosage of aluminum sulfate was required for the dry period, with approximately 8 mg L⁻¹, while for the rainy period it resulted in 17 mg L⁻¹. This fact was probably due to the quality of raw water during the drought period, when there is less concentration of solid particles suspended in the water.

3.3 Sepotuba river

Image 3 shows the diagrams containing the efficiency of removing turbidity and color as a function of the aluminum sulfate dosage and pH for the water samples from the Sepotuba river in the rainy and dry periods.

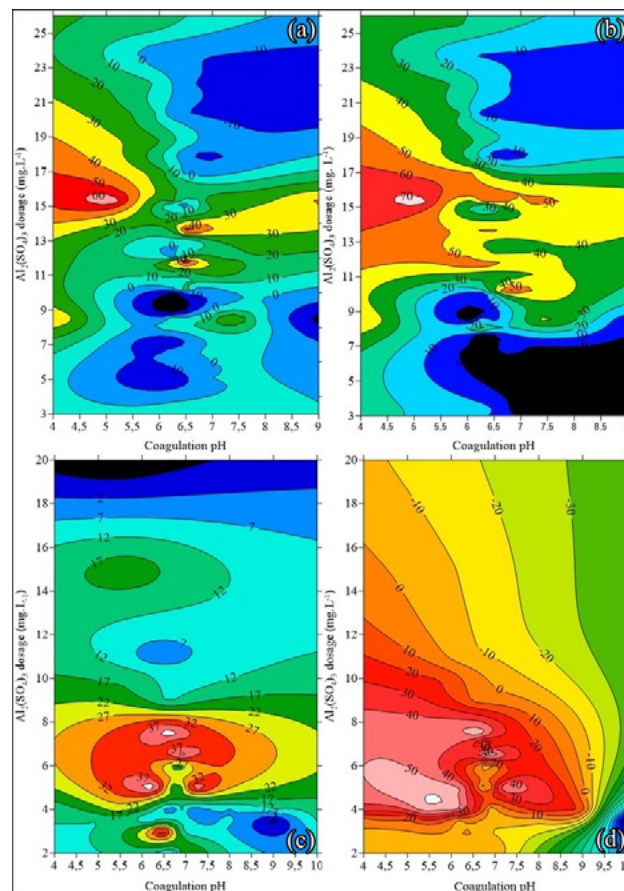


Image 3 - Coagulation diagrams containing efficiency to remove turbidity and color for the Sepotuba river. a) Efficiency of removing turbidity (%) during the rainy season; b) Color removal efficiency (%) during the rainy season; c) Efficiency of removing turbidity (%) during the drought period; d) Color removal efficiency (%) during the dry season.

A reasonable similarity between the turbidity and color removal diagram is noticeable during the rainy season (Image 3a, b). Both have good removal efficiency (between 60 and 70%) with aluminum sulfate dosage in the range of 15 to 16 mg L⁻¹ and slightly acidic pH (between 4 and 6).

Regarding the drought period (Image 3c, d), the presence of several areas with optimal coagulation bands is noticeable, represented by the lightest color, with neutral pH and aluminum sulfate dosage between 5 to 8 mg L⁻¹. In comparison to the rainy season, there are significant differences in the efficiency of removing turbidity, in which the dry season obtained a value of only 37%. This modest removal rate can be justified by the characteristics of raw water, which showed low alkalinity and turbidity even more reduced during the dry season.

Regarding the removal of color during the dry period (Image 3d), a large part of the diagram represented the increase in color after the treatability tests, and in extreme conditions with a pH equal to 10 there was an increase in the color of the water by 160%.

The reduced gross turbidity for the Sepotuba river observed during this study may justify the not-so-high water clarification efficiency. The initial turbidity interferes with the removal efficiency, since raw waters with higher amounts of solid particles in suspension (without commas) have a high amount of nucleation sites, which gives greater density to the formed flake and, consequently, greater efficiency in sedimentation (BAPTISTA, FURTADO JUNIOR; FRANCO, 2018).

In addition, another factor that may justify the moderate clarification efficiency as well as the increase in turbidity and color in some situations observed in the diagrams was the sample for the month of February, in which the raw water showed low alkalinity and high apparent color.

According to Beyene, Hailegebrail and Dirersa (2017) when aluminum salts are used as a coagulant, there may be a total consumption of the alkalinity of raw water, requiring the addition of an artificial alkalinity with the application of substances such as hydrated lime or carbonate of sodium to elevate and occur reaction with aluminum sulfate and consequently the formation of flakes.

3.4 Water mixtures

Image 4 shows the diagrams showing the efficiency of removing turbidity and color as a function of the aluminum sulphate dosage and the pH for the mixing of the water in the rainy and dry periods.

In the diagram referring to the rainy season presented in Figure 4 (a, b), it can be seen that for dosages of aluminum sulfate between 9 and 22 mg L⁻¹ and pH value between 4 and 7, was found the best removal of turbidity and color. The dosage between 16 and 18 mg L⁻¹ and pH between 5.5 and 6 with removal efficiency of 65% and 75% for turbidity and color, respectively. This region corresponds to the combination of scanning and adsorption-neutralization mechanisms, since there is also another region with high efficiency, however, under acidic conditions, corresponding to the adsorption-neutralization mechanism (AMIRTHARAJAH; MILLS, 1982; DI BERNARDO et al., 2002).

Regarding the dry period (Image 4c, d), the maximum removal of turbidity and color (equal to and greater than 60%, respectively) occurred with a coagulant dosage of approximately 7 mg L⁻¹ and with natural pH of the raw water and close to neutrality.

It can be said that changing the pH has no benefits for the treatment, as there is an increase in turbidity and color. This can be seen in the diagrams (Image 4c, d) in situations where the pH was adjusted between 4 and 5 and between 9 and 10. In addition to that, it also did not show

satisfactory results in removing particles with dosages above 14 mg L⁻¹.

In general, the water mixture showed intermediate results in relation to the sample of the Quei-

ma-Pé stream and the Sepotuba river. Then, the composition of this mixture of raw water, for a treatment, does not present significant advantages when compared with the other samples.

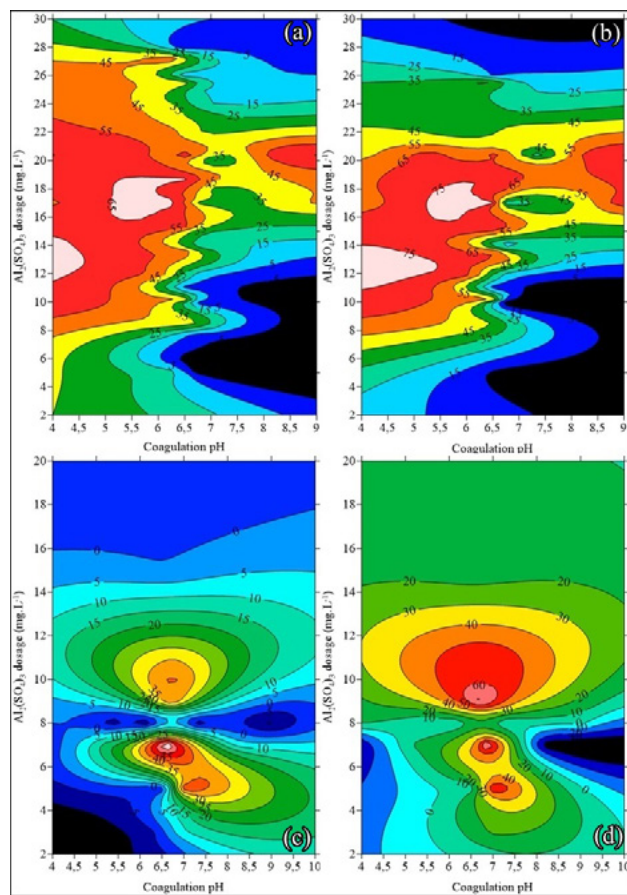


Image 4 - Coagulation diagrams containing turbidity and color removal efficiency for water mixing. a) Efficiency of removing turbidity (%) during the rainy season; b) Color removal efficiency (%) during the rainy season; c) Efficiency of removing turbidity (%) during the drought period; d) Color removal efficiency (%) during the dry season.

4 CONCLUSION

The results showed that the three samples of raw water show reasonable qualitative similarity. Regarding the hydrological periods, precipitation influenced, mainly, the color of the samples; during the drought period, there was a slight improvement in water quality.

Specifically, on the Sepotuba River, which would be a source of water for the city of Tangará da Serra during the dry season, during the months of July,

August and September, turbidity results were 5.2, 4.2 and 5 NTU, respectively. These results indicate the possibility of a more simplified treatment only during those months, given the low turbidity of the raw water. Thus, treatment with only filtration followed by disinfection can be evaluated by municipal managers in the future.

The elaboration of the coagulation diagrams showed that the Queima-Pé stream has better color removal and turbidity efficiency than the

other samples, especially during the rainy season. As we have already elucidated, during some tests of treatability of the water of the Sepotuba river there was the formation of very fine flakes, hindering the flocculation process and consequently having a moderate efficiency of color removal and turbidity. For the water treatment of the Sepotuba river, the addition of alkalizing agents is indicated before the treatment, in order to optimize it, given the low result of the natural alkalinity of the raw water.

In the whole, the mixture did not present a significant advantage, since the dosage of coagulant required for the treatment proved to be close to that of the two waters, consequently, the costs with the acquisition of aluminum sulfate would also be similar.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001.

6 AUTHORS' CONTRIBUTION

All authors contribute equally.

7 REFERENCES

ALENCAR, V.E.S.A.; ROCHA, E.J.P.; SOUZA JR, J.A.; CARNEIRO, B.S. Análise de parâmetros de qualidade da água em decorrência de efeitos da precipitação na baía de Guajará - Belém-PA. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 2, p. 1275–1291, 2019. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.2.p661-680>

AMIRTHARAJAH, A.; JONES, S.C. Mixing for Coagulation: Organic Polymers, Static Mixers, and Modeling. **Chemical Water and Wastewater Treatment**, IV, 1996.

BARTIKO, D.; JULIO, M. Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. **Revista Ambiente e Água**, v. 10, n. 1, p. 71-81, 2015. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1239>.

BATISTA, M.D.A.; FURTADO JÚNIOR, E.G.; FRANCO, C.S. Potencial de clarificação de água com óleo e torta de Moringa oleifera. **Revista Sustentare**, v. 2, p. 197–209, 2018. <https://doi.org/10.5892/st.v2i2.5142>

BEYENE, H.D.; HAILEGEBRIAL, T.D.; DIRERSA, W.B. Investigation of coagulation activity of cactus powder in water treatment. **Journal of Applied Chemistry**, v. 2016, p. 1-9, 2017. <https://doi.org/10.1155/2016/7815903>

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos: RiMa. 2005.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P.L. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: RiMa. 2002.

ECKENFELDER, W.W. **Industrial water pollution control**, Second edition, McGraw-Hill Book Company, Singapore. 1989.

ENNOUHI, M.; BOUKILI, A.E.; HOURCH, A.E.; GUESSOUS, A.; KHADIR, A.; OTMANI, M.E.; HASNAOUI, L.; AZZOUI, M.E. Optimization of conventional treatment of the surface water treatment plant of the city of Khenifra. **Mediterranean Journal of Chemistry**, v. 7, n. 6, p. 472-477, 2019. <https://doi.org/10.13171/mjc-7619011409mea>

FERREIRA FILHO, S.S. **Tratamento de água: Concepção, projeto e operação de estações de tratamento**. Rio de Janeiro: Elsevier. 2017.

JUNEJA, M.; GANGACHARYULU, D. Effect of Volume Fraction on Particle Size Distribution in Alumina based Nanofluids. **Journal of Thermal Energy Systems**, v. 2, n. 1, p. 27-32, 2017.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Editora Átomo. 2010.

MELO, M.T.; QUEIROZ, T.M.; VINAGA, L.; FERREIRA, J.R.S. Qualidade da água para a irrigação, a sustentabilidade de uma bacia hidrográfica – Riacho Queimá-Pé, Tangará da Serra/MT. **Revista Caminhos da Geografia**, v. 21, n. 76, p. 16-27, 2020. <https://doi.org/10.14393/RCG217646064>

MROCZKO, D.; ZIMOCZ, I. The use of Zeta Potential Measurement as a Control Tool of Surface Water Coagulation. **Journal of Ecological Engineering**, v. 21, n. 3, p. 237–242, 2020. <https://doi.org/10.12911/22998993/118273>

PIRATOBA, A.R.A.; RIBEIRO, H.M.C.; MORALES, G.P.; GONÇALVES, W.G. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Bacarena, PA, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 12, n. 3, p. 435–456, 2017. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1910>

QUEIROZ, T.M.; MELO, M.T. Índice de qualidade da água do riacho Queima Pé no município de Tangará da Serra/MT, região de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 8, n. 4, p. 74-84. 2017. <https://doi.org/10.6008/SPC2179-6858.2017.004.0007>

QUEIROZ, T.M.; ZANINI, T.S. Estudo qualitativo da água do riacho Queima Pé em Tangará da Serra – MT. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 9, n. 2, p. 85-94, 2017.

RICHTER, C.A. Água: **Métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Blucher. 2009.

ROCHA, C.H.B.; FREITAS, F.A.; SILVA, T.M. Alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora devido ao uso da terra. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 431-436, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000400011>

SARITA, V.; SRINIVAS, N.; SRIKANTH VUPPALA, N.V. Analysis and optimization of coagulation and flocculation process. **Applied**

Water Science, v. 7, p. 451-460, 2017. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0262-y>

SARMA, J. Filtration and chemical treatment of waterborne pathogens. **Waterborne Pathogens**, p. 105-122, 2020. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-818783-8.00006-2>

YANG, P.; LI, D.; ZHANG W.; WANG N.; YANG Z.; WANG D.; MA, T. Flocculation-dewatering behavior of waste activated sludge particles under chemical conditioning with inorganic Polymer flocculant: Effects of typical sludge properties, **Chemosphere**, v. 218, p. 930-940, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.169>

Proposição de soluções para destinação de resíduos de construção civil para municípios de pequeno porte

Proposition of solutions for the destination of construction waste to small municipalities


• **Data de entrada:**
20/06/2020

• **Data de aprovação:**
28/12/2021


Gustavo Henrique Vital Gonçalves^{1*} | Leonardo Brian Gonçalves da Rocha¹ | José da Costa Marques Neto¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.007>

ORCID ID

Gonçalves GHV  <https://orcid.org/0000-0001-7785-7529>

Rocha LBG  <https://orcid.org/0000-0002-7073-2296>

Marques Neto JC  <https://orcid.org/0000-0002-9735-8871>

Resumo

A grande quantidade de resíduos de construção civil (RCC) que são gerados diariamente tem se tornado um dos principais problemas nas áreas urbanas devido às disposições irregulares. A reciclagem proporciona a redução dos volumes descartados, ocasionando ganhos econômicos e ambientais. O presente estudo tem como objetivo realizar o diagnóstico do panorama dos RCC de um município de pequeno porte (Orlândia-SP) e apresentar as soluções disponíveis para uma correta destinação desse material, e que podem ser implantadas em municípios similares. A média diária de RCC gerada em Orlândia foi de 52,56 t/dia, e a caracterização qualitativa mostrou grandes volumes de materiais possíveis de serem reciclados ou reutilizados em forma de agregados como concreto (42,4%), argamassa (14,8%) e cerâmica (12%). Já as soluções apresentadas foram usinas de reciclagem (custo de implantação de R\$ 1.255.855,42), áreas de transbordo e triagem (R\$ 269.236,34) e ecoponto (R\$ 75.943,59). Tais soluções objetivam facilitar a segregação e reciclagem desses resíduos, reduzindo os impactos ambientais relacionados à disposição inadequada.

Palavras-chave: Resíduos de Construção Civil. Reciclagem de Resíduos. Gestão de RCC.

Abstract

The large amount of construction waste (CW) that is generated daily has become one of the main problems in urban areas, due to irregular provisions. Recycling provides a reduction in discarded volumes, resulting in economic and environmental gains. The present study aims to diagnose the panorama of CW in a small municipality (Orlândia-SP) and present the solutions available for the correct destination of this material, which can be implemented in similar municipalities. The daily average of CW generated in Orlândia was 52.56 t/day and the qualitative characterization showed large volumes of materials that could be recycled or reused in the form of aggregates such as concrete (42.4%), mortar (14.8%) and ceramics (12%). The solutions presented were recycling plants (implementation cost of R\$ 1.255.855,42), transshipment and sorting areas (R\$ 269.236,34) and ecopoint (R\$ 75.943,59). Such solutions aim to facilitate the segregation and recycling of these residues, reducing the environmental impacts related to inadequate disposal.

Keywords: Construction Waste. Waste Recycling. WC management.

¹ Universidade Federal de São Carlos - UFSCar - São Carlos - São Paulo - Brasil

* **Autor correspondente:** gustavovital@hotmail.com.br.

1 INTRODUÇÃO

A construção civil é um dos setores mais importantes da economia, entretanto se apresenta também como grande causadora de impacto ambiental, não somente pelo elevado consumo de recursos naturais como também pela disposição inadequada de resíduos gerados. Boas práticas de reciclagem e reutilização de resíduos de construção podem impedir a perda de recursos valiosos para aterros (BARRITT, 2016).

O Brasil apresenta 5.570 municípios espalhados por todo o território nacional, dos quais 80% desses possuem menos de 20 mil habitantes, sendo considerados municípios de pequeno porte. Responsáveis pela geração de quase 30% dos resíduos sólidos municipais, a maioria carece de informações, dinheiro e quase sempre não possui pessoal em número nem contam com corpo técnico qualificado para promover um sistema de gestão de resíduos em patamares adequados do ponto de vista sanitário e ambiental (IBGE, 2021).

Toda a cadeia em que o RCC está inserido (geração, manejo e destinação final) é um grande problema para as administrações municipais, visto que esses resíduos constituem uma grande parcela dos resíduos sólidos urbanos (RSU) do município (ROSADO; PENTEADO, 2018).

A maioria desses municípios emprega ações corretivas em relação aos RCC, realizando limpezas emergenciais dos locais onde ocorreram deposições ilegais, devido à ausência de soluções municipais satisfatórias para esses resíduos.

A disposição irregular de RCC traz prejuízos ao meio ambiente; causa obstrução de vias de tráfego e enchentes, devido ao assoreamento dos córregos e propicia a proliferação de vetores de doenças (MARQUES NETO, 2005).

Estudos apontam que a reciclagem é uma alternativa para a redução da quantidade de resíduos

dispostos nos aterros e em locais irregulares, trazendo sustentabilidade ambiental com a destinação adequada (CHEN et al., 2018; SIEFFERT, HUYGEN, DAUDON, 2014). No entanto, poucas são as iniciativas públicas e privadas na adoção dessa prática. Há também uma deficiência de legislações municipais que abordam o tema, sendo uma parcela muito pequena de municípios que realizam uma gestão eficiente dos resíduos gerados (TAVIRA et al., 2018).

Alguns dos resíduos de construção civil podem ser reutilizados diretamente dentro do canteiro de obras, sem a necessidade de qualquer tipo de beneficiamento. Essa reutilização primária ajuda na redução da geração de novos resíduos e traz economia, evitando a compra de novos materiais, além da redução com o gasto de destinação do material. O reaproveitamento de RCC é uma alternativa para diminuir o impacto ambiental desses resíduos. A prática é vantajosa em vários aspectos: reduz as chances de disposições em locais clandestinos e contribui para aliviar a pressão sobre aterros de inertes, cada vez mais saturados (RAHIMI; GHEZAVATI, 2018).

No Brasil, a norma ABNT NBR 15116:2021 especifica os requisitos para produção e recepção dos agregados reciclados (miúdos e graúdos) obtidos a partir do beneficiamento de resíduos da construção civil classe A. Em outros países nos quais os agregados reciclados já estão inseridos de forma significativa na construção civil, também há normas a fim de garantir o uso desse material de forma mais adequada. A Norma Britânica 6543 (1985) e a alemã RAL-RG 501/ 1 (1985) especificam a reciclagem de RCC para construção de rodovias e edificações (RAL, 1985; BS 6543, 1985).

Embora existam normas técnicas que orientem a utilização do agregado reciclado para determinados usos, como a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) e outras resoluções estaduais e municipais relacionadas ao geren-

ciamento de RCC, observa-se que a ausência de metas preestabelecidas em âmbito nacional dificulta a ampliação de práticas de reciclagem desse resíduo, diferentemente do que se vê em diversos países da União Europeia (BOHNENBERGER et al., 2018).

Em razão disso, faz-se necessária a implantação de tecnologias alternativas para minimizar os impactos ambientais, proporcionando o aumento da reciclagem e da reutilização desses resíduos e a destinação adequada dos rejeitos.

Diante do exposto, esta pesquisa visa apresentar soluções para o reaproveitamento dos resíduos da construção civil que podem ser implantadas em Orlandia-SP, com base na geração de RCC diária no município, podendo ser utilizadas como parâmetro em outros municípios de pequeno porte.

2 METODOLOGIA

As etapas de desenvolvimento deste estudo dividem-se em duas fases: a primeira engloba o levantamento quantitativo, a classificação e caracterização dos resíduos de construção civil de Orlandia-SP; e a segunda, à proposição de alternativas para a destinação do RCC.

2.1 Levantamento quantitativo, classificação e caracterização dos resíduos de construção e demolição do município de Orlandia-SP.

Esta etapa do estudo está dividida na caracterização qualitativa e quantitativa dos resíduos de construção civil gerados no município de Orlandia, utilizando a proposta apresentada por Marques Neto (2005).

2.1.1 Caracterização qualitativa do RCC gerado

O método adotado para caracterização qualitativa consistiu na separação e pesagem dos ma-

teriais oriundos de, pelo menos, três caçambas descartadas nos aterros municipais. Segundo o autor, a caracterização qualitativa dos RCC tem importante papel na definição de estratégias de reciclagem, como programas de coleta seletiva, dimensionamento das usinas de reciclagem de entulho etc. O método consistiu nas seguintes etapas:

1. Seleção de três caçambas de 3 m³, de origens diferentes, descartadas no depósito de três das empresas coletores de RCC no município;
2. Coleta de cinco amostras de 18 litros de cada caçamba;
3. União das cinco amostras em uma amostra de 90 litros por caçamba;
4. Separação dos componentes;
5. Peneiramento dos componentes menos graúdos. Peneiras utilizadas: Coro Telas malha 4, malha ¼” e Peneiras São Jorge, malha 40 (feijão) e 60 (arroz);
6. Medição de volume e massa;
7. Somatório das três caçambas, com total de 270 litros amostrados e considerados amostra representativa da composição dos RCC;
8. Cálculo da massa unitária;
9. Cálculo percentual da composição dos materiais contidos nos RCC.

Na caracterização quantitativa foram aplicados métodos que levaram à criação de indicadores da geração de RCC, por meio de três bases de dados: cálculo da geração de resíduo por meio das áreas licenciadas em 2017 e 2018; cálculo do movimento de cargas das empresas coletoras e cálculo do volume descartado no aterro em período de quatro meses.

2.1.2 Cálculo da geração de RCC pelo parâmetro das áreas licenciadas

A obtenção desse indicador foi realizada por meio de coleta de dados referentes às áreas licenciadas para a construção no município de Orlândia-SP, fornecidos pela Prefeitura Municipal.

Para a quantificação do volume e massa de RCC produzidos no município nas áreas legalizadas para construção, foram adotadas diretrizes como (Marques Neto, 2005):

1. Levantamento do total de áreas licenciadas no município nos últimos dois anos (janeiro de 2017 a dezembro de 2018), por meio dos Alvarás de Construção, Demolição e Legalização;
2. Levantamento de informações e dados referentes à geração de RCC em cinco obras com diferentes características no município;
3. Determinação de valores-padrão do volume gerado nessas obras em relação à sua área construída;
4. Cálculo do volume total produzido por meio da extrapolação dos índices padronizados volume/área das obras em relação às áreas totais licenciadas no município;
5. Cálculo da massa total produzida por meio da relação massa/volume obtida da massa unitária oriunda da composição dos RCC.

2.1.3 Cálculo da geração de RCC pelo movimento de cargas por agentes coletores

O cálculo do movimento de cargas por transportadores é um importante parâmetro na quantificação da geração dos resíduos de construção e demolição.

A obtenção de dados juntos a empresas coletoras e transportadoras de RCC foi baseada em entrevistas com aplicação de questionário, com as seguintes diretrizes:

1. Tipos de veículos e recipientes;
2. Número de caçambas/dia retirada das obras;
3. Número de caçambas/mês retirada das obras;
4. Avaliação da capacidade volumétrica das caçambas retiradas;
5. Percentagem de RCC removida de reformas, ampliações e demolições pelas empresas de caçambas e terraplanagem.
 - a. Com base nessas informações, foram estimados os seguintes itens:
6. Cálculo do volume total/mês por meio do número de caçambas retiradas das obras e pela sua capacidade volumétrica (considerando mês com 24 dias);
7. Cálculo da massa total/mês pelo movimento de cargas das empresas coletoras, por meio da relação volume/massa obtida da massa unitária oriunda da composição dos RCC.

2.1.4 Cálculo da geração de RCC pelo monitoramento das disposições no aterro

Para o cálculo do volume descartado na área disponibilizada no aterro, foi efetuado um levantamento *in loco*, durante quatro meses, por meio do monitoramento das disposições, com o seguinte roteiro:

1. Determinação do período de amostragem de quatro meses;
2. Levantamento dos volumes diariamente descartados, por meio da quantificação do número de caçambas e de seus volumes;
3. Cálculo do volume total/mês pela somatória dos volumes descartados diariamente;
4. Cálculo da massa total/mês pela relação volume/massa unitária obtida da massa unitária proveniente da composição dos RCC.

A relação entre as três bases de cálculo (itens 2.1.2, 2.1.3 e 2.1.4) pode fornecer a dimensão da provável geração de RCC do município e sua produção *per capita*.

2.2 Proposição de alternativas para a destinação do RCC

Esta etapa envolveu primeiramente uma revisão bibliográfica para verificar quais alternativas disponíveis que poderiam ser adotadas para a destinação correta dos resíduos gerados.

As soluções apresentadas para o município levando em consideração a taxa de geração de RCC priorizam a reciclagem enquanto alternativa economicamente atrativa e ambientalmente sustentável, que preserva recursos não-renováveis e possibilita a valorização de materiais nobres, destinando-os ao atendimento de demandas sociais urgentes.

Após a pesquisa, realizou-se a determinação dos investimentos, custos e despesas provenientes da implantação das soluções apresentadas. Foi realizado o levantamento dos valores dos equipamentos e serviços necessários junto aos fornecedores, empresas do ramo da construção e trabalhos desenvolvidos sobre o assunto, com o intuito de obter uma estimativa do custo de implantação das soluções.

Os custos foram levantados com base nas principais características técnicas e econômicas envolvidas para implantação, instalação e operacionalização do empreendimento.

Para a instalação da usina foram considerados os seguintes custos iniciais:

1. A compra e instalação de equipamentos;
2. A compra de balanças e máquinas;
3. Obras civis.

O custo com o terreno foi desconsiderado, já que o mesmo será doado pela prefeitura sob forma de concessão. O tamanho do terreno foi determinado com base na capacidade de produção da usina, conforme Jadovski (2006). Para determinar o custo dos equipamentos de britagem, foi realizado orçamento com três empresas, baseado na quantidade de resíduos classe A do município e nos equipamentos pré-definidos. Para determinar o custo da balança, também foram consultadas três empresas diferentes. Tanto para os equipamentos de britagem como para a balança, foi escolhido o orçamento de menor valor. Já o custo das pás carregadeira seminovas foi estabelecido com base em uma pesquisa em sites de anunciantes. Foi definido um preço médio baseado em máquinas de no máximo três anos de uso.

Em relação às obras civis, considerou-se necessária a construção de um muro ao redor da área, de uma guarita, de um escritório e de uma área de vivência com sanitários, vestiários e local para refeição e descanso. Para determinar os custos das obras civis, foi considerada a tabela do Sistema de Preços Custos e Índices (SINAPI) de 2021, por ser adotado por diversos órgãos e entidades da administração pública federal, para obter preços confiáveis para os orçamentos de obras públicas e serviços de engenharia, que futuramente balizarão os orçamentos de referência nas licitações (BRASIL, 2021).

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O município de Orlandia localiza-se na região norte do Estado de São Paulo e conta com uma população aproximada de 44.682 habitantes e área de 291,765 km². No município, o setor agroindustrial e o de comércio predominam na sua economia, e contam com PIB per capita de R\$ 19 681,29, IDH de 0,824 e taxa de alfabetização de 92,91%. A densidade demográfica é de 121,47 hab./km² (IBGE, 2021).

3.1 Composição dos RCC do município de Orlandia

A caracterização qualitativa é uma das etapas mais importantes para chegar a um diagnóstico da situação dos RCC em qualquer município.

A tipologia e o percentual dos materiais encontrados nos resíduos são um indicador fundamen-

tal na proposição de estratégias para o plano de gestão e gerenciamento, conforme proposto na Resolução CONAMA nº 307/2002 (BRASIL, 2002). A Tabela 1 apresenta as massas de cada material encontrado nos RCC das caçambas pesquisadas.

Tabela 1 - Massas dos materiais encontrados nos RCC

Materiais	Massa dos materiais (kg)			
	Caçamba 1 (90 litros)	Caçamba 2 (90 litros)	Caçamba 3 (90 litros)	Total (270 litros)
Concreto	36,7	12,5	79,5	128,7
Argamassa	14,4	40,4	-	44,8
Cerâmica	20,8	14,0	-	34,8
Areia/solo	22,9	22,3	11,8	57,0
Pedra	7,6	4,5	5,7	17,8
Cerâmica Polida	1,9	9	-	10,9
Madeira	0,5	2,4	-	2,9
Ferro	-	0,9	3,0	3,9
Plástico	-	0,2	1,3	1,5
Papel/Papelão	0,6	0,4	-	1,0
Total	105,4	96,6	101,3	303,3

A massa unitária dos RCC oriunda da relação massa/volume das amostras coletadas, em condições úmidas, em Orlandia a ser considerada para efeito das discussões deste trabalho, é de

1,12 t/m³. Cabe ressaltar que este valor é bem próximo ao encontrado por Moraes (2006) e Pinto (1999). A Fig. 1 apresenta a composição dos materiais contidos nos RCC.

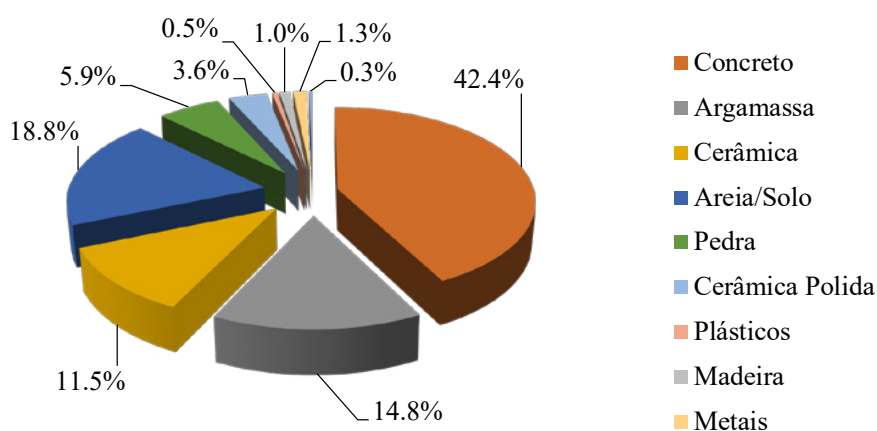


Figura 1 - Composição percentual dos RCC do município de Orlandia

De acordo com a Fig. 1 pode-se perceber a grande quantidade de resíduos Classe A presentes na composição dos resíduos do município, princi-

palmente de fração mineral. Essa característica mostra o grande potencial de reciclagem para o RCC gerado no município. Pode-se observar

que 72,3% do total caracterizado é composto de concreto, argamassa e cerâmica, ou seja, materiais potencialmente recicláveis sob a forma de agregados. Diversos pesquisadores realizaram a caracterização qualitativa dos RCC em outros municípios e constataram a predominância dos resíduos Classe A (ANDRADE; MARTINS, 2018; MARQUES NETO, 2005; SILVA, 2018).

3.2 Cálculo da geração de RCC pelo parâmetro das áreas licenciadas

Para quantificar a geração de RCC por áreas licenciadas, foram acompanhadas cinco obras

de diferentes áreas e usos, que iniciaram e finalizaram a intervenção dentro do período da pesquisa. Foram calculados os volumes totais de resíduos removidos durante suas execuções. O volume total produzido em Orlandia foi obtido relacionando os volumes produzidos nessas obras e suas áreas construídas (m²) com as áreas licenciadas na cidade, de acordo com a metodologia utilizada por Marques Neto (2005).

A Tabela 2 apresenta o resumo das características das obras, o número de caçambas coletadas durante a execução dos serviços e a dimensão da área que sofreu intervenção.

Tabela 2 - RCC retirado das obras analisadas no município de Orlandia

Construção	Obra	Tipo	Qtde. Caçambas	Área (m ²)
1	Reforma	Residencial	20	294,61
2	Construção	Residencial	1	54,00
3	Reforma	Residencial	7	202,10
4	Construção	Comercial	3	158,77
5	Construção	Residencial	4	187,43

Como todas as caçambas que foram utilizadas na coleta dos RCC possuem a capacidade de 3 m³, totalizam 105 m³ de caçambas retiradas das 5 obras estudadas. Considerando a massa unitária de 1,12 t/m³ obtida da caracterização qualitativa, obtemos a Massa de Entulho (ME) coletada:

$$ME = 105 \text{ m}^3 \times 1,12 \text{ t/m}^3 = 117,6 \text{ t.} = \mathbf{117.600 \text{ kg}}$$

Portanto, a Taxa de Geração (TG) de resíduos de construção para as cinco obras analisadas foi de:

$$TG = \frac{ME}{\text{ÁREA TOTAL}} = \frac{117.600}{896,91} = \mathbf{131,12 \text{ kg/m}^2}$$

Após quantificação e apuração dos resultados, foi obtida a taxa de geração média unitária (TG) de 131,12 kg/m², valor bem próximo a 137,02 kg/

m² obtido por Marques Neto (2005) para o município de São Carlos. Aplicando a taxa de geração de RCC às Áreas licenciadas no município de Orlandia nos anos de 2017 e 2018, obteve-se a produção média anual e diária de RCC do município, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Estimativa da geração total de RCC pelo parâmetro áreas licenciadas

	Orlandia		
	2017	2018	Média
Áreas totais licenciadas (m ²)	62.227,24	72.140,90	67.184,07
Taxa de geração de RCC (kg/m ²)	131,12	131,12	131,12
Geração de RCC (t/ano)	8.159,24	9.459,11	8.809,18
Geração de RCC (t/mês)	679,94	788,26	734,10
Geração de RCC (t/dia)	28,33	32,85	30,59

3.3 Cálculo da geração de RCC pelo movimento de cargas por agentes coletores

Os RCC gerados no Município são coletados por 5 empresas particulares de coleta. As empresas possuem caçambas metálicas estacionárias, todas com a capacidade de 3m³, e são removidas

por caminhões tipo poliguindaste. A Tabela 4 apresenta a quantificação da geração dos RCC por movimento de cargas, realizada por meio do levantamento do número de caçambas removidas diariamente pelas cinco empresas coletoras em 2017 e 2018.

Tabela 4 - Geração estimada de RCC por movimento de cargas das empresas coletoras

Orlândia			
Volume de entulho coletado pelas empresas (m ³ /mês)	Volume de entulho coletado pelas empresas (m ³ /dia)	Massa de entulho coletado pelas empresas (t/mês)	Massa de entulho coletado pelas empresas (t/dia)
1.440	60,00	1.613	67,20

3.4 Cálculo da geração de RCC pelo monitoramento das disposições no aterro

O movimento de caçambas das empresas coletoras foi analisado por um período de quatro meses, que pode ser considerado significativo na quantificação de geração de RCC do município

por representar 33,33% de um ano. Durante o período de amostragem, as empresas de caçambas descartaram 6.420,87 m³ no aterro, portanto, 55,39 m³/dia. Considerando a massa específica do resíduo como 1,12 t/m³, a quantidade descartada foi de 62,04 t/dia (Tabela 5).

Tabela 5 - Estimativa da geração total de RCC pelo volume descartado no aterro

Meses	Volume (m ³)	Dias de coleta e descarte	Geração de RCC (m ³ /dia)	Geração de RCC (t/dia)
Set/2018	1303	23	56,64	63,43
Out/2018	1288	24	53,68	60,12
Nov/2018	1326	23	57,64	64,55
Dez/2018	1287	24	53,62	60,05
Média	1301	24	55,39	62,04

A Tabela 6 apresenta a geração total dada pela média aritmética da soma das gerações calculadas pelos três parâmetros analisados.

Tabela 6 - Estimativa da geração per capita do município de Orlândia

Parâmetros	Orlândia		
	Geração total de RCC (t/dia)	População 2018	Geração per capita (kg/hab x dia)
Áreas licenciadas	30,59	43.754	0,70
Movimento de cargas	67,20	43.754	1,54
Disposição no aterro	59,89	43.754	1,37
Média	52,56	43.754	1,20

O resultado final para a geração pelo parâmetro do monitoramento das disposições no aterro foi obtido por meio da média aritmética do período

analisado, o que resultou em uma geração de 59,89 t/dia. Quando comparado com o valor obtido por meio do cálculo da geração pelo mo-

vimento de carga dos agentes coletores de 67,20 t/dia, observa-se uma diferença de valores. O valor um pouco mais elevado da geração calculada pelo movimento de carga dos coletores pode ser explicado em razão dos descartes irregulares em terrenos vazios de áreas periféricas do município, o que resulta no menor volume de RCC que chega ao aterro.

A geração baseada no parâmetro das áreas licenciadas do município foi calculada com base nas possíveis massas que serão geradas a partir das áreas licenciadas de obras novas, demolições e inclusões, o que resultou numa geração de 30,59 t/dia, valor próximo ao encontrado em outros estudos realizados em municípios de pequeno porte do Estado de São Paulo, como os de Guaíra (36,76 t/dia) e Bebedouro (41,80 t/dia) (ANDRADE; MARTINS, 2018; MARQUES NETO, 2005; SILVA, 2018).

Esse indicador apresenta um valor inferior quando comparado com os outros dois indicadores obtidos por meio do movimento de carga dos agentes coletores e o das disposições no aterro. Isso se deve ao fato de o indicador das áreas licenciadas não contemplar na sua apuração a totalidade de obras do município. Pequenas construções, reformas e outras obras que não são levadas para aprovação junto aos órgãos municipais são as causas dessa diferença.

De acordo com pesquisa realizada junto à Prefeitura, o município de Orlandia não possui conhecimento sobre a quantidade de obras que não são legalizadas no município. A Associação de Engenharia de Orlandia estima que a porcentagem de obras irregulares seja em torno de 40%. Essa porcentagem eleva a geração de RCC calculado nas áreas licenciadas de 30,59 t/dia para 42,83 t/dia, valor mais próximo ao calculado pelos outros dois parâmetros, mas ainda inferior a eles, o que pode indicar que a porcentagem de obras irregulares no município seja maior.

O indicador calculado pelo parâmetro movimento de carga nem sempre consegue reproduzir com precisão a real geração do município, visto que a responsabilidade das informações utilizadas como base de cálculo é das empresas coletoras, e estas não são baseadas em dados seguros, como documentos e planilhas.

Já o cálculo do volume descartado no aterro autorizado pelas empresas coletoras é o que fornece indicadores mais confiáveis e reais da geração de RCC da cidade, visto que esta foi baseada no levantamento de dados *in loco*, com confirmação do Controle de Transporte de Resíduo (CTR) entregues nesses destinos. Porém esse indicador apresenta uma desvantagem por não quantificar os RCC que são descartados irregularmente em locais inadequados.

3.5 Proposição de soluções para o RCC de municípios de pequeno porte

Seguindo o que é preconizado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), foram propostas soluções para o manejo ambientalmente correto dos RCC visando à reutilização, redução e reaproveitamento desses materiais por meio de alternativas ambientalmente corretas para sua destinação.

3.5.1 Usina de reciclagem de RCC

As usinas recicladoras de resíduo de construção classe A, ou fração mineral, devem ser projetadas, implantadas e operadas de acordo com diretrizes contidas na norma técnica ABNT NBR 15114:2004 (Resíduos sólidos da Construção civil - Áreas de reciclagem - Diretrizes para projeto, implantação e operação).

As usinas operam basicamente com equipamentos de britagem, para diminuição e classificação das dimensões dos agregados.

Foi proposta a implantação de uma usina de planta fixa, que é aquela instalada em locais definitivos. Por permitir a utilização de equipamentos maiores e mais potentes, essa tipologia de planta possibilita a obtenção de agregados com melhor qualidade, porém sua maior desvantagem são os grandes investimentos necessários para sua instalação.

Os investimentos necessários para a implantação da usina de reciclagem de RCC são: aquisição de equipamentos (britador, esteiras, peneiras, calhas vibratórias, entre outros); aquisição de veículos; aquisição do terreno; obras civis (terraplanagem, administração, guarita, barreira vegetal e obras de contenção); e capital de giro próprio (JADOVSKI; MASUERO, 2006).

Foram estimados os custos para instalação de uma usina de reciclagem de entulho no município de Orlândia com capacidade de produção em torno de 10 toneladas por hora, capacidade mínima de usinas projetadas dentre os fornecedores pesquisados.

As obras civis referem-se à terraplanagem, ao cercamento, à execução das construções, aos sistemas sanitário, hidráulico e elétrico. Segundo Jadovski (2006), a área requerida para instalação da usina é de 5.000m².

Para estimativa dos custos da implantação da usina, partiu-se da hipótese de que a mesma será instalada em um terreno da prefeitura, não havendo custo de aquisição do terreno.

Foi realizada uma pesquisa comparando os valores das tecnologias disponíveis no mercado nacional para usinas de reciclagem de RCC. A pro-

posta escolhida foi aquela com a capacidade que mais se aproximou da quantidade de RCC gerada no município, e a com menor valor.

A capacidade da usina escolhida foi de 10 t/h. O equipamento para instalação da usina com essa capacidade foi de R\$ 483.000,00.

As máquinas e veículos necessários em uma usina de reciclagem de RCC são retroescavadeira ou pá carregadeira, conforme a capacidade da usina, e caminhão basculante. Para aquisição desses veículos, os custos são: R\$ 180.000,00 para retroescavadeira e R\$ 195.000,00 para caminhão basculante, conforme pesquisa realizada com fabricantes desses equipamentos.

Embora a área de instalação da usina seja considerada neste trabalho como sendo oferecida pela Prefeitura, devem-se desenvolver alguns trabalhos de infraestrutura e edificações. A estimativa de custos para as obras civis necessárias foi de R\$ 349.855,42. O orçamento foi elaborado por uma construtora com sede no município de Orlândia, utilizando como base para o cálculo de custos a tabela do Sistema de Preços Custos e Índice, conforme apresentado na Tabela 7 (BRASIL, 2021).

Desta forma, todo o custo de instalação da usina ficou em R\$ 1.255.855,42, sendo este, o investimento inicial de implantação do empreendimento. A Tabela 8 apresenta de forma resumida os custos para a implantação da usina de reciclagem de RCC com capacidade de 10t/h. Os equipamentos cotados foram escolhidos de acordo com a capacidade da usina e seguindo recomendação dos fornecedores consultados.

Tabela 7 - Detalhamento orçamentário das obras necessárias para implantação de uma Usina de Reciclagem de RCC

Item	Descrição do serviço	Un.	Qtde.	Unitário	Total
1	TERRAPLANAGEM	23	56,64	63,43	
1.1	Execução de limpeza de terreno	m ²	5000	R\$ 3,54	R\$ 17.700,00
1.2	Execução de terraplanagem com compensação	m ²	5000	R\$ 11,82	R\$ 59.100,00
2	IMPLANTAÇÕES	24	53,62	60,05	
2.1	Fechamento em cerca de alambrado com postes de concreto, três fios de arame farpado e tela trançada malha de 2" e altura de 2m	m	280	R\$ 157,09	R\$ 43.985,20
2.2	Portão em tubo galvanizado de diâmetro 2" em uma folha de correr com 3,50 metros de comprimento e 1,80 metros de altura.	un.	1	R\$ 2.500,00	R\$ 2.500,00
2.3	Sistema de abastecimento de água	conj.	1	R\$ 20.200,00	R\$ 20.200,00
2.4	Entrada de energia elétrica em alta tensão, padrão CPFL	conj	1	R\$ 21.590,00	R\$ 21.590,00
2.5	Cabos alimentadores	m	1120	R\$ 25,70	R\$ 28.784,00
3	EDIFICAÇÕES				
3.1	Escritório em alvenaria de tijolo comum revestido e pintado em látex sem massa corrida, cobertura em telha cerâmica e madeira, piso em cerâmica, esquadrias metálicas, tubulações elétricas e hidráulicas externas.	m ²	50	R\$ 1.140,32	R\$ 57.016,00
3.2	Instalações para refeitório, sanitário, vestiário em alvenaria revestida e pintada em látex e barrado impermeável, cobertura em telha cerâmica e madeira, piso em cimentado pintado, esquadrias metálicas, tubulações elétricas e hidráulicas externas.	m ²	50	R\$ 589,85	R\$ 29.492,50
3.3	Instalações para almoxarifado, em alvenaria sem revestimento e pintura à cal, cobertura em telha cerâmica e madeira, piso em cimento queimado rústico, esquadrias metálicas, tubulações elétr. externas.	m ²	60	R\$ 947,43	R\$ 56.845,80
3.4	Instalações para guarita em alvenaria revestida e pintada em látex e barrado impermeável, cobertura em telha cerâmica e madeira, piso em cimentado pintado, esquadrias metálicas, tubulações eletr. e hydr. externas.	m ²	6	R\$ 1.140,32	R\$ 6.841,92
4	INFRAESTRUTURA PARA EQUIPAMENTOS				
4.1	Execução de bases em concreto armado fck=180kgf/cm ² , fundação 4 estacas de concreto armado (prof. 3m), volume de 3,5m ³	un.	4	R\$ 1.450,00	R\$ 5.800,00
TOTAL (R\$)					R\$ 349.855,42

Tabela 8 - Custos da implantação da Usina de reciclagem de RCC

Itens pesquisados	Custos
Obras civis e terraplanagem	R\$ 349.855,42
Unidade Recicladora 10t/h	R\$ 483.000,00
Balança rodoviária 40 t	R\$ 48.000,00
Retroescavadeira	R\$ 180.000,00
Caminhão Basculante	R\$ 195.000,00
Total (sem terreno) (em R\$)	R\$ 1.255.855,42

3.5.2 Ecoponto

O Ecoponto é uma área de transbordo e triagem de pequeno porte, destinada à entrega voluntária de pequenas quantidades de resíduos de construção civil, resíduos volumosos e resíduos de coleta seletiva.

Para o município de Orlândia, serão propostos dois ecopontos de entrega voluntária de peque-

nos volumes de entulho (até 1 m³) com área de 500m² cada. O projeto foi desenvolvido em um terreno padrão de 20x25m (500m²), seguindo a norma ABNT NBR 15112:2004 (Resíduos da construção civil e resíduos volumosos - Áreas de transbordo e triagem - Diretrizes para projeto, implantação e operação). A estimativa de capacidade de processamento de RCC para cada ecoponto é de 36 m³/dia, tendo como base outros ecopontos de mesmas dimensões em operação em outros municípios.

O valor do investimento necessário para cada ecoponto, segundo a pesquisa, é de R\$ 75.943,59 para cada um dos ecopontos, conforme apresentado na Tabela 9. Os possíveis pontos de implantação do ecoponto são em terrenos da Prefeitura, por isso não foram considerados no cálculo realizado.

Tabela 9 - Detalhamento orçamentário das obras necessárias para implantação de ecoponto

Item	Descrição do serviço	Un.	Qtde.	Unitário	Total
1	TERRAPLANAGEM				
1.1	Execução de limpeza de terreno	m ²	600	R\$ 3,54	R\$ 2.124,00
1.2	Execução de terraplanagem com compensação	m ²	600	R\$ 11,82	R\$ 7.092,00
2	IMPLANTAÇÕES				
2.1	Piso e contrapiso concreto 5cm	m ²	229	R\$ 62,83	R\$ 14.388,07
2.3	Pavimentação em pedrisco, espessura 5cm Piso Pedra	m ²	265	R\$ 6,70	R\$ 1.775,50
2.4	Portão em tudo galvanizado de diâmetro 2" em duas folhas com 2,00 metros de comprimento cada e 1,80 metros de altura.	un.	1	R\$ 2.500,00	R\$ 2.500,00
2.5	Fechamento em cerca de alambrado com postes de concreto, três fios de arame farpado e tela trançada malha de 2" e altura de 2m	m	86	R\$ 157,09	R\$ 13.509,74
3	EDIFICAÇÕES				
3.1	Instalações para guarita em alvenaria revestida e pintada em látex e barrado impermeável, cobertura em telha cerâmica e madeira, piso em cimentado pintado, esquadrias metálicas, tubulações elet. e hidr. externas.	m ²	14	R\$ 1.140,32	R\$ 15.964,48
4	EQUIPAMENTOS				
4.1	Caçamba estacionária 5m ³	un.	4	R\$ 4.200,00	R\$ 16.800,00
4.2	Lixeira seletiva 100litros em plástico PP corrugado	un.	1	R\$ 890,00	R\$ 890,00
4.3	Placa de identificação do Ecoponto	un.	1	R\$ 490,00	R\$ 490,00
4.4	Murta de cerca viva com 1,5m	un.	10	R\$ 40,98	R\$ 409,80
TOTAL (R\$)					R\$ 75.943,59

3.5.3 Área de Transbordo e Triagem

Com o intuito de segregar o RCC e dar-lhe a destinação correta, é proposta a implantação de uma Área de Transbordo e Triagem (ATT).

Os volumes armazenados nos ecopontos são posteriormente encaminhados para as áreas de transbordo e triagem, que também recebem os volumes dos grandes geradores, para reciclagem e/ou beneficiamento.

A proposta é a instalação de uma unidade, em área de propriedade da Prefeitura, de uma unidade com cerca de 1.100m², composta por área deposição para resíduos Classe A, B e volumosos, área de triagem, escritório, banheiro e vestiário. Também será necessário realizar a aquisição de uma retroescavadeira para realizar a movimentação do resíduo. A previsão de movimentação para uma ATT desse porte é entre 40 e 60 m³/dia.

O custo estimado das instalações da ATT no município de Orândia foi de R\$ 269.236,34 (Tabela 10).

De acordo com os resultados apresentados, os custos levantados para a implantação de uma usina de reciclagem com capacidade de processamento de 10 t/h foram de R\$ 1.255.855,42. Já a implantação de ecopontos e área de transbordo e triagem mostraram ser uma opção de baixo investimento para se realizar a separação e a destinação correta dos RCC (R\$ 75.943,59 e R\$ 269.236,34 respectivamente). Além disso, tais soluções implantadas podem gerar lucro para o município a partir da cobrança pela recepção, venda de reusáveis, recicláveis e do material processado. Ao estabelecer preços menores para resíduos já triados, o município também estaria incentivando os geradores a praticarem a triagem no próprio canteiro de obras.

Tabela 10 - Detalhamento orçamentário das obras necessárias para implantação de ATT

Item	Descrição do serviço	Un.	Qtde.	Unitário	Total
1	TERRAPLANAGEM				
1.1	Execução de limpeza de terreno	m ²	1100	R\$ 3,54	R\$ 3.894,00
1.2	Execução de terraplanagem com compensação	m ²	1100	R\$ 11,82	R\$ 13.002,00
2	IMPLANTAÇÕES				
2.1	Piso e Contrapiso concreto	m ²	370	R\$ 62,83	R\$ 23.247,10
2.3	Portão em tudo galvanizado de diâmetro 2" em duas folhas com 2,00 metros de comprimento cada e 1,80 metros de altura.	un.	1	R\$ 2.500,00	R\$ 2.500,00
2.4	Fechamento em cerca de alambrado com postes de concreto, três fios de arame farpado e tela trançada malha de 2" e altura de 2m	m	128	R\$ 157,09	R\$ 20.107,52
2.5	Instalações para escritório, sanitário e vestiário em alvenaria revestida e pintada em látex e barrado impermeável, cobertura em telha cerâmica e madeira, piso em cimentado pintado, esquadrias metálicas, tubulações elétricas e hidráulicas externas.	m ²	21	R\$ 1.140,32	R\$ 23.946,72
3	EQUIPAMENTOS				
3.1	Placa de identificação do ATT	un.	1	R\$ 490,00	R\$ 490,00
3.2	Retroescavadeira	un.	1	R\$ 180.000,00	R\$ 180.000,00
3.2	Murta de cerca viva com 1,5m	un.	50	R\$ 40,98	R\$ 2.049,00
TOTAL (R\$)					R\$ 75.943,59

4 CONCLUSÕES

Orlândia como a maioria dos pequenos municípios brasileiros, ainda não maneja seu resíduo da construção, de acordo com as diretrizes que preconiza a Resolução CONAMA nº 307/2002.

O município não possui área licenciada para disposição final dos RCC e os serviços de coleta e transporte dos RCC são realizados por empresas terceirizadas e encaminhadas ao aterro da cidade de Franca. Grande parte dos problemas causadores da ineficiência na gestão dos RCC nos pequenos municípios é devida à falta de infraestrutura básica que consiga criar condições mínimas para a gestão dos RCC.

Pela caracterização quantitativa e análise do setor da construção civil do município de Orlândia pode-se constatar uma geração per capita de 1,20 kg/hab x dia, sendo que a maior parte desses resíduos pertencem à classe A, de acordo com a Resolução CONAMA nº 307/2002, como constatou a análise estatística da caracterização do RCC, o que garante aos resíduos grande potencialidade na reutilização, reciclagem e reaproveitamento dos mesmos.

Uma alternativa para uma destinação desses RCC é a sua reciclagem, que apresenta grandes

benefícios financeiros, sociais e ambientais ao município.

A usina de reciclagem fixa ou móvel foi uma das propostas neste estudo como possível solução para disposição irregular de RCC, possibilitando um maior controle sobre a geração e destinação desse tipo de resíduo no município, além de gerar renda agregando valor comercial ao resíduo. Em relação ao custo total de implantação da usina estudada, foi verificado que o maior percentual de investimento deverá ser destinado à aquisição dos maquinários necessários em geral, como britador, correia, balança etc.

A implantação de pontos de entrega voluntária e uma área de transbordo e triagem (ATT) gera conexões eficazes para uma gestão adequada de resíduo de construção civil, aliada a um baixo custo para sua implantação, contornando a falta de verba existentes nesses pequenos municípios, reduzindo deposições irregulares e a quantidade de RCC aterrado.

Tendo em vista a inevitável geração dos Resíduos de Construção Civil, a implantação de um sistema de gestão é importante no sentido de superar os cenários de degradação do meio ambiente e da utilização descontrolada de recursos naturais que deveriam ser preservados.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Gonçalves GHV e Marques Neto JC; **Metodologia:** Gonçalves GHV e Marques Neto JC; **Investigação:** Gonçalves GHV e Marques Neto JC; **Redação e Primeira versão:** Gonçalves GHV; **Redação e Revisão & Edição:** Gonçalves GHV, Rocha LBG e Marques Neto JC; **Supervisão:** Marques Neto JC.

6 REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15116: **Agregados reciclados para uso em argamassas e concretos de cimento Portland - Requisitos e métodos de ensaios.** 16 p. Associação de Normas Técnicas: Rio de Janeiro, 2021.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15.112: **Resíduos da construção civil e resíduos volumosos - área de transbordo e triagem - diretrizes para projetos, implantação e operação.** 7 p. Associação de Normas Técnicas: Rio de Janeiro, 2004.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15.114: **Resíduos da construção civil - Áreas de reciclagem - Diretrizes para projeto, implantação e operação.** 7 p. Associação de Normas Técnicas: Rio de Janeiro, 2004.

ANDRADE, A. S.; MARTINS, G. S. **Análise dos Resíduos da Construção Civil no Município de Guairá SP.** 2018. 21 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil), Centro Universitário Unifafibe, Bebedouro, 2018.

BARRITT, J. An overview on recycling and waste in construction. **Proceedings of Institution of Civil Engineers: Construction Materials**, Vol.169(2), pp.49-53, 2016. <https://doi.org/10.1680/coma.15.00006>

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2 ago. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). **Resolução nº 307**, de 05 de julho de 2002. Dispõe sobre a gestão de resíduos da construção civil. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2002.

BRASIL. Caixa Econômica Federal - CEF. Ministério da Fazenda. **SINAPI: Custos de composição Analítico - SINAPI.** Caixa, 2021. Brasília, DF. Disponível em: <https://www.caixa.gov.br/Downloads/sinapi-a-partir-jul-2009-sp/SINAPI_ref_Insumos_Composicoes_SP_2021_01a04_Retificacao01.zip>. Acesso em: 30 nov. 2021.

BRITISH STANDARDS INSTITUTION. BS 6543 - **Guide to use of industrial by-products and waste materials in building and civil engineering.** 1985.

BOHNENBERGER, J. C.; PIMENTA, J. F. de P.; ABREU, M. V. S.; COMINI, U. B. CALIJURI, M. L.; MORAES, A. P. de; PEREIRA, I. da S. Identificação de áreas para implantação de usina de reciclagem de resíduos da construção e demolição com uso de análise multicritério. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, vol.18 n.1 Porto Alegre Jan./Mar. 2018. <https://doi.org/10.1590/s1678-86212018000100222>

CHEN, Q.; ZHANG, Q.; QI, C.; FOURIE, A.; XIAO, C. Recycling phosphogypsum and construction demolition waste for cemented paste backfill and its environmental impact. **Journal of Cleaner Production**. 186, 418e429, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.131>

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Orlândia-SP.** 2021. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/orlandia/panorama> >. Acesso em: 30 nov. 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2020.** Rio de Janeiro: IBGE, 2020.

JADOVSKI, I., MASUERO, A. **Estudo dos custos de implantação, operação, e manutenção de usinas de reciclagem de resíduos de construção e demolição.** 2006. ENTAC 2006 - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2006.

MARQUES NETO, J. C. **Gestão dos resíduos de construção e demolição no Brasil.** São Carlos: RIMA, 2005. 162p.

RAHIMI, M.; GHEZAVATI, V. Sustainable multi-period reverse logistics network design and planning under uncertainty utilizing conditional value at risk (CVaR) for recycling construction and demolition waste. **Journal of Cleaner Production**, Vol.172, pp.1567-1581, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.240>

RAL-RG 501/ 1, 1985: **Recycling Baustoffe fur den Strassenbau**, Deutsches Institut fur Gütesicherung und Kennzeichnung, BOM.

ROSADO, L.P; PENTEADO, C.S.G. Uso de metodologia participativa na elaboração de Plano Municipal de Gestão de Resíduos da Construção Civil. **Revista DAE**, v. 66, n. 211, p. 20 -34, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.011>

SIEFFERT, Y.; HUYGEN, J. M.; DAUDON, D. Sustainable construction with repurposed materials in the context of a civil engineering-architecture collaboration. **Journal of Cleaner Production**, Vol.67, pp.125-138, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.018>

SILVA, L. P. **Análise e Caracterização da Gestão dos Resíduos da Construção Civil no Município de Ribeirão Preto-SP.** 2018. 176 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2018.

TAVIRA, J.; JIMENEZ, J. R.; CARVALHO, M. T.; EVANGELISTA, L., DE BRITO, J. Recycling screening waste and recycled mixed aggregates from construction and demolition waste in paved bike lanes. **Journal of Cleaner Production**, 190, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.128>

O estado da arte sobre escoamentos em quedas sucessivas em canais com o fundo em degraus

The state-of-the-art on nappe flow in stepped chutes

• **Data de entrada:**
07/12/2021


• **Data de aprovação:**
04/01/2022


Thaise Ithana de Souza França¹ | André Luiz Andrade Simões^{1*} | Luciano Matos Queiroz¹ | Iran Eduardo Lima Neto² | Harry Edmar Schulz³ | Rodrigo de Melo Porto⁴

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.008>


ORCID ID


França TIS  <https://orcid.org/0000-0003-0866-0524>

Simões ALA  <https://orcid.org/0000-0001-7784-3290>

Queiroz LM  <https://orcid.org/0000-0001-8390-1274>

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

Schulz HE  <https://orcid.org/0000-0002-2827-0112>

Porto RM  <https://orcid.org/0000-0003-4862-1810>

Resumo

Apresenta-se uma revisão da literatura sobre os escoamentos em quedas sucessivas, assim como a respeito de escoamentos sobre um degrau. Foram analisadas metodologias para a previsão do alcance do jato, alturas características dos escoamentos, energia dissipada e eficiência de reoxigenação. As equações foram comparadas entre si e com dados experimentais, fornecendo informações sobre desvios, concordâncias, divergências e lacunas de conhecimento devido à falta de dados. Concluiu-se não haver concordância entre as metodologias para o cálculo da energia dissipada por um degrau e para o alcance do jato. Para mais de um degrau, não há consenso sobre a previsão da ocorrência do regime estudado e seus sub-regimes. Há lacunas sobre o cálculo da energia dissipada e poucos estudos sobre a reaeração. Tais lacunas e potenciais avanços sobre o tema conduziram, no presente trabalho, à proposição de uma equação para a energia dissipada e uma equação para o cálculo da eficiência da reaeração.

Palavras-chave: Canal em degraus. Quedas sucessivas. Vertedor em degraus.

Abstract

A literature review is presented on nappe flows, as well as on flows over one step. Methods for predicting jet lengths, characteristic flow depths, energy dissipation and reaeration efficiency were analyzed. The equations were compared between each other and with experimental data, providing information about differences, agreements, divergences, and knowledge gaps due to lack of data. It was concluded that there is no agreement between the methodologies for calculating the energy dissipated by one step and for the jet length. For more than one step, there is no consensus on the prediction of the occurrence of the studied regime and its sub-regimes. There are gaps in the calculation of dissipated energy and few studies on re-aeration. Such gaps and potential advances on the subject led, in the present work, to the proposition of an equation for the dissipated energy and an equation for the calculation of the re-aeration efficiency.

Keywords: *Nappe flow. Stepped chute. Stepped spillways.*

¹ Universidade Federal da Bahia - Salvador - Bahia - Brasil.

² Universidade Federal do Ceará - Fortaleza - Ceará - Brasil.

³ Hydro-Engineering Solutions - Auburn - Alabama - Estados Unidos.

⁴ Universidade de São Paulo - São Carlos - São Paulo - Brasil.

* **Autor correspondente:** andre.simoese@ufba.br.

1 INTRODUÇÃO

Os escoamentos em quedas sucessivas em canais com o fundo em degraus ou com apenas um degrau têm sido estudados há pelo menos oitenta e cinco anos, desde a publicação do trabalho de Rouse (1936). Antes desta data há algumas informações dispersas, como um esboço de Leonardo da Vinci (RICHTER, 1883, p.236), que retrata as quedas sucessivas, e fotografias de uma antiga barragem em Arkanania, na Grécia (KNAUSS, 1995; CHANSON, 2002). Entre 1960 e 1961 o Concreto Compactado a Rolo - CCR foi empregado pela primeira vez como parte do núcleo de uma barragem em Taiwan (ANDRIOLO, 1998). Desde então, devido à relativa facilidade de construção dos degraus como consequência do uso do CCR, uma vez que o mesmo é empregado em camadas, intensificou-se o interesse científico sobre os escoamentos em canais com o fundo em degraus.

As barragens construídas em CCR são projetadas com diferentes inclinações do paramento de jusante, havendo uma predominância de inclinações elevadas, como 1V:0,75H e 1V:0,80H, por exemplo. Essa condição, para as vazões de projeto, implica na ocorrência de um regime de escoamento denominado como deslizante sobre turbilhões, ou *skimming flow*, razão pela qual a maior parte dos estudos se concentrou na busca de dados e elaboração de metodologias sobre esse regime. Tal abordagem direcionada ao regime deslizante sobre turbilhões deixou lacunas no conhecimento sobre o regime de quedas sucessivas que impactam diretamente os projetos de barragens menos íngremes submetidas a esse regime e canais em degraus empregados em sistemas de drenagem, entre outras aplicações, que frequentemente operam em quedas sucessivas.

2 OBJETIVOS

O presente trabalho tem como objetivo geral apresentar uma revisão da literatura sobre os es-

coamentos em quedas sucessivas de tal maneira que seja possível expor o estado da arte sobre o tema, lacunas e desafios científicos. Os objetivos específicos são: (1) identificar e comparar equações desenvolvidas para o cálculo de grandezas características de escoamentos sobre um degrau; (2) calcular os desvios entre equações destinadas ao cálculo da energia dissipada por um degrau, incluindo a comparação com dados experimentais disponíveis na literatura; (3) identificar e comparar diferentes equações propostas para a determinação da ocorrência do escoamento em quedas sucessivas e os seus sub-regimes; (4) identificar equacionamentos propostos para a determinação da vazão de ar abaixo do jato em escoamentos em quedas sucessivas; (5) comparar metodologias disponíveis na literatura para o cálculo da perda de carga em cada um dos três sub-regimes de escoamentos em quedas sucessivas, incluindo a comparação com dados experimentais; (6) propor uma equação empírica para a previsão da energia dissipada em regime de quedas sucessivas sem formação de ressalto hidráulico; (7) comparar dados e metodologias disponíveis na literatura para a previsão da reaeração superficial do escoamento em quedas sucessivas; (8) propor uma equação empírica adimensional para a previsão da eficiência da reaeração.

3 METODOLOGIA

A elaboração deste trabalho fez uso de artigos, teses, dissertações e outros documentos nacionais e internacionais. A análise dos mesmos inclui uma abordagem qualitativa capaz de identificar metodologias empíricas e suas características, assim como as abordagens teóricas empregadas pelos diferentes autores. Como parte fundamental da análise crítica necessária à revisão da literatura, realizaram-se comparações entre metodologias propostas para a análise e dimensionamento de vertedores e canais em degraus submetidos ao regime de quedas sucessivas. A

seleção dos trabalhos analisados foi conseguida a partir de pesquisas em bibliotecas digitais de teses e dissertações hospedadas nos sites de universidades nacionais e internacionais, sites de periódicos, anais de eventos técnicos e científicos, publicações impressas e comunicações pessoais com autores de estudos publicados. Como parte do estudo, a identificação de algumas lacunas conduziu à proposição de duas equações empíricas baseadas em dados experimentais de diferentes autores. Os cálculos foram realizados empregando regressão não linear.

4 REVISÃO DA LITERATURA

4.1 Escoamento sobre um degrau

Os escoamentos em quedas sucessivas ocorrem em canais em degraus utilizados em drenagem urbana e em taludes de rodovias, em alguns vertedores de barragens com degraus de grandes dimensões ou inclinações reduzidas, em estruturas da arquitetura decorativa, em escadarias utilizadas por pedestres em bairros situados em encostas, conhecidas como escadarias drenan-

tes, e em sistemas de transposição de peixes. Como pode ser visto em descrições de alguns autores, incluindo desenhos elaborados por Leonardo da Vinci (VINCI, 1828; RICHTER, 1883), o escoamento sobre um degrau ocorre com a queda livre de um jato cuja parte inferior permanece em contato com o ar à pressão atmosférica, jato este que mergulha no volume de água presente no piso do degrau seguinte, dividindo-se em uma parte que fica abaixo jato e uma parte que segue para jusante.

Estudos sistemáticos sobre escoamentos em quedas sucessivas ou sobre apenas um degrau têm sido realizados desde Rouse (1936), que apresentou a relação entre a altura crítica, h_c , e a altura de escoamento na extremidade do degrau, h_b , de acordo com a Eq. 1.

$$h_b = 0,715h_c \quad (1)$$

em que h_b é a altura de escoamento, perpendicular ao fundo, na extremidade do degrau conforme a Fig. 1; h_c é a altura crítica para canais retangulares, cuja definição é $h_c = (q^2/g)^{1/3}$, sendo q a vazão específica e g a aceleração devido à gravidade.

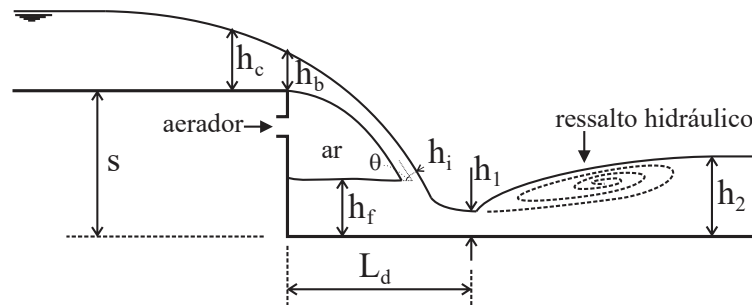


Figura 1 - Escoamento sobre um degrau: definições.

Moore (1943) estudou as características do escoamento sobre um degrau empregando dois modelos físicos com 0,28 m de largura, degraus com

alturas de 0,15 m e 0,46 m e vazões iguais a 1,72 L/s e 3,13 L/s. O referido autor mediu h_b , h_1 , h_2 e h_p alturas de escoamento definidas na Fig. 1.

White (1943), em uma discussão sobre o artigo de Moore (1943), propôs a Eq. 2, originada a partir das equações de conservação de massa e quantidade de movimento para o cálculo de h_1/h_c em função de s/h_c , em que s = altura do degrau. Craya (1948) propôs uma solução analítica que relaciona h_b com h_c por meio da Eq. 3.

$$\frac{h_1}{h_c} = \frac{\sqrt{2}}{\frac{1,5}{\sqrt{2}} + \sqrt{\frac{s}{h_c} + \frac{3}{2}}} \quad (2)$$

$$h_b = 0,65h_c \quad (3)$$

Rand (1955) realizou experimentos sobre o escoamento em um degrau e utilizou os seus resultados em conjunto com os de Moore (1943) com o objetivo de propor uma metodologia de projeto a partir das Eq. 4 a 7 para o cálculo das grandezas descritas na Fig. 1, sendo válidas desde que $0,045 < h_c/s < 1$.

$$\frac{h_1}{s} = 0,54 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{1,275} \quad (4)$$

$$\frac{h_2}{s} = 1,66 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{0,81} \quad (5)$$

$$\frac{h_f}{s} = \left(\frac{h_c}{s}\right)^{0,66} \quad (6)$$

$$\frac{L_d}{s} = 4,30 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{0,81} \quad (7)$$

Mais tarde, Bauer e Graf (1971) apresentaram a Eq. 8 como resultado de estudos experimentais realizados em um modelo com 0,46 m de largura e $h_c < 0,124$ m. Kraijenhoff e Dommerholt (1977) obtiveram a equação 9 como resultado de um estudo experimental realizado em um modelo com largura de 0,50 m e $0,021 \text{ m} < h_c < 0,068$ m.

$$h_b = 0,781h_c \quad (8)$$

$$h_b = 0,714h_c \quad (9)$$

Gill (1979) adotou simplificações diferentes das de White (1943) ao formular o problema com as leis físicas, tendo com isso obtido melhor ajuste entre teoria e experimentação. Gill (1979) também constatou experimentalmente que a relação h_b/h_c depende da largura do canal, podendo assumir valores no intervalo $0,72 < h_b/h_c < 0,93$. Como resultado de seu trabalho, foi proposta a Eq. 10, válida para $0,075 < h_c/s < 0,45$.

$$\frac{h_f}{s} = 1,067 \left(\frac{h_c}{s} - 0,0016\right)^{0,697} \quad (10)$$

Ferro (1992), com dados experimentais obtidos em um modelo com $0,15 < h_c/s < 0,93$, apresentou a Eq. 11.

$$h_b = 0,76h_c \quad (11)$$

Rajaratnam e Chamani (1995), para um modelo submetido a $0,07 < h_c/s < 1$, propuseram a Eq. 12 para o cálculo de h_f/s e a Eq. 13 para o cálculo da energia dissipada pelo degrau, ΔH , adimensionalizada com $H_1 = s + 1,5h_c$, que é a carga hidráulica total a montante da queda. Chanson (1995) desenvolveu as Eq. 14 a 20 para as grandezas indicadas na Fig. 1.

Toombes e Chanson (2008) realizaram experimentos em dois canais em degraus com $s = 0,143$ m. O primeiro com 25 m de extensão, 0,5 m de largura e degraus com comprimento $l = 2,4$ m e o segundo canal com 3,2 m de extensão, 0,25 m de largura e apenas um degrau. Destaca-se que cada modelo físico empregado apresentava escoamento de entrada em regime supercrítico, com altura de escoamento h_o . Entre as grandezas medidas pelos autores, encontram-se o alcance do jato L_d , pressões na cavidade do primeiro degrau e concentrações de ar. Para o alcance L_d , os autores desenvolveram a Eq. 21, que se diferencia das demais por corresponder a entradas supercríticas.

$$\frac{h_f}{s} = 1,107 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{0,719} \quad (12)$$

$$\frac{\Delta H}{H_1} = 0,0896 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{-0,766} \quad (13)$$

$$\frac{L_d}{s} = 2,17 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{0,525} \quad (14)$$

$$\frac{h_i}{s} = 0,688 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{1,483} \quad (15)$$

$$tg\theta = 0,855 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{-0,582} \quad (16)$$

$$\frac{h_f}{s} = 0,998 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{0,675} \quad (17)$$

$$\frac{h_1}{s} = 0,625 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{1,326} \quad (18)$$

$$\frac{h_2}{s} = 1,565 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{0,809} \quad (19)$$

$$\frac{\Delta H}{H_1} = 1 - \frac{0,54 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{0,275} + \frac{3,43}{2} \left(\frac{h_c}{s}\right)^{-0,55}}{\frac{3}{2} + \frac{s}{h_c}} \quad (20)$$

$$\frac{L_d}{s} = \frac{h_o}{2s} \left(\sqrt{1 + (Fr_o^{-1} + 2Fr_o)^2 \left(2\frac{s}{h_o} + \frac{h_b}{h_o}\right)} - 1 \right) \quad (21)$$

em que Fr_o é o número de Froude do escoamento de entrada, calculado com h_o . Os experimentos foram realizados para $2 \leq Fr_o \leq 10$.

A literatura sobre escoamentos em canais com um ou mais degraus ou vertedores em degraus utiliza a equação da energia, Eq. 22, para um volume de controle com uma entrada e uma saída, assumindo escoamento crítico no topo do canal (entrada)

e supercrítico na saída, com altura h_1 , conforme a Fig. 1, a exemplo do trabalho de Stephenson (1979) e da Eq. 20, proposta por Chanson (1995).

$$z_m + \frac{3}{2}h_c = z_j + h_1 + \frac{q^2}{2gh_1^2} + \Delta H \quad (22)$$

em que z_m é a cota do patamar superior, z_j é a cota de um piso qualquer abaixo do patamar superior, $z_m - z_j = z$, eixo positivo para baixo, com origem no patamar superior, q é a vazão específica, $g = 9,8 \text{ m/s}^2$ é a aceleração da gravidade e ΔH é a perda de carga. Isolando ΔH , dividindo por $H_{max} = z + 1,5h_c$, e substituindo q^2/g por h_c^3 , obtém-se a Eq. 23.

$$\frac{\Delta H}{H_{max}} = 1 - \frac{h_1 + \frac{h_c^3}{2h_1^2}}{z + \frac{3}{2}h_c} \quad (23)$$

A dedução da equação proposta por Chanson (1995) é realizada com a substituição da Eq. 4 na Eq. 23 e com $z = s$. Para canais com mais de um degrau, z corresponde à soma das alturas dos degraus. Empregando as Eq. 2 e 18, de White (1943) e de Chanson (1995), respectivamente, em conjunto com a Eq. 23, a energia dissipada adimensional pode ser expressa com as formas das Eq. 24 e 25. Destaca-se que a Eq. 24 foi apresentada pela primeira vez por Fratino et al. (2000).

$$\frac{\Delta H}{H_1} = 1 - \frac{\frac{\sqrt{2}}{\frac{1,5}{\sqrt{2}} + \sqrt{\frac{s}{h_c} + \frac{3}{2}}} + \frac{1}{2} \left(\frac{\sqrt{2}}{\frac{1,5}{\sqrt{2}} + \sqrt{\frac{s}{h_c} + \frac{3}{2}}} \right)^{-2}}{\frac{3}{2} + \frac{s}{h_c}} \quad (24)$$

$$\frac{\Delta H}{H_1} = 1 - \frac{0,625 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{0,326} + 1,28 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{-0,652}}{\frac{3}{2} + \frac{s}{h_c}} \quad (25)$$

A comparação entre as Eq. 13, 20, 24 e 25 e dados experimentais pode ser auxiliada pela Fig. 2a. Nota-se que há uma dispersão significativa dos dados em relação às curvas calculadas com as referidas equações.

ções. Destaca-se que a Eq. 13 prevê valores maiores de perda de carga em relação às demais, para $s/h_c > 11,1$. Empregando a Eq. 24 como referência, constatou-se que há um desvio relativo máximo de 170,6% em relação à Eq. 25 e de 38,1% em relação à Eq. 20. Devido à natureza não linear das equações, esses desvios não ocorrem com os mesmos valores quando são comparadas outras grandezas, como o h_f/s .

O cálculo de h_f/s é fundamental, uma vez que a variável h_f está relacionada diretamente à energia cinética residual a jusante da região de impacto do jato com o piso do degrau, assim como com o comprimento do ressalto hidráulico e da bacia de dissipação. A comparação entre as Eq. 2, 4 e 18, de White (1943), Rand (1955) e Chanson (1995), respectivamente, indica que há desvios entre as metodologias, como ilustrado na Fig. 2b. Comparando as equações de White e Chanson, empregando a equação de White como referência, os desvios relativos variam abaixo de 8% para $h_c/s < 0,65$ e

atingem o máximo de 16,8% para $h_c/s = 1$. Uma comparação similar entre as equações de White e Rand indica haver um desvio máximo de 11,5%.

A Fig. 2c possibilita a comparação entre as equações propostas para cálculo do adimensional h_f/s , que é essencial para a determinação da cota do aerador que evite o seu afogamento. Nota-se que há concordância entre as metodologias de Rand (1955) e Chanson (1995), com desvios relativos menores que 4,8% entre as equações, empregando a equação de Rand (1955) como referência. A comparação entre as equações de Rand (1955) e Rajaratnam e Chamani (1995) indicam haver um desvio relativo máximo de 10,7%. Os alcances dos jatos calculados com as equações de Rand (1955) e Chanson (1995), quando comparados, levam ao gráfico da Fig. 2d, indicando não haver concordância entre as metodologias, com desvio relativo máximo de 49,5%.

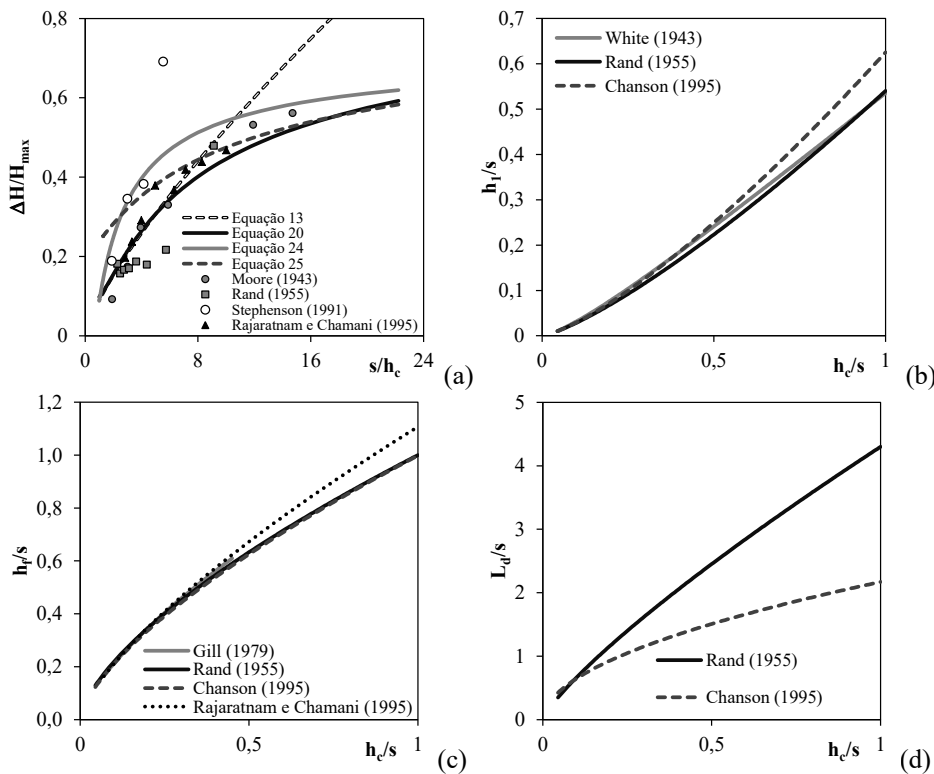


Figura 2 - Comparação entre as metodologias de White (1943), Rand (1955) e Chanson (1995) para o cálculo da perda de carga adimensionalizada (a), de h_f/s (b); comparação entre as equações para o cálculo de h_f/s (c) e do alcance do jato adimensionalizado, L_d/s (d).

4.2 Previsão da ocorrência do escoamento em quedas sucessivas

Escoamentos em canais com o fundo em degraus com pisos horizontais de comprimento l podem assumir diferentes formas, dentre as quais foram estudadas três principais e algumas secundárias, classificadas com o auxílio dos adimensionais h_c/s e s/l . Para um mesmo s/l , valores elevados de h_c/s correspondem ao regime denominado como deslizante sobre turbilhões ou *skimming flow*. Esse regime ou tipo de escoamento é caracterizado pela formação de grandes turbilhões entre degraus, sobre os quais desliza o escoamento principal (HORNER, 1969; SORENSEN, 1985; RAJARATNAM, 1990; DIEZ-CASCON et al., 1991; MATOS & QUINTELA, 1995; OHTSU & YASUDA, 1997; CHANSON, 2002). Uma redução em h_c/s pode ser realizada a partir de uma redução da vazão, por exemplo, o que tem como consequência o aparecimento do regime de transição, caracterizado pelo surgimento de algumas cavidades entre degraus, intensa formação de spray e ausência de uma superfície livre lisa e bem definida, tendo sido observada por Chanson e Toombes (2004) uma superfície ondulada em fase com a forma de fundo do canal. O escoamento em quedas sucessivas pode ocorrer reduzindo ainda mais h_c/s .

O escoamento em quedas sucessivas pode ocorrer com a formação de ressaltos hidráulicos sobre os pisos dos degraus, com a formação parcial de ressaltos hidráulicos sobre os pisos dos degraus ou sem a formação de ressaltos hidráulicos sobre os pisos (CHANSON, 2002). Essery e Horner (1978) realizaram experimentos em canais com $0,2 \leq s/l \leq 0,842$ e, com base nos resultados obtidos, desenvolveram curvas adimensionais para a previsão da ocorrência dos dois principais regimes de escoamento, isto é, o regime em quedas sucessivas e o deslizante sobre turbilhões. Os referidos autores estudaram degraus com os pisos horizontais ou em aclave, para ângulos (θ em re-

lação a horizontal) iguais a 0° , 5° , 10° , 15° e 20° . O critério de Essery e Horner (1978) para pisos horizontais, sob a forma de gráfico, foi inserido como parte da Fig. 3.

A partir da análise de dados de diferentes pesquisadores, Chanson (1994) propôs a Eq. 26 para a determinação da fronteira entre os regimes deslizantes sobre turbilhões e quedas sucessivas, válida para $0,2 < s/l < 1,2$.

$$\frac{h_c}{s} = 1,057 - 0,465 \frac{s}{l} \quad (26)$$

Com o intuito de identificar a região no plano $s/l - h_c/s$ na qual ocorre o escoamento em quedas sucessivas com formação de ressalto hidráulico, Chanson (1994) propôs a Eq. 27, desenvolvida com base no alcance do jato e comprimento do ressalto em comparação ao comprimento do piso do degrau. Mondardo e Fabiani (1995) analisaram separadamente dados obtidos em um canal em gabiões e dados obtidos em canais de concreto ou rocha e, como resultado, desenvolveram as inequações 28 e 29. Chamani e Rajaratnam (1999) propõem a Eq. 30, com base empírica, para delimitar a ocorrência do escoamento em quedas sucessivas.

$$\frac{h_c}{s} = 0,0916 \left(\frac{s}{l}\right)^{-1,276} \quad (27)$$

$$\frac{h_c}{s} > 1,19474 - 0,59501 \frac{s}{l}, \quad (\text{degraus em concreto ou rocha}) \quad (28)$$

$$\frac{h_c}{s} > 0,78145 - 0,17725 \frac{s}{l}, \quad (\text{degraus em gabiões}) \quad (29)$$

$$\frac{s}{l} = 0,405 \left(\frac{h_c}{s}\right)^{-0,62} \quad (30)$$

Ao realizar uma análise que inclui uma quantidade maior de dados em relação ao trabalho de 1994 que originou a Eq. 26, Chanson (2001) propôs a Eq. 31 para a avaliação da ocorrência do regime de escoamento em quedas sucessivas.

$$\frac{h_c}{s} = 0,89 - 0,4 \frac{s}{l} \quad (31)$$

De acordo com Yasuda e Ohtsu (1999) e Ohtsu et al. (2001), o adimensional h_c/s empregado para delimitar os regimes depende do número de Reynolds, da razão de aspecto b/h_c e de s/l , em que b é a largura do canal. Entretanto, a Eq. 32, proposta por Ohtsu et al. (2001), relaciona apenas h_c/s com s/l porque, segundo os autores, para $b/h_c \geq 5$ e $Re \geq 2,0 \cdot 10^4$, a referida dependência deixa de ser significativa.

$$\frac{h_c}{s} = \left[0,57 \left(\frac{s}{l} \right)^3 + 1,3 \right]^{-1} \quad (32)$$

válida para $0,1 \leq s/l \leq 1,43$, $b/h_c \geq 5$ e $Re \geq 2,0 \cdot 10^4$, em que $Re = q/v$, sendo q a vazão específica e v a viscosidade cinemática da água.

Chinnarasri e Wongwises (2004) realizaram experimentos em modelos físicos com 30° , 45° e 60° em relação a horizontal e pisos horizontais e em aclave com 10° , 20° e 30° . Entre os resultados obtidos, os autores propoem a Eq. 33 para o limite entre o escoamento em quedas sucessivas e o regime de transição.

$$\frac{h_c}{s} = 0,927 - 0,005\theta - 0,388 \frac{s}{l} \quad (33)$$

válida para $0,1 \leq s/l \leq 1,73$.

As Eq. 26 a 33 foram empregadas para elaboração da Fig. 3. É possível notar que não há consenso sobre a forma da função que relaciona h_c/s com s/l , uma vez que as metodologias de Essery e Horner (1978), Chamani e Rajaratnam (1999) e Ohtsu et al. (2001) diferem das demais. A comparação entre as equações cujos resultados encontram-se mais próximos, exceto as de Essery e Horner (1978), Chamani e Rajaratnam (1999) e Mondardo e Fabiani (1995), demonstra haver uma variação de 31,4% entre os métodos de Chanson (1994) e Ohtsu et al. (2001) para $s/l = 0,1$. As retas propostas por Mondardo e Fabiani (1995) apresentam inclinações diferentes entre si e significativamente diferentes em relação às demais. Nota-se que há uma interseção entre as metodologias em aproximadamente $s/l = 1$, condição que aponta para uma mudança de comportamento da alteração do regime em função da rugosidade da superfície. Embora tenham sido observados esses desvios, nota-se que há regiões para as quais há concordância entre os métodos para a delimitação da ocorrência do regime de quedas sucessivas sem ressalto hidráulico. Resta, entretanto, uma dúvida significativa sobre a região para a qual pode ocorrer a formação parcial do ressalto hidráulico, acima da curva cinza definida pela Eq. 27.

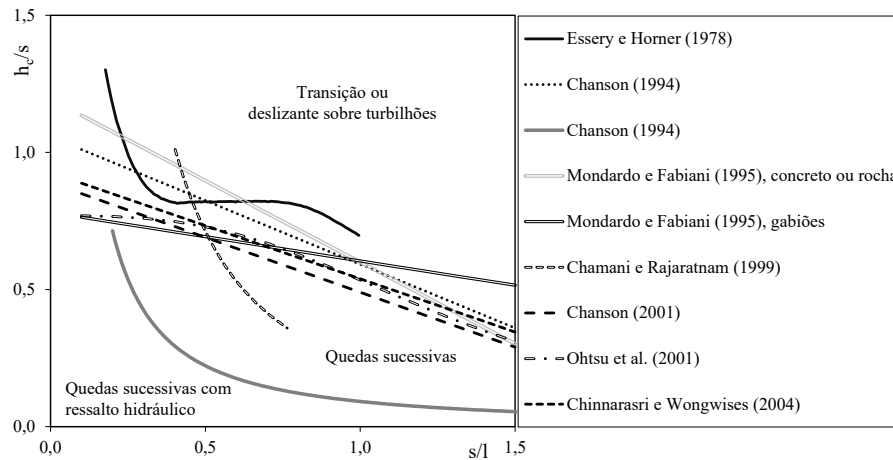


Figura 3 - Comparação entre as diferentes metodologias para a determinação do regime de escoamento do tipo quedas sucessivas em canais com o fundo em degraus.

4.3 Aerador para a parte inferior da lâmina vertente

Com o objetivo de evitar a aderência dos jatos aos espelhos e oscilações decorrentes de flutuações de pressão abaixo dos jatos, podem ser projetados aeradores localizados nos espelhos dos degraus, conforme ilustrado na Fig. 1. Nesse contexto, Levin (1968) propôs as Eq. 34 e 35 para o cálculo da vazão de ar necessária.

$$\frac{Q_{ar}}{Q} = 0,19 \left(\frac{s - h_f}{h_b} \right)^{0,95} \quad (34)$$

$$\frac{Q_{ar}}{Q} = 0,21 \left(\frac{s - h_f}{h_b} \right)^{1,03} \quad (35)$$

em que Q_{ar} é a vazão de ar (m^3/s) e Q é a vazão de água (m^3/s); a equação 34 é válida para $3 < Fr < 10$ e a equação 35 é válida para $13 < Fr < 15$, sendo Fr o número de Froude definido em termos da espessura da lâmina vertente, h_i (equação 15). As demais variáveis foram definidas com o auxílio da Fig. 1.

4.4 Dissipação de energia

Chamani e Rajaratnam (1994), sem fazer distinção entre os três sub-regimes do escoamento em quedas sucessivas, assumiram que existe um parâmetro adimensional que representa a proporção de energia dissipada por degrau (φ'). Com o auxílio da Fig. 1 e assumindo que na crista do vertedor ocorra a energia específica crítica, a energia dissipada pelo primeiro degrau é igual a $(\varphi')(s + 1,5h_c)$ de tal maneira que a energia residual é $(1 - \varphi')(s + 1,5h_c)$. Na base do segundo degrau, seguindo a mesma lógica, Chamani e Rajaratnam (1994) explicam que a energia residual é $(1 - \varphi')[(1 - \varphi')(s + 1,5h_c) + s]$. Desse modo, na base do canal com N degraus de alturas iguais, a energia residual, H_{res} , é representada por:

$$H_{res} = (1 - \varphi')^N (s + 1,5h_c) + s \sum_{i=1}^{N-1} (1 - \varphi')^i \quad (36)$$

Nesse estágio da demonstração da equação de Chamani e Rajaratnam (1994), coloca-se o “ s ” em evidência e a equação é reescrita em termos de $\Delta H/H_{max}$, sendo $H_{dam} = N.s$, resultando na Eq. 37.

$$\frac{\Delta H}{H_{max}} \approx 1 - \frac{(1-\varphi')^N \left[1 + 1,5 \frac{h_c}{s} \right] + \sum_{i=1}^{N-1} (1-\varphi')^i}{N + 1,5 \left(\frac{h_c}{s} \right)} \quad (37)$$

Chamani e Rajaratnam (1994) desenvolveram a Eq. 38 para o cálculo de φ' com o uso dos dados experimentais e Horner (1969).

$$\varphi' = 0,30 - 0,35s/l - (0,54 + 0,27s/l) \log\left(\frac{h_c}{s}\right) \quad (38)$$

O cálculo da energia dissipada adimensional, $\Delta H/H_{max}$, para escoamentos em quedas sucessivas com a formação plena de ressaltos hidráulicos foi estudada por Chanson (2002), que propôs o uso da Eq. 20, modificada para a forma da Eq. 39. Para o caso de canais controlados a montante por comporta, Chanson (2002) desenvolveu a equação 40, com a substituição de $H_{max} = H_{dam} + 1,5h_c$ por $H_{max} = H_{dam} + H_o$, sendo H_o a carga hidráulica a montante do vertedor, isto é, com relação a cota da crista do vertedor.

$$\frac{\Delta H}{H_{max}} = 1 - \frac{0,54 \left(\frac{h_c}{s} \right)^{0,275} + \frac{3,43}{2} \left(\frac{h_c}{s} \right)^{-0,55}}{\frac{3}{2} + \frac{H_{dam}}{h_c}} \quad (39)$$

$$\frac{\Delta H}{H_{max}} = 1 - \frac{0,54 \left(\frac{h_c}{s} \right)^{0,275} + \frac{3,43}{2} \left(\frac{h_c}{s} \right)^{-0,55}}{\frac{H_{dam} + H_o}{h_c}} \quad (40)$$

em que H_{dam} é a altura da barragem desde a crista até a cota da bacia de dissipação na base do canal em degraus, semelhante ao z definido anteriormente.

As Eq. 37 e 39 foram empregadas para produzir a Fig. 4, que também apresenta dados experimentais de Horner (1969) e Pinheiro e Fael (2000). Para a elaboração das curvas, foram adotados valores de s/l iguais a 0,25 e 0,33, correspondentes aos trabalhos de Pinheiro e Fael (2000) e os valores mínimo e máximo de h_c/s dos dados experimentais empregados, 0,11 e 0,836, respectivamente. A comparação entre as Eq. 37 e 39 para tais condições resultou em um desvio máximo de 21% para $s/l = 0,33$ e $h_c/s = 0,836$. A curva produzida com $h_c/s = 0,11$ e a Eq. 39 ficou significativamente abaixo das demais. O conjunto de pontos experimentais apresenta uma dispersão que preenche uma região delimitada por envoltórias que diferem entre si em aproximadamente 22,8%.

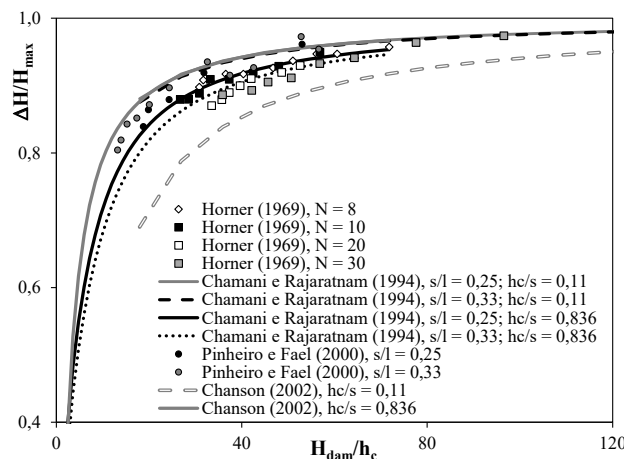


Figura 4 - Comparação entre as Eq. 37 e 39 e dados experimentais para o regime de quedas sucessivas com ressalto hidráulico.

Para escoamentos com a formação parcial de ressaltos hidráulicos sobre os pisos dos degraus há uma considerável lacuna, sendo o trabalho de Peyras et al. (1991) provavelmente o único que, a partir de observações experimentais, sugere que a Eq. 39 seja um modelo preliminar para a estimativa da energia dissipada.

A dissipação de energia em escoamentos em quedas sucessivas sem a formação de ressaltos hidráulicos foi estudada pela via experimental por Horner (1969) para uma relação $s/l = 0,42$, por Pinheiro e Fael (2000), para $s/l = 0,25$ e $s/l = 0,33$, por Chanson (2002) para $s/l = 0,0594$, por Jahromi et al. (2008), para $s/l = 0,27$ e $s/l = 0,47$, por Renna e Fratino (2010) para $s/l = 0,25$ e $s/l = 0,33$ e por Felder et al. (2019), para $s/l = 0,25$. A maior parte dos trabalhos clássicos que realizaram medições da posição da superfície livre empregou pontas linimétricas. Essa instrumentação apresenta grande limitação quando utilizada para medir a posição da superfície livre de escoamentos em modelos físicos de vertedores em degraus devido às intensas oscilações ocasionadas pela turbulência nas proximidades da superfície livre (SIMÕES, 2012). Para contornar essa dificuldade, Renna e Fratino (2010) acoplaram a ponta linimétrica a um sistema eletrônico. Felder et al. (2019) utilizaram uma sonda de condutividade com ponta dupla para medir estudar o escoamento aerado e, com base nas informações obtidas, determinaram as alturas de escoamento equivalente apenas de água com a Eq. 41.

$$h = \int_0^{Y_{90}} (1 - C) dy \quad (41)$$

em que h é a altura de escoamento equivalente apenas de água na extremidade dos degraus, C = fração volumétrica de ar da mistura bifásica ar-água, y é o eixo vertical e Y_{90} é a altura de escoamento para $C = 0,9$.

Chanson (2002) propôs as Eq. 42 e 43 para o cálculo da energia residual na base de canais em degraus submetidos ao regime de quedas sucessivas sem a formação de ressaltos hidráulicos. Para tornar possível a comparação entre as Eq. 42 e 43 e os dados dos autores citados, tal como apresentado na Fig. 5, foi necessário o uso da Eq. 44, deduzida com a Eq. 23 e que relaciona a perda de carga adimensional com a energia residual adimensional com a forma expressa nas Eq. 42 e 43.

$$\frac{H_{res}}{h_c} = 6,0 \left(\frac{H_{dam}}{h_c} \right)^{-0,30} \quad (42)$$

$$\frac{H_{res}}{h_c} = 3,34 \left(\frac{H_{dam}}{h_c} \right)^{-0,027} \quad (43)$$

$$\frac{\Delta H}{H_{max}} = 1 - \frac{H_{res}}{h_c} \left(\frac{H_{dam}}{h_c} + \frac{3}{2} \right)^{-1} \quad (44)$$

Os dados experimentais apresentados na Fig. 5a apresentam uma derivada elevada para H_{dam}/h_c entre 3,2 e 20, aproximadamente, e uma sensível redução dessa derivada e tendência a unidade a partir de H_{dam}/h_c igual a 20. De forma geral, os pontos estão dispostos seguindo a mesma tendência, mas com alguns possíveis valores discrepantes. A Eq. 42 destacada na Fig. 5b está situada entre os dados e apresenta a mesma tendência dos dados. Uma análise quantitativa dos desvios em relação à Eq. 42 é proposta no presente trabalho com as envoltórias definidas pelas Eq. 45 e 46, apresentadas na Fig. 5b. Os desvios máximos ocorreram para $H_{dam}/h_c = 4$ e assumiram valores de 18,6% (envoltória inferior) e 17,9% (envoltória superior). Para $H_{dam}/h_c > 4$ os desvios decaem conforme indicado no eixo secundário da Fig. 5b. Destaca-se também que a Eq. 42 resulta em perda de carga negativa para $H_{dam}/h_c \leq 2,87$.

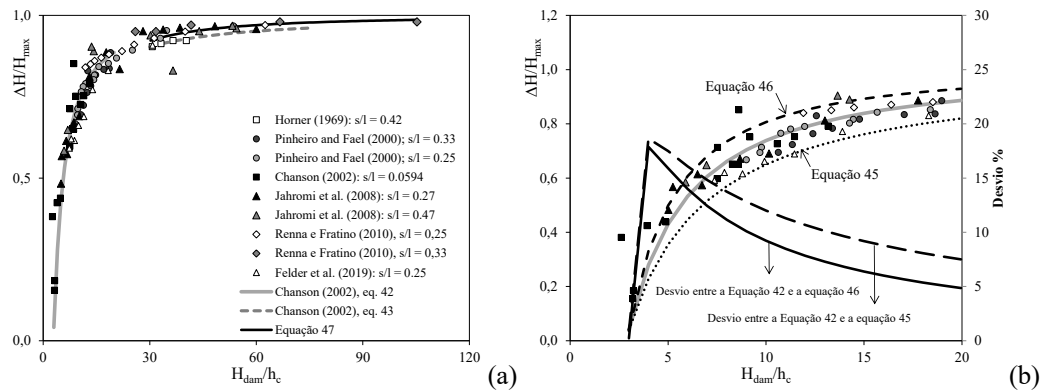


Figura 5 - Comparação entre dados experimentais de diferentes autores e as Eq. 42 e 43, para o regime de quedas sucessivas sem ressalto hidráulico (a); análise dos desvios com auxílio das Eq. 45 e 46 (b).

A Eq. 43 ficou situada abaixo da maior parte dos dados experimentais, conforme pode ser visto na Fig. 5a, com erro relativo máximo igual a 4,4%. Com o objetivo de propor um modelo que tenha validade para $30,2 < H_{dam}/h_c < 105,2$ e corresponda à minimização dos erros quadráticos calculados com os dados experimentais apresentados na Fig. 5, propõe-se no presente trabalho a Eq. 47, com coeficiente de correlação entre dados e valores calculados igual a 0,79 e erro relativo máximo igual a 2,8%.

$$\frac{H_{res}}{h_c} = 7,9 \left(\frac{H_{dam}}{h_c} \right)^{-0,5505} \quad (45)$$

$$\frac{H_{res}}{h_c} = 4,6 \left(\frac{H_{dam}}{h_c} \right)^{-0,0578} \quad (46)$$

$$\frac{H_{res}}{h_c} = 10,18 \left(\frac{H_{dam}}{h_c} \right)^{-0,417} \quad (47)$$

A revisão da literatura sobre a dissipação de energia também levou à identificação de uma lacuna para o intervalo $20 \leq H_{dam}/h_c < 30$, razão pela qual propõe-se no presente trabalho o modelo empírico representado pela Eq. 48, válido para $2,62 \leq H_{dam}/h_c < 105,26$. A Fig. 6a contém os dados experimentais que originaram o modelo, dos autores citados na Fig. 5, assim como o gráfico gerado com a Eq. 48. Os coeficientes da Eq. 48 foram calculados minimizando a soma dos erros quadráticos, tendo sido produzido um resultado com coeficiente de correlação igual a 0,96 e com aderência aos dados, como indicado na Fig. 6b, que compara dados, modelo e a reta de ajuste exato. A maior parte dos valores calculados apresentou erros relativos inferiores a 10%, conforme apresentado na Fig. 6b.

$$\frac{\Delta H}{H_{max}} = -0,8808 + 1,8441 tgh \left[0,427 \left(\frac{H_{dam}}{h_c} \right)^{0,496} \right] \quad (48)$$

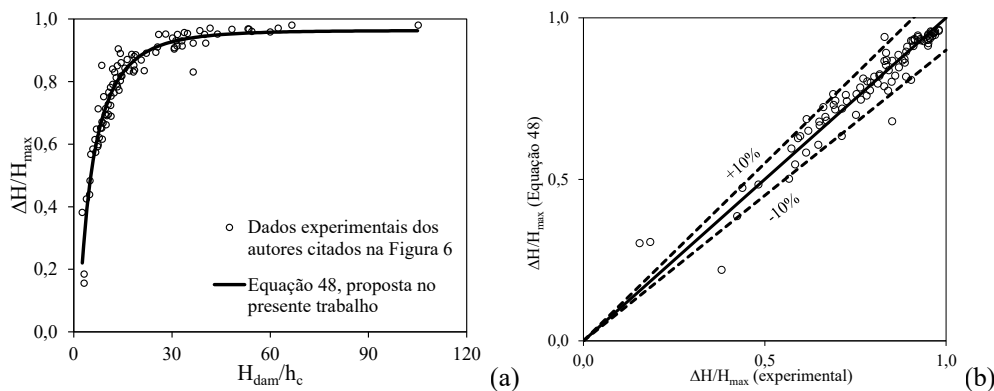


Figura 6 - Modelo proposto (Eq. 48) e dados experimentais (a); comparação entre dados experimentais e modelo proposto com a reta de ajuste exato (b).

4.5 Transferência de oxigênio

Escoamentos em quedas sucessivas sem a formação de ressalto hidráulico apresentam jatos com intensa turbulência e aeração que proporciona transferências interfaciais de compostos, como a transferência de oxigênio do ar para a água. O impacto do jato com o piso do degrau também eleva a turbulência, resultando em trocas gasosas mais intensas. Os escoamentos em quedas sucessivas com a formação de ressaltos hidráulicos sobre os pisos apresentam maior eficiência de reoxigenação devido à formação dos ressaltos como um fenômeno adicional que favorece as transferências interfaciais.

Empregando dados Essery et al. (1978), para h_c/s entre 0,05 e 2,6, Toombes e Chanson (2000), para h_c/s entre 0,607 e 0,92, Toombes e Chanson (2005), para h_c/s entre 0,6 e 0,92, Baylar et al. (2007), para h_c/s entre 0,62 a 0,96, e Felder et al. (2019), para h_c/s entre 0,03 a 0,67, foi elaborada a Fig. 7, que contém dados para a eficiência E_T , definida pela Eq. 49, em função do adimensional H_{dam}/h_c .

$$E_T = \frac{C_j - C_m}{C_s - C_m} \quad (49)$$

em que T representa a temperatura em graus Celsius, C_j é a concentração de oxigênio dissolvido na extremidade de jusante do canal, C_m é a concentração de oxigênio dissolvido na extremidade de montante do canal e C_s é a concentração de saturação.

Os dados da Fig. 7 apontam para uma tendência crescente de E_T com H_{dam}/h_c , embora ocorra uma dispersão significativa dos dados. Essa dispersão impede, por exemplo, a comparação dos sub-regimes em quedas sucessivas com ressalto hidráulico (NA1) e sem ressalto hidráulico (NA3). Felder et al. (2019) apresentam a Eq. 50, empírica e que se ajusta aos seus dados experimentais, para o sub-regime NA3.

$$E_{20} = 0,1993 \frac{H_{dam}}{q_w^{0,125}} \quad (50)$$

em que q_w é a vazão específica equivalente, apenas de água.

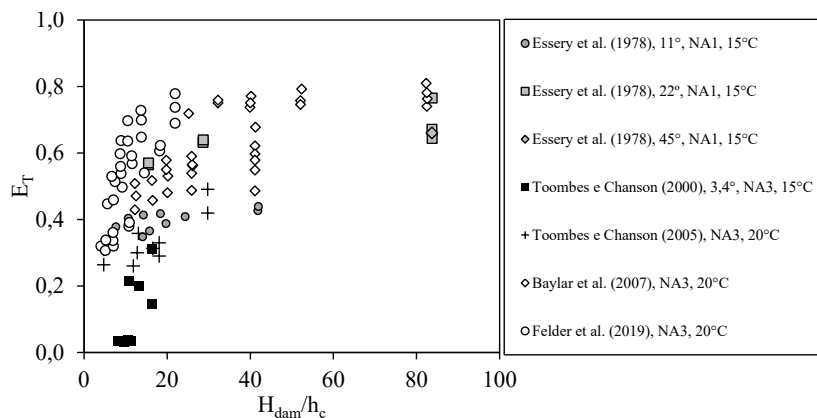


Figura 7 - Comparação entre dados experimentais para a reoxigenação em regime *nappe flow* com ressalto hidráulico (NA1) e sem ressalto hidráulico (NA3).

O canal empregado por Felder et al. (2019) tem altura $s = 0,50$ m e, para cada conjunto de dados de E_{20} medidos pelo autor, houve a sepa-

ração em função de H_{dam} , que variou de 1,5 m a 3 m. Com base nessas informações, propõe-se no presente trabalho uma aproximação com o pro-

duto de duas potências em termos dos adimensionais H_{dam}/h_c e H_{dam}/s , expressa pela Eq. 51, com coeficiente de correlação igual a 0,984. A comparação entre dados experimentais e calculados com a equação 51 encontra-se na Fig. 8 e mostra que, exceto por dois pontos com desvios de 11,3% e 9,6%, ocorreram desvios inferiores a 7%.

$$E_{20} = 0,107 \left(\frac{H_{dam}}{h_c} \right)^{0,175} \left(\frac{H_{dam}}{s} \right)^{0,78} \quad (51)$$

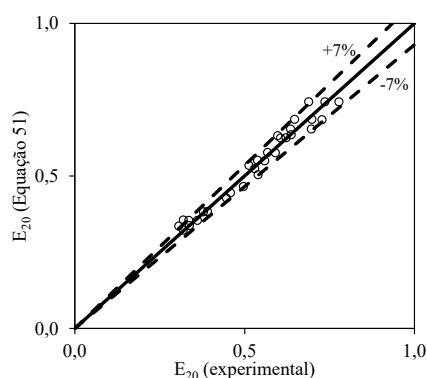


Figura 8 - Comparação entre dados experimentais de Felder et al. (2019) e a Eq. 51.

4.6 Tópicos especiais sobre o escoamento em quedas sucessivas

Além dos estudos experimentais descritos anteriormente, há trabalhos que foram realizados com auxílio da dinâmica dos fluidos computacional (CFD). Arantes (2007) apresenta resultados para o escoamento em quedas sucessivas sem formação de ressalto hidráulico, especificamente para seções longitudinais do escoamento, demonstrando a capacidade de previsão desse regime com as equações de Navier-Stokes com médias de Reynolds e modelos de turbulência. Simões et al. (2015a) simularam o escoamento tridimensional em escadarias drenantes, estruturas necessárias ao trânsito de pedestres em bairros situados em encostas. Os autores estudaram a capacidade de descarga do sistema drenante, a dissipação de energia pelos degraus

e a força de arrasto sobre uma forma semelhante a um pé situado em um degrau. Simões et al. (2015b) projetaram um aerador em forma de tronco de cone escalonado e, com o uso da dinâmica dos fluidos computacional, simularam o escoamento em quedas sucessivas sobre tal estrutura. Simões et al. (2019) empregaram a dinâmica dos fluidos computacional e simularam escoamentos em canais de baixa declividade com o objetivo de calcular a localização dos pontos de estagnação sobre os pisos dos degraus. Simões et al. (2020) desenvolveram uma escadaria drenante capaz de escoar a maior parte da vazão através do trecho central rebaixado, em regime deslizante sobre turbilhões. Os trechos laterais operam, conforme previsões via CFD, em regime de quedas sucessivas e, portanto, com menor arraste em caso de uso da escada por pedestres. Ribeiro et al. (2021) realizaram estudo teórico e experimental, em um modelo físico de escadaria drenante, com o objetivo de calcular a estabilidade de obstáculos situados sobre as escadas. Como parte dos resultados da pesquisa, os autores apresentaram formulações adimensionais para o problema.

5 CONCLUSÕES

O presente trabalho analisou dados experimentais e metodologias de diferentes autores sobre escoamentos em quedas sucessivas em canais com o fundo em degraus, incluindo estudos sobre um degrau. Desde o trabalho de Rouse (1936), foram propostas cinco equações que relacionam a altura de escoamento na extremidade do degrau com a altura crítica. Empregando a equação de Rouse (1936) como referência, os desvios relativos entre essas equações variam de 0,14% a 9,2%. A relação entre essas grandezas foi estudada analiticamente e pela via experimental, e um dos trabalhos menciona a dependência com a largura do canal.

As equações existentes para o cálculo da energia dissipada adimensional apresentam desvios que variam de 38,1% a 170,6%. Os dados experimentais comparados a esses equacionamentos também apresentaram dispersões significativas. A comparação entre as equações para o cálculo da altura de escoamento a jusante da posição de impacto indicou haver desvios de 8% a 16,8% entre as equações.

O cálculo da altura de escoamento abaixo da lâmina vertente com a equação de Rand (1955) e Chanson (1995) apresentou desvios inferiores a 4,8%, tendo a equação de Rand (1955) como referência. Comparação semelhante entre Rand (1955) e Rajaratnam e Chamani (1995) resultou em desvio relativo máximo de 10,7%. Os cálculos dos alcances dos jatos com as equações levantadas demonstrou a existência de desvio máximo de 49,5%, indicando a existência da necessidade de realização de mais estudos sobre o tema.

Foi identificado o mesmo comportamento linear para parte das equações propostas para a previsão da ocorrência do limite entre os regimes de quedas sucessivas e de transição (ou deslizante sobre turbilhões, considerando que o regime de transição foi definido posteriormente à existência de algumas equações). Duas metodologias apresentam comportamento não linear e significativamente diferente das demais. Apenas uma equação está disponível para a previsão da ocorrência do sub-regime de quedas sucessivas com formação de ressalto hidráulico. Destaca-se que a principal lacuna sobre esse tema encontra-se no fato de não haver a delimitação entre os três sub-regimes, a saber: com ressalto hidráulico, com ressalto hidráulico parcialmente desenvolvido e sem ressalto hidráulico.

O levantamento bibliográfico conduziu a apenas uma metodologia destinada ao cálculo da vazão de ar através do aerador construído no espelho do degrau, indicando a necessidade de estudos

adicionais sobre o tema. Destaca-se que trabalhos sobre aeradores de fundo propostos para vertedores de parede delgada ou geometrias semelhantes não foram incluídos na análise.

Quando se trata da previsão da energia dissipada, há apenas duas equações para o escoamento em quedas sucessivas com ressaltos hidráulicos em vertedores sem comportas e uma equação para vertedores com comportas. A comparação entre as equações para vertedores sem comportas resultou em um desvio máximo de 21% entre elas. A análise dos dados experimentais sobre esse sub-regime demonstrou que os pontos experimentais ocupam uma região com certo grau de dispersão, aproximadamente igual a 22,8%. Para o regime em quedas sucessivas com formação parcial de ressaltos hidráulicos, há apenas uma sugestão disponível na literatura, revelando assim uma considerável lacuna sobre o tema. Para o escoamento em quedas sucessivas sem formação de ressaltos hidráulicos, foi identificada apenas uma metodologia para determinação da energia residual adimensional, baseada em duas equações empíricas válidas para os intervalos $2 < H_{dam}/h_c < 20$ e $30 < H_{dam}/h_c < 75$. As referidas equações apresentaram a mesma tendência apontada pelos dados disponíveis na literatura; entretanto, apenas uma delas ficou situada entre os dados. A equação para o intervalo $30 < H_{dam}/h_c < 75$ ficou abaixo da maior parte dos pontos, mas com desvio relativo máximo de 4,4%. Cabe citar também que o cálculo da energia dissipada para $H_{dam}/h_c \leq 2,87$ mostrou que a equação apresenta uma inconsistência, levando a valores negativos para a perda de carga.

Como parte da análise realizada no presente trabalho, duas equações envoltórias foram propostas para o intervalo $3 \leq H_{dam}/h_c < 20$, sendo as mesmas capazes de encerrar os dados experimentais, com a exceção de três pontos aparentemente discrepantes. Os desvios máximos entre as envoltórias e a curva disponível na literatura resultaram iguais a 18,6% (envoltória superior) e

17,9% (envoltória inferior), para $H_{dam}/h_c = 4$. Esses desvios refletem possíveis incertezas associadas ao equacionamento e que não estão disponíveis na literatura. Para o intervalo $30 < H_{dam}/h_c < 75$, embora a equação disponível na literatura tenha apresentado desvio máximo de 4,4%, constatou-se a possibilidade de ampliação do seu domínio para $30,2 < H_{dam}/h_c < 105,2$ empregando dados experimentais atualizados, razão pela qual foi proposta uma equação no presente trabalho que apresentou coeficiente de correlação igual a 0,79 e erro relativo máximo de 2,8%.

Como mencionado, as equações para a avaliação da energia dissipada não incluem o intervalo $20 \leq H_{dam}/h_c < 30$. Empregando os dados experimentais disponíveis na literatura e considerando o intervalo $2,62 \leq H_{dam}/h_c < 105,26$, propõe-se, no presente trabalho, uma equação empírica para o cálculo da energia dissipada adimensionalizada, com coeficiente de correlação igual a 0,96 e com erro relativo máximo igual a 10%.

Foram analisados os estudos voltados à reaeração em escoamentos em quedas sucessivas com e sem ressalto hidráulico. Os dados experimentais para a eficiência da reaeração em função de H_{dam}/h_c apresentam dispersão considerável, apontando para a dependência com outros adimensionais ou possíveis desvios experimentais. Há apenas uma equação para a previsão da eficiência, escrita em termos de grandezas dimensionais, com a altura H_{dam} e a vazão específica. Empregando regressão não linear, propõe-se, no presente trabalho, uma equação para a eficiência da reaeração em função de H_{dam}/h_c e de H_{dam}/S , com coeficiente de correlação igual a 0,984 e erros relativos menores que 7% para a maior parte dos dados, exceto por dois pontos com 11,3% e 9,6%. Como parte final da revisão, foram apresentados trabalhos voltados a aplicações envolvendo escoamentos em quedas sucessivas, incluindo pesquisas conduzidas com o uso da dinâmica dos fluidos computacional. Esse tópico

demonstra a relevância do tema em problemas de engenharia que vão além das aplicações aos vertedouros em degraus.

6 AGRADECIMENTOS

Ao Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento - MAASA/UFBA e à Pró-Reitoria de Ensino de Pós-Graduação da Universidade Federal da Bahia. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (Capes) - Código de financiamento 001 e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (Fapesb), N° do Termo do Convênio PIE0021/2016.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

8 REFERÊNCIAS

- ANDRIOLLO, F. R. (1998). **The use of roller compacted concrete**. São Paulo: Oficina de Textos, 554 p.
- ARANTES, E. J. (2007). **Caracterização do escoamento sobre vertedouros em degraus via CFD**. 206 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.
- BAUER, S.W.; GRAF, W.H. Free overfall as flow measuring device. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**. ASCE, Vol. 97, 1971, No. IR1: 73-83.
- BAYLAR, A., BAGATUR, T., EMIROGLU, M.E., 2007. Prediction of oxygen content of nappe, transition and skimming flow regimes in stepped-channel chutes. **J. Environ. Eng. Sci.** 6, 201-208. <https://doi.org/10.1139/s06-048>
- CHAMANI, M. R.; RAJARATNAM, N. (1994). Jet flow on stepped spillways. ASCE, **Journal of Hydraulic Engineering**. v.120, n.2, p.254-259, Feb, 1994. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1994\)120:2\(254\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1994)120:2(254))
- CHAMANI, M. R.; RAJARATNAM, N. (1999). Onset of skimming flow on stepped spillways. ASCE, **Journal of Hydraulic Engineering**. v.125, n.9, p.969-971, Sept, 1999. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1999\)125:9\(969\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1999)125:9(969))

- CHANSON, H. (1994). Hydraulics of skimming flows over stepped channels and spillways. **Journal of Hydraulic Research**, v.32, n.3, p.445-460, Jan., 1994. <https://doi.org/10.1080/00221689409498745>.
- CHANSON, H. (1995) **Hydraulic design of stepped cascades, channels, weirs and spillways**. Pergamon, Oxford.
- CHANSON, H. (2001). Hydraulic design of stepped spillways and downstream energy dissipation. **Dam Engineering**, v.11, n.4, p.205-242, 2001.
- CHANSON, H. (2002). **The hydraulics of stepped chutes and spillways**. The Netherlands: A. A. Balkema Publishers, 2002. 384 p.
- CHANSON, H.; TOOMBES, L. (2004). Hydraulics of stepped chutes: the transition flow. **Journal of Hydraulic Research**, IAHR v.42, n.1, p.43-54, Jun., 2004. <https://doi.org/10.1080/00221686.2004.9641182>
- CHINNARASRI, C.; WONGWISES, S. (2004). Flow regime and energy loss on chutes with upward inclined steps. **Canadian Journal of Civil Engineering**. v.31, p.870-879, Oct., 2004. <https://doi.org/10.1139/I04-052>
- CRAYA, A. (1948) **Hauteur d'eau à l'Extrémité d'um Long Déversoir**. La Houille Blanche, Mar.-Apr.: 185-186 (in French).
- DIEZ-CASCON, J. et al. (1991). Studies on the hydraulic behavior of stepped spillways. **Water Power & Dam Construction**, v.43, n.9, p.22-26, Sept., 1991.
- ESSERY, I.T.S.; HORNER, M.W. (1978). **The hydraulic design of stepped spillways**. 2a ed London: Construction Industry Research and Information Association, 1978. 45p. (Ciria Report 33).
- ESSERY, I.T.S., TEBBUTT, T.H.Y., RASARATNAM, S.K., 1978. **Design of spillways for reeration of polluted waters**. CIRIA Rep. No. 72, London, UK.
- FELDER, S., GEUZAINÉ, M., DEWALS, B. AND ERPICUM, S. (2019). Nappe flows on a stepped chute with prototype-scale steps height: Observations of flow patterns, air-water flow properties, energy dissipation and dissolved oxygen. **Journal of Hydro-environment Research**. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2019.07.004>
- FERRO, V. Flow measurement with rectangular free overfall. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**. ASCE, Vol. 118, 1992 No. 6: 956-964. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1992\)118:6\(956\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1992)118:6(956))
- FRATINO, U.; PICCINNI, A. F.; MARINIS, G. (2000). Dissipation efficiency of stepped spillways. In. H. E. Minor e W. H. Hager (ed.) **International Workshop on Hydraulics of Stepped Spillways**, Zürich, Switzerland: 103-110. Balkema, 2000.
- GILL, M. A., Hydraulics of Rectangular Vertical Drop Structures. **Journal of Hydraulic Research**, Vol. 17, No. 4, 1979, pp 289-302. <https://doi.org/10.1080/00221687909499573>
- HORNER, M.W. (1969). **An analysis of flow on cascades of steps**. 1969. Tese (Doutorado) – Universidade de Birmingham, UK.
- JAHROMI, H.M; BINA, M.; SALMASI, F. (2008). Physical and numerical modeling of the nappe flow in the stepped spillways. **Journal of Applied Sciences**, 2008, 8(9): 1720-1725. 10.3923/jas.2008.1720.1725
- KNAUSS, J. (1995). ΤΗΣ ΓΡΙΑΣ ΤΟ ΠΗΔΗΜΑ, der Altweibersprung. **Die Rätselhafte Alte Talsperre in der Glosse-Schlucht bei Alyzeia in Arkarnanien**. Archäologischer Anzeiger, 1995, Helft 5: 137-162 (in German).
- KRAIJENHOFF, D.A.; DOMMERHOLT, A. Brink depth method in rectangular channel. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**. ASCE, Vol. 103, 1977 No. IR1: 171-177. <https://doi.org/10.1061/JRCEA4.0001140>
- LEVIN, L. (1968) **Formulaire des conduits forces, Oléoducs et conduits d'Aération**. (Handbook of pipes, pipelines and ventilation shafts) Paris: Dunod (in French).
- MATOS, J. S.G., QUINTELA, A. C. (1995). Flow resistance and energy dissipation in skimming flow over stepped spillways. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER RESOURCES ENGINEERING, 1., 1995a, San Antonio, Texas. **Anais...** New York, ASCE, 1995a, v.2, p. 1121-1126.
- MONDARDO, J.M.; FABIANI, A. L. Comparison of energy dissipation between nappe and skimming flow regimes on stepped chutes. **Journal of Hydraulic Research**, 33, 1995, Vol.1: 119-122.
- MOORE, W. L., Energy Loss at the Base of Free Overfall. **Transactions**, ASCE, Vol. 108, 1943, pp 1343-1360.
- OHTSU, I.; YASUDA, Y. (1997). Characteristics of flow conditions on stepped channels. In: BIENNAL CONGRESS, 27, San Francisco, **Anais...** San Francisco: IAHR, 1997, p. 583-588.
- OHTSU I., YASUDA Y., TAKAHASHI, M. (2001). Onset of skimming flow on stepped spillways – Discussion. **Journal of Hydraulic Engineering**. v. 127, p. 522-524, 2001. Discussão de: CHAMANI, M. R.; RAJARATNAM, N. Onset of skimming flow on stepped spillways. ASCE, **Journal of Hydraulic Engineering**. v. 125, n.9, p.969-971, Sept, 1999. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2001\)127:6\(519\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2001)127:6(519))
- PEYRAS, L.; ROYET, P.; DEGOUTTE, G. **Ecoulement et dissipation sur les déversoirs en gradins de gabions**. La Houille Blanche, 1991, No. 1, 37-47 (in French). <https://doi.org/10.1051/lhb/1991003>
- PINHEIRO, A. N.; FAEL, C.S. (2000). Nappe flow in stepped channels – Occurrence and energy dissipation. In. H. E. Minor e W. H. Hager (ed.) **International Workshop on Hydraulics of Stepped Spillways**, Zürich, Switzerland: 119-126. Balkema, 2000.
- RAJARATNAM, N. (1990). Skimming flow in stepped spillways. **Journal of Hydraulic Engineering**, v.116, n.4, p. 587-591, April, 1990. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1990\)116:4\(587\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1990)116:4(587))

- RAJARATNAM, N.; CHAMANI, M. R. (1995). Energy loss at drops. **Journal of Hydraulic Research**, IAHR, Vol. 33, No. 3, p. 373-384, 1995. <https://doi.org/10.1080/00221689509498578>
- RAND, W., Flow Geometry at Straight Drop Spillways. **Proceedings, ASCE**, Vol. 81, 1955, Paper 791, pp 1-13.
- RENNA, F.M., FRATINO, U. (2010). Nappe flow over horizontal stepped chutes. **Journal of Hydraulic Research**, 2010, 48(5), 583-850. <https://doi.org/10.1080/00221686.2010.507016>
- RIBEIRO, H. B.; SIMÕES, A.L.A.; LUZ, L. D.; MANGIERI, L. S. G.; SCHULZ, H. E. Stability of Solids in Stepped Flume Nappe Flows: Subsides for Human Stability in Flows. **Journal of Applied Fluid Mechanics**, v. 14, p. 681-690, 2021. [10.47176/JAFM.14.03.31815](https://doi.org/10.47176/JAFM.14.03.31815)
- RODRIGUES, I. M.; SIMÕES, A.L.A.; LUZ, L. D.; QUEIROZ, L. M.; MANGIERI, L. S. G.. Estudo numérico do desempenho de uma escadaria com drenagem subsuperficial empregando tubulação. In: XIII Encontro Nacional de Águas Urbanas, 2020, Porto Alegre. XIII Encontro Nacional de Águas Urbanas, 2020. v. 1. p. 1-10. **Anais...**
- ROUSE, H. (1936). Discharge Characteristics of the Free Overfall. **Civil Engineering**, Vol. 6, April, p. 257.
- RICHTER, Jean Paul (1883). **Scritti letterari di Leonardo da Vinci**. Sampson Low, Marston, Searle & Rivington, Londra. In due parti, p.1198 (volume 2, p.236). Disponível em: <[http:// www.archive.org/details/literaryworksof01leonuoft](http://www.archive.org/details/literaryworksof01leonuoft)>, Acesso em: 16/04/2008.
- SIMÕES, A.L.A. (2012). **Escoamentos turbulentos em canais com o fundo em degraus: resultados experimentais, soluções numéricas e proposições teóricas**. São Carlos, 528 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- SIMÕES, A.L.A.; SCHULZ, H. E.; PORTO, R. M.; LUZ, L. D.; MANGIERI, L. S. G.; MATOS, J. E. R.. Contribuição numérica para o estudo de escoamentos em quedas sucessivas e aplicações à drenagem. In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2015, Brasília. XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2015. v. 1. p. 1-8. **Anais...**
- SIMÕES, A.L.A.; SCHULZ, H.E.; PORTO, R.M. (2015). Simulação numérica de escoamentos sobre aeradores formados por escada e cascata. In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, 2015. **Anais...**
- SIMÕES, A. L. A.; FRANÇA, T.I.S.; PEREIRA, L.J.; QUEIROZ, L.M.; SCHULZ, H.E. (2019). Localização numérica do ponto de estagnação em canal escalonado de baixa declividade. In: XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Foz do Iguaçu - PR. **Anais...**
- SIMÕES, A.L.A.; MENEZES, P. C.; LIMA, L. M.; SCHULZ, H. E.; PORTO, R. M.. Concepção de uma escadaria drenante com canal central rebaixado empregando simulações numéricas. In: XIII Encontro Nacional de Águas Urbanas, 2020, Porto Alegre. XIII Encontro Nacional de Águas Urbanas, 2020. v. 1. p. 1-11. **Anais...**
- SORENSEN, R.M. (1985). Stepped spillway hydraulic model investigation. **Journal of Hydraulic Engineering**, v.111, n.12, p. 1461-1472. Dec. 1985. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1985\)111:12\(1461\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1985)111:12(1461))
- STEPHENSON, D. (1979). Gabion energy dissipators. In: 13th ICOLD Congress, New Delhi, Q. 50, R.3, p. 33-34, 1979. **Anais...**
- TOOMBES, L., CHANSON, H., Air-water flow and gas transfer at aeration cascades: a comparative study of smooth and stepped chutes. In: H. E. Minor e W. H. Hager (ed.) **International Workshop on Hydraulics of Stepped Spillways**, Zürich, Switzerland: 77-84. Balkema, 2000.
- TOOMBES, L., CHANSON, H., 2005. Air-Water Mass Transfer on a Stepped Waterway. **J. Environ. Eng.** 131(10), 1377-1386. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:10\(1377\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:10(1377))
- TOOMBES, L.; CHANSON, H. Flow patterns in nappe flow regime down low gradient stepped chutes. **Journal of Hydraulic Research** Vol. 46, No. 1 (2008), pp. 4-14. <https://doi.org/10.1080/00221686.2008.9521838>
- VINCI, L. D. (1828). **Del moto e misura dell'acqua**. Bologna. A spese di Francesco Cardinali.
- WHITE, M. P., Discussion of Moore. **Transactions, ASCE**, Vol. 108, 1943, pp 1361-1364.
- YASUDA, Y.; OHTSU, I. (1999). Flow resistance of skimming flows in stepped channels. In: 28th IAHR Congr., International Association for Hydraulic Research, Delft, The Netherland, Session B14 (CD-Rom), 1999. **Anais...**

Avaliação da produção de metano a partir da codigestão de resíduos sólidos orgânicos com macrófitas aquáticas

Methane production assessment from the codigestion of organic solid waste with aquatic macrophytes

• **Data de entrada:**
20/02/2020


• **Data de aprovação:**
14/01/2022

Augusto Francisco Medeiros¹ | Tales Abreu Tavares de Sousa^{1,*} | Nelson Libardi Junior¹ | Rodrigo de Almeida Mohedano¹ | Paulo Belli Filho¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.009>

ORCID ID

de Sousa TAT  <https://orcid.org/0000-0003-0921-979X>

Libardi Junior N  <https://orcid.org/0000-0001-8149-648X>

Mohedano RA  <https://orcid.org/0000-0003-2860-639X>

Belli Filho P  <https://orcid.org/0000-0003-4338-2830>

Resumo

O inadequado gerenciamento de resíduos orgânicos é uma prática ambientalmente ultrapassada que deve ser evitada em pequena, média e larga escala. Por outro lado, a adequada disposição final desses resíduos implica em elevados custos operacionais, que se forem mal geridos ainda podem desencadear danos ambientais de difícil remediação, como a poluição de corpos hídricos, solo e atmosfera com a dispersão irrestrita de gases de efeito estufa, além das questões de saúde pública. É uma problemática que demanda soluções técnicas e integradoras que transformem essas adversidades em oportunidades sociais e econômicas. Nesse contexto, a digestão anaeróbia (DA) tem sido amplamente utilizada no tratamento de resíduos, tanto para reduzir o volume final desses resíduos como para recuperar recursos como nutrientes, energia e água. De fato, a recuperação de energia, na forma de gás metano, tem sido o recurso mais visado. No entanto, recentes pesquisas demonstram que a utilização de dois ou mais resíduos, em processo de codigestão anaeróbia, pode elevar satisfatoriamente a produção de metano. O presente estudo avaliou a utilização de macrófitas aquáticas (MA) (*Landoltia punctata*, *Pistia Stratoties* e *Salvinia molesta*) como cossustrato para digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos (RSO) de um restaurante universitário. A metodologia de pesquisa foi desenvolvida em três etapas: caracterização das macrófitas e do RSO, cálculo teórico de produção de metano da codigestão de ambos os substratos e uma etapa experimental avaliando os índices teóricos. A produção acumulada de metano utilizando somente RSO, e as proporções 10MA/90RSO e 50MA/50RSO foram de 236,98, 288,5 e 289,06 Nml.gSV⁻¹. Foi verificado que a adição de pequenas porções de MA do tipo *Landoltia punctata* ao RSO eleva a produção de metano e que foi obtido acréscimo de 17% de metano para codigestão com 10 e com 50 % de *Landoltia punctata*. A redução de sólidos voláteis (SV) foi aproximadamente 28% superior nos processos de codigestão frente à DA de RSO, o que em escala real pode apresentar grandes benefícios econômicos e ambientais.

Palavras-chave: Codigestão. Macrófitas aquáticas. *Landoltia punctata*. Resíduo sólido orgânico. Metano.

¹ Universidade Federal de Santa Catarina - Florianópolis - Santa Catarina - Brasil.

* **Autor correspondente:** mrtales@hotmail.com.

Abstract

The inadequate management of organic waste is an environmentally outdated practice that should be avoided on a small, medium and large scale. On the other hand, the proper final disposal of these wastes implies high operating costs, which if poorly managed can still trigger environmental damage that is difficult to remediate, such as the pollution of water bodies, soil and atmosphere with the unrestricted dispersion of greenhouse gases, in addition to public health issues. It is a problem that demands technical and integrative solutions that transform these adversities into social and economic opportunities. In this context, anaerobic digestion (AD) has been widely used in waste treatment, both to reduce the final volume of these wastes, and to recover resources such as nutrients, energy and water. In fact, energy recovery, in the form of methane gas, has been the most targeted resource. However, recent research show that the use of two or more residues, in anaerobic co-digestion process, can satisfactorily increase methane production. The present study evaluated the use of aquatic macrophytes (AM) (*Landoltia punctata*, *Pistia Stratoties* and *Salvinia molesta*) as co-substrate for anaerobic digestion of organic solid residue (OSR) in a university restaurant. The research methodology was developed in three stages: characterization of macrophytes and OSR, theoretical calculation of methane production from the co-digestion of both substrates, and an experimental stage evaluating the theoretical index. The accumulated production of methane using only OSR, and the 10AM/90OSR and 50AM/50OSR proportions were 236.98, 288.5 and 289.06 Nml.gSV⁻¹. It was verified that the addition of small amounts of *Landoltia punctata* to the OSR increases the methane production and that an increase of 17% of methane was obtained for co-digestion with 10 and 50% of *Landoltia punctata*. The reduction of volatile solids (VS) was approximately 28% higher in the co-digestion processes compared to the AD of OSR, which in full scale, can present great economic and environmental benefits.

Keywords: Sanitation. Indicator. Index. Planning. Delphi.

1 INTRODUÇÃO

Devido aos problemas relacionados à geração de resíduos e à falta de conhecimento sobre alternativas para o destino final dos resíduos sólidos urbanos (RSU), em diversos lugares do mundo o poder público recorre à criação de diretrizes gerais aplicáveis ao gerenciamento de resíduos sólidos. Dentro desse propósito, no Brasil, a partir do ano de 2004, o Ministério do Meio Ambiente concentrou esforços na elaboração de uma Política para gerenciar os RSU. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), implementada pela lei Nº 12.305/10, passa a não considerar mais os resíduos orgânicos como rejeitos, orientando outras destinações mais apropriadas que sua mera disposição nos aterros sanitários (BRASIL, 2010). A compostagem e a biodigestão são os principais processos de tratamento atualmente

empregados no mundo para a reciclagem dos resíduos sólidos orgânicos (RSO). A biodigestão de RSO é ainda mais interessante quando a fração orgânica já é encontrada separada do restante do RSU, como ocorre em grandes restaurantes universitários (RU).

A fração orgânica dos RSU é uma fonte potencial de energia quando tratada por meio da digestão anaeróbia (DA), tornando-se uma importante fonte de energia verde. Neste sentido, vêm-se buscando formas de otimizar a produção do metano a partir do processo de DA, seja por meio de processo de pré-solubilização para aumentar a biodegradabilidade do resíduo (DE SOUSA et al., 2021; DO Ó et al., 2021; GONZALEZ et al., 2018), ou da codigestão de diferentes substratos, onde há a adição de um cosubstrato a outro substrato, promovendo um equilíbrio principal-

mente nos teores de nutrientes necessários para o biodigestor (CUETOS et al., 2008; HARTMANN; AHRING, 2005; INSAM; MARKT, 2016; TYAGI et al., 2018). Além da possibilidade de combinar a codigestão com processo de pré-solubilização dos resíduos (DOS SANTOS FERREIRA et al., 2020; PORSELVAM; SOUNDARA VISHAL; SRINIVASAN, 2017; ZHANG et al., 2017). De modo geral, estudos indicam que materiais orgânicos provindos de diferentes processos, como casca de coco, resíduos de poda e jardinagem, palha de milho e macrófitas aquáticas (MA) usadas enquanto cossustrato, aumentam a capacidade de biodegradação anaeróbia de materiais orgânicos como restos de comida, esterco bovino e efluentes domésticos enquanto substratos (ALVAREZ; LIDÉN, 2008; CECCHI; PAVAN; MATA-ALVAREZ, 1996; FARHAN; LATTIEFF; ATIYA, 2018; PENA et al., 2017; TYAGI et al., 2018).

As MA são organismos presentes em corpos d'água, mesmo em baixas concentrações, e são fundamentais para o metabolismo dos ecossistemas e para a ciclagem de nutrientes. Sua proliferação exacerbada está intimamente relacionada com a eutrofização, problema ocasionado sobretudo pela ação antrópica. Nesse caso, as MA podem rapidamente colonizar extensas áreas, acarretando em prejuízos aos múltiplos usos dos reservatórios e corpos hídricos (POMPÊO, 2017). A Comissão Mundial de Barragens (2000) comprovou que os reservatórios fornecem serviços significativos para o desenvolvimento de macrófitas em mais de 140 países. Em escala global, as barragens hidrelétricas respondem por 19% da eletricidade gerada, e por até 16% da produção global de alimentos, visto que metade dessas grandes barragens foi construída exclusiva ou primordialmente para fins de irrigação. Outros 12% das grandes barragens provêm água para uso doméstico e industrial, e em mais de 70 países, as grandes barragens prestam serviços de controle do fluxo de inundações. Nesse

contexto, a presença de MA pode trazer impactos que ultrapassam a esfera econômica.

Se de um lado as MA assimilam satisfatoriamente os nutrientes presentes no corpo hídrico, do outro há uma cadeia de adversidades proveniente de sua presença quando em grande quantidade: depleção do oxigênio dissolvido, mortalidade de peixes, redução de pH do meio, perda de biodiversidade e problemas relacionados à sua onerosa remoção e disposição final. As MA podem ser utilizadas com o objetivo de tratar efluentes e gerar bioprodutos a partir de sua biomassa rica em nutrientes. Essas já são utilizadas no pós-tratamentos de efluentes, principalmente para remoção de nutrientes, como em lagoas de polimento, *wetlands* e no tratamento direto das águas na piscicultura. A alta taxa de crescimento implica na produção de rica biomassa passível de biodegradação, e quando feita em ambiente anaeróbio combinado a um inóculo, possibilita a produção de metano. As MA possuem um elevado potencial na remoção de nutrientes, principalmente compostos nitrogenados e fosfatados, podendo atingir 4,1 g de NTK.m⁻².d⁻¹ (MOHEDANO et al., 2012) e 1,0 g de P.m⁻².d⁻¹. Além de seu potencial de absorção de nutrientes de efluentes, as lagoas de lemnas possuem elevado potencial de fixação de CO₂ atmosférico. De acordo com MOHEDANO et al. (2019), as lagoas de lemnas têm a capacidade de fixar 3 vezes mais carbono (19,6 – 42,0 g CO₂.m⁻².dia⁻¹) do que emitem durante seu metabolismo.

O gás metano é detentor de elevado poder calorífico, cerca de 50 MJ/ kg (PCI), ligeiramente superior ao poder calorífico do diesel e da gasolina, 44 MJ/kg e 42,5 MJ/kg, respectivamente. A produção de metano derivada de RSO e/ou MA é uma forma sustentável de obter biocombustíveis. Biodigestores podem ser dispostos nas proximidades de fontes geradoras de resíduos e/ou circunvizinhos a unidades consumidoras de gás metano, de forma a evitar grandes empecilhos

no seu transporte rodoviário ou construção de faraônicos gasodutos.

O presente trabalho tem como objetivo avaliar por meio de um cálculo teórico de produção bioquímica de metano (TBMP - *Theoretical Biochemical Methane Potential*) a melhor espécie de macrófita aquática, dentre três diferentes tipos (*Landoltia punctata*, *Pistia Stratoties* e *Salvinia molesta*), que pode ser cossustrato com os resíduos sólidos orgânicos advindos do restaurante universitário da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) para codigestão anaeróbia visando à recuperação de gás metano como fonte de energia renovável. Para então, com a macrófita que foi melhor no TBMP, avaliar experimentalmente a melhor relação MA/RSO na produção de metano na biodegradação anaeróbia dos resíduos orgânicos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Etapa I: caracterização dos substratos

O RSO foi fornecido pelo RU da UFSC, campus Florianópolis. De acordo com a administração do restaurante, são servidas, em média, 10 mil refeições diárias, na proporção de 70:30 entre almoço e jantar. A geração de resíduos sólidos orgânicos chega a 570 kg.dia⁻¹ nos meses de maior demanda, sendo que aproximadamente 39% são provenientes de cascas e ossos. Os RSO foram coletados nas dependências do RU, aproximadamente às 14 horas, logo após a finalização das refeições. Estes foram triturados por um processador de alimentos e congelados em freezer a -17 °C até a semana dos ensaios. Para os ensaios, foram realizadas as análises para caracterização da composição centesimal conforme metodologias descritas na Tabela 1, e em seguida os testes de bancada.

Tabela 1 - Metodologias aplicadas para caracterização dos substratos.

Parâmetro	Método
Sólidos Voláteis	Método 950.01 (AOAC,1999)
Sólidos Totais	Método 942.01 (AOAC,1999)
DQO	Standard Methods 21 ^a ed. 3500 B, 3-58.
Carboidratos	ENN (%) ^a
Proteínas	Método 945.01 (NTK, fator de conversão 6,25)
Fibras	FDN ^b (VAN SOEST, 1967)
Lipídios	Extrato etéreo por Soxhlet pelo método 920.69C
Cinzas	Método 942.05 (AOAC,1999)
Fósforo Total	Método 965.17 (AOAC,1999)

^aExtrato Não Nitrogenado, representa a quantidade aproximada de carboidratos não estruturais dos resíduos; ENN%^a= [100 - (Umidade + Proteína bruta + Extrato etéreo + Matéria mineral + Fibra em detergente neutro)]. ^bFibra em Detergente Neutro

Para avaliação da codigestão foram selecionadas três espécies diferentes de MA, e todas foram coletadas no Estado de Santa Catarina, sendo duas de distintos pontos na capital Florianópolis, e uma no município de Braço do Norte ao sul do estado. Para fins de repetibilidade, os pontos de coleta foram identificados de acordo com as coordenadas geográficas do Google Earth; *Landoltia punctata* (Braço do Norte: Latitude: 28°13'58"; Longitude: 49°06'15"), *Salvinia molesta* (Florianópolis: Latitude: 27°25'36"; Longitude: 48°26'20"), e *Pistia stratoties* (Florianópolis: Latitude: 27°39'33"; Longitude: 48°28'44"). Todas as MA foram caracterizadas da mesma forma que o RSO do RU.

A espécie *Landoltia punctata* era proveniente de uma lagoa de pós-tratamento de um biodigestor ligado em série a uma lagoa de armazenamento; esse sistema é operado para tratar dejetos da produção de suínos. A lagoa das Lemnáceas era em área aberta, exposta à incidência solar, e foi projetada para operar aerobiamente com área superficial de 150 m², com profundidade de 0,8 metros.

A *Salvinia molesta* era proveniente da Lagoa Pequena, um bairro localizado na região leste de

Florianópolis, a 600 m da praia do Campeche. Oficialmente a Lagoa Pequena é formada por água doce, que vem do afloramento do lençol freático, e por terra arenosa, e não é corpo receptor de efluentes, porém existe uma elevada ocupação da área em seu entorno e, devido à ausência de rede coletora, as soluções de tratamento, quando existem, são individuais.

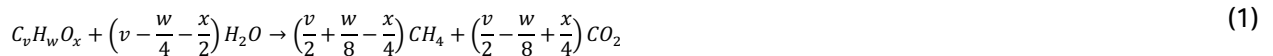
As *Pistia stratiotes* utilizadas foram coletadas no Rio do Braz, que fica localizado no bairro de Canasvieiras da cidade de Florianópolis. Esse rio está situado em uma região urbanizada e por muito tempo recebeu o efluente da estação de tratamento de esgotos de Canasvieiras.

O lodo anaeróbico utilizado como inóculo nesta pesquisa foi coletado de um biorreator anaeróbico de fluxo ascendente do tipo UASB (*Upflow Anaero-*

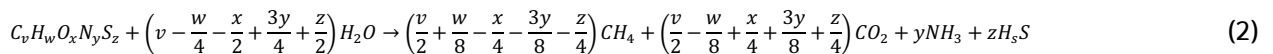
bic Sludge Blanket), de uma das estações de tratamento de esgotos (ETE) da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), no município de Florianópolis.

2.2 Etapa II: cálculo teórica de produção de metano

Buswell e Mueller (1952) representaram estequiometricamente o potencial teórico de bioconversão anaeróbia de um dado substrato, $C_vH_wO_x$; que na presença de água e microrganismos anaeróbios sofrem oxirredução formando dois produtos mineralizados e simples, em sua forma mais oxidada, dióxido de carbono (CO_2), e mais reduzida na forma de gás metano (CH_4), conforme Eq. 1. Nesse balanço estequiométrico é possível identificar que, quando o material afluyente é rico em carbono e hidrogênio a produção de metano é favorecida.



De acordo com a literatura (ACHINAS; EUVERINK, 2016), a equação de Buswell e Mueller pode incluir outras variáveis no balanço estequiométrico, como o nitrogênio e o enxofre, tornando mais complexo o substrato orgânico ($C_vH_wO_xN_yS_z$), conforme Eq. 2. Assim, o balanço pode ser aplicado



O modelo assume condições ideais: temperatura constante; perfeita homogeneização; condições bacteriológicas e atividade metanogênica ideais; digestão completa; substrato de entrada constituídos apenas por C, H, O, N e S; produtos finais da reação CH_4 , CO_2 , NH_3 e H_2S ; e não há acúmulo de cinzas. Apesar das simplificações desse modelo, a quantidade de biogás produzido, o rendimento de metano e a absorção de água são possíveis de

a qualquer afluyente com relações conhecidas de carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e enxofre; para estimar teoricamente quanto de CH_4 , CO_2 , gás amônia (NH_3) e gás sulfídrico na forma de sulfeto de hidrogênio (H_2S) será formado no efluente.

serem estimados a partir da composição elemental da biomassa de entrada. Portanto, o potencial bioquímico teórico de metano, TBMP, pode ser calculado a partir da massa molar (22,4) assumindo condições normais de temperatura e pressão (CNTP) frente à composição conhecida do substrato de entrada ($CHONS$), e sua respectiva massa molar (ACHINAS; EUVERINK, 2016; BUSWELL; MUELLER, 1952; SANTANGELO et al., 2020).

$$TBMP(ml\ CH_4/g.SV) = \frac{22,4 \left(\frac{v}{2} + \frac{w}{8} - \frac{x}{4} - \frac{3y}{8} - \frac{z}{4} \right)}{12,017v + 1,0079w + 15,999x + 14,0067y + 32,065z} \quad (3)$$

Entretanto, nesse trabalho foram considerados apenas quatro elementos constituintes de matéria orgânica: carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio (*CHON*). Desconsiderado o elemento enxofre, o cálculo do TBMP foi adaptado para a Eq. 4. Para carboidratos, lipídios e proteínas, as concentrações de *CHON* foram obtidas com

$$TBMP(ml\ CH_4/g.SV) = \frac{22,4 \left(\frac{v}{2} + \frac{w}{8} - \frac{x}{4} - \frac{3y}{8} \right)}{12,017v + 1,0079w + 15,999x + 14,0067y} \quad (4)$$

2.3 Etapa III: Experimental – Teste de Produção de metano

A etapa experimental foi desenvolvida em escala de bancada com base nos resultados da segunda etapa. Testes de produção bioquímica de metano (BMP - *biochemical methane potential*) foram realizados utilizando o sistema automático de teste de produção de metano (AMPTS® – *Automatic Methane Potential Test System*), da *Bioprocess Control*. O teste BMP foi aplicado nesse estudo para quantificar experimentalmente a capacidade metanogênica dos substratos selecionados conforme resultado da análise teórica, quantificando a fração do substrato que atinge a forma mais reduzida (CH_4). Os testes seguiram metodologia estabelecida na literatura (ANGELIDAKI et al., 2009). Conforme metodologia, para a fase de incubação do teste o volume adequado para o reator foi previamente determinado ($m_{reator} = 400g$) em massa, e a relação aplicada entre o *inóculo* e *substrato* foi de 2/1, com base no SV. Por meio da análise de sólidos e suas frações, a concentração dos sólidos suspensos voláteis do substrato ($SV_{substrato}$) e do *inóculo* ($SV_{inóculo}$) eram conhecidas, assim as massas requeridas foram calculadas.

base nos resultados da caracterização da composição centesimal desenvolvida na primeira etapa. A relação RSO/MA foi calculada para diferentes taxas, variando de 5 em 5% dentro dos limites de 0 a 100 %, foram 21 distintas condições avaliadas para cada espécie de MA codigeadas com o RSO.

$$m_{inóculo} + m_{substrato} = m_{reator} = 400g \quad (5)$$

$$\frac{m_{inóculo} * SV_{inóculo}}{m_{substrato} * SV_{substrato}} = 2 \quad (6)$$

Os substratos utilizados nessa terceira etapa foram: RSO como o único substrato; e RSO como cossustrato que foi a MA selecionada na segunda etapa que apresentou melhor resultado teórico no TBMP. Para essa codigestão, diferentes relações de RSO e MA foram estabelecidas ainda com base no resultado teórico do TBMP. Experimentalmente foram analisadas três condições: RSO puro (0 % de MA); 10MA/90RSO composto por 90 % de RSO com 10 % de MA; e 50MA/50RSO composto por 50 % de RSO e 50 % de MA. Além dessas três condições submetidas ao teste de bancada, a prova em branco também foi submetida, composta somente pelo *inóculo*. Para compor um único substrato para realização do teste de bancada a mistura foi realizada com base nos SV do RSO (SV_{RSO}) e MA (SV_{MA}), compondo $SV_{substrato}$ (Eq. 7), as frações de ambos foram calculadas sendo RSO o substrato ($\%_{RSO}$), e MA o cossustrato ($\%_{MA}$).

$$SV_{substrato} = \frac{100}{\frac{\%MA}{SV_{MA}} + \frac{\%RSO}{SV_{RSO}}} \quad (7)$$

Na sequência, as massas necessárias de RSO e a de MA são calculadas separadamente. As proporções do substrato (RSO e MA), bem como as do inóculo, foram pesadas separadamente e então adicionadas ao reator (Fig. 1). Esse procedimento foi feito para cada uma das triplicatas.

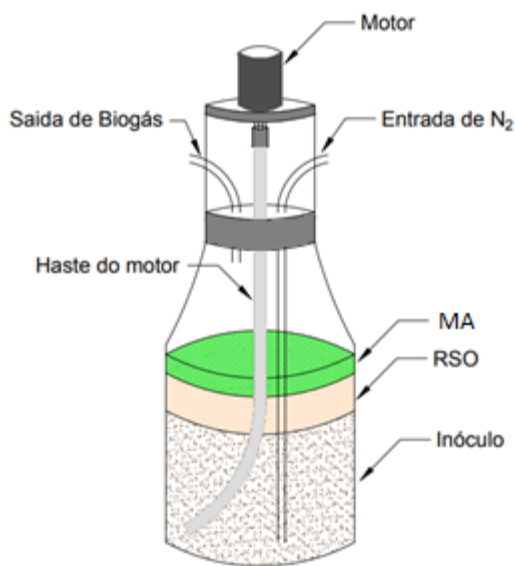


Figura 1 - Reator com as proporções de Inóculo e Substrato (MA + RSO)

De acordo com o manual do AMPTS II, o ensaio deve ser encerrado somente quando a produção diária de metano for insignificante, isto é $<5 \text{ Nml. dia}^{-1}$. Após esse momento, foi realizada a análise de sólidos finais das triplicatas e coletados os dados de produção acumulada de metano. E, para plotagem dos perfis de produção de metano, foram calculadas em função das concentrações $SV_{substrato}$. Assim, a produção de gás metano das três condições investigadas (RSO; 10MA/90RSO; 50MA/50RSO) foi calculada subtraindo proporcionalmente a produção de metano proveniente do inóculo, que foi a prova em branco (Eq. 8).

$$BMP = \frac{VM_{reator} - VM_{branco} * \frac{gSV_{isr}}{gSV_{isb}}}{gSV_{MA}} \quad (8)$$

Sendo:

BMP = Volume normalizado de metano produzido por grama de sólido volátil de Lemna adicionado (Nml.gSV^{-1});

VM_{reator} = Volume de metano produzido no reator (ml);

VM_{branco} = Volume de metano produzido pela prova em branco (ml);

gSV_{isr} = Sólidos Voláteis Totais da mistura Inóculo + RSO no reator (g);

gSV_{isb} = Sólidos Voláteis Totais do inóculo no reator da prova em branco (g);

gSV_{MA} = Sólidos Voláteis da MA adicionada no reator (g).

O modelo modificado de Gompertz (JIUNN-JYI; YU-YOU; NOIKE, 1997) foi aplicado para interpretação matemática dos resultados do teste BMP (Eq. 9), onde M é a produção acumulada de metano, P é o potencial de produção de metano, R_m é a taxa de produção máxima de metano, λ é o tempo da fase lag, t é o tempo de incubação do teste, e e é igual a 2,718.

$$M = P \times \exp \left\{ - \exp \left[\frac{R_m e}{P} \times (l - t) + 1 \right] \right\} \quad (9)$$

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Etapa I: caracterização dos substratos

Conforme exposto na Tabela 2, está apresentada uma síntese dos resultados referente à caracterização da composição centesimal dos substratos utilizados nesse estudo, o RSO e as três MA. A predominância orgânica dos substratos é constatada analisando a relação SV/ST, o que é um indicador da viabilidade para tratamento por processo biológico.

Tabela 2 - Caracterização da composição centesimal dos substratos.

Parâmetros	Porcentagem em relação a matéria seca			
	RSO	<i>Landoltia punctata</i>	<i>Salvinia molesta</i>	<i>Pistia stratiotes</i>
Sólidos totais (%)	22,91	100,17	100,67	99,38
Sólidos Voláteis (%)	20,8	90,6	89,1	72,69
SV/ST	0,91	0,9	0,89	0,73
DQO (mgO ₂ .gSV ⁻¹)	732,76	1134,29	946,72	835,44
Cinzas (%)	2,11	9,57	11,57	26,69
Fibras	8,55	29,85	23,13	29,93
Carboidratos (%)	49,07	30,65	51,6	44,78
Proteína bruta (%)	26,71	29,15	8,9	20,94
Lípidios (%)	13,52	9,57	4,98	3,76
Carbono (%)	49,4	49,24	45,88	46,43
Hidrogênio (%)	7,13	7,8	6,9	7,09
Nitrogênio (%)	8,1	8,06	4,82	5,78
Oxigênio (%)	42,37	34,9	42,4	40,7
Fósforo (%)	0,44	0,78	0,08	0,59
C/N	8,64	6,11	14,23	8,03

Uma das principais características que podem indicar uma boa relação para codigestão é a relação C/N. Observando a Tabela 8, nenhum dos substratos analisados possui a relação C/N de 25 a 30, que é preconizada como a mais propensa à produção de bioenergia proveniente da recuperação de gás metano (BOUALLAGUI et al., 2009). Assim, em uma análise teórica, nenhuma combinação entre RSO e MA obteria a relação desejada. As MA da espécie *Landoltia punctata* foram identificadas por possuírem a menor relação C/N (6,11) dentre os resíduos analisados, o que pode ocorrer devido ao elevado teor de proteína bruta (29,15%), que foi o maior da Tabela 8. Ainda sobre a *Landoltia punctata*, essa espécie foi a única MA da pesquisa coletada em uma lagoa de pós-tratamento de efluentes, que provavelmente era um meio mais rico em nutrientes, o que pode ser ratificado ao se identificarem as maiores concentrações de nitrogênio e fósforo conforme o resultado da composição centesimal, 8,06 e 0,78% respectivamente.

Referente à concentração dos SV, e das cinzas como material remanescente não orgânico, com

exceção da MA da espécie *Pistia stratiotes*, todos os substratos analisados possuem uma predominante concentração de SV, de aproximadamente 90% ou mais, bem como baixa concentração de cinzas, aproximadamente 10 % ou menos. Conforme discussão anterior, maior concentração de SV indica maior presença de biomassa suscetível à biodegradação, então essa característica da *Pistia stratiotes* é um indicativo teórico de que essa espécie seja a menos indicada para codigestão com o RSO.

3.2 Etapa II: cálculo teórico de produção de metano

Tomando como base a equação adaptada de Buswell e Muller (BUSWELL; MUELLER, 1952), o volume teórico de metano que pode ser produzido para cada grama de SV por meio da bioconversão anaeróbia foi calculado codigerindo RSO e cada uma das MA avaliadas na primeira etapa. Sendo que a relação RSO/MA foi variando de 5 em 5 %, conforme Fig. 2.

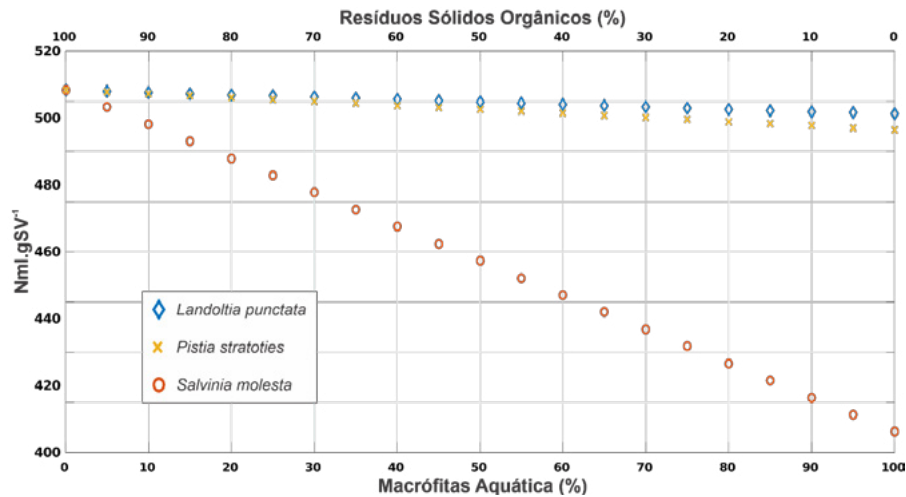


Figura 2 - Produção teórica de metano para a codigestão de cada espécie de MA com RSO.

Analisando a Fig. 1, é possível observar que a maior eficiência teórica de produção de metano, dentre as relações RSO/MA propostas, foi na bioconversão de RSO sem codigestão com MA, alcançando aproximadamente 512 ml.gSV⁻¹, a maior taxa. E, para todas as taxas de codigestão analisadas teoricamente, a MA influenciaria negativamente a produção de metano, diminuindo à medida que a concentração de RSO diminui e a de MA aumenta. Dentre as MA estudadas, a maior redução teórica de metano, com diferença significativa, seria com a presença de *Salvinia molesta*. É interessante observar que esse resultado se difere do esperado ao analisar a Tabela 2, pois a *Salvinia molesta* foi a que apresentou a maior relação C/N, além de ter sido uma das duas maiores concentrações de SV. No entanto, foi a MA identificada com maior percentual de carboidratos (Tabela 2), e a literatura reporta ser responsável por baixa taxa de bioconversão, apenas 0,830 L.g⁻¹, com apenas 50% de metano no biogás (LI et al., 2002). Por outro lado, a adição das MA *Pistia stratiotes* e *Landoltia punctata* pouco reduziu a produção de metano; sem diferença significativa, variaram teoricamente apenas 7,97 ml.gSV⁻¹ (512,25-504,28) e 4,78 ml.gSV⁻¹ (512,25-507,47), respectivamente. Ambas as MA foram

coletadas de ambientes eutrofizados e possuem concentrações significativas de nutrientes, nitrogênio e fósforo, superiores às concentrações presentes na *Salvinia molesta*, fator esse que foi reportado como relevante para codigestão, especialmente no início do processo (TCHOBANO-GLOUS; BURTON; STENSEL, 2003). Além disso, os lipídios são reportados com elevado potencial de produção de biogás, 1,425 L.g⁻¹, com percentual de metano de 69,55 % (LI et al., 2002). De fato, o RSO foi o substrato com maior porcentagem de lipídios (13,52 %), o que pode ser um indicativo para justificar a maior produção de metano desse substrato sem ser codigerido com MA.

É necessário destacar que o cálculo de TBMP fornece uma estimativa para condições de bioconversão ideais para produção de metano, na qual todo os SV afluentes são convertidos em gases, constituindo o biogás. Apesar de não haver diferença significativa, no cálculo teórico a *Landoltia punctata* co-digerida com RSO, ou não, apresentou melhor desempenho entre as MA avaliadas (Fig. 1). De acordo com Siegert e Banks (2005), o fator de conversão de SV de 80% é satisfatório para adequar as condições iniciais assumidas para o cálculo de TBMP para as condições reais. Tal fator sugere TBMP da *Landoltia punctata* de

409,80, 409,42 e 407,89 Nml.gSV⁻¹ para as proporções 100, 90, e 50 % de RSO respectivamente.

3.3 Etapa III: Experimental – Teste de Produção de metano

Com base no resultado teórico do cálculo de TBMP desenvolvido na segunda etapa, a MA selecionada foi a *Landoltia punctata*. Então, para início da terceira etapa foi realizada a amostragem dos SV do inóculo, substrato (RSO) e do cossubstrato selecionado (MA). Conforme apresentado na Tabela 3, existe elevada diferença entre as proporções de SV dos substratos (Tabela 3).

Tabela 3 - SV do Inóculo, substrato e cossubstrato da etapa experimental.

Item	Decimal	Unidade	%
RSO	0.208	gSV.g ⁻¹	20.8%
<i>Landoltia punctata</i>	0.778	gSV.g ⁻¹	77.8%

Assim, para dar sequência à etapa experimental, foram determinadas as quantidades de cada afluente de cada reator, referente ao inóculo, substrato e cossubstrato, conforme proporções propostas na metodologia (RSO, 10MA/90RSO, 50MA/50RSO, e prova em branco) de forma a obter massa final de 400g em cada reator (Tabela 4).

Tabela 4 - Massas adicionadas aos reatores na fase experimental.

Triplicata	Prova em branco	RSO	10MA/90RSO	50MA/50RSO
Substrato (%)	0	100	90	50
cossubstrato (%)	0	0	10	50
gSV reator (g)	4,32	6,32	6,33	6,38
gSV inóculo (g)	4,32	4,21	4,22	4,25
gSV subs/co-subs (g)	Ñ	2,11	2,11	2,13
gSV substrato (g)	Ñ	2,11	1,9	1,06
gSV cossubstrato (g)	Ñ	0	0,21	1,06
Massa inóculo (g)	400	389,97	390,69	393,58
Massa substrato (g)	0	10,03	9,04	5,06
Massa cossubstrato (g)	0	0	0,27	1,36
Massa total (g)	400	400	400	400

O inóculo utilizado possuía baixa concentração de SV, então, para manter a relação entre inóculo e substrato desejada de 2/1, as adições de substrato e cossubstrato foram inferiores ao esperado. O teste BMP foi realizado ao longo de 25 dias, até a estabilização da produção acumulada de metano ser identificada para todos os reatores (Fig. 3), conforme descrito na metodologia. Observando os perfis de produção de metano da Fig. 3, a produção de metano de ambos os reatores que codigeriram MA e RSO (10MA/90RSO; e 50MA/50RSO) foram superiores ao reator que digeriu somente RSO, resultado esse que divergiu do esperado, conforme cálculo teórico de TBMP. Ou seja, a codigestão de RSO com *Landol-*

tia punctata interfere positivamente na produção de metano, como fonte renovável de bioenergia, mesmo quando sua fração foi de apenas 10 % do substrato. Esse aumento na taxa de produção de metano pode ser consequência da maior conversão de material carbonácea (ELBESHISHY; NAKHLA, 2012). É interessante observar que apesar da adição de *Landoltia punctata* elevar a produção de metano, esse enriquecimento de gás metano não foi diretamente proporcional ao aumento da fração de MA no substrato afluente do reator. Para melhor identificar o exato ponto de conversão seria necessário realizar mais testes de bancada com frações de *Landoltia punctata* variando entre 10 e 50 % do substrato.

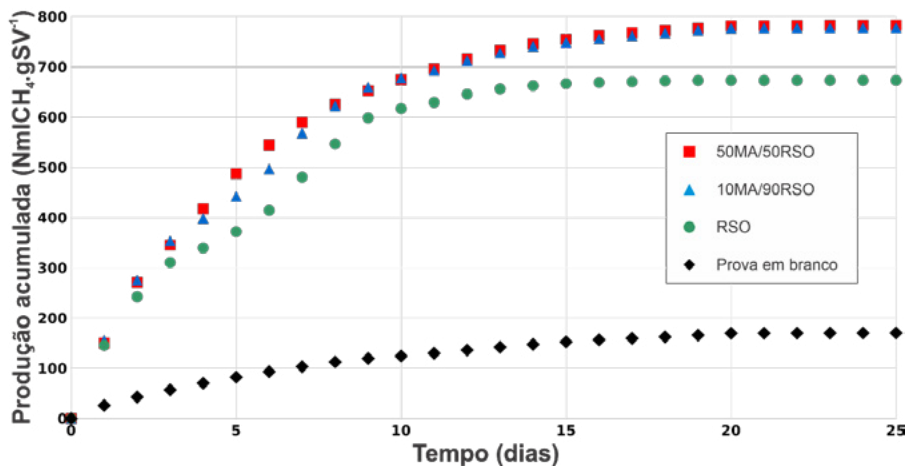


Figura 3 - Produção acumulada de gás metano

É necessário observar que o lodo anaeróbico utilizado como inóculo ainda não estava estabilizado, por isso ele também foi avaliado de forma isolada, como uma prova em branco (Fig. 3). A prova em branco, contendo apenas o inóculo, resultou em uma produção acumulada de metano de

aproximadamente $170 \text{ NmCH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1}$. Para melhor interpretar os perfis de produção acumulada de metano, o gráfico de produção foi recalculado removendo a fração de metano correspondente à prova em branco dos perfis de produção dos substratos analisados (Fig. 3).

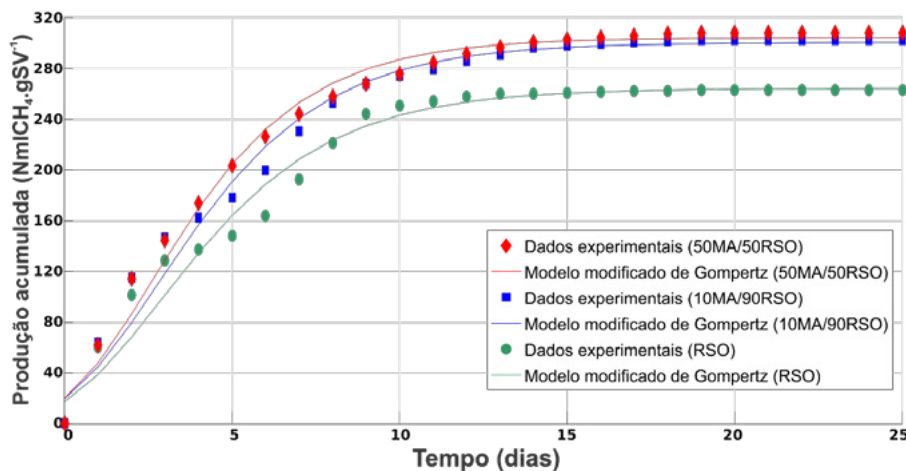


Figura 4 - Produção acumulada de gás metano sem a fração correspondente ao inóculo.

Analisando os perfis da Fig. 4, a produção correspondente apenas aos substratos submetidos ao teste BMP (RSO; 10MA/90RSO; 50MA/50RSO) foi evidentemente inferior aos perfis quando considerado o valor de metano produzido pelo inóculo.

A aplicação do modelo modificado de Gompertz, que também está apresentado na Fig. 4, confirma matematicamente os dados experimentais. Considerando que $1 \text{ gSSV} \cong 1,42 \text{ gDQO}$, com base na composição de biomassa heterotrófica ($\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$),

um montante total de 497 ml (CNTP) de CH_4 é esperado para 100% de conversão do SSV, valor teórico que muito se diverge do resultado experimental. O que pode ser consequência da recalitrância do material, apesar de predominância orgânica, mas para confirmar que realmente tenha sido isso é necessário testes de solubilização (DE SOUSA et al., 2021; REN et al., 2018).

A produção de metano respectiva aos substratos afluentes está condizente com valores encontrados na literatura (Tabela 5). Tonon (2016) obteve valores de 330 Nml.gSV^{-1} em experimentos de biodegradação de Lemnáceas apenas. Porém, Gaur e Suthar (2017), obtiveram produções de 311 ml.gSV^{-1} para a codigestão de Lemnáceas e lodos provenientes do tratamento aeróbio de esgoto. Na Tabela 5 são apresentados os valores de produção de metano acumulados ao final do experimento codigerindo RSO e *Landoltia punctata*.

Tabela 5 - Produção de metano por SV para cada condição testada no BMP.

Proporção	gSV (g)	Produção acumulada (Nml)	Produção acumulada (Nml.gSV ⁻¹)
Inóculo	4,32	170	39,35
RSO	2,11	500,03	236,98
10MA/90RSO	2,11	608,73	288,50
50MA/50RSO	2,12	612,80	289,06

Foi possível observar que a adição de uma pequena fração de biomassa de *Landoltia punctata* alterou significativamente a produção de metano. A substituição de apenas 10% de SV de RSO por *Landoltia punctata* incrementou a produção de metano em até 17%. De acordo com Pena et al. (2017), que avaliaram a adição de Lemnáceas do tipo Lemna minor na codigestão com dejetos de suínos pré-tratados, a adição de 20% da MA ao processo elevou a produção de metano em 41% em seus experimentos.

Tabela 6 - Análise do digestato remanescente, reduções de ST e SV

Estágio	Reator (Inóculo + substrato + cossustrato)						Substrato/Cossustrato		
	Inicial		Final		Redução		Inicial	Final	Redução
Parâmetro	ST (g.L ⁻¹)	SV (g.L ⁻¹)	ST (g.L ⁻¹)	SV (g.L ⁻¹)	ST (%)	SV (%)	SV (g.L ⁻¹)	SV (g.L ⁻¹)	SV (%)
Inóculo	16,92	10,80	15,78	9,57	6,75	11,43	0,00	0,00	0,00
RSO	21,99	15,80	17,44	12,13	20,72	23,20	5,28	2,81	46,67
10MA/90RSO	22,07	15,83	16,84	11,50	23,67	27,30	5,28	2,16	59,05
50MA/50RSO	22,35	15,93	17,14	11,60	23,31	27,18	5,30	2,19	58,74

Como parte essencial de um sistema de tratamento, a disposição final do digestato também deve ser analisada, portanto o percentual de remoção de ST e SV é apresentado na Tabela 6. O menor percentual de remoção, tanto para ST como para SV, foi na média da triplicata do inóculo, o que se deve ao procedimento metodológico, no qual o inóculo permaneceu em processo de estabilização durante uma semana antes do início da etapa experimental. No entanto, remoções satisfatórias de sólidos foram observadas após DA do RSO, de aproximadamente 46%. Porém, nos processos de

codigestão é que foram verificadas taxas de remoção de SV mais expressivas, de aproximadamente 59 % tanto para 10MA/90RSO como para 50MA/50RSO. As remoções de SV do ensaio de bancada corroboram outros trabalhos na linha de pesquisa da codigestão. Gaur e Suthar (2017) obtiveram reduções de SV entre 43 e 70,9% para ensaios de codigestão de Lemnáceas com resíduos de lodo ativado, sendo que a maior taxa de redução foi verificada para concentrações de Lemnáceas de 50% do substrato afluente do reator, que foi a maior relação do estudo.

3.4 Comparação dos resultados do TBMP e do teste BMP

Foi verificado que a remoção de SV obtida na etapa experimental foi significativamente maior que a sugerida por Siegert e Banks (2005), de 80%. Na Tabela 7 está apresentada uma compa-

ração entre os resultados experimentais do teste BMP e o resultado teórico do TBMP utilizando o fator de conversão de SV (redução de SV), obtido na etapa experimental (Tabela 6). Diferenças de no máximo 5% foram observadas entre os dados teóricos e o experimento de bancada.

Tabela 7 - Resultados do TBMP e do teste BMP

Triplicata	Conversão SV (%)	TBMP (Nml.gSV ⁻¹)	TBMP*Con.SV (%)	BMP (Nml.gSV ⁻¹)	Diferença (BMP X TBMP*Conv) (%)
RSO	46,67	512,25	239,07	236,98	-0,881
10MA/90RSO	59,05	511,78	302,21	288,50	-4,751
50MA/50RSO	58,74	509,86	299,49	289,06	-3,609

4 CONCLUSÃO

A adição de pequena fração de *Landoltia punctata* na digestão anaeróbia de RSO altera significativamente a produção de gás metano. É possível que qualquer adição entre 10 e 50 % de *Landoltia punctata*, em SV, mantenha a produção de metano constante. Aparentemente, sua adição pode ser realizada para codigestão com RSO sem controle de sua fração, pois independentemente da relação dos substratos, as lemnáceas não reduziram a produção de metano.

Apesar de o cálculo de TBMP ser robusto, a conversão da matéria orgânica em metano é obtida apenas em termos percentuais de metano/biogás, considerando que a reação ocorreu com 100% de conversão dos SV em biogás. Dessa maneira, o TBMP não deve substituir o teste BMP, mas apenas fornecer uma estimativa inicial de produção de metano.

A análise da composição centesimal da caracterização evidencia a alta capacidade de assimilação de nutrientes por parte das MA. Maiores concentrações de nitrogênio foram encontradas para as *Landoltia punctata* utilizadas em lagoas de pós-tratamento de efluente da criação de suínos; em segundo lugar, *Pistia stratiotes*, coletadas no Rio do Braz, próximo a uma ETE; em terceiro, com concentração de nutrientes muito inferiores, *Salvinia molesta*, encontradas na Lagoa Pequena.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

- ACHINAS, S.; EUVERINK, G. J. W. Theoretical analysis of biogas potential prediction from agricultural waste. **Resource-Efficient Technologies**, v. 2, n. 3, p. 143–147, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.reffit.2016.08.001>
- ALVAREZ, R.; LIDÉN, G. Anaerobic co-digestion of aquatic flora and quinoa with manures from Bolivian Altiplano. **Waste Management**, v. 28, n. 10, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.11.002>
- ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 5, p. 927–934, 2009. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>
- BOUALLAGUI, H.; LAHDHEB, H. BEN ROMDAN, E. RACHDI, B. HAMDI, M. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 5, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.002>
- BRASIL. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasil, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>
- BUSWELL, A. M.; MUELLER, H. F. Mechanism of Methane Fermentation. **Industrial & Engineering Chemistry**, v. 44, n. 3, p. 550–552, 1952. <https://doi.org/10.1021/ie50507a033>
- CECCHI, F.; PAVAN, P.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of sewage sludge: Application to the macroalgae from the Venice

- lagoon. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 17, n. 1, 1996. [https://doi.org/10.1016/0921-3449\(96\)88182-1](https://doi.org/10.1016/0921-3449(96)88182-1)
- CUETOS, M. J.; GÓMEZ, X.; OTERO, M.; MORÁN, A.. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). **Biochemical Engineering Journal**, v. 40, p. 99–106, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2007.11.019>
- DE SOUSA, T. A. T.; DO MONTE, F. P.; SILVA, J. V. N.; LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; VAN LIER, J. B.; SOUSA, J. T. Alkaline and acid solubilisation of waste activated sludge. **Water Science and Technology**, v. 83, n. 12, p. 2980–2996, 15 jun. 2021. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.179>
- DO Ó, K. D. S.; DE SOUSA, T. A. T.; HENRIQUE, I. N.; LEITE, V. D.; RAMOS, R. O.; SOUSA, J. T. Assessing of alkaline and enzymatic pre-treatment: comparison as WAS solubilisation process to maximize its potential as carbonaceous source. **Biomass Conversion and Biorefinery**, p. 1–12, 27 ago. 2021. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01834-x>
- DOS SANTOS FERREIRA, J. et al. Enzymatic pretreatment and anaerobic co-digestion as a new technology to high-methane production. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 104, n. 10, p. 4235–4246, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00253-020-10526-x>
- ELBESHISHY, E.; NAKHLA, G. Batch anaerobic co-digestion of proteins and carbohydrates. **Bioresource Technology**, v. 116, p. 170–178, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.052>
- FARHAN, D. A.; LATTIEFF, F. A.; ATIYA, M. A. Co-digestion of Shumblan with Different Wastes as a Source for the Biogas Production. **Al-Khwarizmi Engineering Journal**, v. 14, n. 4, p. 83–91, 1 dez. 2018. <https://doi.org/10.22153/kej.2018.04.004>
- GAUR, R. Z.; SUTHAR, S. **Anaerobic digestion of activated sludge, anaerobic granular sludge and cow dung with food waste for enhanced methane production**. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.201>
- GONZALEZ, A. et al. Pre-treatments to enhance the biodegradability of waste activated sludge: Elucidating the rate limiting step. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 5, p. 1434–1469, 1 set. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.06.001>
- HARTMANN, H.; AHRING, B. K. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure. **Water Research**, v. 39, p. 1543–1552, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.02.001>
- INSAM, H.; MARKT, R. Comment Comment on “Synergistic co-digestion of solid-organic-waste and municipal-sewage-sludge: 1 plus 1 equals more than 2 in terms of biogas production and solids reduction”. **Water Research** 87, 416e423. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.033>
- JUINN-JYI, L.; YU-YOU, L.; NOIKE, T. Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. **Water Research**, v. 31, n. 6, p. 1518–1524, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00413-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00413-7)
- LI, Y. Y. et al. High-rate methane fermentation of lipid-rich food wastes by a high-solids co-digestion process. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 12, p. 143–150, 1 jun. 2002. <https://doi.org/10.2166/WST.2002.0420>
- MOHEDANO, R. A. et al. **High nutrient removal rate from swine wastes and protein biomass production by full-scale duckweed ponds**. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.083>
- MOHEDANO, R. A. et al. Does duckweed ponds used for wastewater treatment emit or sequester greenhouse gases? **Science of The Total Environment**, v. 691, p. 1043–1050, 15 nov. 2019. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.07.169>
- PENA, L. et al. Potential of duckweed for swine wastewater nutrient removal and biomass valorisation through anaerobic co-digestion. **Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems**, v. 5, n. 2, p. 127–138, 2017. <https://doi.org/10.13044/j.sdewes.d5.0137>
- POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. [s.l.] Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências, 2017. <https://doi.org/10.11606/9788585658670>
- PORSELVAM, S.; SOUNDARA VISHAL, N.; SRINIVASAN, S. V. Enhanced biogas yield by thermo-alkali solubilization followed by co-digestion of intestine waste from slaughterhouse with food waste. **3 Biotech**, v. 7, n. 5, p. 1–10, 2017. <https://doi.org/10.1007/s13205-017-0936-x>
- REN, H. et al. Enhanced Biogas Production in the Duckweed Anaerobic Digestion Process. **Journal of Energy Resources Technology**, v. 140, n. 4, 1 abr. 2018. <https://doi.org/10.1115/1.4039782>
- SANTANGELO, E. et al. Evaluation of tomato introgression lines diversified for peel color as a source of functional biocompounds and biomass for energy recovery. **Biomass and Bioenergy**, v. 141, n. July, p. 105735, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105735>
- SIEGERT, I.; BANKS, C. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 11, p. 3412–3418, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.01.025>
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater Engineering Treatment and Reuse. **Journal of Wastewater Engineering**, p. 4th edition, 2003.
- TONON, G. **Avaliação de lagoas de lemnas para o polimento de esgoto doméstico: emissões de GEE e valorização de biomassa na produção de biometano**. 2016. <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/171996>
- TYAGI, V. K. et al. Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Progress and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 93, n. May, p. 380–399, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.051>
- ZHANG, J. et al. **Enhancement of biogas production in anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge by biological co-pretreatment**. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.02.163>

Análise de similaridade entre variáveis limnológicas pertencentes ao Rio Santa Rosa

Analysis of the similarity between the limnological variables in the Santa Rosa River

• **Data de entrada:**
17/07/2019


• **Data de aprovação:**
01/02/2022


Bruno da Silva Teixeira¹ | Samanta Tolentino Cecconello^{1*} | Luana Nunes Centeno²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.010>

ORCID ID

Teixeira BS  <https://orcid.org/0000-0003-0939-9452>

Cecconello ST  <https://orcid.org/0000-0001-5903-6241>

Centeno LN  <https://orcid.org/0000-0001-9398-9863>

Resumo

Apesar dos esforços e avanços alcançados ao longo dos anos, o Brasil, como outros países, ainda sofre com a poluição de seus recursos hídricos por ações antropogênicas. Este estudo almejou comparar os valores dos parâmetros de qualidade da água entre diferentes períodos com os estabelecidos pela legislação vigente e analisar a similaridade entre as variáveis limnológicas estabelecidas ao longo do Rio Santa Rosa, localizado na Bacia hidrográfica Turvo- Santa Rosa - Santo Cristo. Foram utilizados os parâmetros: Alumínio; Cloreto; Coliformes Termotolerantes; Condutividade elétrica; Demanda Bioquímica de Oxigênio; Demanda Química de Oxigênio; Ferro; Fósforo Total; Manganês; Nitrato; Nitrito; Nitrogênio Total Kjeldahl; Oxigênio Dissolvido; Sólidos Totais; Temperatura da água; Turbidez e Zinco, de cinco pontos do Rio Santa Rosa entre os anos de 2005 a 2011. Esses dados foram submetidos a uma análise estatística descritiva contendo média, mínimo, máximo e coeficiente de variação. Também foi utilizada a análise de agrupamentos (AA), na qual foi possível inferir sobre as possíveis fontes de poluição e com o auxílio da resolução CONAMA nº 357/2005, verificar padrões fora da normalidade. Por meio deste estudo, notou-se que os valores dos parâmetros analisados apresentaram-se fora do recomendado pela legislação ao longo dos anos e que os agrupamentos sofrem influências de fontes antropogênicas. Concluiu-se que o uso da análise de agrupamentos possibilitou inferir sobre as possíveis fontes de contaminação do Rio Santa Rosa e com isso auxiliar nas tomadas de decisões e no planejamento ambiental da região.

Palavras-chave: Recursos Hídricos. Análise de Agrupamento. Qualidade da água.

Abstract

Despite the efforts and advances made over the years, Brazil and other countries still suffer from the pollution of their water resources due to anthropogenic actions. This study aims to trace a comparison between the values of the water quality parameters of distinct seasonal periods and the ones established by the national safety guidelines, and to analyze the similarity of these water quality parameters that were collected over the extent of The Santa Rosa River, which is located in the Turvo - Santa Rosa - Santo Cristo Watershed. In this study the following parameters were utilized: Aluminum, Chloride, Thermotolerant Coliforms, Electrical Conductivity, Biological Oxygen Demand, Chemical Oxygen Demand, Iron, Total Phosphorus, Manganese, Nitrate, Nitrite, Kjeldahl Total Nitrogen,

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense - Pelotas - Rio Grande do Sul - Brasil.

² Universidade Federal de Pelotas - Pelotas - Rio Grande do Sul - Brasil.

* **Autora correspondente:** samantacecconello@ifsul.edu.br.

Dissolved Oxygen, Total Solids, Water Temperature, Turbidity and Zinc. These were sampled at five different points of the Santa Rosa River from 2005 to 2011. These data were submitted to a descriptive statistical analysis, which encompasses the average, minimum, maximum and coefficient of variation. A hierarchical cluster analysis was also used to infer the potential sources that could influence the analyzed parameters. With the aid of CONAMA resolution 357, it was possible to determine which of the studied parameters were outside of the safety range for human interaction. The results of this study show that the values of several parameters were too high for the standards set by legislation. The Clusters formed by the software suggest that the groups of parameters are being influenced by anthropogenic sources and climatic variations of the region. It was concluded that using hierarchical cluster analysis made it possible to infer the probable sources of pollution of the Santa River with the aim to assist in the decision making and environmental planning of the region.

Keywords: Water resources. Hierarchical Cluster Analysis. Water Quality.

1 INTRODUÇÃO

A qualidade da água de um corpo hídrico é função das ações antrópicas e das mudanças nos processos naturais do recurso hídrico, sejam elas temporais, espaciais ou climáticas (OGWUELEKA, 2015). Nesse contexto, as ações antrópicas podem ser entendidas como todas as atividades que exploram os recursos hídricos e que de alguma forma modificam a qualidade e ou a quantidade das águas, entre elas a urbanização, as atividades agropecuárias e a captação de água para consumo humano (SINGH et al., 2015). Essas atividades afetam a capacidade de autodepuração dos corpos hídricos por meio das descargas de efluente e lixiviação de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio (VAROL et al., 2013).

Nesse contexto, a autodepuração pode ser entendida como um processo natural, no qual o ambiente aquático, com ferramentas naturais, neutraliza as cargas orgânicas lançadas no mesmo. A autodepuração busca restabelecer o equilíbrio do meio aquático, ou seja, retornar ao estágio inicial, onde o meio aquático apresentava as características antes do lançamento de cargas poluidoras como despejos de esgotos domésticos (ANDRADE, 2010). Os impactos gerados pela disposição de efluentes em águas são inúmeros (MEDHI, et al., 2017; BRION, et al., 2015). Seus

reflexos podem ser sentidos como, por exemplo, na economia local, pois eles aumentam o custo do tratamento de água, os custos com despesas hospitalares (devido a um número maior de internações de pacientes), perda na produtividade agropecuária, perda no atrativo turístico e na pesca da região (WELLS, et al., 2014).

Sendo assim, faz-se necessário realizar um monitoramento constante nos recursos hídricos visando à sua preservação. Para tanto, informações sobre as concentrações das variáveis limnológicas são de extrema relevância para identificar o estado atual do recurso hídrico (AMORIM et al., 2014). No território nacional, a classificação e o enquadramento dos corpos d'água são determinados pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005, que dispõe das condições e os padrões de lançamento de efluentes, dentre outras providências (BRASIL, 2005). Todavia, para realização de um monitoramento adequado dos recursos hídricos se fazem necessárias análises físico-químicas e biológicas contínuas e ferramentas estatísticas capazes de analisar simultaneamente um conjunto de variáveis limnológicas (KUBALA, 2017).

Dentre as ferramentas multivariadas empregadas para essa finalidade têm-se a Análise Hierárquica de Agrupamentos, também conhecida como Análise de Agrupamentos (AA) (TZIRITIS et al., 2016;

HAJIGHOLIZADEH et al., 2017; YI et al., 2015). A Análise de Agrupamentos é uma técnica que objetiva reduzir o número de casos ou observações classificando-os em grupos homogêneos (YIM et al., 2015). Sendo assim, a aplicação da AA pode auxiliar na interpretação de complexos dados matriciais de variáveis limnológicas, e assim facilitar o entendimento sobre a qualidade da água de um dado manancial (SIMENOV et al., 2003).

Para melhor entender como a Análise de Agrupamentos funciona, deve-se utilizar a analogia de uma gaveta onde há diversos itens para serem organizados em seus locais específicos. O processo de adicionar os itens em seu lugar se assemelha à Análise de Agrupamentos, já que é provável que os itens sejam agrupados de acordo com o seu tipo ou funcionalidade. Essa organização deve seguir um critério, que faz esses itens serem similares entre si ou não (LEONARD, 2008).

O método de agrupamento hierárquico (AA) geralmente coloca os elementos em agrupamentos com base nas semelhanças entre os elementos (TAN, 2019). Os métodos mais conhecidos são: a ligação simples, a ligação completa e a ligação média. Um método mais complexo, porém mais preciso, é o método de Ward. Esse método foi desenvolvido para classificação de usuários e criação de novos grupos de usuários (ESZERGÁR-KISS; CAESAR, 2017).

O método de agrupamento hierárquico pode ser aglomerativo ou divisivo. O método aglomerativo coleta elementos em grupos (clusters), enquanto os métodos divisivos separam os elementos sucessivamente em grupos (TAN, 2019). O método de Ward's é aglomerativo, portanto ele consiste basicamente em considerar cada elemento como independente. Em seguida, é calculada a Distância Euclidiana entre dois elementos (dois parâmetros de qualidade da água, por exemplo). Posteriormente, esses elementos são agrupados de acordo com essa distância. De acordo com

Madhulatha (2012), quanto mais próximo de zero for a distância Euclidiana, mais similares serão os objetos comparados. Esses passos são repetidos até que reste somente um grupo. Os grupos são determinados de forma a se obter homogeneidade dentro deles e heterogeneidade entre eles (VICINI et al., 2018). Uma vez que um cluster é criado como resultado de uma etapa, os elementos do novo cluster não podem ser separados novamente (TAN, 2019).

O método Ward's é um método conservador, monótono e cria aproximadamente os mesmos grandes grupos, mas é sensível a outliers (ESZERGÁR-KISS; CAESAR, 2017). De acordo com Eszergár-Kiss e Caesar (2017), o método Ward's é considerado o mais robusto porque é o único dos métodos hierárquicos que, além de analisar a homogeneidade dos agrupamentos criados, leva em consideração a heterogeneidade desses agrupamentos em relação aos outros.

Frente ao exposto, este estudo objetivou comparar os valores dos parâmetros de qualidade da água entre os diferentes períodos com os estabelecidos pela legislação vigente e analisar a similaridade entre variáveis limnológicas estabelecidas ao longo do Rio Santa Rosa, localizado na Bacia hidrográfica Turvo - Santa Rosa - Santo Cristo.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área

O Rio Santa Rosa, objeto deste estudo, está localizado no noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas de latitude 27°07' a 28° 11' Sul e longitude 53° 27' a 55° 20' Oeste. É um contribuinte do Rio Uruguai e faz parte da Bacia Turvo - Santa Rosa - Santo Cristo, também denominada Bacia Hidrográfica U030. Essa Bacia Hidrográfica abastece cerca de 50 municípios, sendo que, destes, 10 municípios possuem sede

ou alguma área na sub-bacia do Rio Santa Rosa incluindo: Novo Machado, Tucunduva, Tuparendi, Santa Rosa, Três de Maio, Independência e Giruá (DRH, 2012; MMA, 2006).

Tendo como referência a grande extensão territorial da sub-bacia Santa Rosa e das diferentes atividades de uso e ocupação do solo da região, como as atividades de agricultura (feijão, trigo, soja e aveia), diversos impactos e demandas

podem ocasionar efeitos na qualidade da água. Dentre essas atividades inclui-se a suinocultura, considerada uma atividade de alto impacto aos mananciais. Cabe destacar que, nesta região, utilizam-se dejetos oriundos de animais como fertilizantes na agricultura, o que também representa um potencial poluidor não só do Rio Santa Rosa, mas também do Aquífero Fraturado Serra Geral (FEPAM, 2018). Na Fig. 1, está apresentada a área de estudo no Rio Santa Rosa.

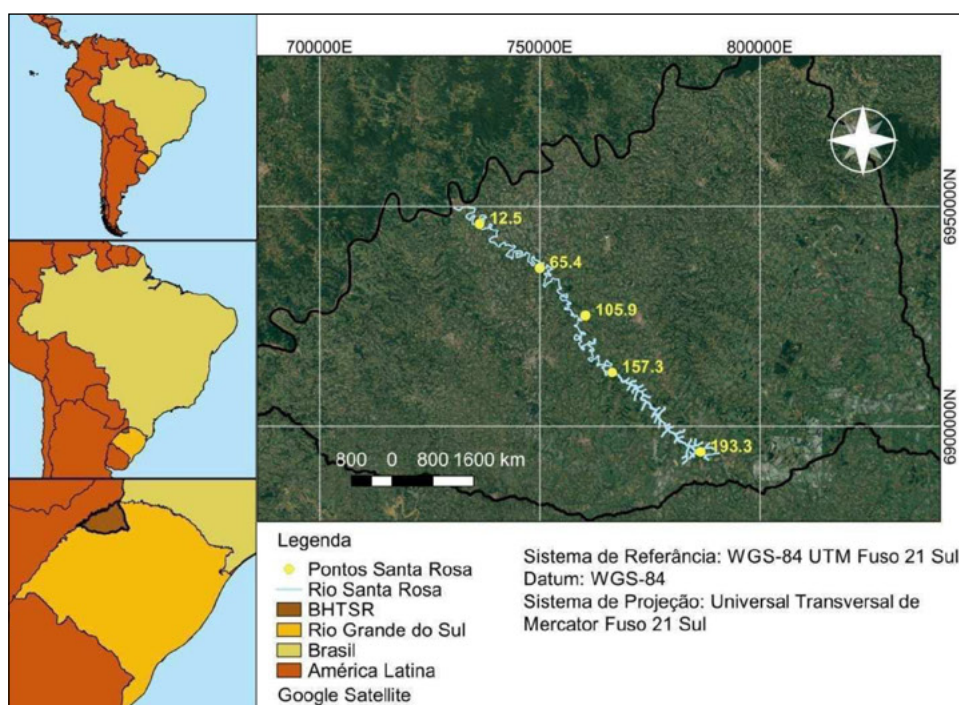


Figura 1 - Mapa da área de estudo do Rio Santa Rosa.

2.2 Obtenção das variáveis limnológicas

Os dados utilizados neste trabalho foram coletados pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM). No Rio Santa Rosa, a FEPAM realizou o monitoramento e a análise de parâmetros limnológicos, com uma frequência semestral, no período de 2005 a 2011, compreendendo diferentes períodos pluviais da região em questão. Com isso, a implementação da Análise de Agrupamento foi

realizada nos dados das variáveis limnológicas pertencentes ao Rio Santa Rosa, dividindo a série temporal em dois períodos. O período 1 compreende os meses de janeiro a junho e o período 2 representa os meses de julho a dezembro dos anos de 2005 a 2011.

A amostragem foi realizada em cinco pontos distintos, englobando várias regiões do Rio Santa Rosa, pois, de acordo com Chang (2014), é sabida a dificuldade de verificar a poluição hídrica em

sistemas dinâmicos apenas com análises temporais. Os pontos amostrais utilizados neste estudo podem ser verificados na Tabela 1.

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos de monitoramento do Rio Santa Rosa

Ponto	Localização	
	Latitude	Longitude
SR 105.9	54° 21' 29.2" S	27° 46' 21.4" O
SR 193.3	54° 05' 9.3" S	28° 2' 47.6" O
SR 157.3	54° 17' 37.3" S	27° 53' 16.3" O
SR 65.4	54° 27' 55.8" S	27° 40' 37.6" O
SR 12.5	54° 36' 20.9" S	27° 35' 19.9" O

Os parâmetros limnológicos coletados pela FE-PAM e utilizados neste estudo são: Alumínio - Al (mg.L^{-1}); Cloreto - Cl- (mg.L^{-1}); Coliformes termotolerantes - CT (NMP-100 ml); Condutividade elétrica- CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$); Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO ($\text{DBO}_5\cdot\text{L}^{-1}$); Demanda Química de Oxigênio - DQO ($\text{DQO}\cdot\text{L}^{-1}$); Ferro - Fe (mg.L^{-1}); Fósforo Total- PT (mg.L^{-1}); Manganês - Mn (mg.L^{-1}); Nitrato - NO_3^- (mg.L^{-1}); Nitrito - NO_2^- (mg.L^{-1}); Nitrogênio Total Kjeldahl - NTK (mg.L^{-1}); Oxigênio Dissolvido - OD (mg.L^{-1}); pH (unidade de pH); Sólidos Totais - ST (mg.L^{-1}); Temperatura da água - TH2O ($^\circ\text{C}$); Turbidez - TH (NTU) e Zinco - Zn (mg.L^{-1}).

2.3 Análise de agrupamentos

Primeiramente, os dados compilados foram submetidos a uma análise estatística clássica que considerou os parâmetros estatísticos: média, mínimo, máximo e coeficiente de variação, com o intuito de promover uma análise exploratória dos dados. Foram obtidos dados pluviométricos da estação pluviométrica 2754009, localizada no Rio Santa Rosa. Esses dados estão disponibilizados na plataforma Hidroweb da Agência Nacional das Águas (ANA, 2019) para a série temporal 2005 a 2011.

Para realizar a análise de agrupamentos, foi utilizado o método de Ward's como método de ligação, e para medir a similaridade entre as variáveis, utilizou-se a distância Euclidiana (LIBERTI et al., 2014). Geralmente, ao utilizar as técnicas de agrupamentos hierárquicos deseja-se que o método de ligação produza grupos mais heterogêneos possíveis entre si, sendo que dentro desses grupos o desejado passa ser uma maior similaridade (MINGOTI, 2013). De acordo com Murtagh (2014), o método de Ward's ou método de mínima variância é interessante uma vez que procura formar agrupamentos dentro de um espaço euclidiano multivariado.

A distância Euclidiana utilizada neste trabalho tem o intuito de comparar dois elementos amostrais, de acordo com Mingoti (2013). Quanto menor o valor da distância Euclidiana, conseqüentemente, maior será a similaridade dos elementos comparados. Cabe destacar que o ponto de corte foi definido a critério dos autores conforme sugerido por Hair et al. (2009).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Pluviosidade média para a região do Rio Santa Rosa entre os anos de 2005 a 2011

Após a realização da compilação dos dados de pluviosidade da região estudada, foi possível verificar a precipitação média anual para a região do Rio Santa Rosa, conforme pode ser verificado na Fig. 2.

A precipitação média anual para a região estudada variou entre 115mm a 170mm. A Fig. 3 demonstra a média da pluviosidade semestral para a série temporal de 2005 a 2011.

Observa-se que no período 1 houve uma precipitação média de 127mm e no segundo período de 147mm.

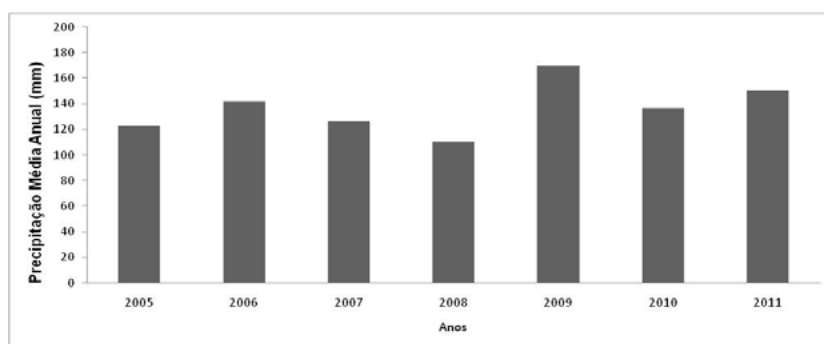


Figura 2 - Pluviosidade média anual para a região do Rio Santa Rosa entre os anos de 2005 a 2011.

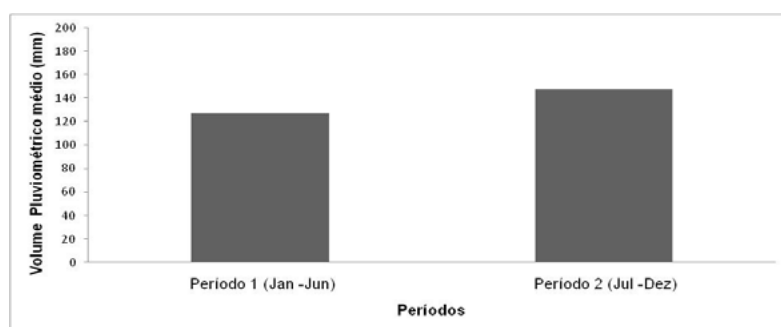


Figura 3 – Média pluviométrica para os períodos 1 e 2.

3.2 Estatística descritiva

3.2.1 Período 1 (Jan - Jun)

A estatística descritiva dos dados pertencentes às variáveis de qualidade da água do Rio Santa Rosa do período 1 encontram-se dispostos na Tabela 2.

Tabela 2 - Estatística descritiva para os dados da qualidade da água do Rio Santa Rosa compreendendo o Período 1.

Variáveis	Unidades	Média	Mínimo	Máximo	CV (%)
Al	mg.L ⁻¹	0,61	0,0572	2,89	131,617
CT	NMP-100 ml	3343,87	20	24000	171,024
Mn	mg.L ⁻¹	0,062	0,008	0,29	124,495
NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,058	0,01	0,88	351,533
NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	1,237	0,11	16	274,556
DBO	mg.L ⁻¹	1,4	1	5	64,475
CL	mg.L ⁻¹	2,162	0,2	6,1	83,850
DQO	mg.L ⁻¹	9,505	1,26	27	65,790
PT	mg.L ⁻¹	0,078	0,01	0,34	105,608
NTK	mg.L ⁻¹	0,979	0,5	3,74	89,885
Fe	mg.L ⁻¹	1,270	0,01	6,03	86,355
Zn	mg.L ⁻¹	0,125	0	0,803	189,546
TH	NTU	17,262	8	59	57,224
OD	mg.L ⁻¹	7,537	4,8	9,8	17,789
CE	μS cm ⁻¹	56,107	1	150,5	54,982
ST	mg.L ⁻¹	74,379	41	133	33,564
pH	-	7,326	6,3	8,24	6,481
TEMP H ₂ O	°C	22,553	1	28	28,121

Al – Alumínio; CT – Coliformes termotolerantes; Mn – Manganês; NO₂⁻ – Nitrito; NO₃⁻ – Nitrito; DBO – Demanda bioquímica de oxigênio; Cl – Cloreto; DQO – Demanda química de oxigênio; PT – Fósforo total; NTK – Nitrogênio total Kjeldahl; Fe – Ferro; Zn – Zinco; TH – Turbidez; OD – Oxigênio dissolvido; CDE – Condutividade elétrica; ST – Sólidos totais; pH; TEMP H₂O - Temperatura da água.

Com relação aos valores médios das variáveis limnológicas: CL 2,16mg.L⁻¹; CE 56, 10 μS cm⁻¹; ST 74,37mg.L⁻¹; pH 7,32; TEMP H₂O 22,55 °C; NTK 0,97mg.L⁻¹; DQO 9,5mg.L⁻¹; Zn 0,12mg.L⁻¹; TH 17,26 NTU; OD 7,53mg.L⁻¹, encontram-se dentro dos limites estabelecidos pelo CONAMA 357/2005. Entretanto, as variáveis NO₃⁻; CT; Al; PT e Fe apresentaram-se fora dos padrões recomendados pela norma vigente.

Para o parâmetro NO₃⁻, seu valor máximo foi de 16mg.L⁻¹, o qual excede os limites recomendados (10mg/L⁻¹) pela CONAMA nº 357/2005. No entanto, foi constatado que o valor médio do NO₃⁻ (1,23mg.L⁻¹) está dentro das recomendações dos órgãos ambientais, ou seja, essa discrepância não ocorreu em todo o período analisado.

Já o parâmetro CT possui uma média elevada (3343,875 NMP – 100ml), a qual ultrapassa os parâmetros recomendados (1000 NMP – 100ml) na legislação, sendo seu valor máximo (24000 NMP – 100ml) do período 1 foi encontrado no ponto SR 105,9 o qual é localizado praticamente na região central do Rio Santa Rosa, e perto de manchas urbanas consideráveis como o município de Santa Rosa. O atributo CT pode ser considerado de grande preocupação, pois, pelos dados disponibilizados pelo comitê da bacia do Turvo, sabe-se que atividades de recreação são praticadas na região, o que coloca pessoas em perigo devido à alta concentração deste parâmetro. A variável limnológica Al apresentou uma média alta (0,61mg.L⁻¹), fora dos padrões recomendados (0,1mg.L⁻¹) pela CONAMA nº 357/2005, sendo seu valor máximo (2.89mg.L⁻¹) para o período 1 encontrado no ponto SR 193.3, este ponto sendo localizado próximo a jusante do Rio Santa Rosa, nas proximidades do município de Giruá.

De acordo com estudos conduzidos por Panhwar et al. (2015), o Al pode ser considerado como um metal tóxico não essencial à vida humana, sendo

encontrado em lodos de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE). O ser humano está geralmente exposto a várias quantidades de alumínio, e sua ingestão pode estar associada a problemas de funcionamento do sistema nervoso, sendo um problema também para pessoas com problemas renais.

A variável PT apresentou um valor médio (0,078mg.L⁻¹) relativamente elevado, sendo considerado fora do recomendado (0,05mg.L⁻¹) para os corpos hídricos classe II, e o valor máximo encontrado (0,34mg.L⁻¹) para o ponto SR 65.4. De acordo com o mapeamento de uso e ocupação da terra proposto pelo comitê de bacia da região estudada, essa área pode ser considerada como de atividades agrícolas irrigadas, perenes e anuais. As concentrações médias de Fe (1,27mg.L⁻¹) para esse período quando comparadas às da legislação, estão muito acima das concentrações permitidas (Fe - 0,3mg.L⁻¹), e seu valor máximo (Fe - 6,03mg.L⁻¹) pode ser considerado fora da legislação.

Segundo Vega et al. (1998), é importante notar a alta dispersão das variáveis limnológicas (CT 171,024%; Mn 124,495%; NO₂⁻ 3513,533%; NO⁻ 274,556%; DBO 64,475%; CL 83,850%; DQO 65,790%; PT 105,608%; NTK 89,885%; Fe 86,355%; Zn 189,546%; TH 57,224%; CE 54,982%). Considerando a metodologia de Wilding e Dress (1983), essas variáveis indicam grande variabilidade durante a série temporal estudada, as quais podem apontar a presença de pontos poluidores dispersos ao longo do corpo hídrico Santa Rosa, e também pela influência de diversos fatores climatológicos como, por exemplo, a precipitação. De acordo com essa metodologia, os atributos (OD 17,789%; ST 33,564%; TEMP H₂O 28,121%) apresentaram média dispersão e a variável pH apresentou (6,481%) baixa dispersão.

3.2.2 Período 2 (Jul - Dez)

Os resultados da estatística descritiva para os dados referentes à qualidade da água para o período 2 podem ser encontrados na Tabela 3.

Tabela 3 - Estatística descritiva do Período 2 do Rio Santa Rosa

Variáveis	Unidades	Média	Mínimo	Máximo	CV (%)
Al	mg.L ⁻¹	2,025	0,121	7,43	125,791
Cl	mg.L ⁻¹	2,034	0,5	4,7	50,336
CT	NMP-100 ml	3334,6	74,2	50000	290,614
Mn	mg.L ⁻¹	0,088	0,01	0,73	175,466
NTK	mg.L ⁻¹	0,592	0,05	1,33	46,609
DBO	mg.L ⁻¹	1,485	1	7	89,655
Zn	mg.L ⁻¹	0,124	0	0,38	88,865
NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	1,11	0,06	6	111,636
TH	NTU	59,506	9	661	200,191
PT	mg.L ⁻¹	0,049	0,01	0,142	74,872
DQO	mg.L ⁻¹	10,346	5	28	60,880
TEMP H ₂ O	°C	17,75	13	23,3	15,007
CE	µS cm ⁻¹	51,693	19,8	74,7	29,004
pH	-	7,226	6,7	7,8	3,536
ST	mg.L ⁻¹	81	40	133	31,467
Fe	mg.L ⁻¹	2,460	0,406	7,87	96,070
OD	mg.L ⁻¹	7,564	4,8	11,2	24,003
NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	0,016	0,01	0,05	79,464

Al – Alumínio; Cl – Cloreto; CT – Coliformes termotolerantes; Mn – Manganês; NTK – Nitrogênio total Kjeldahl; DBO – Demanda bioquímica de oxigênio; Zn – Zinco; NO₃⁻ – Nitrito; TH – Turbidez; PT – Fósforo total; DQO – Demanda química de oxigênio; TEMP H₂O – Temperatura da água; CE – Condutividade elétrica; pH; ST – Sólidos totais; Fe – Ferro; OD – Oxigênio dissolvido; NO₂⁻ – Nitrito.

Para o período 2, foi constatado que as variáveis (OD 7,564mg.L⁻¹; CE 51,693µS cm⁻¹; pH 7,226; Cl 2,034mg.L⁻¹; Mn 0,088mg.L⁻¹; NTK 0,592mg.L⁻¹; DBO 1,485mg.L⁻¹; Zn 0,124mg.L⁻¹; NO₃⁻ 1,11mg.L⁻¹; TH 59,506 NTU; PT 0,049mg.L⁻¹) possuem seus valores médios dentro dos limites estipulados pela CONAMA no 357/2005.

No entanto, algumas dessas variáveis citadas anteriormente (OD 4,80mg.L⁻¹; Mn 0,73mg.L⁻¹; DBO 7mg.L⁻¹; Zn 0,38mg.L⁻¹; NO₃⁻ 6mg.L⁻¹; TH 661 NTU; PT 0,14mg.L⁻¹) apresentaram seus valores máximos fora das recomendações da legislação ambiental. No caso do OD, seu valor mínimo ficou abaixo do esperado. Os valores médios para as variáveis (Al 025mg.L⁻¹; CT 3334,6 NMP-100 ml) estavam fora dos padrões, sendo que seus valores máximos (Al 7,43mg.L⁻¹; CT 5000 NMP-100 ml) também estavam em desacordo com a legislação vigente. Os valores de CT e Mn foram registrados em pontos próximos e em momentos de baixa

pluviometria média para os meses de julho a dezembro (Fig. 3).

O valor de DBO foi registrado em uma área onde há uma possível ocorrência de atividades agropecuárias. O maior valor encontrado para a TH, para o período 2, foi registrado em maior precipitação, o que pode explicar a turbidez tão elevada neste momento. Para o atributo NO₃⁻ seu maior valor foi encontrado no ponto SR 193.3, que é o último ponto a jusante do Rio Santa Rosa, o que pode corroborar a ideia da poluição oriunda de fontes diversas e esparsas do ponto em questão.

Os valores dos coeficientes de variação (CVs) encontrados para as variáveis (Al 125,791%; Cl 50,336%; CT 290,614%; Mn 175,466%; TH₂O 0,191%; DQO 60,880%; NTK 46,609%; DBO 89,655%; Zn 88,865%; NO₃⁻ 111,636%; PT 74,872%; Fe 96,070%; NO₂⁻ 79,464%) podem ser considerados de alta dispersão. Já as variáveis

(TEMP H₂O 15,007%; CE 29,004%; ST 31,467%; OD 24,003%) são consideradas de média dispersão, e a variável pH 3,536% de baixa dispersão.

Deste modo, o período 1 demonstrou possuir um número menor de variáveis, infringindo os valores permitidos pela norma, com exceção do CT, que apresentou em ambos os períodos média e valor máximo que ultrapassaram os valores normativos. A diferença entre as médias pluviométricas pode parecer insignificante quando analisada, mas o período mais intenso de chuvas parece influenciar de maneira negativa as variáveis limnológicas do Rio Santa Rosa.

É esperado que a qualidade da água se apresente em piores condições em períodos com baixa pluviosidade devido à concentração dos poluentes, mas, como identificado nos valores estudados, as

variáveis tendem a ser superiores a seus limites máximos com maior regularidade no período 2, o que apresenta uma taxa pluviométrica relativamente maior do que o período 1. Xiau et al. (2016), em seus estudos sobre a qualidade da água e sua relação com padrões de modificação dos solos e diferenças sazonais, na cidade de Huzhou na China, acharam resultados parecidos e os atribuíram a poluições difusas como agricultura e pecuária.

3.3 Análise de Agrupamentos

3.3.1 Período 1 (Jan - Jun)

O dendrograma do período 1 pode ser visualizado na Fig. 4. Neste, o ponto de corte foi estabelecido em 40%, pois a partir deste ocorre uma maior heterogeneidade entre os grupos formados.

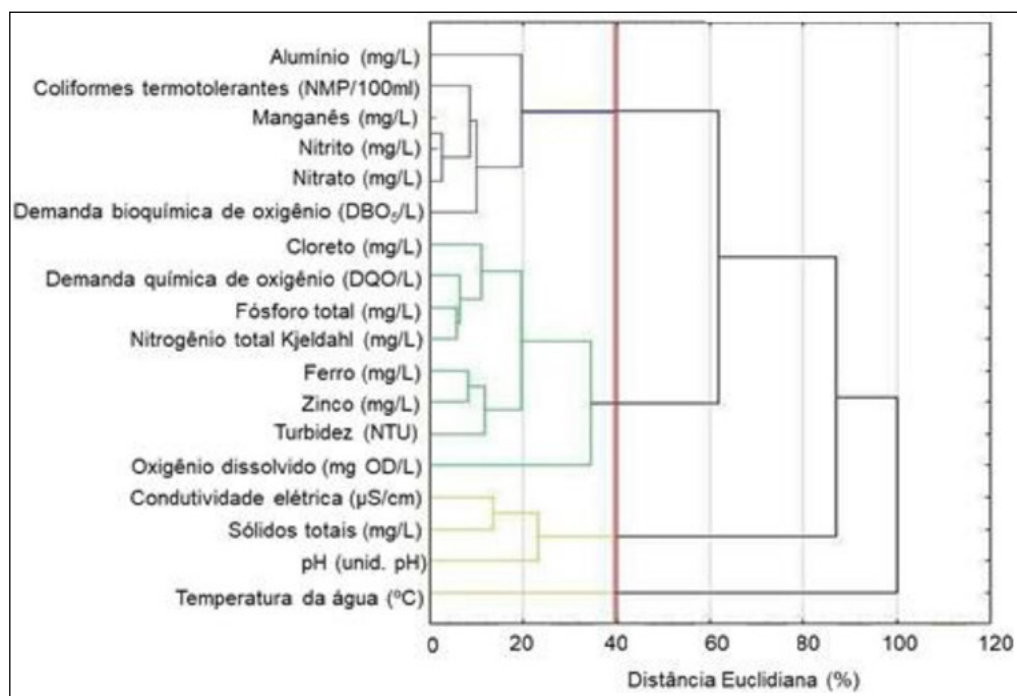


Figura 4 - Análise de Agrupamentos obtida para o período 1 para a qualidade da água do Rio Santa Rosa.

Observam-se na Fig. 4 quatro grupos homogêneos formados pela AA, sendo que o grupo 1 é formado pelas variáveis: Al, CT, Mn, NO₂⁻ e DBO; o

grupo 2 por: CL, DQO, PT, NTK, Fe, Zn, TH e OD; o grupo 3 contém o CE, pH, ST e, o grupo 4 é composto apenas pela variável TEMP H₂O.

No grupo 1, os atributos NO_2^- e NO_3^- apresentam uma grande proximidade, sendo ambos relacionados com indícios de poluição recente. Eles formam uma proximidade com a variável CT. Essa relação pode ter origem em atividades como os despejos de efluentes domésticos, que contêm amônia oriunda da excreta humana ou também da decomposição de material orgânico contendo compostos nitrogenados. Já o NO_2^- pode ser o resultado da redução do NO_3^- (VEGA et al., 1998). A presença do CT reafirma que essa fonte de poluição pode estar sendo originária de material fecal (DOUAGUI et al., 2012). Já o Al pode ser oriundo de sais de alumínio ou de cloreto de polialumínio, os quais são utilizados para o tratamento de água nas Estações de Tratamento de Água para a coagulação química (TAOUIL et al., 2014).

O grupo 2 é o maior encontrado para o período 1, sendo que as variáveis limnológicas que apresentaram a maior proximidade entre si foram o NTK e PT, junto com a variável DQO. Estas possivelmente estão ligadas às práticas agrícolas, uma vez que nos arredores da Sub-bacia Santa Rosa se pratica o plantio de diversos cereais, sendo esta a terceira maior sub-bacia da bacia Turvo - Santa Rosa - Santo Cristo, em consumo hídrico (131,2 L/s) destinado para atividades agrícolas (SHRESTHA et al., 2011). As variáveis Fe, Zn e TH apresentam uma grande proximidade observada, pois, de acordo com Nazir et al. (2015), quando os solos estão expostos, as concentrações desses parâmetros podem aumentar, pois eles podem ser oriundos de fontes geológicas, o que pode explicar a proximidade com a TH sendo que pelas chuvas esse material pode ir parar nos leitos dos rios, tornando o meio mais turbido. O autor supracitado alerta que altas concentrações desses atributos podem ser tóxicas, interferindo nas funções biológicas dos organismos.

Por fim, no grupo 3 verificou-se uma proximidade elevada entre as variáveis CE e ST. Essas variáveis por si apresentaram uma distância considerada

média com o pH. De acordo com estudos realizados por Singh (2004), essas influências podem ter origem também na influência de arraste de material para o rio durante o período de chuvas, o que influencia na relação entre sólidos totais e condutividade elétrica, que mantém uma proximidade com o pH, pois com a dissolução desses materiais na água ocorre a variação desse parâmetro ao longo do período estudado. O quarto grupo observado é composto apenas da variável temperatura da água; esta apresentou-se isolada, pois a dissolução de sais é influenciada geralmente no período do verão, quando as temperaturas são mais altas.

3.3.2 Período 2 (Jul - Dez)

O dendrograma do período 2 pode ser visualizado na Fig. 5. Também optou-se por fazer o corte do dendrograma em 40%, para que haja um melhor entendimento da formação dos grupos formados.

De acordo com a Fig. 5, houve formação de 3 grupos homogêneos, observados para o segundo período. O grupo 1 é formado por Al e Cl. Esse grupo é o menor encontrado para este período. O grupo 2 apresenta as variáveis CT, Mn, NTK, DBO, Zn, NO_3^- , TH, PT, DQO e TEMP H_2O . Esse grupo é o maior observado para este período. Por fim, o grupo 3 contém o CE, pH, ST, Fe, NO_2^- e OD. O grupo 1 apresentou uma grande proximidade entre os parâmetros Al e Cl, os quais podem ter origem em fontes poluidoras, como os despejos de lodos das Estações de Tratamento de Águas ou da dissolução de rochas (TAHIR et al., 1999; RODUSHKIN et al., 1995).

Já para o grupo 2, formado pelas variáveis CT e Mn, NTK, DBO e Zn, NO_3^- , TH, PT, DQO e TEMP H_2O , pode-se notar a relação entre o CT e Mn, NTK e DBO. Essas relações podem estar conectadas pelo escoamento superficial, pelas chuvas na região. O parâmetro CT pode ser influenciado por fezes de

animais da superfície. O Mn geralmente é associado com o desgaste de rochas da região ou também como produto restante de alguns agrotóxicos, e o NTK utilizado em atividades agrossilvipastoris é influenciado pelos adubos utilizados como nutrien-

tes para plantações. Por último, a DBO complementa parte desse grupo, pois ela é indicativa de que há presença de matéria orgânica nas águas de um rio (CETESB, 2018; HODGE et al., 2016; SINGH et al., 2005; MENEZES et al., 2009).

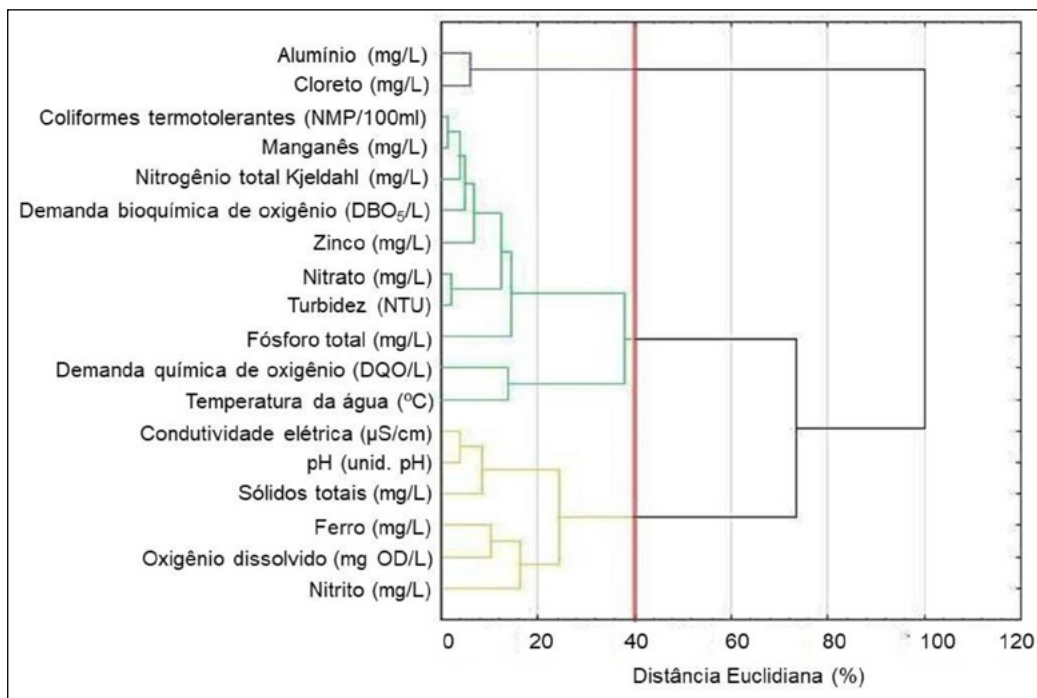


Figura 5 - Grupos de variáveis referentes ao período 2.

A proximidade verificada nas variáveis limnológicas NO_3^- , TH e PT reforça a ideia de poluição oriunda do lançamento de esgotos ou da adubação química. O carregamento dessas substâncias se intensifica com uma maior incidência de chuvas, aumentando também a turbidez do meio, pois com as chuvas, além do fósforo e do nitrogênio também há um arraste de solo. Vale salientar que a forma NO_3^- é indicativa de que a poluição não é recente, pois permitiu que o nitrogênio fosse oxidado, e para tal é necessário um tempo maior para que o manancial possa oxidar essa substância, indicando uma poluição antiga (ALRUMMAN et al., 2016).

As variáveis DQO e TEMP H_2O podem estar no mesmo grupo pois, com uma carga maior de de-

tritos lançado no corpo d'água, a DQO tende a aumentar, e de acordo com estudos realizados por Bakole et al. (2017), que verificaram que a temperatura da água pode influenciar nas concentrações de DQO, já que com temperaturas maiores da água a DQO tende a se reduzir pois há uma aceleração dos processos oxidativos.

Por fim, no grupo 3 as relações encontradas entre CE, pH e ST podem ter sua origem no lançamento de efluentes domésticos e na dissolução de rochas presentes no leito do rio. Os efluentes domésticos podem conter alta taxa de sais, o que pode alterar as propriedades do meio aquático; logo, no mesmo grupo é verificada uma proximidade entre as variáveis Fe e OD. O elemento químico Fe, na água, tende a oxidar; sendo as-

sim, exige oxigênio para sua oxidação. O nitrito apresentou proximidade com os compostos deste grupo, especialmente com o OD, pois, como mencionado anteriormente, o NO_2^- pode ser utilizado como um indicativo de fontes de poluição recente em um corpo hídrico. O nitrito, sendo uma forma reduzida, leva ao entendimento de que tais fontes estão influenciando o meio aquático há algum tempo (MORRISON et al., 2001).

Jung et al. (2016), ao avaliarem a qualidade da água do Rio Nakdong, associaram as possíveis fontes poluidoras ao descarte de efluentes de pequenas cidades e indústrias na região do rio, junto com extensas atividades agropecuárias e agrícolas. Singh et al. (2005), ao analisarem a qualidade da água no Rio Gomti na Índia utilizando a técnica AA, constataram que a mesma é válida para os possíveis questionamentos sobre as prováveis fontes poluidoras de um meio hídrico, chegando à conclusão de que o Rio Gomti estava sofrendo poluição de fontes como despejos de efluentes domésticos e escoamento de materiais da superfície. No entanto, Ding et al. (2015), ao conduzir um estudo na bacia do Rio Dongjiang no sudeste da China, encontraram resultados diferentes dos encontrados neste estudo. Os autores apontaram que as poluições urbanas possuem um maior impacto na qualidade da água do rio e que as atividades agrícolas geraram um impacto menor no rio, sendo que as variáveis limnológicas estudadas por eles se apresentaram em piores condições durante os períodos de menor precipitação na região.

3.3.3 Comparação dos grupos formado nos diferentes períodos

Os resultados da AA do período 1 (Jan - Jun) mostraram uma formação do agrupamento das variáveis aparentemente diferentes da AA do período 2 (Jul - Dez). O grupo 2 formado no período 2 apresentou 10 parâmetros agrupados, sendo o maior grupo formado na AA. Vale notar que no

período 1 foi encontrado o menor grupo sendo constituído apenas de 1 variável ($\text{TEMP H}_2\text{O}$).

No grupo 2 do período 2, a variável $\text{TEMP H}_2\text{O}$ foi agrupada com as demais. O mesmo não ocorre para o período 1, sendo observado que a mesma se apresenta isolada. No grupo 3 de ambos os períodos, notou-se que 3 variáveis (CE, ST, pH) formaram grupos iguais com proximidades iguais entre elas; no entanto, o grupo 3 do período 2 contém outras variáveis não observadas no mesmo grupo do período 1. Com isso, nota-se que há uma diferença entre os períodos analisados e que os parâmetros estudados sofrem influências da sazonalidade devido a períodos chuvosos ou falta dos mesmos.

4 CONCLUSÃO

Conclui-se que a utilização da análise de agrupamentos (AA) pode ser considerada como uma ferramenta válida para auxiliar na tomada de decisões e na identificação de possíveis fontes poluidoras do Rio Santa Rosa. Constatou-se, portanto, que o Rio Santa Rosa sofre de poluição antropogênica, pois em ambos os períodos analisados houve variáveis que se apresentaram fora dos parâmetros da legislação ambiental. A variável Coliformes Termotolerantes apresentou valor médio e valor máximo em ambos os períodos superiores aos estabelecidos pela legislação ambiental vigente como sendo de limite seguro, o que pode ser considerado preocupante, já que essa variável pode afetar diretamente a saúde humana. A precipitação influencia no agrupamento das variáveis, pois a mesma exerce uma influência nas fontes de poluição, mudando a forma com que as variáveis se agruparam nos diferentes períodos.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

- ANDRADE, L. N. Autodepuração dos corpos d'água. **Revista da Biologia**, Vitória, v. 5, p.16-19, 30 dez. 2010.
- ALRUMMAN, S. A.; EL-KOTT, A. F.; KESHK, S. M. A. S.. Water Pollution: Source & Treatment. **American Journal Of Environmental Engineering**, [s.l.], v. 3, n. 6, p.88- 98, jan. 2016.
- AMORIM, D. G. et al. Ordination and evaluation of the water quality index for the creeks Rabo de Porco and Precuá, located in the Premium I Refinery area, municipality of Bacabeira (MA), Brazil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 251-259, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016131212>
- BRASIL. (2005) Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Caderno da região hidrográfica do Uruguai**. 2006. Disponível em: <<https://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/index.php/estantes/gestao/696-caderno-da-regiao-hidrografica-uruguai>>. Acesso em: 10 set. 2018.
- BRION, N. et al. Assessing the impacts of wastewater treatment implementation on the water quality of a small urban river over the past 40 years. **Environmental Science And Pollution Research**, [s.l.], v. 22, n. 16, p.12720-12736, 28 abr. 2015. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4493-8>.
- CHANG, . et al. Modeling water quality in an urban river using hydrological factors – Data driven approaches. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 151, p.87-96, mar. 2014. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.014>.
- DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS - DRH. **Elaboração de serviço de consultoria relativo ao processo de planejamento dos usos da água na bacia hidrográfica dos rios Turvo-Santa Rosa-Santo Cristo – enquadramento**. 2012.
- DING, J. et al. Impacts of Land Use on Surface Water Quality in a Subtropical River Basin: A Case Study of the Dongjiang River Basin, Southeastern China. **Water**, [s.l.], v. 7, n. 12, p.4427- 4445, 12 ago. 2015. MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/w7084427>.
- ESZERGÁR-KISS, D.; CAESAR, B. Definition of user groups applying Ward's method. **Transportation Research Procedia**, [S.L.], v. 22, p. 25-34, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2017.03.004>.
- DOUAGUI, A. G. et al. Assessment of the bacteriological quality and nitrate pollution risk of Quaternary groundwater in the southern part of Abidjan District (Côte d'Ivoire). **Journal Of Hydro-environment Research**, [s.l.], v. 6, n. 3, p.227-238, set. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jher.2012.05.001>.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE ROESSLER – FEPAM. **Monitoramento da qualidade da água da região hidrográfica das bacias litorâneas**. Site oficial da FEPAM. 2018. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/litoranea.asp>. Acesso em: 25 set. 2018.
- HAJIGHOLIZADEH, M.; MELESSE, A. M.. Assortment and spatiotemporal analysis of surface water quality using cluster and discriminant analyses. **Catena**, [s.l.], v. 151, p.247-258, abr. 2017. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.018>.
- HODGE, J. et al. Assessing the Association between Thermotolerant Coliforms in Drinking Water and Diarrhea: An Analysis of Individual-Level Data from Multiple Studies. **Environmental Health Perspectives**, [s.l.], v. 124, n. 10, p.1560-1567, out. 2016. <https://doi.org/10.1289/ehp156>.
- LIBERTI, L. et al. Euclidean Distance Geometry and Applications. **Siam Review**, [s.l.], v. 56, n. 1, p.3-69, jan. 2014. Society for Industrial & Applied Mathematics (SIAM). <https://doi.org/10.1137/120875909>.
- JUNG, K. Y. et al. Evaluation of water quality for the Nakdong River watershed using multivariate analysis. **Environmental Technology & Innovation**, [s.l.], v. 5, p.67-82, abr. 2016. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2015.12.001>.
- KUBALA, M. The usefulness of cluster analysis in the analysis of data obtained in the monitoring of the water environment. **Czasopismo Techniczne**, [s.l.], n. 12, p.181-186, dez. 2017. Uniwersytet Jagielloński - Wydawnictwo Uniwersytetu Jagiellońskiego. <https://doi.org/10.4467/2353737XCT.17.218.7761>.
- LEONARD, S. T. **The uses and benefits of cluster analysis in pharmacy research**. Elsevier Inc., [S. L.], v. 4, n. 1, p. 1-11, mar. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.sapharm.2007.02.001>.
- MADHULATHA, T. S. An overview on clustering methods. **Journal Of Engineering. Warangal**, p. 719-725. abr. 2012. <https://doi.org/10.48550/arXiv.1205.1117>.
- MENEZES, J. M. et al. Qualidade da água e sua relação espacial com as fontes de contaminação antrópicas e naturais: bacia hidrográfica do Rio São Domingos - RJ. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, Rio de Janeiro, v. 29, n. 4, p.687-698, dez. 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162009000400019>.
- MINGOTI, S. A. **Análise de Dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2013. 297 p.
- MORRISON, G. et al. Assessment of the impact of point source pollution from the Keiskammahoek Sewage Treatment Plant on the Keiskamma River - pH, electrical conductivity, oxygen-demanding substance (COD) and nutrients. **Water Sa**, [s.i.], v. 27, n. 4, p.475-480, 4 out. 2001. <http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v27i4.4960>.
- MURTAGH, F.; LEGENDRE, P. Ward's Hierarchical Agglomerative Clustering Method: Which Algorithms Implement Ward's Criterion?. **Journal Of Classification**, [s.l.], v. 31, n. 3, p.274-295,

- out. 2014. Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/s00357-014-9161-z>.
- OGWUELEKA, T. C. Use of multivariate statistical techniques for the evaluation of temporal and spatial variations in water quality of the Kaduna River, Nigeria. **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 187, n. 3, p.1-17, 24 fev. 2015. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-015-4354-4>.
- PANHWAR, A. H. et al. Correlation of cadmium and aluminum in blood samples of kidney disorder patients with drinking water and tobacco smoking: related health risk. **Environmental Geochemistry And Health**, [s.l.], v. 38, n. 1, p.265-274, 24 maio 2015. Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/s10653-015-9715-y>.
- RODUSHKIN, I.; MOISEENKO, T.; KUDRAVSJEVA, L.. Aluminum in the surface waters of the Kola Peninsula, Russia. **Elsevier Science Bv**, Apatity, v. 1, n. 163, p.55-59, jan. 1995. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04491-l](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04491-l).
- SHRESTHA, G. et al. River Water Quality Analysis of Hadano Basin and its Relationship with Nonpoint Sources of Pollution. **Journal Of Water And Environment Technology**, Yokohama, v. 9, n. 2, p.141-168, fev. 2011. <https://doi.org/10.2965/jwet.2011.141>.
- SINGH, K. P. et al. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study. **Water Research**, [s.l.], v. 38, n. 18, p.3980-3992, nov. 2004. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.06.011>.
- SINGH, K. P.; MALIK, A.; SINHA, S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques—a case study. **Analytica Chimica Acta**, [s.l.], v. 538, n. 1-2, p.355-374, maio 2005. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2005.02.006>.
- TAHIR, M. A. et al. Drinking water quality monitoring in the rural areas of Rawalpindi. In: National Workshop on Quality of Drinking Water. 1998. p. 35-39. **Anais...**
- TAN, . **Introduction to Data Mining**. 2. ed. [S. L.]: Pearson Education Limited, 2019. 864 p.
- TAOUIL, H. et al. Evaluation of métal pollution: Aluminium, Zinc, Iron and Copper of Tiykomyne well water (East Morocco). **J. Mater. Environ. Sci**, v. 5, n. 1, p. 177-182, 2014.
- TZIRITIS, E.; SKORDAS, K.; KELEPERTSIS, A. The use of hydrogeochemical analyses and multivariate statistics for the characterization of groundwater resources in a complex aquifer system. A case study in Amyros River basin, Thessaly, central Greece. **Environmental Earth Sciences**, [s.l.], v. 75, n. 4, p.1-11, fev. 2016. Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-5204-y>.
- VAROL, M., G., B., B., A., & Sen, B. Geochemistry of the Tigris River basin, Turkey: spatial and seasonal variations of major ion compositions and their controlling factors. **Quaternary International**, 304, 22-32. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2012.12.043>.
- VEGA, M. et al. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Elsevier Science Ltda.**, Great Britain, v. 32, n. 12, p.3581-3592, mar. 1998. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00138-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00138-9).
- VICINI, L. et al. **Técnicas multivariadas exploratórias: teorias e aplicações no software statistica**. Santa Maria: UFSM, 2018. 240 p. <http://dx.doi.org/10.32379/9788573913231>.
- WILDING, L. P. et al. Pedogenesis and Soil Taxonomy: Concepts and Interactions. Madison: **Elsevier Science**, 1983. 302 p.
- YI, T. et al. Comparison of ten major constituents in seven types of processed tea using HPLC- DAD-MS followed by principal component and hierarchical cluster analysis. **Food Science And Technology**, [s.l.], v. 62, n. 1, p.194-201, jun. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2015.01.003>.
- YIM, O.; RAMDEEN, K. T.. Hierarchical Cluster Analysis: Comparison of Three Linkage Measures and Application to Psychological Data. **The Quantitative Methods For Psychology**, [s.l.], v. 11, n. 1, p.8-21, 1 fev. 2015. <http://dx.doi.org/10.20982/tqmp.11.1.p008>.

Impacto da tensão trativa adotada no dimensionamento de rede coletora de esgoto sanitário sobre os seus custos construtivos



Impact of the shear stress adopted in the design of the sewage collection network on its construction costs

- **Data de entrada:** 20/03/2021
- **Data de aprovação:** 01/02/2022

Gracielle Ferreira de Souza^{1*} | Gilson Barbosa Athayde Júnior¹ | Leonardo Vieira Soares¹ | Mayara Cinthia de Oliveira Mesquita¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.011>

ORCID ID

Souza GF  <https://orcid.org/0000-0001-6634-5018>
Athayde Júnior GB  <https://orcid.org/0000-0003-2815-7600>

Soares LV  <https://orcid.org/0000-0001-8367-2766>
Mesquita MCO  <https://orcid.org/0000-0003-2880-0600>

Resumo

A tensão trativa é um parâmetro de projeto que pode influenciar nos custos da rede coletora de esgotos. Nesse sentido, esta pesquisa tem a finalidade de analisar os efeitos da adoção de valores mínimos de tensão trativa para o dimensionamento de rede coletora de esgoto sanitário sobre os custos associados para variados cenários topográficos. Para efeito de estudo, com o auxílio do *software* CEsg, foi realizado o dimensionamento de 50 cenários com traçados idênticos da rede coletora e com diferentes padrões de declividade predominante e tensão trativa mínima. Para cada padrão de declividade identificou-se o valor máximo de tensão trativa mínima de projeto de modo que não apresentasse aumento significativo no custo global da obra. Os resultados obtidos mostraram que a tensão trativa e a topografia exercem papéis determinantes no custo e que as áreas com menores declividades são mais impactadas pelo aumento no valor da tensão trativa mínima adotada em projeto.

Palavras-chave: Sistema de esgotamento sanitário. Profundidade. Declividade. Tensão trativa mínima. Custo de construção.

Abstract

The shear stress is a design parameter that can influence the costs of a sewage collection network. In this sense, this research aims to analyze the effects of the adoption of minimum values of shear stress for the dimensioning of sewage collection network on the associated costs for various topographic scenarios. For the purpose of study, with the aid of the CEsg software, 50 scenarios were dimensioned, with identical tracings of the collecting network and with different slope pattern and minimum shear stress configurations. For each slope pattern, the maximum value of minimum shear stress of the project was identified so that it did not present a significant increase in the overall cost of the work. The results showed that the shear stress and slope pattern play decisive roles in cost and that the areas with less slope are more impacted by the increase in the value of the minimum shear stress adopted in the project.

Keywords: Sewerage system. Depths. Slope. Shear stress. Construction cost.

¹ Universidade Federal da Paraíba (UFPB) - João Pessoa - Paraíba - Brasil.

* **Autora correspondente:** graciellef.souza@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Segundo a Lei Federal Nº 11.445/2007, o saneamento básico é definido como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais que compreendem o abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana, drenagem e manejo de águas pluviais e resíduos sólidos (BRASIL, 2007). O esgotamento sanitário abrange as etapas de coleta, transporte, tratamento e disposição final dos esgotos sanitários.

As ações de saneamento são instrumentos facilitadores da promoção da saúde da população e aumento da qualidade de vida. No entanto, no Brasil existe um déficit nos serviços de coleta e tratamento de esgotos, em que, segundo o estudo elaborado pelo Ministério do Desenvolvimento Regional, no ano de 2018, constatou-se que apenas 53,2% da população brasileira era atendida com rede coletora de esgoto, dos quais apenas 21,7% dos esgotos coletados eram tratados (BRASIL, 2019a).

Dessa maneira, para que ocorra a universalização dos sistemas de esgotamento sanitário no Brasil, são imprescindíveis investimentos em infraestrutura. Assim, o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) apresenta uma meta de construção de redes coletoras de esgoto, para a qual, até o ano de 2033, almeja-se alcançar 92% do esgotamento sanitário no Brasil, considerando as áreas urbanas e rurais (BRASIL, 2019b). Segundo o PLANSAB, o total de investimentos até o ano mencionado é de aproximadamente R\$ 181 bilhões para os sistemas de esgoto. Entretanto, os altos custos associados aos sistemas de esgotamento sanitário têm se apresentado como um dos principais fatores limitantes para a implantação desses sistemas (IZQUIERDO et al., 2008; RODRIGUES et al., 2020).

Ferreira, R. (2013), ao analisar os custos de implantação para a rede coletora apresentado pelo Ministério das Cidades no ano de 2008, demons-

trou que a rede coletora de esgoto apresenta uma média de 43% do custo global para implantação do sistema. Assim, a construção da rede coletora é um dos fatores de maior impacto no custo global de obras de esgotamento sanitário (RODRIGUES; COSTA; CASTRO, 2012).

No que se refere ao custo de uma rede coletora de esgoto, Tsutiya e Além Sobrinho (2000) citam que os serviços de poços de visita, reposição de pavimentos, escoramento, escavação e reaterro de valas possuem maior peso no custo total. Os três últimos serviços estão concatenados à profundidade da rede, que por sua vez está relacionada ao valor mínimo da tensão trativa adotado para o dimensionamento da rede na fase de projeto, dentre outros fatores.

A tensão trativa tem papel significativo no dimensionamento da rede coletora de esgoto, em relação à vida útil dos coletores, no que diz respeito à autolimpeza dos condutores e influência no controle dos sulfetos. A norma NBR 9649 (ABNT, 1986) recomenda a tensão trativa mínima de 1,0 Pa para condutores de concreto ou cerâmica, enquanto a norma NBR 14486 (ABNT, 2000) recomenda o valor de 0,6 Pa para tubos de PVC. Quanto maior a tensão trativa, melhores são as condições de autolimpeza da rede coletora de esgotos, mas por outro lado podem resultar em maiores custos de execução do projeto.

De acordo com Queiroz et al. (2018), a tensão trativa é um dos critérios mais importantes para propiciar o correto dimensionamento de redes de esgoto, e a topografia assume um papel determinante na configuração da tensão trativa e, respectivamente, nos custos de implantação da rede. Montes et al. (2017) averiguaram que, em redes de sistema de drenagem e de sistemas de esgotamento sanitário implantadas em terrenos que possuem declividades mais acentuadas, o crescimento do custo acompanhou o aumento da tensão trativa.

Diante do exposto, a realização de estudos que visam encontrar um valor ótimo de tensão trativa, aqui definido como sendo o maior valor sem que haja aumento expressivo de custos associados à construção da rede, é de grande relevância para proporcionar melhor funcionamento e durabilidade dos condutores sem acréscimos nos investimentos necessários.

Desta forma, este trabalho tem como objetivo analisar os efeitos da adoção de valores mínimos de tensão trativa para o dimensionamento de rede coletora de esgoto sanitário sobre os custos associados para variados cenários topográficos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Localização e caracterização da área de estudo

Para o desenvolvimento desta pesquisa foi adotada a área na qual foram implantados os lotea-

mentos Vista Bela e Pueblo Del Sol no município do Conde-PB (Fig. 1).

A área de estudo é caracterizada por dois loteamentos com 257.926,03 m², estruturados em 24 quadras, e com uso previsto do solo para empreendimentos do tipo residencial. A partir dessa área, com sua respectiva topografia, foram simuladas outras áreas por meio da ampliação e da redução das declividades do terreno modelo, totalizando cinco áreas de estudo com padrões de declividade distintos.

Com base em uma topografia real, foram simulados quatro modelos de terrenos que se enquadram nas cinco classes de relevo referidas por Santos (2018) (plano, suave ondulado, ondulado e forte ondulado), caracterizando diferenças topográficas, com declividades acentuada, intermediária e plana.

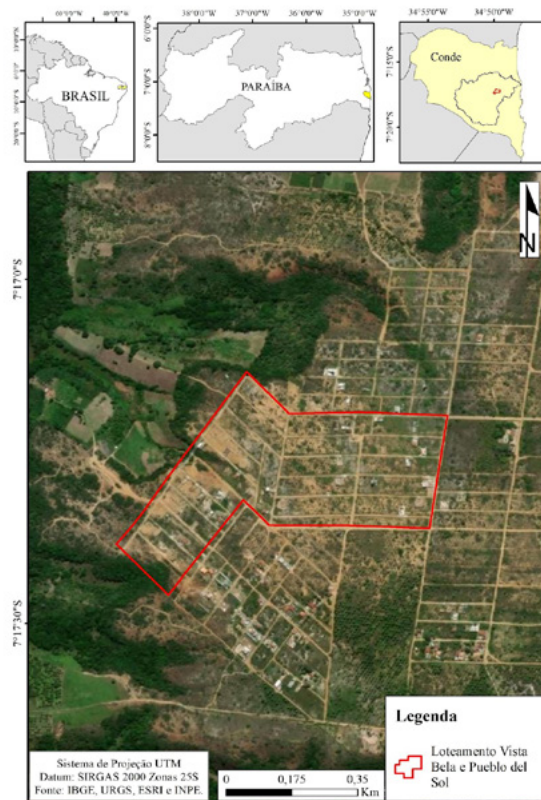


Figura 1 - Localização da área de estudo
Fonte: Souza (2021)

2.1.1 Simulação da declividade da área

Delimitou-se, inicialmente, a área habitada do loteamento, fixado o ponto mais alto e o mais baixo, e traçou-se uma linha interceptando todas as curvas de níveis da área de estudo, assim como foi verificada a distância entre os pontos citados (Fig. 2).

A partir de uma das cotas consideradas mais baixas, fixou-se o ponto de origem da topografia do terreno na curva C1, com altimetria de 47 metros, e assim para cada curva de nível do terreno modelo foi feito o levantamento da diferença de nível entre a cota origem e as demais cotas da área.

Para determinação dos terrenos derivados, o relevo foi definido pelas diferentes topografias estipula-






das por amplificação ou redução das altimetrias das curvas do modelo de terreno, que por sua vez foram adotadas duas transformações lineares, do tipo:

$$Cota_{hipotética\ 1} = (\Delta H_{real} \times \text{fator de escala}) + \text{cota de origem} \quad (1)$$

$$Cota_{hipotética\ 2} = (\Delta H_{real} \div \text{fator de escala}) + \text{cota de origem} \quad (2)$$

Onde: ΔH_{real} é o desnível do terreno modelo; para o fator de escala, foram adotados os valores de 2 e 5, de forma que as novas topografias representassem as cinco condições comuns dos relevos brasileiros.

LEGENDA:

-  CURVAS DE NÍVEL MESTRAS
-  CURVAS DE NÍVEL SECUNDÁRIAS
-  TRECHO QUE INTERLIGA O PONTO MAIS ALTO AO PONTO MAIS BAIXO DA CURVA DE NÍVEL
-  TRAÇADO DA ÁREA DE ESTUDO
-  MARCAÇÃO DE PONTOS (P1 - PONTO MAIS ALTO E P2 - PONTO MAIS BAIXO)

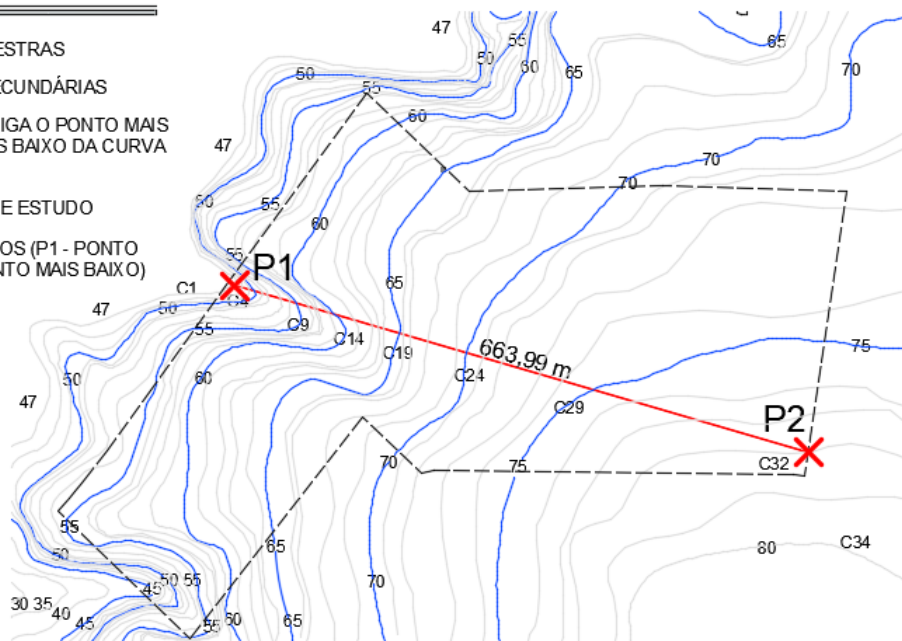


Figura 2 - Levantamento altimétrico e delimitação da área de estudo

Dessa maneira, para determinar as altitudes das curvas de nível dos novos terrenos, foi aplicada a transformação 1 para determinar as duas topografias com declividades mais suaves em relação ao terreno modelo, e a transformação 2

para apresentar duas topografias com declividades mais acentuadas, resultando na geração de quatro topografias hipotéticas. Ambas as transformações foram aplicadas a todas as curvas de nível do terreno original.

E, a partir das declividades encontradas, os tipos do relevo foram categorizados, segundo as classes preconizadas pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SIBCS (SANTOS, 2018).

2.1.2 Determinação dos cenários

Determinaram-se, para efeito de análise, cinquenta cenários, abrangendo cinco tipos de topografia e adotando valores distintos de tensão trativa mínima de projeto que atendam às condições de autolimpeza e de prevenção de geração de sulfetos. Assim, com o intuito de averiguar o comportamento da mudança desses valores frente aos custos e benefícios para implantação

de um sistema de esgotamento sanitário, foram adotados valores de tensão trativa mínimas entre o intervalo de 0,6 – 3,0 Pa.

A definição dos valores das tensões trativas para compor o intervalo de investigação tomou como valor mínimo 0,6 Pa, referente à tensão mínima para tubos de PVC (coeficiente de Manning de 0,010), enquanto 1,0 Pa é baseado no valor mínimo sugerido pela norma vigente para tubos de concreto armado (coeficiente de Manning de 0,013), a NBR 9649 (ABNT, 1986), e os demais valores foram adotados sobre os critérios práticos. A seguir, no Quadro 1, pode-se observar a simbologia dada para cada cenário, para facilitar a associação dos elementos.

Quadro 1 - Configuração dos cenários

Tensão Trativa Mínima (Pa)		0,6	1	1,1	1,2	1,3	1,4	1,5	2	2,5	3
Topografia 1	Cenários	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	Simbologia	TOP1/T0,6	TOP1/T1,0	TOP1/T1,1	TOP1/T1,2	TOP1/T1,3	TOP1/T1,4	TOP1/T1,5	TOP1/T2,0	TOP1/T2,5	TOP1/T3,0
Topografia 2	Cenários	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
	Simbologia	TOP2/T0,6	TOP2/T1,0	TOP2/T1,1	TOP2/T1,2	TOP2/T1,3	TOP2/T1,4	TOP2/T1,5	TOP2/T2,0	TOP2/T2,5	TOP2/T3,0
Topografia 3	Cenários	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
	Simbologia	TOP3/T0,6	TOP3/T1,0	TOP3/T1,1	TOP3/T1,2	TOP3/T1,3	TOP3/T1,4	TOP3/T1,5	TOP3/T2,0	TOP3/T2,5	TOP3/T3,0
Topografia 4	Cenários	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
	Simbologia	TOP4/T0,6	TOP4/T1,0	TOP4/T1,1	TOP4/T1,2	TOP4/T1,3	TOP4/T1,4	TOP4/T1,5	TOP4/T2,0	TOP4/T2,5	TOP4/T3,0
Topografia 5	Cenários	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
	Simbologia	TOP5/T0,6	TOP5/T1,0	TOP5/T1,1	TOP5/T1,2	TOP5/T1,3	TOP5/T1,4	TOP5/T1,5	TOP5/T2,0	TOP5/T2,5	TOP5/T3,0

2.2 Concepção do projeto

A concepção do projeto foi desenvolvida com o software CEsg, versão 7.0.1 (jan/2002), criado pela Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (FCTH) para a empresa Tubos e Conexões Tigre Ltda, que segue os padrões das normas brasileiras referentes a projetos de esgotamento sanitário (FCTH, 2006). Por meio do CEsg foi feito o traçado, o dimensionamento da rede e o levantamento quantitativo prévio dos serviços para elaboração das planilhas orçamentárias.

2.2.1 Estudo do traçado da rede coletora

A partir da topografia do terreno modelo, foram simuladas as novas topografias por meio de alterações das altitudes das curvas de níveis.

Após a exportação da planta no software, foi realizado o traçado da rede coletora na plataforma do programa, de forma que as canalizações dos coletores funcionem como condutos livres. Assim, a rede de esgoto foi iniciada nas cotas mais elevadas, no sentido para as cotas mais baixas,

seguindo sempre que possível as declividades do terreno. Os órgãos acessórios foram alocados nos pontos de singularidades, bem como no início e na reunião de coletores; e nas mudanças de direção, obedecendo à distância máxima de 100 metros entre eles (Fig. 3).

A rede de esgoto do loteamento foi definida como uma rede do tipo leque, no qual o coletor tronco se localiza na parte baixa da bacia e a partir dele incidem os coletores secundários (TSU-TIYA; ALEM SOBRINHO, 2000). Devido a alguns

trechos críticos da topografia, foi necessária a alocação de três pontos de descarga.

As redes de esgoto foram representadas com um traçado idêntico para todas as topografias em estudo, pois o traçado da rede intervém no custo global de construção (RODRIGUES, 2011; FERREIRA, R., 2013; RODRIGUES et al., 2020).

Dessa forma, foi utilizado o mesmo traçado para todas as topografias em estudo; assim, apenas a tensão trativa mínima e as profundidades das valas foram as variáveis do estudo

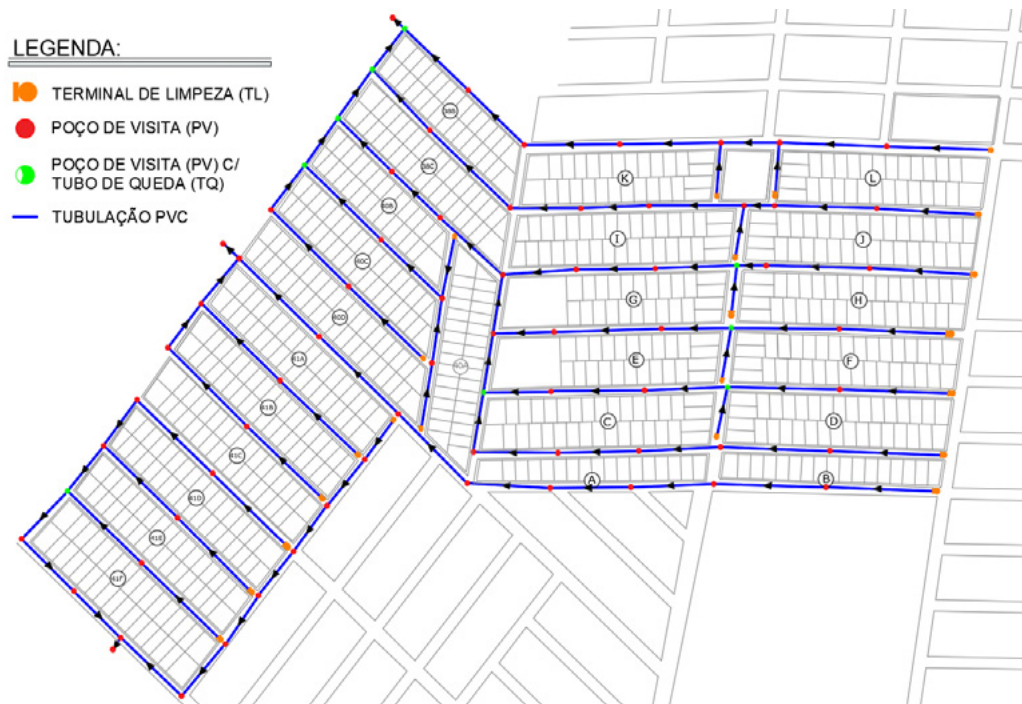


Figura 3 - Delineamento da rede de esgoto no Cesp

2.3 Dimensionamento da rede coletora

No processo de dimensionamento hidráulico foram inseridos alguns dados reais para os cálculos, que são caracterizados por critérios ou parâmetros específicos do projeto, determinados por normas brasileiras ou estimados.

Considerou-se que o material da tubulação é PVC, cujo coeficiente de Manning é igual a

0,010, e o método de cálculo adotado foi o método de Manning. Em relação ao ajuste de rugosidade pela velocidade, critério em que a rugosidade da tubulação é estimada a partir da velocidade calculada no dimensionamento, foi adotado um ajuste inferior, enquanto no ajuste de cotas intermediárias adotaram-se curvas de nível, por ser o mais preciso. Além disso, o tipo de escoramento foi definido automaticamente

te pelo *software*, baseado na profundidade de cada trecho de vala.

Os dados utilizados para dimensionamento da rede estão descritos a seguir:

- População de início de plano: 1436 habitantes
- População de fim de plano: 5744 habitantes
- Consumo de água efetivo per capita: 100 l/hab x dia
- Coeficiente de retorno: 0,8
- Coeficiente de máxima vazão diária: 1,2
- Coeficiente de máxima vazão horária: 1,5
- Taxa de contribuição de infiltração: 0,2 l/s x km
- Vazão mínima: 1,50 l/s
- Diâmetro mínimo: 150 mm
- Recobrimento mínimo: 0,90 m
- Profundidade máxima: 8,00 m
- Velocidade máxima: 5,00 m/s
- Altura do degrau mínima: 0,20 m
- Altura do degrau máxima: 0,50 m
- Declividade mínima construtiva: 0,0050 m/m

2.4 Análise do dimensionamento hidráulico

Para a realização do dimensionamento hidráulico, todos os dados foram mantidos e apenas a tensão trativa mínima foi sendo modificada para cada cenário. Deste modo, foi analisado o comportamento das profundidades médias em relação a duas perspectivas, a variação da topografia e das tensões trativas no intervalo de 0,6 Pa a 3,0 Pa. Além disso, foi verificado para cada topografia o comportamento do diâmetro e recobrimento dos coletores.

2.5 Concepção das planilhas orçamentárias

Inicialmente, para a realização da etapa para concepção do orçamento, foi feito o levantamento de quantitativos de serviços da rede, limitando apenas os serviços que estão alinhados com os valores das profundidades das valas, como os serviços de escavação e reaterro de valas (movi-

mento de terra), escoramento e implantação de órgãos acessórios. Em sequência, foi verificada a variação dos quantitativos referente às etapas de movimento de terra e escoramento de valas na medida do crescimento do valor da tensão trativa para os tipos de topografias em estudo.

Para início do processo de orçamentação, foi adotado o Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI) para obter as composições de preços unitários (CPU) e os seus respectivos custos dos serviços para execução das redes coletoras, com data base 11/2020. E assim, por meio da plataforma OrçaFascio, foi possível a concepção das planilhas orçamentárias.

Dessa maneira, foram elaboradas duas planilhas orçamentárias padrão, diferenciando-se apenas a categoria do tipo do solo, para verificar como essa variável pode influenciar no custo final de uma obra de esgotamento sanitário.

2.5.1 Análise dos custos unitários

A elaboração de uma planilha orçamentária a partir de tabelas referenciais de custos deve considerar as especificações do projeto e do local, uma vez que, em função da localidade, pode existir variação dos preços unitários referentes às variáveis de materiais, mão de obra, equipamentos e transportes.

Dessa maneira, o levantamento de custos unitários contemplou um estado em cada região do país, totalizando cinco estados no território brasileiro (Amazonas, São Paulo, Rio Grande do Sul, Goiás e Paraíba). Assim, foi adotada a mesma metodologia de análise de custos para planilha orçamentária de cada estado e tipo de categoria do solo.

A princípio, por meio das planilhas orçamentárias, foi possível verificar o custo final de todos os cenários em estudo de modo a identificar a variação do custo perante as tensões trativas

mínimas adotadas em projeto e declividades das áreas de implantação da rede. Além disso, identificou-se o valor máximo de tensão trativa mínima de projeto para cada padrão de declividade, de modo que não apresentasse aumento significativo no custo final da obra, como também se destacou para cada intervalo de tensões trativas a topografia que apresentou valores mínimos de custo de implantação em relação às demais.

Na sequência foram notados o cenário mais oneroso e o cenário considerado o mais vantajoso (definido na pesquisa como aquele que possui a mesma profundidade do cenário caracterizado por obter menor profundidade média do estudo, porém com tensão trativa mínima superior).

Por último, foi feita a comparação dos custos unitários dos serviços para as duas classes de solo, primeira e segunda categoria, e verificou-se a diferença de custos para diferentes estados brasileiros (Amazonas, São Paulo, Rio Grande do Sul, Goiás e Paraíba).

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Concepção das topografias

Simularam-se quatro padrões de declividade da área hipotéticas (além da real), por meio da interação das fórmulas 1 e 2 com as curvas de nível da topografia modelo. O resultado da simulação do padrão topográfico pode ser visualizado no Quadro 2, no qual é possível observar que as cinco topografias em estudo abrangem todos os tipos de relevo brasileiro que são admitidos para uma construção de um sistema de esgotamento sanitário, apontando uma abrangência da pesquisa para a tipicidade de relevos encontrados em território brasileiro.

A Fig. 4 ilustra a distribuição das declividades em cada topografia, expondo a diferença de relevo por toda a extensão da área de estudo, onde pode-se observar que as topografias 1 e 2 apresentaram ocorrência predominante de área com declives menores do que 3%, caracterizando o relevo plano.

Quadro 2 - Classificação do relevo das topografias em estudo

Topografias	Declividade do Terreno (%) [*]	Classificação do relevo quanto à declividade	Amplitude Altimétrica (m)
Topografia 1	0,93	Plano (0-3%)	6,2
Topografia 2	2,33	Plano (0-3%)	16
Topografia 3	4,67	Suave ondulado (3-8%)	31
Topografia 4	9,34	Ondulado (8-20%)	62
Topografia 5	24,85	Forte ondulado (20-45%)	155

^{*}Declividade proveniente da linha imaginária (P1P2), entre o ponto mais alto e o mais baixo da área.

As topografias 3 e 4 apresentaram superfície pouco variável, apontando a incidência de áreas com declividades de 3 a 8% e 8 e 20%, respectivamente. Já a topografia 5 apresentou-se uma superfície formada por outeiros e/ou morros com predominância de declives de 20 a 45%.

As redes em estudo foram caracterizadas por uma extensão de 6.626 metros, com 22 coletores subdivididos em 94 trechos e 97 órgãos acessórios (poço de visita e poço de visita com tubo de queda). Além disso, elas foram projetadas em topografias que possuem algumas seções em declive e em aclave, em relação à direção do escoamento do esgoto, que se tornaram obstáculos para o fluxo em gravidade, derivando o aprofundamento acentuado de determinados trechos da rede. Foram adotados três pontos de descarga com o intuito de diminuir as profundidades dos coletores.

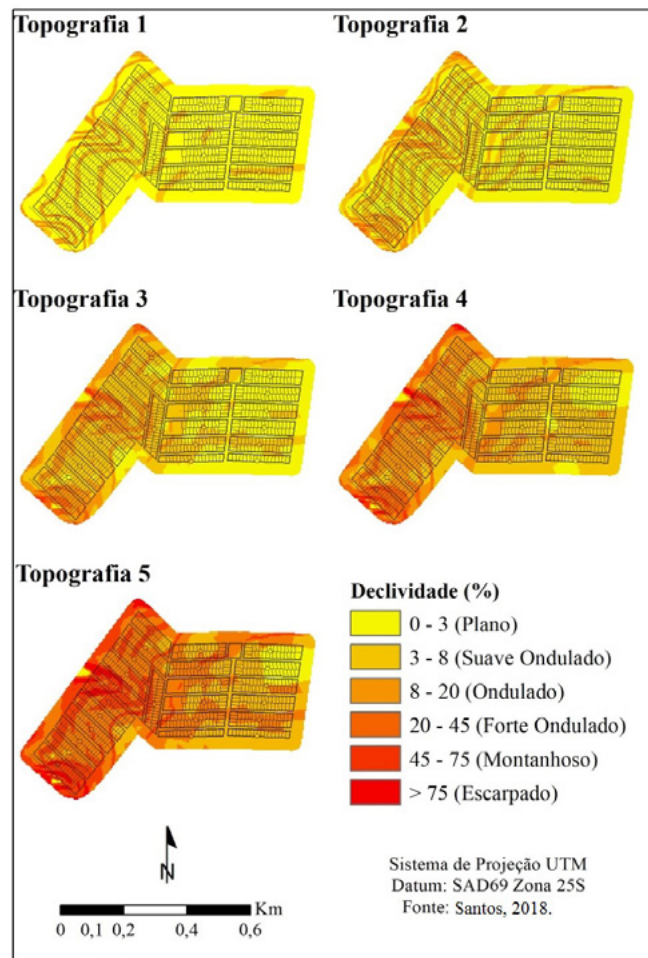


Figura 4 - Disposição das declividades nas topografias em estudo

3.2 Análise geométrica – traçado das redes e dispositivos empregados

As redes em estudo foram caracterizadas por uma extensão de 6.626 metros, com 22 coletores subdivididos em 94 trechos e 97 órgãos acessórios (poço de visita e poço de visita com tubo de queda). Além disso, elas foram projetadas em topografias que possuem algumas seções em declive e em alicive, em relação à direção do escoamento do esgoto, que se tornaram obstáculos para o fluxo em gravidade, derivando o aprofundamento acentuado de determinados trechos da rede. Foram adotados três pontos de descarga, com o intuito de diminuir as profundidades dos coletores.

3.3 Análise do dimensionamento hidráulico e das planilhas orçamentárias

Segundo Rodrigues, Costa e Castro (2012), os diâmetros dos coletores apresentam influência nos custos referentes aos serviços de escavação e escoramento de valas. Neste estudo, essa variável não interferiu nos custos globais das redes coletoras, pois em função das baixas vazões, em todos os trechos de todos os cenários, o diâmetro resultante foi de 150 mm, valor mínimo estabelecido para o dimensionamento dos trechos.

O recobrimento dos coletores é uma variável dependente do diâmetro da tubulação e da profun-

didade da vala, e como o diâmetro manteve-se constante, os recobrimentos dos coletores acompanharam o comportamento das profundidades.

Para a variável profundidade, pode-se observar na Fig. 5 que para todos os cenários das respectivas topografias em estudo verifica-se que no intervalo de tensões trativas de 0,6 Pa e 1,0 Pa não há variação das profundidades médias, e a partir da

tensão trativa de 1,1 Pa, inicia-se um crescimento das mesmas. Além disso, é possível verificar que o efeito do aumento da tensão trativa mínima de projeto é mais intenso quanto menos declividade existe na área, corroborando Ferreira K. (2013), que explanou que, para alcançar maiores valores de tensão trativa, ocasionou-se o aprofundamento da rede coletora.

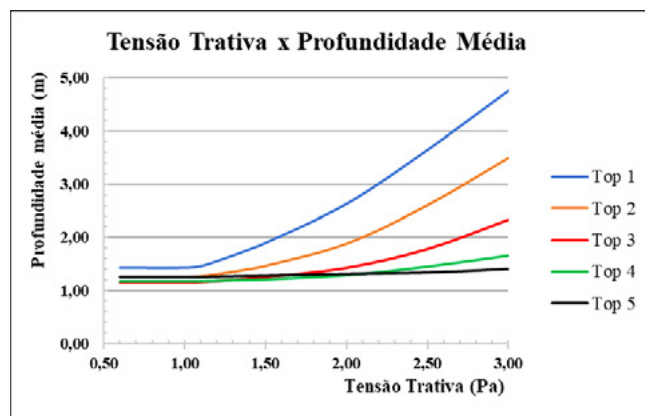


Figura 5 - Análise comparativa das profundidades médias das redes coletoras

Tsutya e Alem Sobrinho (2000) e Bezerra (2011) destacam que os itens de maior peso no custo total, em uma obra de esgotamento sanitário, são a escavação das valas e seus escoramentos. Esses serviços estão relacionados à profundidade da

rede (TSUTIYA E ALEM SOBRINHO, 2000). Dessa maneira, os quantitativos desses serviços apresentaram comportamento semelhante à profundidade médias dos cenários, como mostrado nas Fig. 6 a) e 6 b).

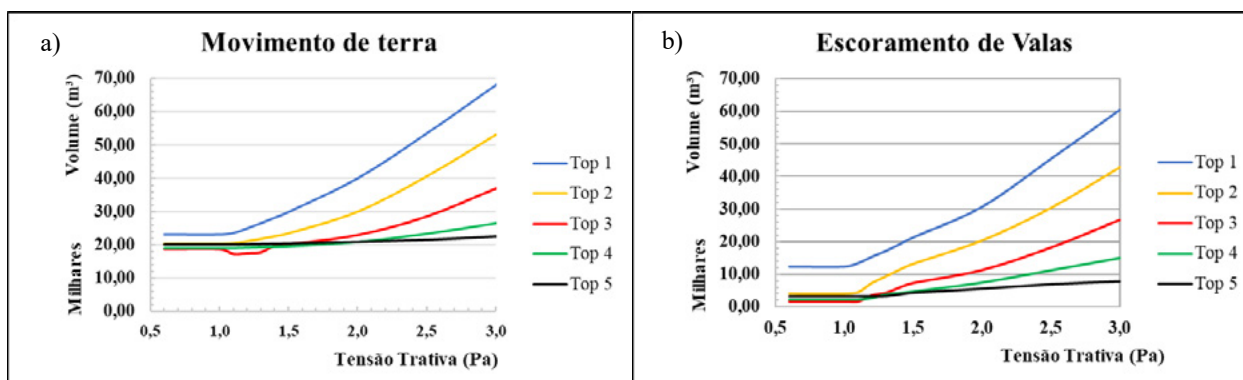


Figura 6 - Comportamento dos quantitativos a medida do crescimento da tensão trativa mínima

Os custos diretos dos serviços são influenciados diretamente pelas profundidades e consequentemente pelos quantitativos dos serviços. Assim, sendo feito análogo a análise dessas duas variáveis citadas acima, observou-se que não existe diferença de custo entre as tensões trativas 0,6 e 1,0 Pa para todos os cenários estudados. Portanto o valor de 1,0 Pa pode ser preferível para adoção em relação ao de 0,6 Pa, pois com maior tensão trativa a tubulação da rede de esgoto terá melhor condições de autolimpeza. A partir da tensão trativa de 1,0 Pa, para as topografias 1, 2 e 3, o custo aumenta bastante com o aumento da tensão trativa adotada em projeto. Para a topografia 4, esse aumento é bastante reduzido, enquanto que para a topografia 5 ocorre aumento de custo irrisório com o aumento da tensão trativa. Assim, os valores de tensão trativas de 2,5 e 3,0 Pa podem ser adotados para as topografias 4 e 5 respectivamente, com incidência mínima de custos adicionais em relação ao valor de 1,0 Pa.

Dessa forma, na Tabela 1, é possível observar os valores máximos que se pode adotar para a tensão trativa mínima de projeto de modo a não onerar demasiadamente a construção da rede coletora, aqui considerados como ótimos.

Tabela 1 - Valores ótimos para a tensão trativa a serem adotados em projeto

Padrão de Topografia declividade	Tensão trativa ótima para adoção em projeto (Pa)
Topografia 1	1
Topografia 2	1
Topografia 3	1,5
Topografia 4	2
Topografia 5	3

Analisando-se ainda, com a variação da tensão trativa mínima e do tipo do relevo dos terrenos durante o dimensionamento das redes de esgoto, que para cada intervalo de tensão trativa uma

determinada topografia apresentou valores mínimos de custos absolutos em relação às demais (Tabela 2).

Tabela 2 - Topografias com menor custo de implantação da rede para determinado intervalo de tensão trativa

Padrão de declividade	Intervalo de tensão trativa (Pa)
Topografia 3	0,6-1,0
Topografia 4	1,3-2,0
Topografia 5	2,5-3,0

Além do mais, constatou-se que o cenário 10 (topografia 1 e tensão trativa 3,0 Pa) representou o cenário mais oneroso e o cenário 23 (topografia 3 e tensão trativa 1,1 Pa) foi considerado como sendo o mais vantajoso, quando comparados aos demais.

Na Fig. 7, onde são apresentados os custos de cada cenário em relação à opção de menor custo, foi possível verificar o acréscimo no custo final no orçamento, caso o projetista se deparasse com outro tipo de topografia utilizando o mesmo intervalo de tensões trativas. Além disso, verificou-se que, em termos absolutos, o tipo de solo exerce influência nos custos da rede coletora de esgotos e em termos relativos; considerando os cenários de mais baixo custo para cada tipologia de relevo, o comportamento das variações de custos foi semelhante para as duas opções de tipo de solo.

Analisando-se ainda a Fig. 7, observa-se que as diferenças entre os custos unitários dos serviços em diferentes estados brasileiros apresentaram-se irrisórias.

De uma forma geral, quanto menor a inclinação do terreno, maior é o custo de implantação da rede coletora de esgotos (para os cenários de topografia analisados neste artigo).

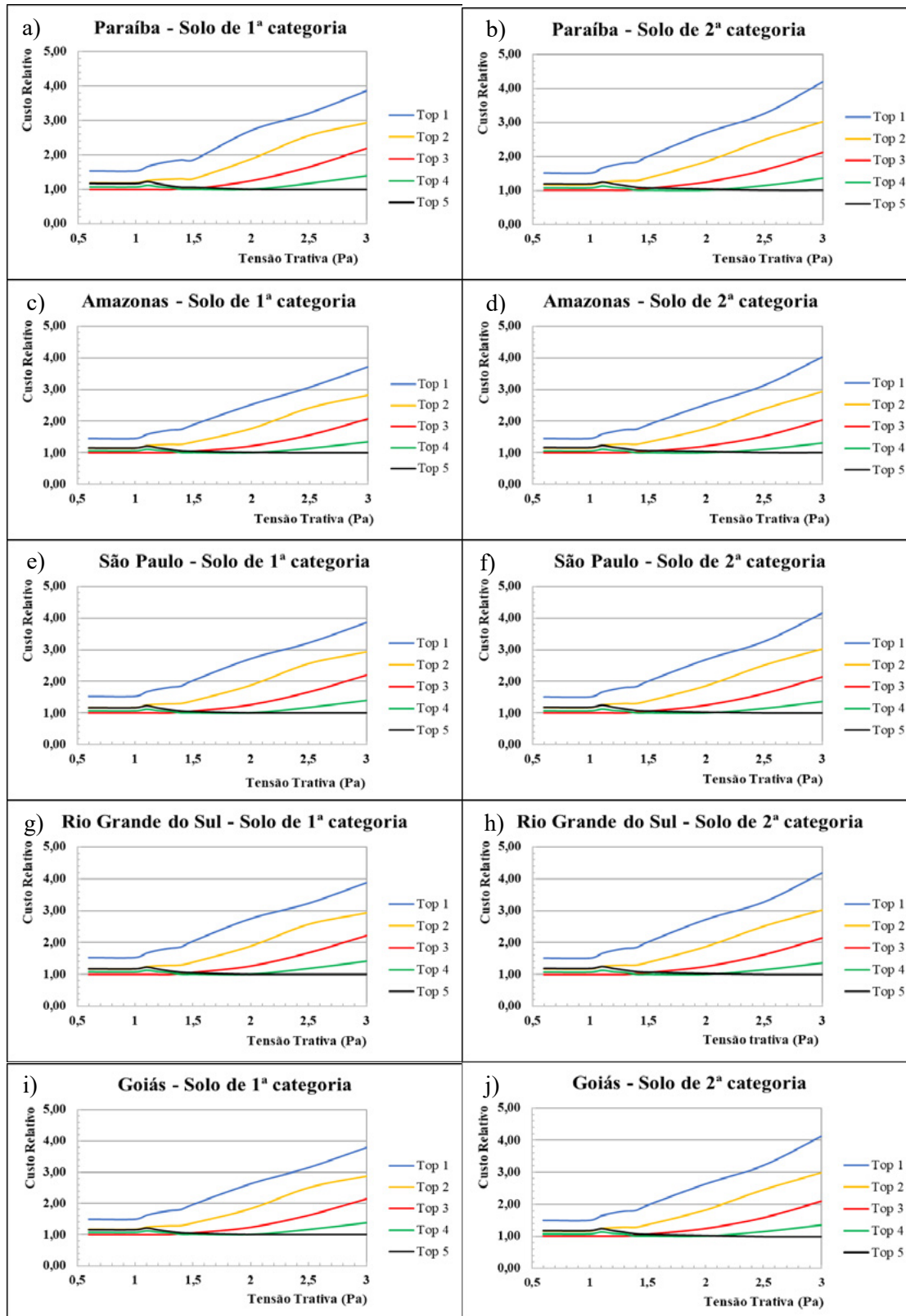


Figura 7 – Custos relativo entre estados brasileiros para o solo de 1ª e 2ª categoria

4 CONCLUSÕES

A tensão trativa mínima adotada em dimensionamento de redes coletoras de esgoto exerce influência nos valores de profundidades das valas. Assim, foi verificado crescimento da profundidade média das valas à medida que se analisou os cenários das tensões trativas de 1 Pa para 3 Pa. Para o intervalo de tensão trativa entre 0,6 e 1 Pa não ocorrem diferenças nas profundidades resultantes.

A profundidade é uma variável concatenada ao quantitativo dos serviços mais onerosos para execução de uma rede coletora, consequentemente as redes com tensões trativas mais elevadas apresentaram acréscimo no custo final da obra. Porém, foi observado que o perfil topográfico do terreno influencia esse incremento do custo, e se verificou que as topografias com relevo mais ondulado, topografia 4 e 5, expressaram acréscimo mínimo nos custos com o aumento da tensão trativa adotada em projeto.

Em termos absolutos, o tipo de solo exerce influência nos custos da rede coletora de esgotos e, em termos relativos, o comportamento das variações de custos foi semelhante para as duas opções de tipo de solo.

As diferenças entre os custos unitários dos serviços em diferentes estados brasileiros apresentaram-se irrisórias.

De uma forma geral, constatou-se que a tensão trativa e a topografia exercem papéis determinantes no custo. Quanto maior o valor da tensão e quanto menor a declividade da área, maior é o custo de implantação da rede coletora de esgoto (para os cenários de topografia analisados neste artigo).

5 AGRADECIMENTOS

Agradecimentos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de mestrado à primeira au-

tora junto ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM/UFPB).

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Souza GF, Athayde Júnior GB, Soares LV e Mesquita MCO; **Levantamento Bibliográfico:** Souza GF, Athayde Júnior GB; **Metodologia:** Souza GF, Athayde Júnior GB; Soares LV; **Aquisição de Informações:** Souza GF, Soares LV e Mesquita MCO; **Redação – Primeira versão:** Souza GF; **Redação – Revisão & Edição:** Souza GF, Athayde Júnior GB, Soares LV e Mesquita MCO; **Supervisão:** Athayde Júnior GB, Soares LV.

7 REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 14486:** Sistemas enterrados para condução de esgoto sanitário – Projeto de redes coletoras com tubos de PVC. Rio de Janeiro: ABNT, mar. 2000.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 9649:** Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, nov. 1986.
- BRASIL. **Lei nº 11.445/2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. 2007.** Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 28 jul. 2020.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018.** Brasília: SNS/MDR, 2019a. 180 p.: il.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Plano nacional de saneamento básico.** Brasília: SNS/MDR, 2019b.
- FERREIRA, K. B. **Aplicabilidade de tipos de sistemas urbanos de esgotamento sanitário em função de variáveis climáticas e topográficas.** 217 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Rio do Janeiro. Rio do Janeiro, 2013.
- FERREIRA, R. H. A. **Avaliação do custo de construção em função do traçado da rede coletora de esgoto sanitário.** 135 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio do Pará. Pará, 2013.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRAÚLICA (FCTH). CEsq: **Software para projeto de redes de esgoto sanitário - manual do usuário**. 2006.

IZQUIERDO, J.; MONTALVO, I.; PÉREZ, R. FUERTES, V. S. Design optimization of wastewater collection networks by PSO. **Computers & Mathematics with Applications**. v. 56, p. 777-784, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.camwa.2008.02.007>

MONTES, C.; BOHORQUEZ, J.; BORDA, S.; SILDARRIAGA, J. Criteria of minimum shear stress vs. minimum velocity for self-cleaning sewer pipes design. **Procedia Engineering**. n. 186, p. 69-75, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.03.210>

QUEIROZ, E.; SILVA, E. C.; MEDEIROS, G. T.; TEIXEIRA, K. B.; ALVIM, L. S.; VIDAL, D. B. **Redes coletoras de esgoto sanitário: a influência da topografia no dimensionamento**. Faculdade Multivix, 2018. Disponível em: <https://multivix.edu.br/wp-content/uploads/2018/12/redes-coletoras-de-esgoto-sanitario-a-influencia-da-topografia-no-dimensionamento.pdf>. Acesso em: 28 fev. 2021.

RODRIGUES, G. P. W. **Modelo computacional de redução de custos em redes coletoras de esgoto sanitário com a utilização de um algoritmo híbrido de busca**. 2011. 165 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE, 2011

RODRIGUES, G. P. W.; FARIAS, G. M.; COSTA, L. H. M.; CASTRO, M. A. H. Otimização do traçado de redes coletoras de esgoto sanitário via algoritmo genético. **Revista DAE**. São Paulo. v. 68, n. 222, p. 164-177. Ed. Esp. Mar 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.024>

RODRIGUES, G. P. W.; L. H. M.; CASTRO, M. A. H. Modelo computacional de redução de custos em redes coletoras de esgoto sanitário com a utilização de um algoritmo híbrido de busca exaustiva em largura. **Revista DAE**. São Paulo. n. 190, p. 28-43. set-dez 2012. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.095>

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V.A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; FILHO, J. C. A.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5ª ed., rev. e ampl.- Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356p.

SOUZA, G. F. **Impacto da tensão trativa adotada no dimensionamento sobre os custos construtivos da rede coletora de esgoto sanitário**. 115 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal da Paraíba. Paraíba, 2021.

TSUTIYA, M. T.; ALEM SOBRINHO, P. **Coleta e transporte e esgoto sanitário**. 2ª edição. São Paulo: Departamento de engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 2000.

Qualidade da água para consumo humano: estudo no sistema de um *campus* universitário

Drinking water quality: study of an university campus system

• **Data de entrada:**

11/05/2021


• **Data de aprovação:**


01/02/2022


Emanuelly Kelly Gomes de Oliveira^{1*} | Maria Nicole de Sousa Silva¹ | Solange Aparecida Goularte Dombroski¹ | Luana Carla Rodrigues de Sá¹ | Genevile Carife Bergamo¹


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.012>


ORCID ID

Oliveira EKG  <https://orcid.org/0000-0002-7454-7856>

Silva MNS  <https://orcid.org/0000-0002-6405-0045>

Dombroski SAG  <https://orcid.org/0000-0002-9881-615X>

Sá LCR  <https://orcid.org/0000-0002-9534-5575>

Bergamo GC  <https://orcid.org/0000-0002-8144-0010>

Resumo

No Brasil, a portaria vigente estabelece reponsabilidade pelo controle e vigilância da qualidade da água para consumo da água, especificando SAA, SAC e SAI. Em escala predial, a NBR 5626 apresenta diversos requisitos relacionados à potabilidade da água, incluindo condições gerais de operação, uso e manutenção desses sistemas. Este trabalho teve por objetivo monitorar a qualidade da água para consumo humano da UFERSA, *campus* Mossoró, de modo a contribuir para a proteção da saúde de sua comunidade. Foram realizadas amostragens em pontos de monitoramento (saídas de reservatórios prediais e bebedouros) de parte dos setores/edificações da instituição, levando em conta um plano de amostragem previamente elaborado. Quando necessário, foi realizada amostragem em pontos a montante dos locais de amostragem para monitoramento. Foram monitorados os parâmetros: turbidez, cloro residual livre (CRL), coliformes totais e *Escherichia coli* e temperatura. A análise estatística indicou que as amostras com ausência de coliformes totais e de *Escherichia coli* apresentaram maiores concentrações de CRL e menores concentrações de turbidez.

Palavras-chave: Padrão de potabilidade. Sistema de abastecimento de água. Sistema predial de água fria. Reservatório predial. Bebedouro.

Abstract

Standards established in the Brazilian Regulation (Annex XX to the Consolidation Ordinance GM/MS n° 5/2017 modified by the Ordinance GM/MS n° 888/2021 and Ordinance GM/MS n° 2.472/2021) set the responsibilities for the control and vigilance of drinking water quality, specifying SAA (drinking-water supply system), SAC (collective alternative solutions) and SAI (individual alternative solutions). For the buildings water systems, the NBR 5626 regulates various aspects related to water quality, including operation conditions, use and maintenance. The main goal of this essay is to research the drinking water quality of Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró campus. Sampling has been made on tracking points (building tank outlets and drinking fountains) of some of the institution buildings, taking into consideration a previously prepared sampling plan. When necessary, samples were taken upstream from the tracking points. The monitored parameters were: turbidity, free residual chlorine, total coliform, *Escherichia coli* and temperature. Statistical analysis showed that samples with total coliform and *Escherichia coli* absence had higher levels of free residual chlorine and lower turbidity.

Keywords: Drinking water quality standard. Drinking water supply system. Cold water building system. Building water reservoir. Drinking fountain.

¹ Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) - Mossoró - Rio Grande do Norte - Brasil.

* **Autora correspondente:** emanuelly.kelly@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

A qualidade da água para consumo humano, assim como a quantidade e regularidade da oferta, é fator essencial para a prevenção de doenças no homem. O Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017 (BRASIL, 2017), alterado pela Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021 (BRASIL, 2021a) e pela Portaria GM/MS nº 2.472, de 28 de setembro de 2021 (BRASIL, 2021b), dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano, assim como seu padrão de potabilidade. Segundo esta, toda água destinada ao consumo humano, distribuída coletivamente por meio de sistema de abastecimento de água (SAA), solução alternativa coletiva de abastecimento de água (SAC) para consumo humano ou carro pipa, deve ser objeto de controle e vigilância da qualidade da água. Também, de acordo com a portaria, toda água destinada ao consumo humano proveniente de solução alternativa individual de abastecimento de água (SAI) está sujeita à vigilância da qualidade da água.

Citam-se alguns procedimentos ou objetos relativos à qualidade da água para consumo humano: (a) controle da qualidade da água para consumo humano, cuja responsabilidade é do representante do sistema ou solução alternativa coletiva de abastecimento de água para consumo humano (BRASIL, 2017, 2021ab); (b) vigilância da qualidade da água para consumo humano: responsabilidade atribuída à União (Secretaria de Vigilância em Saúde e Secretaria Especial de Saúde Indígena, ambas do Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária), Estados (Secretarias de Saúde dos Estados e do Distrito Federal) e Municípios (Secretarias de Saúde dos Municípios e do Distrito Federal) (BRASIL, 2017, 2021ab); (c) plano de amostragem de água: relacionado ao responsável pelo SAA ou SAC (BRASIL, 2017, 2021ab); (d) plano de amostragem da vigilância da qualidade da água para

consumo humano: os municípios são responsáveis por definir esse plano em consonância com as orientações descritas na diretriz nacional, e os estados são responsáveis pela orientação e aprovação do plano de amostragem elaborado pelos municípios (BRASIL, 2016).

No que se refere à vigilância da qualidade da água para consumo humano, de acordo com Brasil (2005, p. 14), define-se como o “conjunto de ações adotadas continuamente pelas autoridades de saúde pública para garantir que a água consumida pela população atenda ao padrão e às normas estabelecidas na legislação vigente e para avaliar os riscos que a água de consumo representa para a saúde humana”. No contexto da vigilância, a Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano apresentou os parâmetros para integrar o plano de amostragem básico de rotina.

“Os parâmetros elencados para compor o plano de amostragem básico de rotina são: turbidez, cloro residual livre (ou outro composto residual ativo, caso o agente desinfetante utilizado não seja o cloro), coliformes totais/*Escherichia coli* e fluoreto. Os quatro primeiros devido à importância como indicadores básicos da qualidade microbiológica da água para consumo humano, e o flúor por ser uma substância de incorporação obrigatória à água e devido ao seu significado de saúde (por deficiência ou excesso)” (BRASIL 2016, p. 45).

Quanto a SAA, SAC e/ou SAI, distintos estudos mencionam a possibilidade ou apresentam resultados de comprometimento da qualidade da água com base nos parâmetros do plano de amostragem. Ogata et al. (2016) avaliaram riscos à saúde associados à água distribuída por rede em um município do Estado da Paraíba. Ao longo do sistema de distribuição, a qualidade da

água pode sofrer alteração em decorrência de falhas no abastecimento, no processo de captação e tratamento ou na rede de distribuição, podendo ocorrer infiltração na tubulação, assim como falta de manutenção e limpeza de reservatórios, velas e filtros de bebedouro (ALMEIDA; SOARES; MARCIA, 2018). Cardoso e Fermino (2018) avaliaram a qualidade da água consumida em dois distritos de um município do Estado do Rio Grande do Sul a partir de amostragens realizadas em SAC e SAI. Considerando os parâmetros avaliados, esses autores observaram violação do padrão de potabilidade quanto a turbidez e coliformes totais em amostras relativas a SAI, não ocorrendo tal violação para o SAC.

No âmbito de sistemas prediais, diversos estudos visando avaliar a qualidade da água incorporam amostragem de água de reservatórios e/ou de bebedouros (SCURACCHIO; FARACHE FILHO, 2011, SECO; BURGOS; PELAYO, 2012, YAMAGUCHI et al., 2013, SANCHES et al., 2015, SANTANA et al., 2015).

A partir da avaliação da qualidade da água em diferentes unidades de alimentação em uma cidade do Estado de Pernambuco, Siqueira et al. (2010) destacaram a importância da higienização dos reservatórios prediais.

Scuracchio e Farache Filho (2011) avaliaram a qualidade da água utilizada em escolas e creches municipais de uma cidade do Estado de São Paulo. Neste estudo, os autores destacaram a necessidade de maior atenção com a conservação, limpeza e manutenção de reservatórios e filtros.

Sanches et al. (2015) avaliaram a qualidade da água consumida por escolares em um município do Estado de Minas Gerais. Com base nos resultados obtidos, esses autores observaram a necessidade de ações corretivas nos pontos de fornecimento de água para a população escolar, assim como monitoramento e controle da quali-

dade da água para consumo humano por gestores escolares e por autoridades sanitárias.

Na avaliação de Neves et al. (2016) referente à água de bebedouros de uma instituição de ensino superior em um município do Estado do Ceará, os autores observaram resultados em desacordo com a legislação vigente quanto aos exames parasitológicos de algumas amostras. Esses autores mencionaram uma possível contaminação pelo mau estado de conservação de alguns bebedouros, indicando a necessidade de realizar ações preventivas para evitar possíveis danos aos usuários em decorrência de doenças infecciosas e parasitárias.

Soares et al. (2018) investigaram a qualidade da água para consumo humano em uma macrorregião do Estado do Piauí. Neste estudo, as amostras foram coletadas em pontos de distribuição, carros-pipa e torneiras, antes da reservação dos domicílios e postos de saúde. De acordo com estes autores, verificou-se presença de coliformes totais e termotolerantes em muitas amostras, indicando desacordo com a legislação vigente.

Em um trabalho sobre a qualidade bacteriológica de amostras de água de escolas públicas em um município do Estado do Mato Grosso, Viana et al. (2018) observaram ausência de *Escherichia coli*, porém quanto a coliformes totais, 21,4% das amostras apresentaram presença. De acordo com esses autores, os resultados demonstraram a necessidade de melhorar o monitoramento das caixas d'água e bebedouros de algumas escolas.

O *campus* universitário estudado no presente trabalho é usuário de um SAA, sendo este de responsabilidade da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN), cuja responsabilidade é especificada pela Portaria de Potabilidade. Em nível predial, o usuário, pessoa física ou jurídica, é o responsável pelo correto uso do sistema predial e por sua manutenção (BRASIL, 2006b). Sistema predial de água fria é definido como o

“conjunto de tubos, reservatórios, peças de utilização, equipamentos e outros componentes destinado a conduzir água fria da fonte de abastecimento aos pontos de utilização, mantendo o padrão de potabilidade” (ABNT, 2020, p. 8).

Para Jácome (2018), levando em conta a dimensão do sistema de água e a população do *campus* universitário estudado, a diretriz nacional do plano de amostragem da vigilância da qualidade da água para consumo humano (BRASIL, 2016) estabelecida para SAA e SAC pode ser utilizada como referência para a elaboração de um plano de amostragem de água para consumo humano para a instituição.

Um plano de amostragem de água pode disponibilizar informações sobre a qualidade da água com vistas a boas práticas operacionais e de manutenção do sistema de abastecimento de modo a minimizar os riscos à saúde humana decorrentes do consumo de água. Nesse sentido, este trabalho teve por objetivo geral monitorar a qualidade da água para consumo humano da Universidade Federal Rural do Semi-Árido, *campus* Mossoró, de modo a contribuir para a proteção da saúde de sua comunidade. Como objetivos específicos, o trabalho visou propor um modelo de divulgação dos resultados para a comunidade do *campus* e sugerir à administração da instituição ações específicas para contribuir com o controle da qualidade da água.

2 METODOLOGIA

2.1 Área estudada

O estudo foi realizado na Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), localizada em Mossoró, município no interior do estado do Rio Grande do Norte, situado na Região Nordeste do país. A UFERSA possui *campi* nos municípios de Angicos, Caraúbas e Pau dos Ferros, sendo a sede localizada no município de Mossoró.

A população estimada da UFERSA *campus* Mossoró em 2018 foi de 7.639 pessoas (6.520 discentes, 880 servidores efetivos e 239 profissionais terceirizados) (LUNARDI et al., 2019). Ainda relacionado ao *campus* Mossoró, a instituição oferece 21 cursos de graduação (UFERSA, 2022a) e 18 cursos de pós-graduação na modalidade *Stricto sensu* e alguns na modalidade *Lato sensu* (UFERSA, 2022b).

De acordo com o Plano de Logística Sustentável (PLS) da UFERSA, a água utilizada no *campus* Mossoró provém do sistema público de responsabilidade da Companhia de Água e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN), cujo abastecimento tem uma relação direta com o Termo de Cooperação N° 2/2009 celebrado entre as duas instituições (LUNARDI et al., 2019).

No que se refere à gestão de água, o PLS ressalta a importância da implementação de ações conservacionistas para o uso racional de água e a utilização de fontes alternativas, assim como sugere a implantação de um plano de monitoramento da qualidade da água para a instituição (LUNARDI et al., 2019).

Para Jácome (2018), a UFERSA *campus* Mossoró possui um sistema de distribuição de água com dimensões que justificam a implantação de um plano de amostragem de água para consumo humano, visto que, para tais proporções, o monitoramento de vigilância e de investigação da qualidade da água são considerados fatores importantes. Nesse sentido, a autora propôs um plano de amostragem de água para consumo humano para a instituição, o qual serviu de base para o presente estudo.

2.2 Etapas da pesquisa

a) Pontos de amostragem de água para consumo humano

Os pontos de amostragem foram definidos conforme Jácome (2018), sendo que, em cada um dos

setores/edificações da instituição com potencial uso de água para consumo humano, foi definida uma quantidade de pontos de amostragem para monitoramento igual a um (para avaliar a água do reservatório predial), acrescida da quantidade de bebedouros existentes na edificação. Para as edificações com mais de um reservatório predial superior e não sendo interligados, proporcionalmente foram acrescentados pontos de amostragem de água.

Em decorrência de limitações analíticas (mão de obra e material de consumo), a frequência prevista (proposta por Jácome, 2018) foi anual, sendo a amostragem anual distribuída ao longo dos meses de cada ano. Os dados até então obtidos são relativos à primeira amostragem de água para consumo humano executada em parte das edificações da UFERSA *campus* Mossoró, em março/2018 e entre janeiro/2019 e março/2020.

No presente trabalho, adotou-se a terminologia de pontos de amostragem para monitoramento e para investigação, conforme Jácome (2018). Os pontos de amostragem para monitoramento se referem às saídas de reservatórios prediais e de bebedouros de todos os setores/edificações, sendo esses pontos definidos como: (a) torneira para análise de água de reservatórios: torneira abastecida por um reservatório predial e (b) bebedouro: coleta na bica respectiva a cada bebedouro. Os pontos de amostragem para investigação são aqueles a montante dos locais

de amostragem para monitoramento. Para um reservatório predial, dentre os pontos a montante, citam-se: entrada de reservatório predial, entrada de reservatório predial inferior (para o caso da edificação ter reservatório superior e inferior), entrada de reservatório de distribuição e tubulação inicial do sistema da UFERSA, ligada diretamente ao sistema público de abastecimento. Para um bebedouro, os pontos a montante incluem: a saída do reservatório predial (definido como um ponto de amostragem para monitoramento) e os demais pontos especificados para um reservatório predial.

Previamente à execução das amostragens de água para consumo humano na instituição, fez-se uma atualização da lista de edificações abastecidas com água tendo como base: (a) uma listagem descrita no plano de amostragem de água proposto por Jácome (2018), para a UFERSA *campus* Mossoró; (b) um mapa de edificações da UFERSA *campus* Mossoró, obtido a partir de um Sistema de Informação Geográfica (SIG) desenvolvido por Batista, Dombroski e Silva (2022) e (c) visitas *in loco* para confirmação da utilização de água nas edificações. No período do presente estudo, tal atualização resultou em uma lista com 113 edificações e 217 pontos de amostragem de água, conforme exposto na Tabela 1, assim como o número de pontos com a primeira amostragem realizada em reservatórios prediais e bebedouros.

Tabela 1 - Resumo do número de edificações e de pontos de amostragem da água para consumo humano UFERSA *campus* Mossoró

Número de edificações		Número de pontos de amostragem para monitoramento nas edificações				Amostragem para investigação realizada	
Existentes	Com coleta realizada	Existentes		Com a primeira amostragem realizada		Reservatórios prediais	Bebedouros
		Reservatórios prediais	Bebedouros	Reservatórios prediais	Bebedouros		
113	83	155	62	121	44	13	3

Quanto à amostragem para investigação (Tabela 1), os pontos se referem àqueles para os quais houve confirmação de não conformidade quanto à qua-

lidade microbiológica, ou seja, com base nos resultados da coleta e recoleta de amostra em dois dias consecutivos, conforme adaptação de Brasil (2017,

2021ab). A Fig. 1 apresenta a localização geográfica dos setores/edificações na UFERSA *campus* Mossoró

e as respectivas situações quanto à amostragem para monitoramento da água para consumo humano.

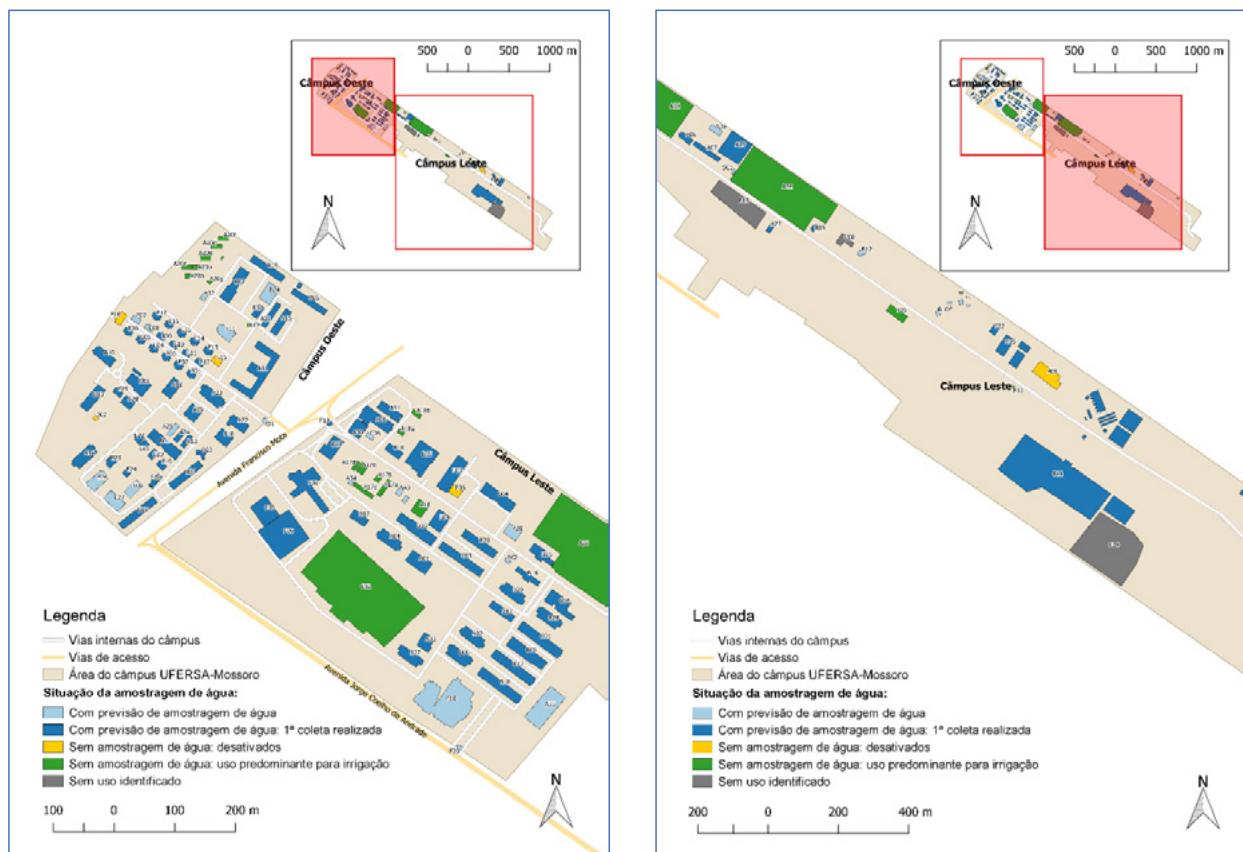


Figura 1 - Amostragem de água para consumo humano na UFERSA *campus* Mossoró

b) Coleta das amostras e parâmetros avaliados da água para consumo humano

O procedimento para coleta das amostras nas torneiras e nos bebedouros foi executado conforme Jácome (2018), Brasil (2016), ANA e CETESB (2011) e Brasil (2006a). Considerando as especificações de Jácome (2018), o material utilizado para as coletas das amostras de água foram aqueles necessários para: (a) controle da coleta: planilha de coleta, prancheta de mão e caneta; (b) preparação do ponto de coleta: esponja de limpeza, detergente neutro, álcool 70°, algodão e palitinho descartável do tipo de churrasco, com a ponta envolvida em algodão, esterilizado;

(c) medições em campo: kit de medição de cloro residual livre e termômetro; (d) apoio: sacos plásticos para acondicionamento de resíduos, luvas descartáveis e jaleco; (e) coleta, preservação e transporte das amostras: frascos (polipropileno) de coleta esterilizados, contendo tiosulfato de sódio para análises microbiológicas, etiquetados, com capacidade de 100 mL; frascos (polipropileno ou polietileno) de coleta para análises físico-químicas, etiquetados, com capacidade de 100 a 250 mL; caixa térmica e gelo reciclável.

Os parâmetros avaliados da qualidade da água foram definidos com base em Brasil (2016) e são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Parâmetros avaliados e respectivos métodos analíticos utilizados

Parâmetros	Unidade	Métodos	Códigos ⁽¹⁾
Temperatura	°C	Termômetro digital de imersão parcial	--
Turbidez	UNT ou uT	Nefelométrico ⁽¹⁾	2130 B
Cloro residual livre (CRL)	mgCl ₂ /L	Colorimétrico do DPD ⁽¹⁾⁽²⁾	4500-Cl G
Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	Ausência ou presença em 100 mL	Substrato cromogênico definido ⁽¹⁾	9223 B

⁽¹⁾ De acordo com Baird, Eaton e Rice (2017). ⁽²⁾ Adaptado para uso com disco comparador da marca Hach.

As análises de turbidez e microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento (LA-SAN) da UFERSA *campus* Mossoró e as demais determinações (CRL e temperatura) foram executadas *in loco*.

c) Proposta de divulgação dos resultados da qualidade da água para consumo humano

Para divulgação dos resultados, definiu-se uma proposta baseada em um conjunto de material informacional, a saber: (a) etiqueta contendo um *Quick Response Code* (*QR Code*) para cada ponto de coleta e; (b) um endereço na rede mundial de computadores (*site*) para reunir as páginas com resultados da qualidade da água de cada ponto. O *QR Code* é um recurso visual que reúne informações em códigos alfanuméricos, podendo ser lido por aplicativos acionados por uma câmera de celular (KIMURA, 2014).

Ainda com relação à divulgação proposta dos resultados, o procedimento utilizado foi baseado em Silva (2019): (a) criação de um endereço na rede mundial de computadores (*site*) a partir do *site* WordPress.com; (b) confecção de páginas específicas: ao *site* previamente criado, foram adicionadas páginas específicas para cada ponto de amostragem de água de abastecimento humano; (c) introdução de resultados da qualidade da água nas páginas específicas: em cada página constam os resultados da qualidade da água correspondente a um ponto de amostragem de água para consumo humano. Tais resultados foram obtidos no presente estudo, assim como a

partir de estudos prévios (JÁCOME, 2018; SILVA, 2019) e, como já mencionado, são referentes à primeira amostragem de água para consumo humano da UFERSA *campus* Mossoró, executada parcialmente nos anos de 2018, 2019 e 2020; (d) criação de *QR Code*: com as páginas elaboradas, copiou-se o respectivo link e procede-se com a criação dos *QR Code*. Os *QR Code* foram confeccionados de forma gratuita no site *QR Code - Gerador de código QR*, sendo um para cada ponto amostrado; (e) confecção de etiquetas de divulgação: criou-se um design da etiqueta e as imagens dos *QR Code* foram adicionadas as mesmas através do *software PowerPoint*; (f) fixação das etiquetas: cada etiqueta confeccionada deverá ser fixada próximo ao respectivo ponto amostrado (torneira ou bebedouro).

2.3 Análise estatística

Nas comparações entre presença e ausência de coliformes totais e *E. coli*, bem como na presença desses microrganismos nas amostras de coleta/recoleta (em torneiras para análise de água de reservatórios e em bebedouros) e nos pontos a montante, para as variáveis CRL e turbidez, foi utilizado o teste de Wilcoxon / Mann-Whitney, com 5% de significância. Para todas as análises empregou-se o programa R versão 3.3.2 (R CORE TEAM, 2016).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos com o presente trabalho são apresentados a seguir e compreendem três

partes: resultados observados da qualidade da água para consumo humano, proposta para divulgação dos resultados da qualidade da água para consumo humano e indicações específicas para contribuir com o controle da qualidade da água para consumo humano.

3.1 Resultados observados da qualidade da água para consumo humano

A Tabela 3 apresenta os resultados observados em amostras de torneiras e bebedouros quanto aos percentuais de atendimento ou não à Portaria de Potabilidade (BRASIL, 2017, 2021ab) para CRL, turbidez, coliformes totais e *E. coli*.

Tabela 3 - Porcentagem de amostras coletadas em torneiras (para análise de água de reservatórios) e em bebedouros que atenderam e não atenderam a Portaria de Potabilidade (BRASIL, 2017, 2021ab) quanto aos parâmetros estudados

Parâmetros	Torneiras			Bebedouros		
	Atenderam (%)	Não atenderam (%)	Total (%)	Atenderam (%)	Não atenderam (%)	Total (%)
CRL	57,0	43,0	100,0	36,4	63,6	100,0
Turbidez	100,0	0,0	100,0	100,0	0,0	100,0
Coliformes totais	87,6	12,4	100,0	93,2	6,8	100,0
<i>E. coli</i>	96,7	3,3	100,0	100,0	0,0	100,0

Quanto ao parâmetro CRL, de acordo com a Portaria de Potabilidade (BRASIL, 2017, 2021ab), o valor máximo permitido (VMP) é de 5 mg/L, sendo obrigatória a manutenção de, no mínimo, 0,2 mg/L em toda a extensão do sistema de distribuição (reservatório e rede) e nos pontos de consumo. A porcentagem de amostras de torneiras que atenderam ao estabelecido foi de 57,0%, correspondendo a 69 amostras com resultados variando entre 0,2 e 3,0 mg/L. Para 52 amostras (43,0%) coletadas em torneiras, as concentrações ficaram abaixo do mínimo preconizado pelo Ministério da Saúde, ou seja, com resultados inferiores a 0,2 mg/L, oscilando entre 0,0 e 0,1 mg/L. Com relação aos resultados de CRL em amostras de bebedouros, foram observados valores entre 0,0 e 2,0 mg/L, sendo que 36,4% das amostras (16 amostras) estavam em conformidade com as exigências estabelecidas pela Portaria, e 63,6% (28 amostras) apresentam valor inferior ao preconizado.

Para turbidez, a Portaria de Potabilidade (BRASIL, 2017, 2021ab) estabelece o VMP de 5 uT em toda a extensão do sistema de distribuição (reservató-

rios e rede) ou pontos de consumo. Verificou-se que todas as 165 amostras (100%) de torneiras e bebedouros atenderam à exigência da Portaria (Tabela 3), cujos valores oscilaram entre 0,09 e 4,76 uT e, entre 0,11 e 1,03 uT, para torneiras e bebedouros, respectivamente.

Com relação ao VMP de coliformes totais, a Portaria de Potabilidade (BRASIL, 2017, 2021ab) estabelece que, entre as amostras examinadas no mês pelo responsável pelo SAA ou SAC, apenas uma amostra poderá apresentar resultado positivo, para sistemas ou soluções alternativas coletivas que abastecem até 20.000 habitantes, representando um indicador da condição de operação e manutenção do sistema de distribuição de SAA e pontos de consumo e reservatório de SAC em que a qualidade da água produzida pelos processos de tratamento seja preservada, ou seja, indicador de integridade. Tal referência populacional foi considerada compatível com a população da instituição estudada. Já para o parâmetro *E. coli*, a referida legislação exige a ausência desses microrganismos em 100 mL de água, para sistema de distribuição de SAA e pontos de consumo de

SAC. Como pode ser visto na Tabela 3, das 121 amostras de água coletadas em torneiras, 106 (87,6%) apresentaram ausência de coliformes totais e 117 (96,7%) ausência de *E. coli*. Quanto às amostras dos bebedouros, observou-se que 93,2% (41 amostras) e 100% (44 amostras) apresentaram ausência de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Ou seja, quanto à presença de coliformes totais em bebedouros, os resultados foram insatisfatórios em 6,8% (3 amostras).

Em relação à temperatura, a Portaria de Potabilidade (BRASIL, 2017, 2021ab) não estipula referência, exceto quanto ao tempo de contato mínimo a ser observado na desinfecção, variando em função da temperatura. Os resultados observados apresentaram valores entre 26,1 e 40,2 °C para as amostras de torneiras, e valores compreendidos entre 6,3 e 30,9 °C para as amostras de bebedouros. No caso dos bebedouros, os resultados permitem inferir quanto ao funcionamento da refrigeração de cada equipamento, o que possibilita, se for o caso, a solicitação de manutenção destes equipamentos. Campos et al. (2017) monitoraram a qualidade da água em 21 pontos de uma instituição de ensino da cidade de Maringá, por meio de análises físico-químicas e bacteriológicas. Neste estudo, para os bebedouros, os resultados oscilaram entre 8,65 e 22,50 °C; já para o reservatório e a torneira, os valores foram de, respectivamente, 19,90 e 24,50 °C. Silva et al. (2019), ao verificarem os parâmetros físico-químicos da água dos bebedouros de escolas municipais da zona urbana da cidade de Esperança-PB, concluíram, com relação à temperatura, que os teores médios variaram de 25,6 a 27 °C.

De acordo com o padrão de potabilidade da Portaria de Potabilidade (BRASIL, 2017, 2021ab), no controle da qualidade da água, quando forem detectadas amostras com resultado positivo para coliformes totais, ações corretivas devem ser adotadas e novas amostras devem ser coletadas

em dias imediatamente sucessivos. No presente estudo, conforme já mencionado, nos pontos os quais foram observadas a não conformidade com relação à qualidade microbiológica foram realizadas recoletas em dois dias consecutivos para confirmação dos resultados. As recoletas foram realizadas em 15 torneiras e 03 bebedouros do *campus* universitário. Tais recoletas permitiram a confirmação da qualidade microbiológica insatisfatória e, com esta constatação, foram executadas amostragens para investigações em pontos a montante dos locais de amostragem para monitoramento (16 pontos), cujos resultados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Porcentagem de amostras coletadas nos pontos a montante dos locais de amostragem para monitoramento que atenderam e não atenderam a Portaria de Potabilidade (BRASIL, 2017, 2021ab) quanto aos parâmetros estudados

Parâmetros	Atenderam (%)	Não atenderam (%)	Total (%)
CRL	75,0	25,0	100,0
Turbidez	100,0	0,0	100,0
Coliformes totais	100,0	0,0	100,0
<i>E. coli</i>	100,0	0,0	100,0

Nos pontos a montante dos locais de amostragem para monitoramento (16 pontos), os resultados observados para temperatura, CRL e turbidez variaram, respectivamente, de 29,2 a 44,6 °C, 0,0 a 1,2 mg/L e 0,15 a 0,60 uT. Quanto à qualidade microbiológica, foi observada conformidade dos parâmetros coliformes totais e *E. coli*, sendo que 100% das amostras (16 amostras) apresentaram ausência.

Comparando-se os resultados da qualidade da água proveniente de pontos de amostragem para monitoramento e pontos de amostragem para investigação, verificou-se para: (a) turbidez: todas as amostras coletadas apresentaram resultados inferiores ao VMP, conforme Portaria vigente; (b) CRL: maior percentual de atendimento em pontos de amostragem para investi-

gação (75%) do que em pontos de amostragem para monitoramento (57% referente a torneiras e 36,4% referente a bebedouros); (c) coliformes totais e *E. coli*: maiores percentuais de atendimento em pontos de amostragem para investigação (100% para ambos parâmetros) do que em pontos de amostragem para monitoramento, cujo atendimento quanto a coliformes totais foi de 87,6% em torneiras e 93,2% em bebedouros e, o atendimento verificado referente a *E. coli* foi de 96,7 e 100,0%, para torneiras e bebedouros, respectivamente.

Distintos estudos indicam a possível influência de reservatórios prediais na qualidade microbiológica da água para consumo humano. Similar aos resultados observados no presente estudo, em trabalho realizado no município de Jaboticabal, Silva, Lopes e Amaral (2016) observaram que amostras coletadas a jusante de reservatórios domiciliares apresentaram os maiores percentuais de contaminação em toda a rede de abastecimento daquele município. Silva, Lopes e Amaral (2016) comentaram sobre o fato de que a redução nas concentrações de CRL nas amostras coletadas após a passagem pelo reservatório domiciliar pode estar relacionada com o aumento da carga microbiana, conforme foi observado por Lou e Han (2007) e Farooq et al. (2008).

Quanto à qualidade da água para consumo humano de amostras coletadas em bebedouros, há resultados obtidos em distintos estudos como, por exemplo, em instituições de ensino (ZULPO et al., 2006, SANTANA et al., 2015, NEVES, et al., 2016, CAMPOS et al., 2017, VIANA et al., 2018, SILVA et al., 2019) e um parque público (ALVES; ATAIDE; SILVA, 2018). No presente estudo, como já apresentado (Tabela 3), 6,8% das amostras coletadas em bebedouros não atenderam ao padrão microbiológico de coliformes totais e, para *E. coli*, observou-se 100% de atendimento. Em estudo realizado na cidade de Guarapuava/PR para avaliação microbiológica da água consumi-

da nos bebedouros da Universidade Estadual do Centro-Oeste, constatou-se que, das 47 amostras avaliadas, 8,5% foram positivas para coliformes totais e 2% foram positivas para coliformes termotolerantes (ZULPO et al., 2006). Ao estudarem a qualidade bacteriológica de amostras de água em escolas públicas de um município do Estado de Mato Grosso, Viana et al. (2018) observaram que, dentre as 14 escolas escolhidas, um total de 21,4% das amostras coletadas em bebedouros não atendeu a um dos parâmetros bacteriológicos (ausência de coliformes totais) exigidos pela Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde. Segundo tais autores, o resultado demonstrou a necessidade de melhorar o monitoramento das caixas d'água e bebedouros de algumas escolas, visando à concretização de medidas de controle da qualidade da água e de intervenção para garantir água potável a todos os estudantes e evitar a transmissão de surtos de doenças de veiculação hídrica no ambiente escolar daquele município. No estudo desenvolvido por Alves, Ataíde e Silva (2018), os autores analisaram a água de bebedouros de um parque público de Brasília, Distrito Federal, e verificaram que todas as amostras de água se apresentaram aptas para o consumo humano de acordo com a Portaria referente ao padrão de potabilidade. Seco et al. (2012), a partir da análise da água de bebedouros do *campus* de uma universidade pública do Estado do Paraná, concluíram que todos os locais de coleta obedeceram aos padrões de qualidade exigidos pelo padrão de potabilidade do Ministério da Saúde, sendo, portanto, águas apropriadas para o consumo. O fato, explicaram Seco et al. (2012), se deve às boas condições da manutenção dos reservatórios de água da universidade, bem como à manutenção dos bebedouros, consequentemente protegendo a saúde dos alunos e funcionários que utilizam essa água.

Considerando todos os resultados obtidos, a análise estatística comprovou o esperado quanto à relação entre presença/ausência de colifor-

mes totais e de *E. coli* e as concentrações de CRL e turbidez. Agentes desinfetantes residuais são utilizados para proporcionar segurança parcial contra contaminação de baixa concentração e contra o crescimento de microrganismos dentro do sistema de distribuição (WHO, 2017). Quanto à possível influência da turbidez, de acordo com WHO (2017), altas concentrações de turbidez

podem proteger microrganismos dos efeitos da desinfecção, estimulando o crescimento de bactérias e aumentando a demanda por cloro. Neste estudo, as amostras com ausência de coliformes totais e de *E. coli* apresentaram maiores concentrações de CRL ($p < 0,0001$) e menores concentrações de turbidez ($p < 0,0018$), conforme apresentado no Gráfico 1 [A] e [B], respectivamente.

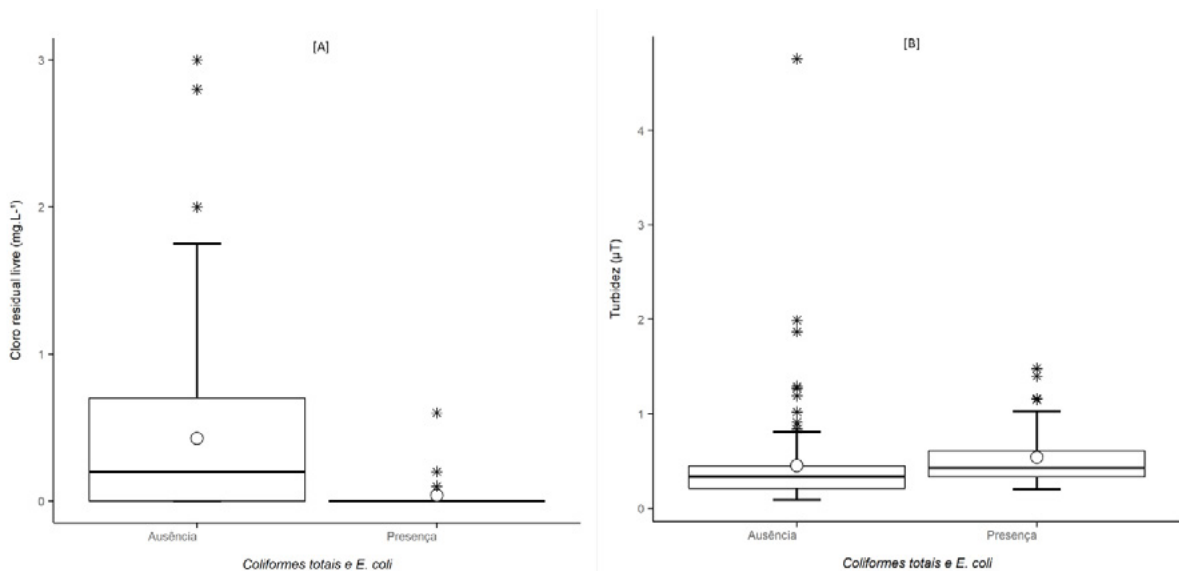


Gráfico 1 -Concentrações de cloro residual livre (mg.L⁻¹) [A] e de turbidez (µT) [B] nas amostras coletadas em torneiras (para análise de água de reservatórios) e bebedouros, na ausência de coliformes totais e *E. coli* e, na presença de coliformes totais e/ou de *E. coli*

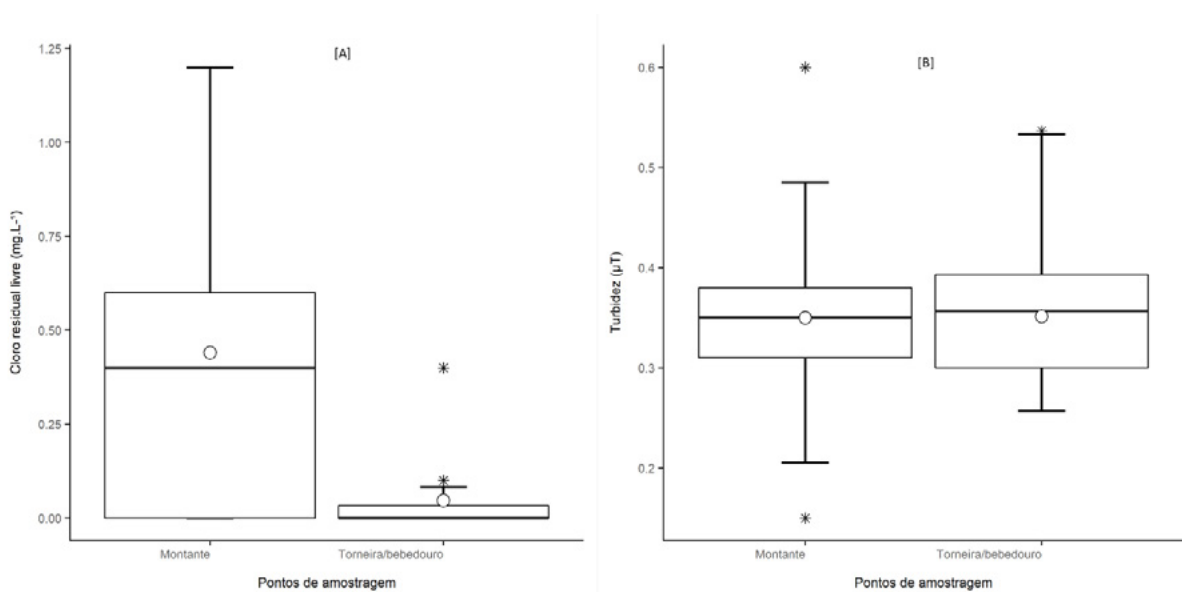


Gráfico 2 - Concentrações de cloro residual livre (mg.L⁻¹) [A] e de turbidez (µT) [B] em amostras coletadas nos pontos a montante, em torneiras (para análise de água de reservatórios) e bebedouros, na presença de coliformes totais

Considerando as amostras coletadas em torneiras (para análise de água de reservatórios) e bebedouros que apresentaram presença de coliformes totais, a comparação entre as amostras de torneiras/bebedouros e amostras coletadas a montante dos respectivos pontos indicou maior concentração de CRL a montante ($p = 0,0026$) (Gráfico 2 [A]). Já para turbidez não houve evidências de uma maior concentração ($p = 0,8345$) (Gráfico 2 [B]) nas amostras de tor-

neiras/bebedouros do que nas amostras coletadas a montante.

Quanto às amostras coletadas em torneiras (para análise de água de reservatórios) e bebedouros que apresentaram presença de *E. coli*, verificou-se maior concentração de CRL a montante ($p = 0,0269$) (Gráfico 3 [A]) e, para a turbidez, não houve evidências de uma maior concentração ($p = 0,5631$) (Gráfico 3 [B]) nas amostras de torneiras/bebedouros do que nas amostras coletadas a montante.

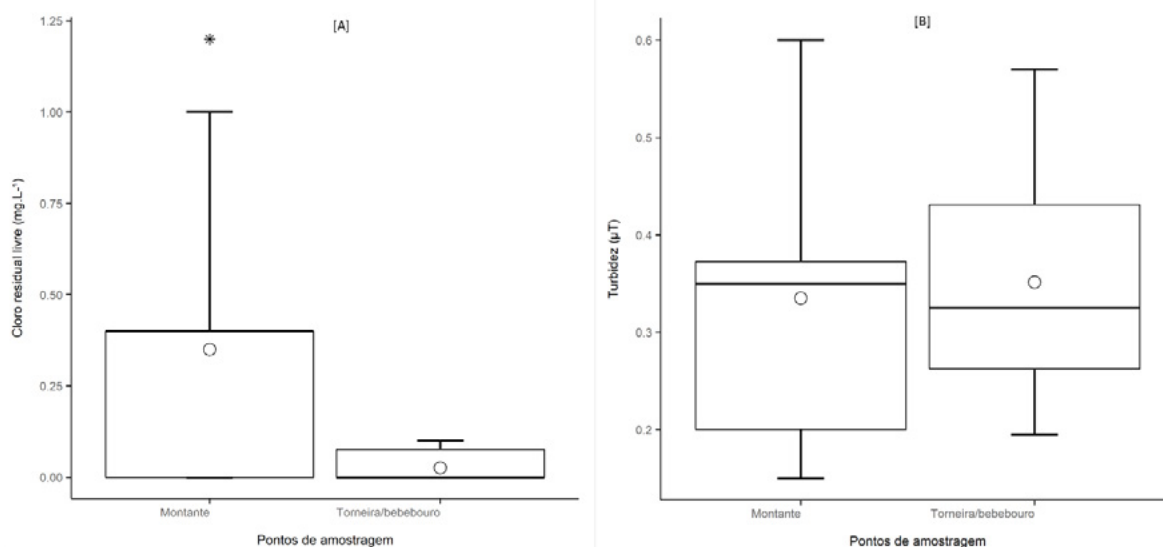


Gráfico 3 - Concentrações de cloro residual livre (mg.L⁻¹) [A] e de turbidez (uT) [B] em amostras coletadas nos pontos a montante, em torneiras (para análise de água de reservatórios) e bebedouros, na presença de *E. coli*

3.2 Proposta para divulgação dos resultados da qualidade da água para consumo humano

Sobre a proposta para divulgação dos resultados da qualidade da água para consumo humano da UFERSA campus Mossoró, é possível observar: (i) uma vista do endereço eletrônico (<https://proaguaufersa.home.blog/>) criado na rede mundial de computadores, na Fig. 2; (ii) o modelo de apresentação dos resultados, na Fig. 3 e (iii) o modelo da etiqueta contendo QR Code, na Fig. 4.

Considerando os resultados obtidos até o momento, foram confeccionadas 147 etiquetas e

esse mesmo quantitativo de páginas na internet, cada uma respectiva a um ponto amostrado. Das 147 etiquetas, 106 se referem a torneiras (água de reservatório predial) e 41 a bebedouros, presentes em 79 edificações da instituição. Cada etiqueta contém o QR Code específico de cada ponto de amostragem, a logomarca da UFERSA, a sigla do projeto (PROÁGUA UFERSA) que a originou e uma frase parcialmente explicativa ("Verifique a qualidade da sua água aqui"). Cada página da internet apresenta as seguintes informações: identificação do projeto (logomarca e objetivos); identificação da edificação (código

e nome); identificação do ponto de amostragem (nome e localização); data da coleta; tabela com resultados de qualidade (coliformes totais, *Escherichia coli*, turbidez, cloro residual livre e temperatura) e comparação com valores estabelecidos na Portaria de Potabilidade (BRASIL,

2017, 2021ab). O link a seguir foi disponibilizado a partir da leitura do QR Code presente na etiqueta elaborada para um ponto de monitoramento da Biblioteca Central do *campus*: <<http://proaguaufersa.home.blog/2020/01/16/b15-biblioteca-orlando-teixeira-3/>>.

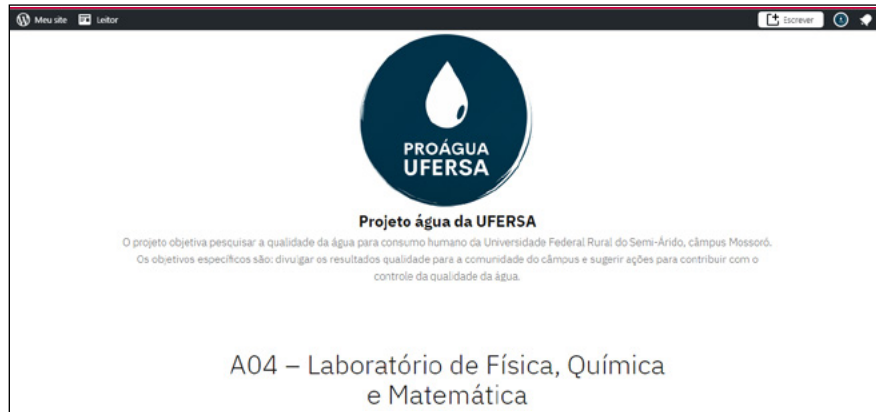


Figura 2 - Página inicial criada na rede mundial de computadores para divulgação dos resultados da qualidade da água para consumo humano da UFERSA *campus* Mossoró

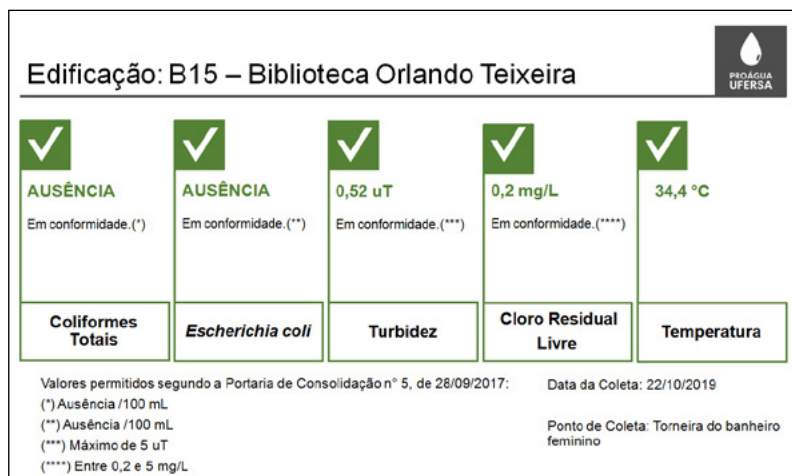


Figura 3 - Modelo de apresentação dos resultados da qualidade da água para consumo humano da UFERSA *campus* Mossoró



Figura 4 - Modelo da etiqueta com QR Code específico por ponto de amostragem, para divulgação resultados da qualidade da água para consumo humano da UFERSA *campus* Mossoró

Julga-se que o modelo de divulgação elaborado pode facilitar o acesso à informação da qualidade da água para consumo humano pela comunidade acadêmica, assim como contribuir para a busca por um controle do sistema de água da instituição baseado em critérios da qualidade da água.

Até o momento, não houve coleta de amostras de água em todos os pontos previstos no plano de amostragem global. Pelas características do plano, espera-se que este se constitua em uma ação permanente, de modo a estabelecer uma periodicidade de amostragem, possibilitando melhorar a segurança sanitária do sistema de abastecimento de água para consumo humano da instituição.

3.3 Indicações específicas visando ao controle da qualidade da água para consumo humano

Segundo a Portaria de Potabilidade (BRASIL, 2017, 2021ab), quando o padrão microbiológico estabelecido for violado, ações corretivas devem ser adotadas e amostras devem ser coletadas em dias imediatamente sucessivos até que revelem resultados satisfatórios.

Silva, Lopes e Amaral (2016) realizaram estudo sobre a qualidade da água de abastecimento público em um município do Estado de São Paulo. A partir dos resultados, esses autores sugeriram a realização de um trabalho de orientação aos consumidores quanto à limpeza dos reservatórios para preservação da qualidade da água que chega aos domicílios. Faria, Paula e Veiga (2013) mencionaram a necessidade de um acompanhamento para manutenção da higiene e controle microbiológico dos reservatórios de água, além da adoção de providências de caráter preventivo e corretivo, tais como tratamento da água, limpezas periódicas e manutenção dos reservatórios, filtros e bebedouros. No âmbito do trabalho desenvolvido por Seco et al. (2012), os autores apontaram a necessidade de um monitoramento e manutenção constantes da água e dos bebe-

douros em relação ao controle microbiológico, possibilitando garantir uma água de qualidade aos usuários dos bebedouros do *campus* universitário objeto do referido estudo. O estudo realizado por Santana et al. (2015) em escolas públicas de um município do Estado da Paraíba apresentou algumas conclusões, dentre as quais uma sobre a fundamental importância da execução do monitoramento e manutenção de reservatórios e bebedouros para garantir água de qualidade adequada aos usuários.

Na rede de distribuição, a contaminação da água pode ocorrer em virtude de intermitência do sistema, que possibilita a entrada de água contaminada no interior da tubulação vazia, em locais de pressão negativa (FREITAS; BRILHANTE; ALMEIDA, 2001). Dentre as várias ações que possibilitam a segurança microbiológica da água, Ferreira Filho (2017) mencionou a operação adequada do sistema de distribuição, com pressões mínimas e máximas compatíveis, evitando a formação de zonas mortas e possibilitando a manutenção de concentrações residuais de agentes desinfetantes ao longo do sistema. Ao apresentarem resultados observados de contaminação microbiológica em água de reservatórios domiciliares, Freitas, Brilhante e Almeida (2001) mencionaram que a contaminação da água pode ocorrer no próprio domicílio devido à falta de manutenção do reservatório, à sua localização, à ausência de cuidados com o manuseio e higiene e, também, ao tipo de material empregado na construção.

No presente estudo, os resultados insatisfatórios quanto à qualidade microbiológica nos pontos de amostragem para monitoramento podem ser indicativos de alguma falha na integridade e/ou manutenção do sistema de distribuição de água do *campus* da instituição, incluindo os sistemas prediais de água e bebedouros alimentados por estes. Mencione-se que, nos termos da Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano, no âmbito de sis-

temas e as soluções alternativas de abastecimento de água, dentre os objetivos da vigilância da qualidade da água para consumo humano está “avaliar a integridade do sistema de distribuição” (BRASIL, 2016, p. 9). A partir dos resultados da qualidade da água dos pontos de amostragem para investigação, inferiu-se sobre a necessidade de limpeza de 13 reservatórios prediais respectivos aos pontos de coleta pesquisados, além de 3 bebedouros. Entende-se que os resultados obtidos são de importância relevante para contribuir com a proteção da saúde da comunidade da instituição.

4 CONCLUSÃO

Considerando os resultados obtidos, a análise estatística indicou que as amostras com ausência de coliformes totais e de *E. coli* apresentaram maiores concentrações de CRL e menores concentrações de turbidez, o que era esperado à luz do conhecimento sobre o tema.

Entende-se que a disponibilização de informações sobre a qualidade da água para consumo humano à comunidade acadêmica e à gestão da instituição pode contribuir e orientar a implementação de ações de controle do sistema de água visando à manutenção da potabilidade da água.

A implementação parcial de um plano de amostragem de água para consumo humano ressaltou seu potencial para contribuir com a proteção da saúde da comunidade da instituição estudada. Com base em critérios da qualidade da água e no período de execução do presente estudo, concluiu-se sobre a necessidade de limpeza de 13 reservatórios prediais respectivos aos pontos de coleta pesquisados, além de 3 bebedouros.

5 AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de Iniciação Científica, conforme Programa Institucional

de Bolsas de Iniciação Científica, PIBIC (Edital IC 11/2019 – PROPPG/UFERSA). À Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) pela bolsa de Iniciação Científica no âmbito do Programa de Iniciação Científica Institucional, PICI (Edital IC 07/2020 – PROPPG/UFERSA) e pelo apoio na identificação do sistema de distribuição de água e realização de limpeza de reservatórios prediais e bebedouros (Divisão de Manutenção e Instalações Físicas e Divisão de Meio Ambiente).

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Dombroski SAG e Bergamo GC; **Metodologia:** Dombroski SAG, Oliveira EKG, Silva MNS e Bergamo GC; **Investigação:** Oliveira EKG, Silva MNS e Dombroski SAG; **Tratamento dos dados:** Oliveira EKG, Silva MNS, Sá LCR, Dombroski SAG e Bergamo GC; **Redação:** Oliveira EKG, Silva MNS, Sá LCR, Dombroski SAG e Bergamo GC; **Aquisição de bolsas:** Dombroski SAG.

7 REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, L. M. R., SOARES, G. C. R., MARCIA, A. S. Análise microbiológica de água potável em parques no município de Belo Horizonte/MG. *Acta Biologica Brasiliensia*, v. 1, n.1, 2018.
- ALVES, S. G. da S.; ATAIDE, C. D. G.; SILVA, J. X. da. Análise microbiológica de coliformes totais e termotolerantes em água de bebedouros de um parque público de Brasília, Distrito Federal. *Revista de Divulgação Científica Sena Aires*, v.7, n.1, p. 7-12, 2018. Disponível em: <https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/pt/biblio-1096808>. Acesso em: 09 nov. 2022.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 5626:** sistemas prediais de água fria e água quente – projeto, execução, operação e manutenção. S.l.: ABNT, 2020. 55 p.
- BAIRD, R. B.; EATON, A. D. RICE, E.W. (Editores). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2017.
- BATISTA, P. E.; DOMBROSKI, S. A. G.; SILVA, P. C. M. Utilização de sistema de informação geográfica (SIG) visando à gestão da infraestrutura de água e esgoto de um campus universitário. *Revista DAE*, v. 70, n. 235, p. 21-30, 2022. DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.017>.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. 2017. Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html#ANEXOXX. Acesso em: 02 nov. 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 2.472, de 28 de setembro de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. 2021b. Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt2472_30_09_2021.html. Acesso em: 02 nov. 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. 2021a. Disponível em: https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-*--321540185. Acesso em: 02 nov. 2022

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. **Diretriz nacional do plano de amostragem da vigilância da qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2016. Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/diretriz_nacional_plano_amostragem_agua.pdf. Acesso em: 09 nov. 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Manual de procedimentos de vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. (2006b). Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/manual_procedimentos_agua_consumo_humano.pdf. Acesso em: 09 nov. 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. (2006a). Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf. Acesso em: 09 nov. 2022.

CAMPOS, D. A. G.; FRANCO, J. de M.; ABREU FILHO, B. A. de; BERGAMASCO, R.; YAMAGUCHI, N. U. Avaliação da qualidade da água destinada ao consumo humano em instituição de ensino. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**, Três Corações, v. 15, n. 1, p. 289-298, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5892/ruvrd.v15i1.3340>

CARDOSO, E. N.; FERMINO, F. S. Comparação da qualidade da água para consumo humano de dois distritos do município de Osório/RS. **Águas Subterrâneas**, Seção Estudos de Caso e Notas Técnicas, São Paulo, v. 32, n. 3, 2018. DOI: <https://doi.org/10.14295/ras.v32i3.29219>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA (Brasil); COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Carlos Jesus Brandão et al. (Organizadores). Brasília: ANA; São Paulo: CETESB, 2011. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Guia-nacional-de-coleta-e-preservacao-de-amostras-2012.pdf>. Acesso em: 09 nov. 2022.

FARIA, T., PAULA, R. A. O., VEIGA, S. M. O. M. Qualidade microbiológica da água para consumo humano em unidades de alimentação escolar. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**, Três Corações, v. 11, n. 1, p. 135-144, jan./jul. 2013. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5033078>. Acesso em: 06 nov. 2022.

FAROOQ, S.; HASHMI, I.; QAZI, I. A.; QAISER, S.; RASHEED, S. Monitoring of Coliforms and chlorine residual in water distribution network of Rawalpindi, Pakistan. **Journal of Environmental Monitoring and Assessment**, v. 140, n. 1-3, p. 339-347, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9872-2>

FERREIRA FILHO, S. S. **Tratamento de água: concepção, projeto e operação de estações de tratamento**. 1ª. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

FREITAS, M. B.; BRILHANTE, O. M.; ALMEIRA, L.M. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 17, n. 3, p. 651-660, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2001000300019>

JÁCOME, C. da C. **Plano de amostragem de água para consumo humano: proposição para um câmpus universitário**. 2018. 86 f. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2018. Disponível em: https://repositorio.ufersa.edu.br/bitstream/prefix/4928/1/Camila-CJ_MONO.pdf. Acesso em: 06 nov. 2022.

KIMURA, K. T. **Formatos de Codificação da Linguagem: o caso do QR Code**. 2014. Monografia (Especialização em Gestão Integrada da Comunicação Digital nas Empresas) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

LOU, J.C.; HAN, J. Y. Assessing water quality of drinking water distribution system in the South Taiwan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 134, n. 1-3, p. 343-354, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9625-2>

LUNARDI, D. G.; LUNARDI, V. de O.; CARLOS JÚNIOR, A. A.; DOMBROSKI, S. A. G.; SOUSA, J. C. R. de; TORRES, R. M. **Plano de gestão de logística sustentável 2019 -2022**. Mossoró, 2019. Disponível em: https://reitoria.ufersa.edu.br/wp-content/uploads/sites/19/2020/03/PLS-UFERSA_revisado-em-16.03.20.pdf. Acesso em: 09 nov. 2022.

NEVES, A. M., MARINHO, L. A., FERREIRA, C. S., COUTINHO, M. G. S., JULIÃO, M. S. S., FONTENELLE, R. O. S. Avaliação físico-química e parasitológica de águas de bebedouros de uma instituição de

- ensino superior de Sobral-CE. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde, Três Corações**, v. 14, n. 2, p. 142-149, ago./dez. 2016. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5617105>. Acesso em: 06 nov. 2022.
- OGATA, I. S.; OLIVEIRA, R.; MEIRA, C. M. B. S.; NASCIMENTO, R. S.; HENRIQUES, J. A. Avaliação de risco à saúde associada à qualidade da água para consumo humano em Campina Grande, Paraíba. **RBCIAMB**, n.40, p. 1-15, junho 2016. DOI: <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820160026>
- R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2016.
- SANCHES, S. M.; MUNIZ, J. M.; PASSOS, C.; VIEIRA, E. M. Chemical and microbiological analysis of public school water in Uberaba Municipality. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 3, Jul. -Set 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/HJtgY79Kvs-TgxzfVh9JDNR/>. Acesso em: 09 nov. 2022.
- SANTANA, F. B. F.; MARTINS, D. S. S.; OLIVEIRA, J. S.; NÓBREGA, A. L. Análise microbiológica e bromatológica da água em bebedouros de escolas públicas em Belém do Brejo do Cruz-PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 10, n. 2, p. 145-149, abr./jun. 2015. DOI: <https://doi.org/10.18378/rvads.v10i2.3555>
- SCURACCHIO, P. A.; FARACHE FILHO, A. Qualidade da água utilizada para consumo em escolas e creches no município de São Carlos – SP. **Alim. Nutr.**, Araraquara, v. 22, n. 4, p. 641 – 647, out./dez. 2011. Disponível em: <http://serv-bib.fcfa.unesp.br/seer/index.php/alimentos/article/viewFile/1495/1165>. Acesso em: 06 fev. 2022.
- SECO, B. M. S.; BURGOS, T. N.; PALAYO, J. S. Avaliação bacteriológica das águas de bebedouros do campus da Universidade Estadual de Londrina – PR. **Semina: Ciência Biológicas e da Saúde**, v. 33, n. 2, p. 193-200, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0367.2012v33n2p193>
- SILVA, A. B. da; SILVA, J. da C.; MELO, B. F. de; NASCIMENTO, R. F. do; DUARTE, J. da S.; SILVA FILHO, E. D. da. Diagnóstico físico-químico da água de bebedouros nas escolas públicas da cidade de Esperança/PB. **Revista Desafios**, v. 6, n. 4, 2019. DOI: <https://doi.org/10.20873/uftv6-6476>
- SILVA, L. G.; LOPES, L. G.; AMARAL, L. A. Qualidade da água de abastecimento público do município de Jaboticabal, SP. **Engenharia sanitária e Ambiental**. Artigo Técnico, v. 21, n. 3, p. 615-622, jul./set. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522016121151>
- SILVA, M. N. de S. **Qualidade da água para consumo humano em um campus universitário**. 2019. 71 f. Monografia (Bacharelado em Ciência e Tecnologia) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2019. Disponível em: https://repositorio.ufersa.edu.br/bitstream/prefix/4390/2/MariaNSS_MONO.pdf. Acesso em: 06 nov. 2022.
- SIQUEIRA, L. P.; SHINOHARA, N. K. S.; LIMA, R. M. T.; PAIVA, J. E.; LIMA FILHO, J. L.; CARVALHO, I. T. Avaliação microbiológica da água de consumo empregada em unidades de alimentação. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 15, n. 1, p. 63-66, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-81232010000100011>
- SOARES, T. C.; MORAIS, A. B.; SOARES, T. C.; OLIVEIRA, V. A.; MEDEIROS, S. R. A.; CARNEIRO, T. B. Perfil da água para o consumo humano e notificação de doenças em uma macrorregião do Piauí, Brasil. **Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal**, Fortaleza, v. 12, n. 2, p. 205-215, abr./jun. 2018. Disponível em: <http://www.higieneanimal.ufc.br/seer/index.php/higieneanimal/article/view/444>. Acesso em: 09 nov. 2022.
- UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO (UFERSA). Graduação. **Cursos de graduação**. Disponível em: <https://ufersa.edu.br/cursosgraduacao/>. Acesso em: 09 nov. 2022. (UFERSA, 2022a).
- UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO (UFERSA). Pós-Graduação. **Cursos de pós-graduação**. Disponível em: <https://ufersa.edu.br/cursosposgraduacao/>. Acesso em: 09 nov. 2022. (UFERSA, 2022b).
- VIANA, M. J.; SOUZA, H. M. L.; CARVALHO, I. F.; CARVALHO, M. L. S. Qualidade bacteriológica de amostras de água em escolas públicas do município de Tangará da Serra, Mato Grosso. **HOLOS**, v.34, n. 6, p.74-81, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.15628/holos.2018.5124>
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking-water quality**: fourth edition incorporating the first addendum. Geneva: WHO, 2017. 631 p. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>. Acesso em: 06 nov. 2022.
- YAMAGUCHI, M. U.; CORTEZ, L. E. R.; OTTONI, L. C. C.; OYAMA, J. Qualidade microbiológica da água para consumo humano em instituição de ensino de Maringá-PR. **O Mundo da Saúde**, São Paulo, v. 37, n. 3, p. 312-320. 2013. Disponível em: https://bvms.saude.gov.br/bvs/artigos/mundo_saude/qualidade_microbiologica_agua_consumo_humano.pdf. Acesso em: 06 nov. 2022.
- ZULPO, D. L.; PERETTI, J.; ONO, L. M.; GARCIA, J. L. Avaliação microbiológica da água consumida nos bebedouros da universidade estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, Paraná, Brasil. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 27, n. 1, p. 107-110, 2006. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=445744079011>. Acesso em: 06 nov. 2022.

Desenvolvimento de um equipamento para medir sólidos totais na água para fins didáticos usando método nefelométrico

Development of an equipment to measure total solids in water for didactic purposes using nephelometric method


• **Data de entrada:**
02/12/2021


• **Data de aprovação:**
02/02/2022

Jairo Catrário da Silva¹ | Carlos Eduardo Formigoni¹ | Rodrigo Eduardo Córdoba² | Wellington Cyro de Almeida Leite^{1*}

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.013>

ORCID ID

Silva JC  <https://orcid.org/0000-0002-1650-0582>

Formigoni CE  <https://orcid.org/0000-0002-6753-1290>

Córdoba RE  <https://orcid.org/0000-0003-3647-7305>

Leite WCA  <https://orcid.org/0000-0003-2900-1077>

Resumo

Atualmente, a didática de ensino e a tecnologia vêm se mostrando indissociáveis. O educador deixa de ser um agente transmissor de conhecimento para exercer a função de mediador e facilitador, no complexo desenvolvimento da aprendizagem, ao passo que os alunos, nesse processo, assumem o papel de agentes ativos. Portanto, na medida do possível, os educadores podem lançar mãos de recursos tecnológicos de forma a estimular a busca do conhecimento por parte dos estudantes. Diante desse desafio, no presente estudo foi desenvolvido um equipamento, de baixo custo, para medir a concentração de sólidos totais, na água, pelo método nefelométrico, que pode ser utilizado em aulas práticas laboratoriais em cursos técnicos e de ensino médio ao permitir que se conheça do grau poluição, por sólidos totais, em uma amostra de água. O equipamento desenvolvido possui um hardware e um software que permitem a visualizações e registros de variáveis por meio da interface gráfica. O circuito e a câmara de amostragem do equipamento foram desenvolvidos por meio da interface de várias áreas de conhecimento — mecânica, eletrônica, física, meio ambiente, tecnologia da informação e química. Os testes para a calibração do equipamento foram realizados em laboratório de química e os dados se mostraram confiáveis quando comparados com os obtidos em equipamento padrão. Os dados detalhados, referentes ao equipamento desenvolvido, estão detalhados no presente estudo.

Palavras-chave: Sólidos totais em água. Meio Ambiente. Poluição da água. Tecnologia. Nefelômetro.

Abstract

Currently, teaching didactics and technology are proving to be inseparable. The educator is no longer an agent that transmits knowledge, but a mediator and facilitator in the complex development of learning, while the students, in this process, assume the role of active agents. Therefore, as far as possible, educators can make use of technological resources in order to stimulate the search for knowledge by the students. Given this challenge, in this paper, a low-cost equipment was developed to measure the concentration of total solids in water

¹ Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP – Ribeirão Preto – São Paulo – Brasil.

² Universidade Federal de São Carlos – UFSCar – São Carlos – São Paulo – Brasil.

* **Autor correspondente:** wleite@unaerp.br.

by the nephelometric method, which can be used in practical laboratory classes in technical and high school courses when allowing the recognition of the degree of pollution by total solids in a water sample. The equipment developed has a hardware and a software that allow the visualization and the record of variables through the graphical interface. The circuit and the sampling chamber of the equipment were developed through the interface of several areas of knowledge - mechanics, electronics, physics, environment, information technology, and chemistry. The tests for the calibration of the equipment were performed in chemistry laboratory, and the data proved to be reliable when compared to the ones obtained from standard equipment. The detailed data, concerning the equipment developed, are detailed in this study.

Keywords: Total solids in water. Environment. Water pollution. Technology. Nephelometer.

1 INTRODUÇÃO

A água é um elemento efetivo para o movimento dos ecossistemas e da vida, como a constituição e dinâmica dos solos e do clima. Ainda que tenha um ciclo, seja um componente de ligação nos ecossistemas e um recurso renovável, é também limitada, uma vez que a viabilização de água doce na Terra é muito pequena. Dessa forma, existe a preocupação e a justificativa maior para a sua preservação, pois é um tema muito discutido na área da educação, bem como em outros meios de comunicação.

Atualmente, o desempenho da tecnologia na educação cresce a todo instante dentro e fora da sala de aula, e os jovens, em sua maioria, têm algum tipo de aparelho eletrônico, como tablet, celular, computador, notebook, etc. Deste modo, não há dúvidas de que as novas formas de comunicação atendem às recentes necessidades dos alunos. O acesso rápido e eficiente na obtenção de informações importantes e diversificadas, assim como a eficácia da comunicação entre professores e alunos, é viabilizado pelas ferramentas interativas.

Nesse sentido, é importante relacionar o uso dos recursos tecnológicos na didática de ensino com o propósito de acercar-se dos aspectos físico-químicos da água, tanto no aspecto biológico como no social e econômico. Para tanto, destaca-se a necessidade de envolver os estudantes na aprendizagem, estabelecendo um sentido ao conteúdo estudado, oferecendo situações práticas de ensino e aprendizagem, em que se ampliem as oportunidades de reflexão.

No presente estudo foi proposto um equipamento que teve como intuito alertar os estudantes das necessidades de conservação da água por meio de aspectos físico-químicos, como a medição de sólidos totais utilizando o método nefelométrico e também no auxílio didático do professor na projeção de uma ferramenta tecnológica. Com o uso desse método, o equipamento abre espaço para o estudo da propriedade da água e sua construção física abrange outras áreas de estudo, como a eletrônica.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O desenvolvimento deste trabalho seguiu conforme o fluxograma da Fig. 1.

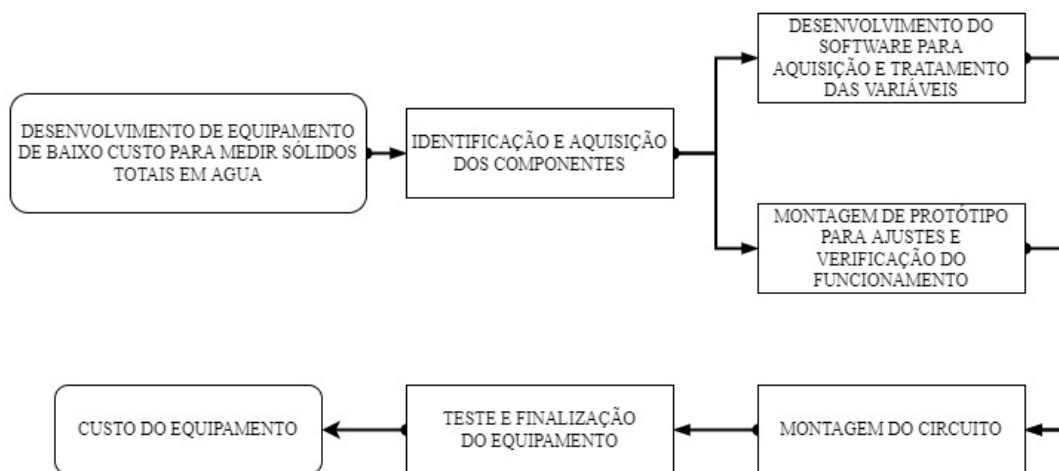


Figura 1 - Fluxograma das etapas para o desenvolvimento do equipamento para medir sólidos totais em água
 Fonte: Autor, 2021.

2.1 Identificação e aquisição dos componentes eletrônicos

2.1.1 Emissores

Neste desenvolvimento, os sensores de emissão dos sinais utilizados foram: dois diodos emissores de luz, sendo um diodo modelo TIL 32 e outro diodo de luz branca. O diodo emissor de luz tipo TIL32 diâmetro de 5mm potência de saída 1,2 mW emite ondas de infravermelho com comprimento de onda de 940nm que permite que o equipamento não sofra interferência por cor, alimentado pela fonte de alimentação do circuito LED 3 tem a função da fonte de irradiação de luz.

O diodo emissor de luz branca é um LED de 5mm de diâmetro que emite luz na faixa entre 400nm e 700nm. O LED branco 5mm é formado por um material semiconductor, que emite luz quando uma tensão é aplicada nos seus terminais conforme LED 4. Sua função é de montar um nefelômetro com a faixa de irradiação de luz e a recepção com o LDR e comparar os valores com o emissor de infravermelho. Especificações:

- Cor: Branco;
- Encapsulamento: Transparente;
- Diâmetro: 5mm;

- Tensão de operação: 2,4V ~ 3,6V;
- Corrente de operação: 20mA.

2.1.2 Receptores

Neste desenvolvimento foram utilizados dois foto transistores e um LDR, sendo os foto transistores tipo TIL78 de 5mm de diâmetro com espectro de 700 a 1100nm um a 30° Q1 e outro a 180° Q2 da fonte de radiação, que é o transistor TIL32, e o LDR a 180° da fonte de radiação, que é o diodo de luz branca R8. O foto-transistor TIL78 é um receptor na faixa de infravermelho que não permite interferência de cor da amostra na reflexão do sinal e possui dois terminais, um correspondendo ao coletor e o outro ao emissor do transistor. Quando a base é ativada pela luz, uma corrente elétrica começa a circular do coletor para o emissor proporcionalmente à intensidade de luz captada. Sem a luz, o transistor não conduz, e o coletor e o emissor ficam isolados.

No segundo receptor foi usado um LDR, ou foto-resistência LDR (Light Dependent Resistor ou Resistor que Depende da Luz) ilustrado R8.

De acordo com Alves (2021), o funcionamento do LDR acontece quando as partículas de luz (fótons)

incidem sobre o sensor. Os elétrons que estão no material semiconductor são liberados; dessa forma, a condutividade do LDR aumenta e a sua resistência diminui. Quando não há presença de luz, o LDR possui uma resistência muito alta e a variação de sua resistência em relação a luminosidade. O LDR tem o valor de sua resistência alterado de acordo com a intensidade luminosa, sendo inversamente proporcional à intensidade de luz.

2.1.3 Fonte

Como o intuito da pesquisa foi projetar um equipamento de baixo custo, foi feita a opção por uma mini fonte 5v 1A.

2.1.4 Arduino

Será utilizado o Arduino UNO para aquisição dos valores de tensão provenientes dos receptores e comunicação com o software desenvolvido para tratamento das variáveis recebidas por meio dos diodos devido à incidência de luz pelos receptores.

Foram utilizadas as entradas analógicas do controlador AO, A1 e A2, sendo os valores resultantes dos receptores das variáveis direta (180°) transistor Q1, indireta (30°) transistor Q2 e do LDR R8 respectivamente; o Arduino, através dessas entradas com variação de tensão, vai enviar ao software o percentual de sólidos da amostra.

2.1.5 Caixa para Acondicionamento do Circuito Eletrônico, Sensores e câmara de amostragem.

A caixa utilizada foi feita em madeira com cobertura em acrílico para sustentação da estrutura da câmara de detecção e proteção do circuito eletrônico. A câmara de detecção é usinada em material escuro de Polipropileno (PP) ou polipropeno, que é um polímero, mais precisamente um termoplástico, derivado do propeno ou propileno (plástico) e reciclável. A escolha desse material se deu por ser uma matéria prima barata e de cor escura, evitando, assim, a interferência externa de luz na câmara de amostragem.

2.1.6 Cubetas

As cubetas usadas para o armazenamento das amostras foram adquiridas da Hexis e possuem dimensões de 22 mm de diâmetro e 85 mm de altura, em vidro transparente e com tampa.

2.2 Desenvolvimento do software para aquisição e tratamento das variáveis

Por meio do software IDE NetBeans na versão 8.2, desenvolveu-se uma tela para interface com o programa no Arduino para aquisição dos valores de tensão nos receptores no computador de acordo com a Fig. 2 para indicação dos valores de tensão, armazenamento e gráfico das variáveis que forem capturadas.

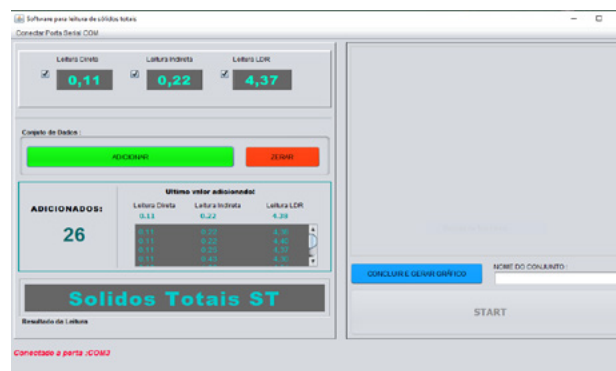


Figura 2 - Tela do software desenvolvido

Fonte: Autor, 2021.

2.3 Montagem do protótipo para ajustes e verificação do funcionamento

Primeiro foi elaborado um desenho do circuito eletrônico no programa AutoCAD para orientação da montagem; então o circuito foi montado na placa protoboard para facilitar a montagem e a configuração do circuito, já que não é preciso a solda dos componentes para teste até chegar na configuração ideal, pois os ajustes dos valores de

resistência por meio de potenciômetros e arranjo do circuito foram necessários.

2.3.1 Montagem do circuito

O circuito desenvolvido chegou à configuração ideal para o equipamento com as resistências definidas com a ajuda de potenciômetros e a disposição dos componentes ligados ao microcontrolador Arduino.

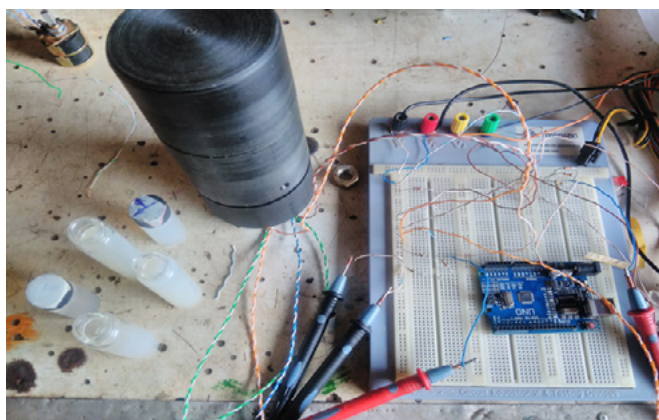


Figura 3 - O circuito desenvolvido após testes
Fonte: Autor, 2021.

2.3.2 Teste e finalização do equipamento

o teste do equipamento foi feito no laboratório de química da ETEC Coronel Raphael Brandão em Barretos-SP utilizando o método gravimétrico seguindo o padrão da série de sólidos 2540 item

G do Standard Methods utilizando argila de cor predominante marrom que, depois de coletada e peneirada, foi diluída em água, deixando decantarem os sólidos mais pesados, retirando-os e deixando em agitação constante conforme Fig. 4.



Figura 4 - Diluição da amostra
Fonte: Autor, 2021.

Os equipamentos utilizados foram:

- Balança SHIMADZU AY 220 MAX 220g d+0,1 mg
- Agitador magnético marca nova NI 1103
- Balão volumétrico de 50 e 100ml
- Bureta 50ml
- Estufa de secagem marca novatecnica mod. NT513-I
- Forno mufla 550 graus.

Após a diluição, foram preparadas as cápsulas para calcinação e pesagem, que com volume de amostra de 30ml foram levadas ao forno à temperatura de 105 graus por 24 horas, depois pesadas novamente, estabelecendo a concentração de sólidos na amostra preparada.

Sabendo o valor da concentração da amostra, a mesma foi diluída utilizando a equação da diluição.

Considerando que a massa de soluto não é alterada durante a diluição, temos a seguinte equação:

Eq. 1 - Equação da diluição

$$C_i \cdot V_i = C_f \cdot V_f \quad (1)$$

C_i / C_f = concentração inicial / concentração final

V_i / V_f = volume inicial / volume final.

Iniciando no valor maior de concentração da amostra, a mesma foi sendo diluída, anotando-se os valores indicados no equipamento, conforme Fig. 5, até esses valores se repetirem, indicando que o equipamento atingiu sua capacidade de medição abaixo desta concentração.

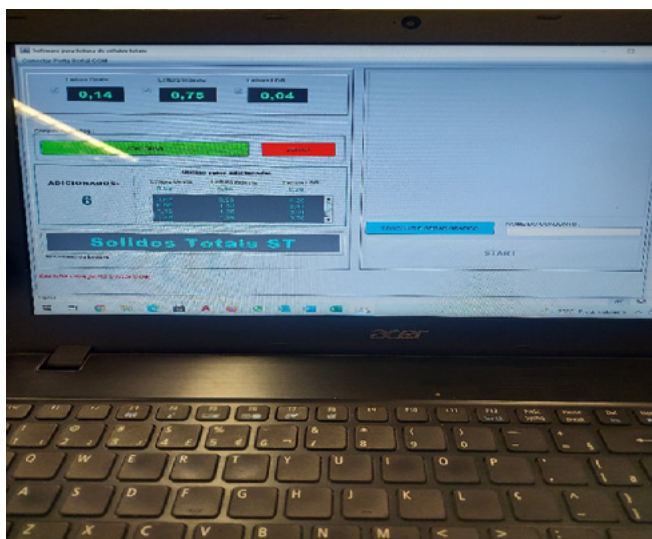


Figura 5 - Valores das variáveis

Fonte: Autor, 2021.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados obtidos com identificação e aquisição dos componentes, desenvolvimento do software, montagem do protótipo, montagem do circuito, testes e finalização do equipamento.

3.1 Identificação e aquisição dos componentes

Após pesquisa do método nefelométrico, foram definidos os componentes necessários para montagem do equipamento, como diodos, foto-transistor, fonte, resistores, LDR, câmara de amostragem, Arduino e miscelâneas.

Os resistores que fazem parte dos receptores foram identificados com o auxílio dos potenciômetros.

A aquisição dos demais itens, como fonte, resistores, transistores, LDR e miscelâneas, foi realizada nas lojas virtuais com entrega em dois dias.

O material para construção da câmara é de fácil aquisição por se tratar de um material em polipropileno.

3.2 Desenvolvimento do software

Foi desenvolvido um *software* para a interface gráfica e um código para o Arduino com o objetivo de captar os valores emitidos pelos recep-

tores, sendo eles dois fototransistores TIL 78 e um LDR que geram um valor de tensão de 0-5v proporcional à quantidade de sólidos na amostra nas entradas analógicas A0, A1 e A2 do Arduino.

O software gera a interface gráfica já com os valores convertidos para sólidos, e um programa em Java faz a leitura da porta serial do Arduino, convertendo esses valores de bits para sólidos.

O software foi construído na linguagem Java utilizando IDE NetBeans na versão 8.2.

Na Fig. 6, uma visualização da tela do *software* com os valores dos receptores, gráfico e total de sólidos.

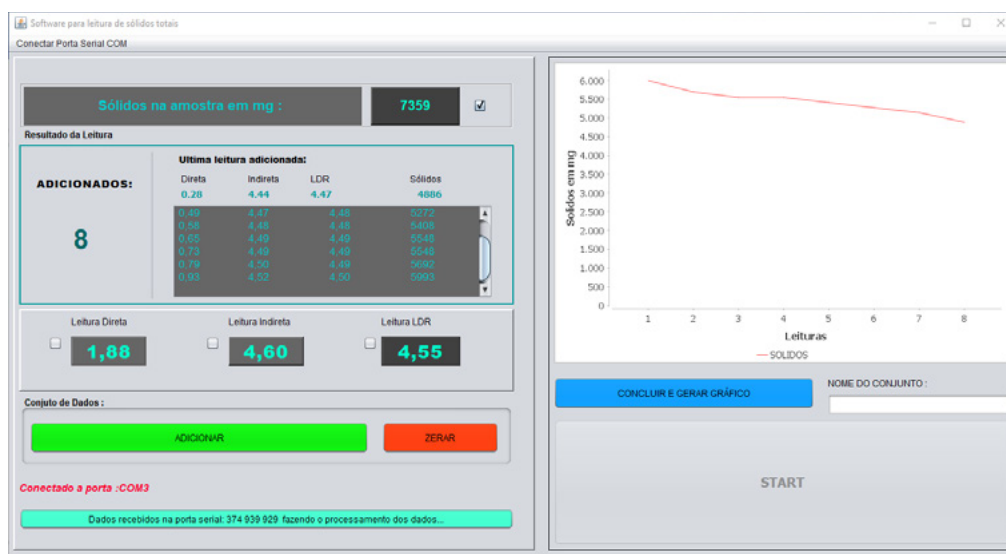


Figura 6 - Tela do software finalizado
Fonte: Autor, 2021.

3.3 Montagem do protótipo

A montagem do protótipo da Fig. 7 se deu por experimentação, pois há uma dificuldade muito grande de encontrar um layout definido para estes equipamentos.

Foram necessários também ajustes na configuração inicial dos receptores, pois devido ao uso

de componentes de baixo custo, a precisão dos receptores ficou comprometida, fazendo com que o nefelômetro ficasse montado na configuração de 30 graus, e não de 90 graus, como pede a norma, pois nesse ângulo o nefelômetro tem maior precisão. Mesmo assim, ainda atende ao método EPA 180.1, que permite a variação de até 30 graus.

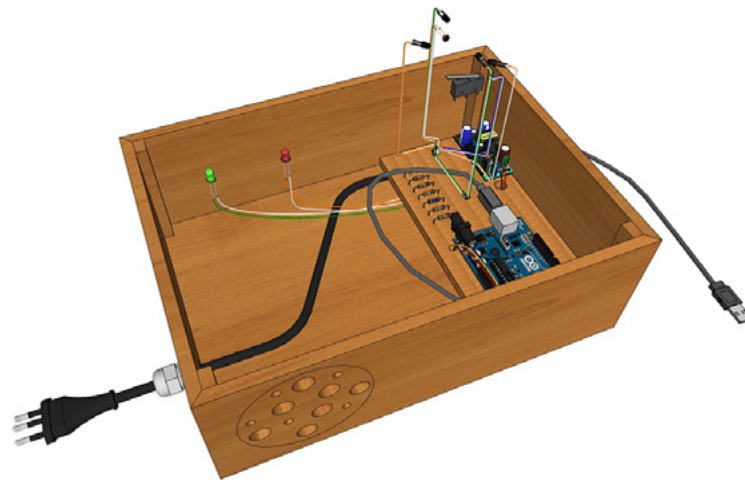


Figura 7 - Protótipo
Fonte: Autor, 2021.

3.4 Montagem do circuito.

A montagem do circuito da Fig. 8 se deu por meio de uma placa protoboard devido à facilidade de manipulação dos componentes simulando o cir-

cuito de alimentação, primeiramente alimentando os componentes com os valores de resistência e tensão pedidos no manual.

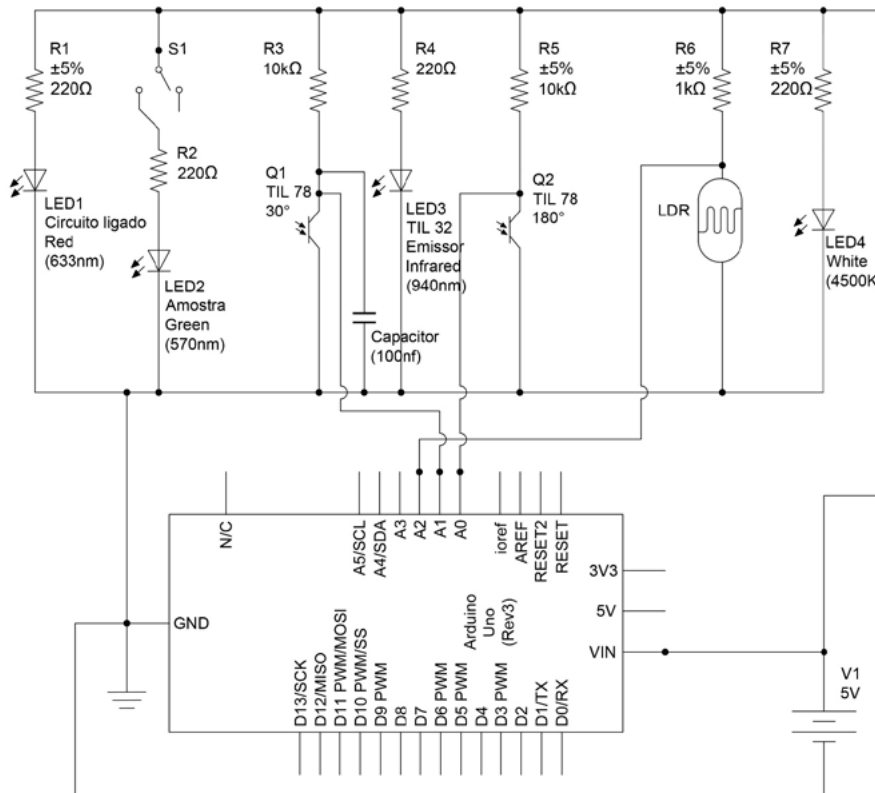


Figura 8 - Desenho do circuito eletrônico
Fonte: Autor, 2021.

A instabilidade nos valores de tensão nas entradas do Arduino, principalmente o receptor a 30°, foi um problema enfrentado; após pesquisas, foi colocado um capacitor cerâmico de 100nf na entrada analógica A1 do Arduino, aterrando o outro lado do capacitor e amenizando em muito a oscilação dos valores devido ao ruído gerado pelo sistema.

3.5 Teste e finalização do equipamento

Os testes aconteceram em laboratório, como descrito em material e métodos, pelo método gravimétrico, seguindo o padrão da série de sólidos 2540 item G do Standard Methods para a solução de amostra em duas amostras que, diluídas, formaram os valores de concentração

por tensão em cada sensor direto 180°, indireto 30° e LDR.

Para teste no equipamento, foi levantada uma curva de calibração com a média dos valores direto e indireto dos sensores do nefelômetro comparados aos valores de concentração, onde o software faz a comparação dos valores médios e indica o resultado de sólidos em mg/l.

No equipamento foi inserido um sensor LDR com o intuito de comparar os valores com o nefelômetro, já que são métodos diferentes, pois o nefelômetro funciona com a dispersão da luz, e o LDR, com a intensidade da luz.

A Fig. 9 ilustra o projeto do equipamento concluído e testado.

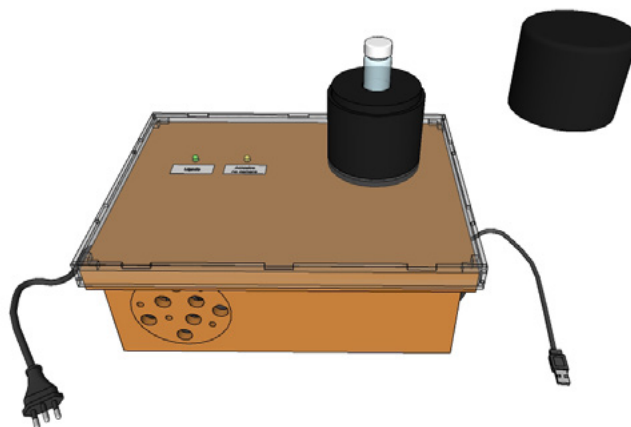


Figura 9 - Equipamento concluído e testado
 Fonte: Autor, 2021.

A Tabela 1 da amostra 1 contém os valores totais de sólidos com quatro amostras realizadas seguindo o Standard Methods. Descartando o maior e o menor valor e fazendo média com

os outros dois, chegou-se ao valor médio de 2670mg/l de sólidos na amostra, que foi utilizado para levantamento da curva de calibração do equipamento.

Tabela 1 - Resultado médio dos sólidos totais na amostra 1

Cápsula	Tipo de argila	P1= Cápsula calcinada	P2= Cápsula seca	Resultado em mg/L	Uni.	Média
Cap. 1	Vermelha	38,9942	39,0722	2600,0000	mg/L	
Cap. 2	Vermelha	40,1798	40,2628	2766,6667	mg/L	2670mg/l
Cap. 3	Vermelha	36,2705	36,3492	2623,3333	mg/L	
Cap. 4	Vermelha	31,4171	31,4986	2716,6667	mg/L	

Fonte: Autor, 2021.

A Tabela 2 da amostra 2 contém os valores totais de sólidos com quatro amostras realizadas seguindo o Standard Methods. Descartando o maior e o menor valor e fazendo média com

os outros dois, chegou-se ao valor médio de 2670mg/l de sólidos na amostra, que foi utilizado para levantamento da curva de calibração do equipamento.

Tabela 2 - Resultado médio dos sólidos totais na amostra 2

Cápsula	Tipo de argila	P1= Cápsula calcinada	P2= Cápsula seca	Resultado em mg/L	Uni.	Média
Cap. 5	Vermelha	31,4161	31,6159	6660,0000	mg/L	
Cap. 6	Vermelha	27,7854	27,9835	6603,3333	mg/L	6620mg/l
Cap. 7	Vermelha	29,2802	29,5018	7386,6667	mg/L	
Cap. 8	Vermelha	36,2704	36,4696	6640,0000	mg/L	

Fonte: Autor, 2021.

Os valores dos resultados da média das amostras serviram como base para o valor de concentração inicial para a equação da diluição utilizada para obter as várias concentrações para a curva de calibração do equipamento.

sólidos da amostra que foram feitas para conferência do valor de diluição, separadas 3 diluições e feita análise gravimétrica para comparação dos valores diluídos previsto de sólidos com o valor real na amostra diluída, certificando assim que a diluição está correta.

A Tabela 3 contém os valores de concentração de

Tabela 3 - Valores comparativos previsto x real

Cápsula	Tipo de argila	P1= Cápsula calcinada	P2= Cápsula seca	Resultado em mg/L	Uni.	Valor de sólidos previsto
Cap. 9	Vermelha	28,3134	28,3387	843,3333	mg/L	900,0000
Cap. 10	Vermelha	27,1157	27,1218	203,3333	mg/L	200,0000
Cap. 11	Vermelha	28,7005	28,7544	1796,6667	mg/L	1800,0000

Fonte: Autor, 2021.

O resultado da Tabela 3 mostra que a diluição foi feita corretamente e tem valores aceitáveis para comparação do equipamento.

Na Tabela 4 temos 50 variações da concentração de sólidos e podemos observar o comportamento da tensão com relação à concentração. Em valores entre 50mg/l e 1500mg/l, temos uma variação com poucas oscilações, mantendo-se com valores agrupados na faixa de 50mg/l até 700mg/l com o valor de 800, 1100 e 1200mg/l fora da curva, depois voltando os demais pontos para dentro da curva, justificando assim o porquê de utilizarmos a média entre essas duas variáveis e não somente o sensor de dispersão da luz indireto.

A Fig. 10 contém os valores médios das variáveis direta e indireta, onde foi traçada a curva para servir de comparação de sólidos no equipamento. Nessa configuração, o valor da linha traçada na curva ficou o mais próximo dos valores de sólidos da amostra, por isso foi escolhido como padrão para o equipamento.

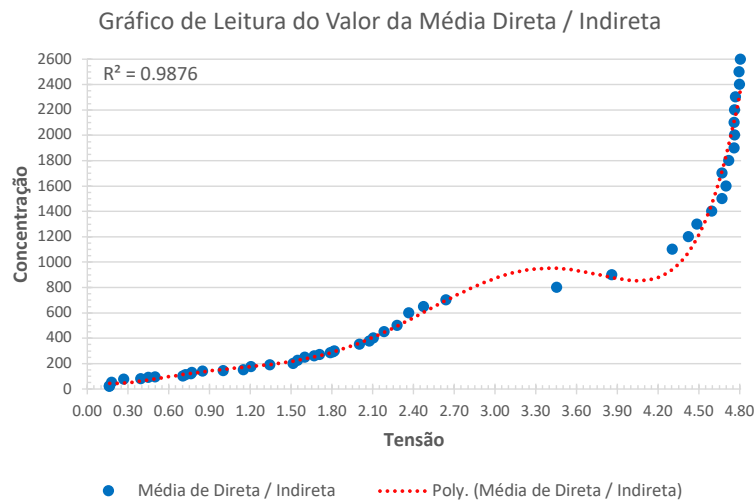


Figura 10 - Valores obtidos no equipamento média das variáveis direta/indireta
 Fonte: Autor, 2021.

Tabela 4 - Valores de média variáveis direta/indireta por concentração

C_a	Tensão	C_a	Tensão	C_a	Tensão	C_a	Tensão	C_a	Tensão
20	0,17	130	0,77	270	1,71	650	2,48	1700	4,67
25	0,17	140	0,85	285	1,79	700	2,64	1800	4,72
50	0,18	145	1,00	290	1,81	800	3,46	1900	4,76
75	0,27	150	1,15	300	1,82	900	3,86	2000	4,77
80	0,40	175	1,21	350	2,01	1100	4,31	2100	4,76
90	0,45	190	1,35	375	2,08	1200	4,43	2200	4,77
95	0,50	200	1,52	400	2,11	1300	4,49	2300	4,77
100	0,71	225	1,55	450	2,19	1400	4,60	2400	4,80
110	0,73	250	1,60	500	2,28	1500	4,67	2500	4,80
120	0,77	260	1,67	600	2,37	1600	4,70	2600	4,81

Fonte: Autor, 2021.

3.6 Custo do equipamento

A Tabela 5 apresenta os valores dos materiais aplicados na construção do equipamento.

Tabela 5 - Valores dos componentes do equipamento

Material para construção da câmara				
	Quantidade	Valor Unitário	Mão de obra	Total
Diodos	3	R\$ 12,00		R\$ 36,00
Foto transístor	3	R\$ 11,00		R\$ 33,00
Arduino	1	R\$ 59,00		R\$ 59,00
Fonte	1	R\$ 18,00		R\$ 18,00
Potenciômetro	1	R\$ 15,00		R\$ 15,00
Resistores	10	R\$ 9,00		R\$ 90,00
Serviço de usinagem	1		R\$ 150,00	R\$ 150,00
Cobertura em acrílico	1		R\$ 40,00	R\$ 40,00
Caixa para acomodação	1		R\$ 50,00	R\$ 50,00
Total	22	R\$ 124,00	R\$ 240,00	R\$ 491,00

Fonte: Autor, 2021.

4 CONCLUSÃO

Sabendo que as novas tecnologias amparam o aluno na busca de informações e que essas atuam de forma proativa na construção do conhecimento quando bem aproveitadas, o papel do professor é relevante para incentivar o aluno, despertando nele a curiosidade na busca do saber, direcionando-o e fazendo as orientações corretamente, sem perder de vista que as inovações tecnológicas são apenas ferramentas a serem usadas no processo de aprendizagem, pois sozinhas não produzem conhecimento.

O intuito deste trabalho era desenvolver um equipamento de baixo custo que pudesse ser usado em instituições de ensino médio e que chamasse a atenção do aluno para a contaminação da água com relação aos sólidos totais.

O valor dos componentes utilizados no desenvolvimento do equipamento citados na Tabela 8 nos mostra que o equipamento é de baixo custo e fácil reprodução com o valor de R\$ 491,00 de investimento, não contando com a mão de obra do desenvolvimento do software e equipamento.

A identificação dos componentes para desenvolvimento do equipamento com base na nefelometria aconteceu por meio de pesquisa em trabalhos e literatura. A experiência e a rede de conhecimento com profissionais de diversas áreas ajudaram na configuração do equipamento desde o seu circuito até sua caixa de proteção.

No estudo para desenvolvimento do software para aquisição dos valores gerados no equipamento foi preciso ter ajuda de um terceiro na programação, pois o conhecimento com a linguagem de programação é extensa e específica. Com essa interação criou-se uma tela amigável para o usuário, captando as variáveis que compõem o nefelômetro e o LDR e dando um destaque para a variável principal, que é a concentração de sólidos em mg/l, gerando gráficos e registrando os valores de forma satisfatória.

O estudo dos métodos de medição de partículas para desenvolvimento do equipamento para aplicação didática foi realizado por meio de pesquisa em trabalhos, livros e artigos, na qual se obteve o conhecimento sobre como acontece a nefelometria.

A partir desse conhecimento e com o estudo dos componentes que fazem parte do nefelômetro, foi-se de forma prática construindo o equipamento com algumas configurações tanto na parte do circuito como na câmara de amostragem. Vencidos esses pequenos problemas, chegou-se de forma satisfatória na medição das partículas totais na água que envolveram não somente o estudo das partículas mas também um conhecimento na área de circuitos eletrônicos e planilhas para compilação dos resultados. A aplicação didática do equipamento se dá por meio de sua interação gráfica, despertando a atenção dos alunos para o equipamento, pois sua aplicação abrange vários campos de conhecimento, como mecânica, eletrônica, física, meio ambiente e química.

A construção do equipamento foi realizada parte em bancada e parte em áreas externas, pois foi necessário o envolvimento de diversas habilidades e competências, e o envolvimento de outros profissionais para finalização do mesmo foi necessário. Os testes para calibração do equipamento realizados no laboratório de química atribuíram ao trabalho a confiança e a certificação nos valores obtidos, dando assim uma segurança em dizer que o equipamento é fruto de pesquisa e tecnologia aplicada no seu desenvolvimento.

Com o trabalho de todos os envolvidos neste projeto, podemos concluir que o mesmo ocorreu atendendo aos objetivos propostos em sua integralidade.

5 AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade de Ribeirão Preto - UNAERP pelo apoio recebido.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização e Redação: Silva, J.C. e Leite, W.C.A.; **Desenvolvimento Metodológico:** Silva, J.C. e Leite, W.C.A.; **Desenvolvimento Software:** Formigoni, C.E; investigação, Silva, J.C.; **Revisão:** Leite, W.C.A, Córdoba, R.E.

7 REFERÊNCIAS

APHA, 2015. **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**, 23rd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.

ALVES, P. LDR o que é e como funciona. **Manual da Eletrônica**. Disponível em: <<https://www.manualdaeletronica.com.br/ldr-o-que-e-como-funciona/>>. Acesso em: 11 nov. 2021.

BACICH, L.; TANZI NETO, A.; TREVISANI, F. **Ensino híbrido: personalização e tecnologia na educação**. Porto Alegre, Penso, 2015.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília, DF, 212 p. 2006.

BRASIL. Política Nacional do Meio Ambiente. **Lei nº 6.938**, de 31 agosto de 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm>. Acesso em: 17 nov. 2021.

BRASIL. **Decreto nº 8.468 de 08 de setembro de 1976**. Disponível em: <<https://www.cetesb.sp.gov.br/Institucional/documentos/Dec8468.pdf>>. Acesso em: 17 nov. 2021.

CARRERAS, N. M. et al. The use of sediment colour measured by diffuse reflectance spectrometry to determine sediment sources: Application to the Attert River catchment (Luxembourg). **Journal of Hydrology**, Luxembourg, v. 382, p. 49-63, 2010.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2014. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Ap%C3%AAndice-D-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-29-04-2014.pdf>>. Acesso em: 29 jun. 2021.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, no uso das atribuições que lhe confere o art. 7º. Inciso IX, do Decreto 88.351, de 1º de junho de 1983, e o que estabelece a RESOLUÇÃO CONAMA Nº 003, de 5 de junho de 1984.

EPA. United States Environmental Protection Agency. Method 180.1: **Determination of Turbidity by Nephelometry**. 1993. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/method_180-1_1993.pdf>. Acesso em 14 outubro 2021.

FERRACINI, R.; SAHEB, D.; TORRES, L.P.. Metodologias ativas e tecnologias digitais: aproximações e distinções. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. **Revista Educação em Questão**, vol.57, n.52, p.1-30, 2019. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/jatsRepo/5639/563965406010/563965406010.pdf>>. Acesso em: 16 nov. 2021.

FONDRIEST ENVIRONMENTAL, Inc. Turbidity, Total Suspended Solids and Water Clarity. **Fundamentos de Medições Ambientais**. 2014. Disponível em: <<https://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/water-quality/turbidity-total-suspended-solids-water-clarity/>>. Acesso em 17 nov. 2021.

HAMZE, A. Canal do educador. **O currículo e a aprendizagem**. Brasil escola. 2019. Disponível em: <<https://educador.brasilecola.uol.com.br/trabalho-docente/o-curriculo-aprendizagem.htm>> Acesso em 10 maio 2019.

KOCH, M. Z. **As tecnologias no cotidiano escolar: Uma ferramenta facilitadora no processo ensino-aprendizagem**. Trabalho de conclusão (Especialização em Gestão Educacional). Universidade Federal de Santa Maria Centro de Educação. Sarandi. RS. Brasil. 2013.

LOUGON, S.M.; ROCHA, A.S.; GUIMARÃES, F.H.; LOUZADA, O.R.L.F.; GARCIA, DE OLIVEIRA, G.. Caracterização dos Sólidos Totais, Fixos e Voláteis nas Águas Residuárias Geradas pela Lavagem dos Frutos do Cafeeiro. In: XIII Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e IX Encontro Latino Americano de Pós-Graduação – Universidade do Vale do Paraíba, p.1-3, 2009. Disponível em: <http://www.inicepg.univap.br/cd/INIC_2009/anais/arquivos/RE_0142_1112_01.pdf>. Acesso em: 17 nov. 2021. **Anais...**

MALVINO, Albert Paul. **Eletrônica**. Volume 1. 4 ed. São Paulo: Makron Books, 1995.

MORAN, J. M.; MASETTO, M. T.; BEHRENS, M. Ap.. **Novas Tecnologias e mediação pedagógica**. 6. Ed. Campinas; Papirus, 2000.

PENA, A.F.R. **Distribuição da água no mundo**; Brasil Escola. [s.d], c.2021. Disponível em: <<https://brasilecola.uol.com.br/geografia/distribuicao-agua-no-mundo.htm>>. Acesso em 05 de novembro de 2021.

PINTO, R. A. **Sistemas Eletrônicos Para Iluminação de Exteriores Empregando Diodos Emissores de Luz (LEDs)**. Exame de Qualificação. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Norma Técnica Interna SABESP NTS 287**. Sistema de Desaguamento de lodo utilizando centrifuga tipo decanter. São

Paulo, 21p. 2011. Disponível em: <<https://www3.sabesp.com.br/normastecnicas/nts/NTS287.pdf>>. Acesso em: 17 nov. 2021.

SADAR, M. J. **Turbidity Science: Technical information series Booklet nº 11**. Loveland, 1998.

SADAR, M. **Technologies for Measuring Turbidity in Drinking Water Production**. Hach. Disponível em: < <https://www.hach.com/asset-get.download.jsa?id=7639984724> > . Acesso em 17 nov. 2021.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª Edição. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Editora da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG – Belo Horizonte, 2005.

THPANORAMA. **Nefelometria no que Consiste e Aplicações**. [s.d], c.2019. Disponível em: <<https://pt.thpanorama.com/blog/ciencia/nefelometria-en-qu-consiste-y-aplicaciones.html>>. Acesso em: 17 nov. 2021.

TOMAZONI, J. C.; MANTOVANI, L. E.; BITTENCOURT, A. V. L.; ROSA FILHO, E. F. da. Utilização de medidas de turbidez na quantificação da movimentação de sólidos por veiculação hídrica nas bacias dos rios Anta Gorda, Brinco, Coxilha Rica e Jirau – sudoeste do estado do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, v.57, p. 49-56, 2005.

U.S. DEPARTMENT OF ENERGY. **Energy Efficiency and Renewable Energy. Thermal Management of White LEDs**. November 2009.

Captações de esgotos sanitários em tempo seco em galerias de águas pluviais: proposta de discussão sobre critérios e parâmetros de dimensionamento

Dry-weather sewage intakes in storm sewers: a discussion proposal about design criteria and parameters

- **Data de entrada:**
21/07/2021
- **Data de aprovação:**
04/02/2022


Ana Cristina Rodrigues Lopes^{1*} | Sheila Karoline Kusterko¹ | Isaac Volschan Jr.¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.014>

ORCID ID

Lopes ACR  <https://orcid.org/0000-0001-7512-9835>

Kusterko SK  <https://orcid.org/0000-0001-9600-7378>

Volschan Jr. I  <https://orcid.org/0000-0001-8634-8857>

Resumo

O presente artigo se propõe a fomentar a discussão técnica sobre a padronização dos critérios de concepção e dimensionamento de estruturas de interceptação e captação de esgotos sanitários indevidamente veiculados pelo sistema de drenagem pluvial urbana. Com base na premissa de que o planejamento dessa estratégia deva inicialmente avaliar a capacidade de admissão do sistema de esgotamento sanitário a jusante, o trabalho sugere, por meio de um diagrama de apoio à decisão, um roteiro para o dimensionamento de dois diferentes modelos de estruturas de captação: do tipo anteparo e vertedor de soleira e vertedor de descarga livre. Embora os critérios e parâmetros propostos tenham como base referências técnicas já normatizadas para projetos hidráulico-sanitários de esgotamento sanitário e de drenagem pluvial, observa-se que os mesmos ainda envolvem outras variáveis de natureza hidrológica, hidráulica e ambiental. Por fim, com base no roteiro sugerido para a concepção e o dimensionamento, o trabalho contempla a aplicação de um estudo de caso.

Palavras-chave: Esgotos sanitários. Águas pluviais. Captação em tempo seco. Sistema separador absoluto.

Abstract

This article aims to promote the technical discussion on the standardization of the design and dimensioning criteria of structures for intercepting and sanitary sewage intakes improperly conveyed by the urban rainwater drainage system. Based on the premise that the planning of this strategy should initially assess the inlet capacity of the downstream sewage system, the work suggests, through a decision support diagram, a roadmap for the dimensioning of two different models of intakes structures: of the bulkhead and sill spillway type and free discharge spillway. Although the proposed criteria and parameters are based on technical references already standardized for sanitary sewage and rainwater drainage projects, it is observed that they still involve other variables of a hydrological, hydraulic and environmental nature. Finally, based on the suggested script for the design and dimensioning, the work includes the application of a case study.

Keywords: Sanitary sewage. Rainwater. Dry-weather intakes. Absolute separator system.

¹ Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) - Rio de Janeiro - Rio de Janeiro - Brasil.

* **Autora correspondente:** lopesanacristina@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Ainda que a realidade de grande parte das cidades brasileiras tenha como práxis o indevido uso do sistema drenagem pluvial para também coletar e afastar esgotos sanitários, é importante distinguir os princípios que cercam a adoção e a aplicabilidade do modelo de esgotamento sanitário do tipo separador absoluto no Brasil. Essa opção tem origem na compreensão histórica da engenharia hidráulica acerca da influência que os regimes de chuvas dos climas temperado e tropical —notadamente a intensidade, duração e frequência das mesmas— exerceriam sobre o funcionamento dos modelos separador e unitário. Importante sempre ratificar que, no contexto do sistema separador, e diferentemente de um sistema unitário convencional, a concepção e o projeto de engenharia de um sistema de drenagem pluvial urbana tem como foco específico a coleta e o afastamento das águas pluviais. Por sua vez, é sabido que o aporte indevido de esgotos sanitários ao sistema de drenagem pluvial— geralmente proveniente de ligações prediais clandestinas, interligação de extravasores da rede coletora e de estações elevatórias— e contribuições advindas de aglomerações subnormais conferem ineficiência ao funcionamento do sistema separador absoluto (VOLSCHAN JR., 2020).

Ao requerer o estabelecimento de normas e metas para substituição de supostos sistemas unitários por sistemas de esgotamento sanitário do tipo separador absoluto, a Lei Federal nº.14.026/2020 (BRASIL, 2020), que define o novo marco legal do saneamento no país, evidencia a proposta de captação de esgotos sanitários em sistemas de drenagem pluvial em períodos de tempo seco como estratégia de atingimento de metas progressivas de universalização dos serviços de esgotamento sanitário. Na verdade, estruturas de captação em tempo seco (CTS) já são empregadas em áreas urbanas formais dotadas de sistemas de esgotamento sa-

nitário do tipo separador absoluto, no sentido de interceptar deflúvios poluídos que não deveriam estar presentes no sistema de drenagem pluvial. As cidades do Rio de Janeiro e de Salvador, municípios das Regiões Serrana e dos Lagos do estado do Rio de Janeiro, e mais recentemente Florianópolis, são exemplos do emprego dessa estratégia, na busca pelo controle da poluição por esgotos sanitários em áreas litorâneas e por condições de balneabilidade de suas águas recreacionais. Em áreas urbanas informais, ocupadas por aglomerações subnormais e desprovidas de adequada infraestrutura de saneamento, tais como loteamentos irregulares e favelas, a estratégia também encontra aplicabilidade, interceptando os efluentes conduzidos pelos elementos de drenagem pluvial existentes e transferindo-os para o sistema separador absoluto formal.

Diferentemente dos casos anteriores, o que o novo marco legal agora evidencia consiste em proposta de emprego da mesma estratégia para a situação de áreas urbanas formais ainda desprovidas de sistema separador absoluto. No caso, estruturas de CTS teriam o objetivo de interceptar deflúvios poluídos veiculados pelos sistemas de drenagem pluvial e, mediante coletores tronco e interceptores, transportá-los para uma estação de tratamento de esgotos. A estratégia configuraria parte e etapa inicial de um plano de implantação gradual do sistema separador absoluto, que em um primeiro momento contaria com os elementos de transporte e tratamento, para posteriormente contar com a separação da rede coletora. Futuramente, as mesmas estruturas de CTS serviriam como elementos redundantes de proteção dos corpos d'água, oferecendo maior eficiência ao sistema separador então definitivamente implantado.

Em todos os casos, em períodos de tempo seco (ausência de chuva), a estratégia promove a interceptação de efluentes poluídos, cuja origem são, basicamente, esgotos sanitários e águas de

recarga de base do lençol freático. Já em períodos de tempo chuvoso, a partir da incorporação do escoamento superficial de águas pluviais, a estrutura de CTS propicia o extravasamento da parcela do deflúvio afluente não interceptado. Caso o sistema de esgotamento sanitário admita, poderá a estrutura da CTS ainda interceptar águas pluviais relativas aos primeiros minutos de chuva, os quais promovem a lavagem da superfície urbanizada, e servir ao controle da poluição difusa devida ao *runoff* de *first flush*. Por outro lado, se reconhece que a contribuição de vazão devida ao *first flush* pode estabelecer condições operacionais adversas e comprometer a vida útil de ativos do sistema de esgotamento sanitário.

A quantificação da vazão a ser interceptada, doravante denominada vazão afluente máxima de projeto ($Q_{a \text{ projeto}}$), deve ser definida mediante medição em campo ou estimada com base em critérios usuais de quantificação de vazão de águas urbanas. Atividades de medição de vazão em campo deverão ser planejadas e ajustadas no sentido de considerar ou não a influência de eventos pluviométricos de ocorrência recente. De outra forma, quando estimada, a vazão de esgotos sanitários deverá contemplar, como convencionalmente, a contribuição de vazões de infiltração em coletores de esgotos, e poderá ou não incorporar os coeficientes de variação de vazão (k_1 e k_2).

A distribuição da vazão afluente à unidade de CTS, entre a tubulação de derivação do deflúvio interceptado e o sistema de esgotamento sanitário do tipo separador absoluto, e o seu respectivo vertedor de extravasamento, depende da avaliação da capacidade de suporte do primeiro, com base na definição da parcela da vazão afluente que o sistema admite receber, doravante denominada vazão admissível (Q_{ad}). Critérios de ordem quantitativa regerão a admissão da vazão ao sistema separador absoluto, mas critérios qualitativos que considerem alterações

na composição dos esgotos deverão também ser considerados. Choques de carga hidráulica e orgânica deverão ser sempre evitados. A definição da cota de assentamento do vertedor de soleira, por meio da qual ocorrerá o extravasamento de parcela da vazão afluente máxima de projeto não admitida pelo sistema de esgotamento sanitário, doravante denominada vazão de extravasamento na CTS (Q_{eCTS}), é o que principalmente consiste no dimensionamento hidráulico de uma unidade de CTS. No sentido da definição da vazão admissível (Q_{ad}), a avaliação da capacidade quantitativa e qualitativa de suporte do sistema separador absoluto existente depende de modelagem hidráulica-sanitária por parte do prestador dos serviços de esgotamento sanitário, e deve ser de conhecimento das autoridades de controle ambiental e de regulação da prestação dos serviços de esgotamento sanitário.

Mesmo que limitado à vazão admissível (Q_{ad}) imposta pelo sistema separador absoluto, o dimensionamento hidráulico-sanitário de uma CTS busca garantir a eficiência máxima da unidade para períodos de tempo seco (ausência de chuva). Já em períodos de tempo chuvoso (presença de chuva), a partir da incorporação do escoamento superficial de águas pluviais, a eficiência de uma CTS reduz-se à medida que aumentam a intensidade, frequência e duração de eventos pluviométricos. Na verdade, a eficiência da unidade também é função da dimensão e declividade da bacia hidrográfica, da densidade populacional, e da forma de ocupação e uso do solo. Quanto maior a dinâmica da energia de propagação do fluxo por meio da bacia hidrográfica, menor tende a ser a efetividade da CTS (ZAWILSKI; BRZEZIŃSKA, 2014). Assim, a eficiência instantânea de interceptação de uma CTS (E) é função da razão entre a vazão interceptada na CTS (Q_i) e o deflúvio instantaneamente afluente, doravante denominado vazão afluente (Q_a). A efetividade de uma CTS representa uma visão de mais longa duração, baseada na avaliação da magnitude e

frequência de deflúvios afluentes interceptados ou extravasados e é expressa com base na vazão e carga de poluentes.

Basicamente, uma CTS pode obedecer a dois diferentes modelos: anteparo e vertedor de soleira e vertedor de descarga livre. No primeiro caso, ocorre a instalação de um anteparo fixo, de barramento ascendente, que impossibilita a continuação do escoamento da vazão de tempo seco e da sua descarga em um corpo hídrico receptor. Quando implantado em uma galeria de águas pluviais, o anteparo é construído junto ao fundo da estrutura de interceptação, constituindo um vertedor de soleira fixo. Quando implantado na calha fluvial de um córrego ou riacho, consistiria em uma comporta de bloqueio de fluxo. No modelo vertedor de descarga livre não ocorre a instalação de anteparo e a interceptação se realiza em função do vertimento e da descarga livre de galerias de águas pluviais ou cursos d'água superficiais (COPPETEC, 2018).

Os aspectos técnicos a seguir indicados foram destacados por Volschan Jr. (2020) como importantes fatores de reflexão sobre a estratégia de adoção de estruturas de CTS, a saber: (i) otimização locacional da estrutura no sistema de drenagem pluvial a ser interceptado; (ii) definição do modelo a ser adotado; (iii) estimativa da eficiência de interceptação de vazões e cargas de deflúvios poluídos; (iv) avaliação da conformidade ambiental dos extravasamentos de deflúvios não interceptados; (v) avaliação de impactos sobre o sistema de drenagem pluvial a montante, incluindo o comprometimento do escoamento hidráulico, sedimentação e deposição de sólidos, geração de gases odorificantes, atração de vetores, e corrosão de tubulações de concreto; (vi) avaliação quanto aos impactos ao ambiente circunvizinho; (vii) avaliação quanto aos impactos sobre o sistema de esgotamento sanitário a jusante, incluindo flutuações nas características dos esgotos e eventual sobrecarga ou choque de

cargas hidráulica e orgânica, aporte de sólidos grosseiros e de material mineral pesado, e eventual intrusão salina; (viii) definição do arranjo e traçado dos interceptores; (ix) requisitos gerais de operação e manutenção; (x) viabilidade econômico-financeira; (xi) governança dos sistemas de águas urbanas, incluindo a estratégia na base de ativos reconhecida pela regulação; (xii) normatização técnica visando à padronização dos respectivos critérios de concepção, dimensionamento, projeto, operação e manutenção. O presente artigo propõe a reflexão visando fomentar discussão técnica acerca desse último fator.

2 METODOLOGIA

2.1 Balanço hídrico no entorno da CTS

A determinação da vazão máxima de dimensionamento da CTS (Q_{dim}) estará limitada à vazão admissível (Q_{ad}) pelo sistema separador absoluto. Enquanto inferior à vazão admissível (Q_{ad}), a vazão máxima de dimensionamento da CTS (Q_{dim}) corresponderá à vazão afluente máxima de projeto ($Q_{a\ projeto}$). Quando superior, corresponderá à vazão admissível (Q_{ad}). Independentemente da determinação da vazão máxima de dimensionamento da CTS (Q_{dim}), é sabido que a estrutura de CTS estará sempre sujeita à variação do deflúvio instantaneamente afluente (representado como a vazão afluente Q_a), tanto em períodos de tempo seco como em períodos de tempo chuvoso. Portanto, mesmo que projetada para uma dada vazão máxima de dimensionamento (Q_{dim}), em regime de escoamento livre e de acordo com o tirante relativo máximo de 75% (y/D), entende-se que a tubulação de derivação do deflúvio interceptado poderá, em períodos chuvosos, operar sob maior vazão que a vazão máxima de dimensionamento (Q_{dim}), mediante tirante relativo maior que 75% (y/D) e até mesmo como conduto forçado, quando a altura da lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS for maior que o diâmetro (D)

da tubulação de derivação. No caso, o deflúvio efetivamente interceptado, doravante denominado vazão interceptada (Q_i), corresponderá à diferença entre a vazão afluyente (Q_a) e a vazão de extravasamento na CTS (Q_{eCTS}). Por outro lado, todavia, observa-se que, em períodos chuvosos, os mesmos critérios de dimensionamento não serão capazes de garantir que a vazão interceptada (Q_i) seja inferior à vazão admissível (Q_{ad}). Para essa garantia, entende-se que o controle da vazão admissível (Q_{ad}) deverá então ser exercido por meio do extravasor (ladrão) de alguma esta-

ção elevatória à jusante. No caso, como ilustrado na Fig. 1, sendo a vazão de bombeamento (Q_b) menor ou igual à vazão admissível (Q_{ad}), a diferença entre a vazão interceptada (Q_i) e a vazão de bombeamento (Q_b) corresponderá à vazão de extravasamento na elevatória (Q_{eB}). O roteiro de cálculo para dimensionamento de uma CTS depende do modelo a ser adotado: anteparo e vertedor de soleira ou vertedor de descarga livre. A seguir são discutidos os critérios e parâmetros específicos ao dimensionamento de cada um dos modelos.

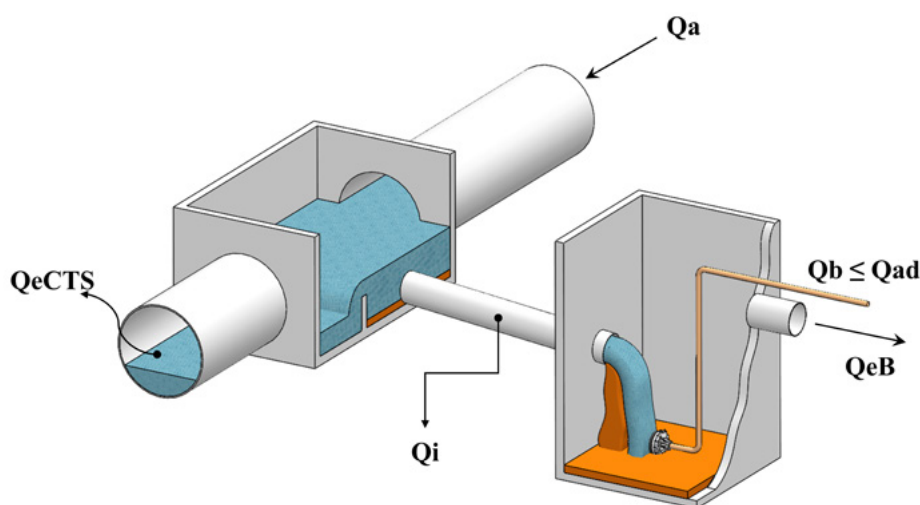


Figura 1 - Fatores e variáveis em uma estrutura de CTS

Fonte: Elaborado pelos autores (2021)

Onde:

$Q_{a \text{ projeto}}$: vazão afluyente máxima de projeto, corresponde ao deflúvio que se pretende interceptar

Q_a : vazão afluyente, corresponde ao deflúvio instantâneo em períodos seco ou chuvoso

Q_{ad} : vazão admissível, corresponde ao limite máximo de recepção pelo sistema separador absoluto

Q_{dim} : vazão de dimensionamento da tubulação de derivação do deflúvio interceptado

Q_i : vazão interceptada, corresponde ao deflúvio interceptado em períodos secos ou chuvosos

Q_{eCTS} : vazão de extravasamento através da CTS em períodos secos ou chuvosos

Q_b : vazão de bombeamento através da estação elevatória

Q_{eB} : vazão de extravasamento através da estação elevatória em períodos secos ou chuvosos

2.2 Estruturas de anteparo e vertedor de soleira

São duas as situações que podem distinguir a configuração de uma estrutura de anteparo e vertedor de soleira. Ambas dependem da avaliação da capacidade suporte do sistema separador

absoluto, com base na vazão admissível (Q_{ad}), e da determinação da vazão de dimensionamento da CTS (Q_{dim}). Na situação a seguir denominada como Caso A, tem-se a vazão admissível (Q_{ad}) pelo sistema separador absoluto segundo valor maior ou igual que a vazão afluyente máxima de projeto ($Q_{a\ projeto}$) à CTS. No caso, entende-se que a dimensão B, correspondente à altura do anteparo (vertedor de soleira), deva ser maior que a dimensão D, correspondente ao diâmetro da tubulação de derivação do deflúvio interceptado. Contrariamente, na situação a seguir denominada como Caso B, havendo a restrição de recepção da totalidade da vazão afluyente máxima de projeto ($Q_{a\ projeto}$) pelo sistema separador absoluto, o que consequentemente resultará em extravasamento através da CTS, entende-se que a dimensão do anteparo (B) deva ser menor que a dimensão do diâmetro (D) da tubulação de derivação.

No Caso A, em que a vazão afluyente máxima de projeto ($Q_{a\ projeto}$) é menor que a vazão admissível (Q_{ad}), em períodos de tempo seco, a altura da lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS (y_{CTS}) é equivalente ao tirante hidráulico na tubulação de derivação, e ambos correspondem à vazão interceptada (Q_i). Como ilustra a Fig. 2(a), o tirante hidráulico será sempre menor que a altura do anteparo (B) e menor que o diâmetro (D) da tubulação de derivação. Entretanto, inevitavelmente, em períodos de chuva, a altura da lâmina d'água na estrutura de interceptação CTS aumentará, alcançando dimensão menor (y_{CTS}) ou maior (y'_{CTS}) que o diâmetro (D) e menor ou maior que o anteparo (B). Enquanto a altura da lâmina d'água na estrutura de interceptação (y_{CTS}) for inferior ao diâmetro (D), ocorre 100% de interceptação da vazão afluyente máxima de projeto ($Q_{a\ projeto}$) em regime de escoamento livre. De outra forma, quando maior que o diâmetro (D), mas ainda menor que a altura do anteparo (B), o nível d'água correspondente à altura da lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS (y'_{CTS}) não mais corresponderia ao nível do

tirante hidráulico de uma tubulação sob escoamento livre, porém equivaleria ao nível da carga hidráulica (h) ofertada ao regime de escoamento em conduto forçado. Neste caso, estaria também assegurada a interceptação de 100% da vazão afluyente máxima de projeto ($Q_{a\ projeto}$). Por sua vez, quando o nível d'água correspondente à altura da lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS (y'_{CTS}), equivalente ao nível da carga hidráulica (h), elevar-se para maior que o anteparo (B), ocorre o extravasamento através do vertedor de soleira (vazão de extravasamento na CTS, Q_{eCTS}), conferindo perda de carga equivalente à dimensão hv. Da mesma forma que o caso anterior, a tubulação de derivação estaria sob regime de conduto forçado, mas não mais interceptaria 100% da vazão afluyente máxima de projeto ($Q_{a\ projeto}$). Em todas as situações em que a tubulação de derivação operar sob a condição de conduto forçado, a carga hidráulica (h) corresponderia à diferença entre a altura da lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS (y'_{CTS}) e o centro da tubulação de derivação. Em períodos de tempo chuvoso e nas situações em que a altura da lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS (y'_{CTS}) for maior que o diâmetro da tubulação de derivação (D), no sentido de evitar a sobrecarga hidráulica da mesma, sugere-se que a altura do anteparo (B) seja minimizada, tendo como referência o diâmetro da tubulação de derivação (D), podendo esta altura ser fixada, por exemplo, como equivalente a 110% do diâmetro. Caso atribua-se maior dimensão para a altura do anteparo (B), durante períodos chuvosos, ocorreria a interceptação de vazões maiores que a vazão admissível (Q_{ad}), requerendo que as mesmas sejam evitadas a partir do controle da vazão de bombeamento (Q_b) de uma estação elevatória a jusante.

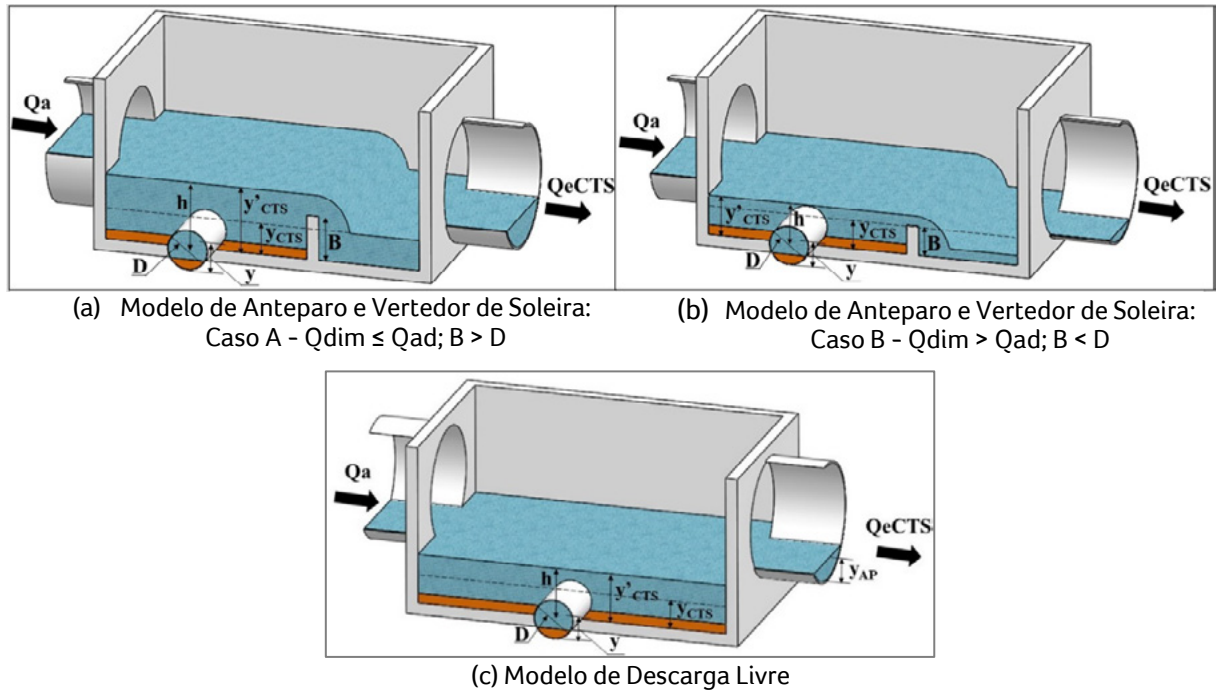
No Caso B, em que a vazão afluyente máxima de projeto ($Q_{a\ projeto}$) é maior que a vazão admissível (Q_{ad}), a vazão de dimensionamento da CTS (Q_{dim}) corresponderá à esta última. Nesse caso, como ilustra a Fig. 2(b), a altura do anteparo B será equi-

valente à lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS (y_{CTS}), imposta pelo tirante hidráulico correspondente à vazão admissível (Q_{ad}) pelo sistema separador absoluto e limitado a 75% do diâmetro da tubulação de derivação. Consequentemente, em períodos de tempo seco, para vazões afluentes (Q_a) inferiores à vazão admissível (Q_{ad}), a lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS (y_{CTS}) será sempre menor que a altura do anteparo (B), resultando em 100% de interceptação da vazão afluente (Q_a) e sob regime de escoamento livre. Contrariamente, para vazões afluentes (Q_a) superiores à vazão admissível (Q_{ad}) pelo sistema separador absoluto, tanto em períodos de tempo seco como em períodos de tempo chuvoso, ocorrerá extravasamento e a dimensão da lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS (y_{CTS} ou y'_{CTS}) assumirá valor maior que a dimensão do anteparo (B), conferindo perda de carga equivalente à dimensão hv. Entretanto, é importante ressaltar que para essas mesmas condições (y_{CTS} ou $y'_{CTS>B}$), ainda que a dimensão do anteparo (B) seja menor que o diâmetro (D), a tubulação de derivação operará sob regime de escoamento livre, enquanto a lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS (y_{CTS}) for menor que o diâmetro (D), e sob regime de conduto forçado quando a lâmina d'água (y'_{CTS}) for maior que o diâmetro (D). Nessa última condição, a altura da lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS (y'_{CTS}) não mais corresponderia ao nível do tirante hidráulico de uma tubulação sob escoamento livre, porém equivaleria ao nível da carga hidráulica (h) ofertada ao regime de escoamento em conduto forçado.

2.3 Estruturas de vertedor de descarga livre

Diferentemente da forma discutida para o modelo de anteparo e vertedor de soleira, para a estrutura de vertedor de descarga livre é prevista somente uma estratégia de dimensionamento: com base na vazão de dimensionamento (Q_{dim}), fazer coincidir as cotas das geratrizes inferiores das

tubulações de águas pluviais afluente e efluente à cota do nível d'água correspondente ao tirante hidráulico relativo de 75% (y/D) na tubulação de derivação. Neste caso, garantiria-se a devida interceptação de vazões afluentes (Q_a) inferiores ou igual à vazão de dimensionamento (Q_{dim}), obrigando ao extravasamento de vazões (Q_{eCTS}) superiores a esta em períodos de tempo seco ou chuvoso através da própria galeria de águas pluviais efluente. A Fig. 2(c) ilustra as principais dimensões de uma estrutura de CTS do tipo vertedor de descarga livre. Observa-se a coincidência entre as cotas das geratrizes inferiores das tubulações afluente e efluente de águas pluviais e a cota do nível d'água correspondente ao tirante hidráulico relativo de 75% (y/D), como estratégia de dimensionamento baseada na vazão de dimensionamento (Q_{dim}). Para as situações em que a vazão afluente (Q_a) for maior que a vazão de dimensionamento (Q_{dim}), tanto em períodos de tempo seco como em períodos de tempo chuvoso, observa-se que a variação da altura da lâmina d'água (y_{CTS} ou y'_{CTS}) na estrutura de interceptação CTS é governada, aproximadamente, pela variação do tirante hidráulico na galeria de águas pluviais (y_{AP}). No caso, quando o tirante hidráulico na tubulação de derivação alcançar dimensão relativa maior do que 75%, sempre ocorrerá extravasamento através da galeria de águas pluviais efluente, sendo a vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) correspondente ao tirante hidráulico nessa mesma tubulação. No caso, enquanto a altura da lâmina d'água na estrutura de interceptação CTS (y_{CTS}) for menor que o diâmetro (D), será mantido o regime de escoamento livre na tubulação de derivação. Entretanto, quando a altura da lâmina d'água superar o diâmetro (D), a tubulação de derivação passará a operar sob regime de conduto forçado, sendo a carga hidráulica (h) correspondente, também aproximadamente, à diferença entre o nível d'água imposto pelo tirante hidráulico da tubulação de água pluviais afluente e o centro da tubulação de derivação.



Legenda: ■ Vazão de tempo seco ■ Vazão de período chuvoso

Figura 2 (a), (b) e (c) - Modelos Anteparo e Vertedor de Soleira e de Descarga Livre.

Fonte: Elaborado pelos autores (2021)

y : tirante hidráulico na tubulação de derivação, correspondente à vazão afluyente em períodos secos ou chuvosos e ao regime de escoamento livre

y_{CTS} : altura da lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS, coincidente a y

y'_{CTS} : altura da lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS, correspondente à vazão afluyente somente em períodos chuvosos e ao regime de conduto forçado na tubulação de derivação

h : função de y'_{CTS} , equivale a carga hidráulica aplicada à tubulação de derivação em regime de conduto forçado e corresponde à diferença entre o nível d'água imposto pela lâmina d'água na estrutura de interceptação da CTS (y'_{CTS}) e a cota correspondente ao centro da tubulação de derivação

y_{AP} : tirante hidráulico na galeria de águas pluviais em períodos secos ou chuvosos

2.4 Diagrama para apoio à decisão

O diagrama da Fig. 3 a seguir ilustra as etapas do processo de decisão para concepção e dimensionamento hidráulico de uma estrutura de CTS em galeria pluvial. A primeira etapa para a concepção de uma estrutura de CTS depende da definição da vazão afluyente máxima de projeto, a qual corresponde ao deflúvio poluído de maior magnitude que se pretende efetivamente interceptar ($Q_{a \text{ projeto}}$). Em tempo seco (Q_{ts}), o deflúvio é somente devido aos esgotos sanitários (Q_{esg}) e à recarga de base proveniente do lençol freático (Q_{rb}). Em períodos chuvosos, além destes, pode ao deflúvio poluído ser adicionada a contribuição de água pluvial devida aos primeiros momentos de precipitação (*first flush*, Q_{ff}). Paralelamente, deve-se avaliar a capacidade do sistema separador absoluto admitir (Q_{ad}) de assimilar a contribuição da vazão máxima que se pretende

efetivamente interceptar ($Q_{a\text{projeto}}$), e que é resultado de verificação da capacidade hidráulica-sanitária de todas as unidades à jusante, incluindo etapas de coleta, transporte e tratamento. Caso maior que a vazão admissível (Q_{ad}), a vazão máxima de dimensionamento (Q_{dim}) será igual à vazão admissível (Q_{ad}); caso contrário, será igual à vazão afluyente máxima de projeto ($Q_{a\text{projeto}}$).

A definição do diâmetro (D) e da declividade (i) da tubulação de derivação obedece aos mesmos critérios e parâmetros de dimensionamento de um coletor de esgotos sanitários; no caso, a garantia de manutenção da tensão trativa mínima de 1,0 Pa, tirante relativo máximo (y/D) equivalente a 75% do diâmetro e velocidade máxima de escoamento inferior à velocidade crítica. Ambos os critérios devem ser assegurados para as situações mais restritivas. Portanto, no horizonte de projeto, a tensão trativa mínima de 1,0 Pa deverá ser assegurada para a menor vazão afluyente à tubulação de derivação, no caso, a vazão de tempo seco de início de plano ($Q_{ts\text{inicial}}$). Já o tirante relativo máximo (y/D) deverá ser assegurado para a maior vazão afluyente, no caso a vazão máxima de dimensionamento (Q_{dim}).

Definidos o diâmetro e a declividade da tubulação de derivação da CTS, deve-se decidir o modelo a ser adotado para a estrutura: anteparo e vertedor de soleira ou vertedor de descarga livre. Em se tratando do modelo de anteparo e vertedor de soleira, a depender da capacidade admitida pelo sistema de esgotamento sanitário, deve-se optar pelos modelos Caso A ou Caso B, como anteriormente descritos. Em tempo seco, para qualquer um dos modelos, enquanto o tirante hidráulico (y) na tubulação de derivação for menor que o diâmetro (D), ocorrerá interceptação sob regime de escoamento livre: no modelo anteparo e vertedor de soleira, a interceptação corresponderá a 100% da vazão afluyente (Q_a); no modelo de vertedor de descarga livre, a interceptação corresponderá a 100% da vazão afluyente

enquanto o tirante hidráulico (y) na tubulação de derivação for menor que 75% do diâmetro (D). Por outro lado, em períodos chuvosos, a interceptação ocorrerá sob regime de escoamento livre até o limite em que o tirante hidráulico (y) na tubulação de derivação for menor que o diâmetro (D). A partir dessa dimensão, mesmo que projetada para uma dada vazão máxima de dimensionamento ($Q_{dim\text{máx}}$), em regime de escoamento livre e de acordo com o tirante relativo máximo de 75% (y/D), a tubulação de derivação do deflúvio interceptado operará em períodos chuvosos sob vazão maior que a vazão máxima de dimensionamento ($Q_{dim\text{máx}}$), mediante tirante relativo maior que 75% (y/D), e até mesmo como conduto forçado. No caso, a tubulação estará sujeita à carga hidráulica correspondente à lâmina d'água (y'_{CTS}) na estrutura de CTS. Assim, a vazão interceptada (Q_i) corresponderá à diferença entre a vazão afluyente (Q_a) e a vazão de extravasamento na CTS (Q_{eCTS}).

Como ilustra o diagrama da Fig. 3, a vazão máxima de dimensionamento (Q_{dim}) poderá ser menor (Caso A) ou maior (Caso B) que a vazão admissível pelo sistema de esgotamento sanitário (Q_{ad}), tanto durante períodos de tempo seco como durante períodos chuvosos. No Caso A, em períodos de tempo seco, a altura do anteparo (B) será sempre maior que o diâmetro (D), sugerindo-se dimensão equivalente a 110% do diâmetro; neste caso, o tirante absoluto (y) será sempre menor que o diâmetro (D) e que o anteparo (B); a vazão interceptada (Q_i) corresponderá a 100% da vazão afluyente (Q_a); e a tubulação de derivação estará sujeita ao escoamento livre. No caso B, também em períodos de tempo seco, a altura do anteparo (B) será sempre menor que o diâmetro (D) e igual ao tirante absoluto (y), este último equivalente ao tirante relativo máximo igual a 75% do diâmetro (D); da mesma forma, a vazão interceptada (Q_i) corresponderá a 100% da vazão afluyente (Q_a) e a tubulação de derivação também estará sujeita ao escoamento livre. Para períodos chuvosos, no

Caso A, enquanto o tirante absoluto (y) for menor que o diâmetro D , a tubulação de derivação estará sujeita ao escoamento livre e promoverá a interceptação de 100% da vazão afluyente (Q_a). Para a altura da lâmina d'água (y'_{CTS}) na estrutura de CTS maior do que o diâmetro (D), passa-se ao regime de conduto forçado, e enquanto a mesma for menor do que a altura do anteparo (B), 100% da vazão afluyente (Q_a) será interceptada. Caso contrário, para a altura da lâmina d'água (y'_{CTS}) maior do que a altura do anteparo (B), ocorre-

rá extravasamento, sendo a vazão extravasada (Q_{eCTS}) função da perda de carga no vertedor de soleira (h_v). A perda de carga no vertedor (h_v) corresponde à altura da lâmina d'água que verte sobre a soleira do vertedor de extravasamento. A vazão extravasada (Q_{eCTS}) pode ser simplificada calculada segundo Azevedo Netto et al. (1998), com base na Fórmula de Francis, considerando o desenho de um vertedor retangular sem contrações laterais.

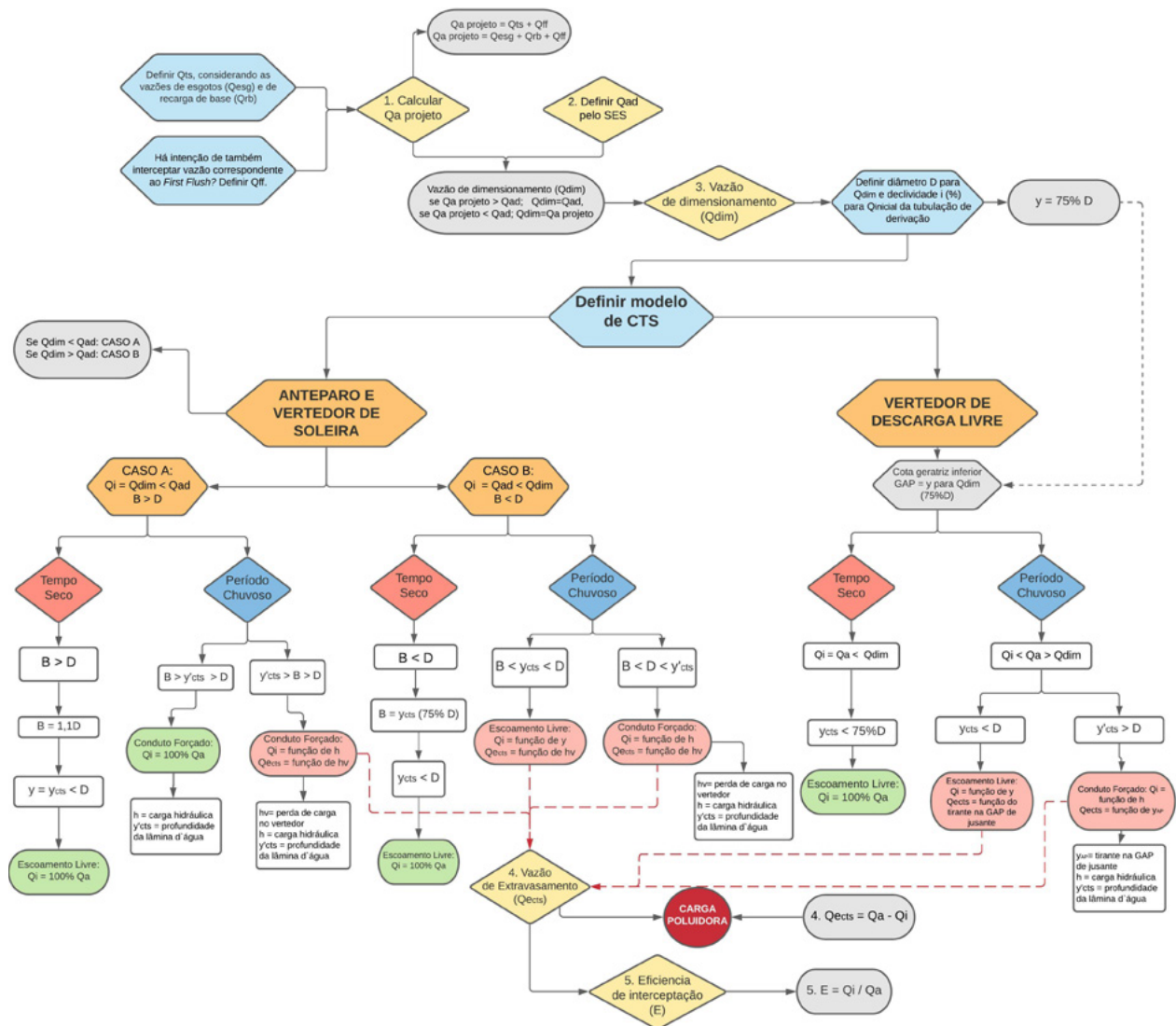


Figura 3 - Diagrama de apoio ao processo de decisão para concepção e dimensionamento hidráulico de uma estrutura de CTS. Fonte: Elaborado pelos autores (2021)

No Caso B, durante períodos chuvosos, a partir do momento em que o tirante absoluto (y) ultrapassa a dimensão do anteparo B, mas permanece inferior ao diâmetro (D), a tubulação de derivação continuará sujeita ao escoamento livre. Assim, a vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) será função da perda de carga no vertedor e a vazão interceptada (Q_i) corresponderá à diferença entre a vazão afluyente (Q_a) e a vazão de extravasamento na CTS (Q_{eCTS}). Entretanto, em períodos chuvosos, quando a altura da lâmina d'água (y'_{CTS}) for maior que o diâmetro (D), a tubulação de derivação estará sujeita ao regime de conduto forçado. A vazão interceptada (Q_i) será função da carga hidráulica (h), a qual corresponderá à diferença entre o nível d'água na estrutura de CTS e o centro da tubulação de derivação (igual à metade do diâmetro). Para a determinação da vazão interceptada (Q_i), pode-se aplicar a equação de descarga em bocais e tubos curtos, de acordo com Azevedo Netto et al. (1998).

Para o modelo tipo “descarga livre”, observa-se que são iguais as cotas das geratrizes inferiores das tubulações afluyente e efluyente da GAP e a cota do nível d'água correspondente ao tirante hidráulico relativo de 75% (y/D) na tubulação de derivação. Durante períodos de tempo seco, enquanto o tirante hidráulico (y) na tubulação de derivação for menor que 75% do seu respectivo diâmetro (D), ocorrerá 100% de interceptação da vazão afluyente (Q_a). Já nos períodos chuvosos, enquanto o tirante hidráulico (y) na tubulação de derivação ainda for menor que o seu respectivo diâmetro (D), ocorrerá interceptação sob o regime de escoamento livre, sendo a vazão interceptada função da altura desse tirante hidráulico (y). Já a vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) será função do tirante hidráulico na GAP à jusante (y_{AP}). Em períodos chuvosos, quando a altura da lâmina d'água na estrutura de CTS (y'_{CTS}) for maior que o diâmetro (D), a tubulação de derivação estará sujeita ao regime de conduto forçado. A vazão interceptada (Q_i) será função da carga hidráulica

(h), a qual também corresponderá à diferença entre o nível d'água na estrutura de CTS (y'_{CTS}) e o centro da tubulação de derivação (igual a metade do diâmetro). A vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) também será função do tirante hidráulico na GAP à jusante (y_{AP}).

Em qualquer um dos casos, o produto da vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) e a concentração de um determinado poluente (P) sempre corresponderá à carga poluidora afluyente (L_{aCTS}) ao corpo d'água receptor. Por sua vez, a eficiência percentual de interceptação instantânea de uma CTS (E) equivalerá à parcela da vazão afluyente (Q_a) a ser efetivamente interceptada (Q_i).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O exemplo a seguir descreve o dimensionamento de uma estrutura de CTS para a interceptação de um deflúvio em tempo seco, decorrente da mistura de 0,5 L/s de esgotos sanitários (Q_{esg}) e 1,5 L/s de recarga de base (Q_{rb}). Não se pretende interceptar vazão correspondente ao *first flush*. Apesar de adotada tubulação de derivação em PEAD, optou-se, em nome da segurança, por considerar o coeficiente de Manning (n) igual a 0,013. A largura de 1,0 m foi adotada para o vertedor na estrutura de CTS. O exemplo desconsidera qualquer efeito de remanso no escoamento hidráulico das tubulações de drenagem pluvial ou de esgotamento sanitário. O exercício será desenvolvido com base nas seguintes simulações:

- **Simulação Caso A:** modelo anteparo e soleira, em que a vazão admissível pelo sistema separador absoluto (Q_{ad}) é maior que a vazão máxima de dimensionamento ($Q_{dim\ máx}$);
- **Simulação Caso B:** modelo anteparo e soleira, em que a vazão admissível pelo sistema separador absoluto (Q_{ad}) é menor que a vazão máxima de dimensionamento ($Q_{dim\ máx}$);
- **Simulação Modelo Descarga Livre.**

Considerando a vazão de tempo seco de 2,0 L/s, a determinação da declividade mínima da tubulação de derivação será calculada com base na expressão a seguir indicada, conforme recomendado pela norma técnica NBR 9649:

$$I_{0\text{mín}} = 0,0055 \cdot (Q_{ts\text{ inicial}})^{-0,47}, \text{ onde } Q_{ts\text{ inicial}} \text{ em L/s.}$$

$$I_{0\text{mín}} = 0,0055 \cdot (2,0)^{-0,47} = 0,0040 \text{ m/m}$$

Definida a declividade da tubulação de derivação, seu diâmetro será determinado com base na vazão máxima de dimensionamento ($Q_{\text{dim máx}}$), e que resulte no tirante relativo de 75%. De acordo com a Equação de Manning, para o diâmetro de 200 mm (diâmetro interno de 0,18 m), o tirante relativo de 75% corresponde a vazão de 14,5 L/s.

3.1 Simulação Caso A: Supondo a vazão admissível pelo sistema separador absoluto (Q_{ad}) de 20 L/s

Neste caso, para a vazão admissível pelo sistema separador absoluto (Q_{ad}) maior do que a vazão máxima de dimensionamento ($Q_{\text{dim máx}}$), segue-se a orientação do Caso A, como anteriormente descrito e indicado no diagrama da Fig. 3. Como ilustra o desenho da Fig. 2, a altura do anteparo (B) da estrutura de CTS corresponderá ao somatório entre a dimensão equivalente a 110% do diâmetro interno e a dimensão correspondente a uma espessura da tubulação, portanto:

- Diâmetro interno da tubulação de 200 mm: $D_{\text{int.}} = 0,18 \text{ m};$
- Espessura da tubulação de 200 mm: $e = 0,0096 \text{ m}$
- Altura do anteparo B: $B = 1,1 \times D_i + e = 1,1 \times 0,18 + 0,0096 = 0,21 \text{ m}$

Em função da variação da vazão afluyente decorrente de períodos de tempo seco e períodos chuvosos, a Tabela 1 a seguir indica o comportamento do nível d'água na estrutura de CTS e na tubulação de derivação, destacando-se: vazão afluyente (Q_a), vazão interceptada (Q_i), vazão de extravasamento (Q_{eCTS}), lâmina d'água na estrutura de CTS e tirante hidráulico na tubulação de derivação (y), lâmina d'água na estrutura de CTS (y'_{CTS}), carga hidráulica na estrutura de CTS (h) e perda de carga no vertedor de soleira (h_v). De acordo com as indicações da Tabela 1, tem-se que: (i) até a lâmina d'água de 0,136 m na estrutura de CTS (igual ao tirante hidráulico na tubulação de derivação), ocorre a interceptação de 100% da vazão afluyente (Q_a) até o limite de 14,5 L/s, mediante escoamento livre, e de acordo com o critério de 75% do tirante relativo (y/D) máximo; (ii) entre 0,136 m e 0,179 m de lâmina d'água na estrutura de CTS (igual ao tirante hidráulico na tubulação de derivação), ocorre a interceptação de 100% da vazão afluyente (Q_a), mediante escoamento livre, até o tirante relativo de 99% (y/D), o qual corresponde à vazão de 17,0 L/s; (iii) a partir dessa dimensão, não mais se impõe o escoamento livre, porém escoamento mediante conduto forçado, permitindo a interceptação de 100% da vazão afluyente (Q_a) até a lâmina d'água de 0,208 m; no caso até a vazão afluyente de 18,75 L/s; (iv) a partir da lâmina d'água de 0,208 m (vazão afluyente de 18,75 L/s), passa a ocorrer o extravasamento através do vertedor de soleira (largura de 1,0 m), mantendo-se o escoamento forçado na tubulação de derivação. A vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) calculada em função da perda de carga no vertedor (h_v) aumenta em função do incremento da vazão afluyente (Q_a) e do nível d'água (y'_{CTS}) na estrutura de CTS. Da mesma forma, a vazão de interceptação (Q_i), uma vez que a mesma é função da carga hidráulica (h). Por exemplo, para a lâmina d'água de 0,251 m na estrutura de CTS, equivalente à perda de carga no vertedor (h_v)

de 0,042 m, tem-se a vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) de 16,0 L/s e a vazão de interceptação (Q_i) de 21,9 L/s; e (v) em função do balanço hídrico no entorno da CTS, obtém-se a eficiência de interceptação de 58% da vazão afluyente e da carga poluidora equivalente.

3.2 Simulação Caso B: Supondo a vazão admissível pelo sistema separador absoluto (Q_{ad}) de 10 L/s

Nesse caso, para a vazão admissível pelo sistema separador absoluto (Q_{ad}) menor do que a vazão máxima de dimensionamento ($Q_{dim\ máx}$), segue-se a orientação do Caso B, como anteriormente descrito e indicado no diagrama da Fig. 3. A altura do anteparo (B) da estrutura de CTS corresponderá à dimensão equivalente ao tirante relativo de 75% na tubulação de derivação, portanto:

- Diâmetro interno da tubulação de 200 mm:
 $D_{int.} = 0,18m$;
- Altura do anteparo B: $B = 0,75 \times D_i = 0,75 \times 0,18 = 0,136m$

Em função da variação da vazão afluyente decorrente de períodos de tempo seco e períodos chuvosos, a Tabela 1 a seguir indica o comportamento do nível d'água na estrutura de CTS e na tubulação de derivação, da seguinte forma: (i) até a lâmina d'água de 0,136m na estrutura de CTS (igual ao tirante hidráulico na tubulação de derivação), ocorre a interceptação de 100% da vazão afluyente (Q_a) até o limite de 14,5 L/s, mediante escoamento livre, e de acordo com o critério de 75% do tirante relativo (y/D) máximo; (ii) a partir da lâmina d'água de 0,136m (para vazões afluyentes maiores que 14,5 L/s), passa a ocorrer o extravasamento através do vertedor de soleira, mantendo-se o escoamento livre na tubulação de derivação, porém mediante tirante relativo maior do que 75%, até

o limite do tirante hidráulico de 0,179m (y). A partir deste, a tubulação de derivação passará a operar mediante conduto forçado. Enquanto escoamento livre, a vazão de interceptação será sempre função do tirante hidráulico (y) na tubulação de derivação. Por outro lado, a vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) na estrutura de CTS será calculada em função da perda de carga no vertedor (h_v). Por exemplo, para a lâmina d'água de 0,179 m na estrutura de CTS, no limite da transição de escoamento livre para conduto forçado, tem-se uma perda de carga no vertedor (h_v) de 0,043 m, resultando em vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) de 16,61 L/s e em vazão de interceptação (Q_i) de 17,0 L/s; (iii) a partir da lâmina d'água na estrutura de CTS maior do que 0,18m, não mais se impõe o escoamento livre, porém escoamento mediante conduto forçado. A vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) também calculada em função da perda de carga no vertedor (h_v), aumenta em função do incremento da vazão afluyente (Q_a) e do nível d'água (y'_{CTS}) na estrutura de CTS. Da mesma forma, aumenta a vazão de interceptação (Q_i), uma vez que a mesma é função da carga hidráulica (h) na estrutura de CTS. Neste caso, especificamente, a lógica para determinação do balanço hídrico no entorno da estrutura de CTS passa pelo cálculo da vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) e pelo cálculo da vazão de interceptação (Q_i), sendo a vazão afluyente (Q_a) igual ao somatório entre estas. Por exemplo, para a lâmina d'água de 0,251 m na estrutura de CTS, equivalente à perda de carga no vertedor (h_v) de 0,115 m, tem-se a vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) de 71,87 L/s. Essa mesma lâmina d'água corresponde à carga hidráulica sobre a tubulação de derivação, impondo a vazão de interceptação (Q_i) de 21,86 L/s, estimada de acordo com Azevedo Netto et al. (1998), onde é indicada a equação de descarga em bocais e tubos curtos, para o coeficiente de descarga C_d de 0,48 (relação $90 < L/D < 100$). Logo, nesse caso, a vazão afluyente (Q_a) corres-

ponderia a 93,73L/s; (iv) também em função do balanço hídrico no entorno da CTS, obtém-se a eficiência de interceptação de 23% da vazão afluyente e da carga poluidora equivalente.

3.3 Simulação Modelo Descarga Livre

No modelo em descarga livre, o vertedor da CTS corresponde à própria GAP a jusante, conforme se ilustra no desenho da Fig. 2 (c). Como anteriormente discutido, as cotas das geratrizes inferiores das galerias de águas pluviais afluyente e efluyente à CTS coincidem com a cota do nível d'água correspondente ao tirante hidráulico relativo de 75% (y/D) na tubulação de derivação. Portanto:

- Diâmetro interno da tubulação de 200 mm: $D_{int.} = 0,18\text{m}$;
- Cota da geratriz inferior da GAP: $y_{75\% \text{ tub. derivação}} = 0,136\text{ m}$;
- GAP a jusante: diâmetro de 600 mm, material de concreto, e declividade de 0,03 m/m.

Em função da variação da vazão afluyente decorrente de períodos de tempo seco e períodos chuvosos, a Tabela 1 a seguir indica o comportamento do nível d'água na estrutura de CTS e na tubulação de derivação. Além dos mesmos itens sugeridos para os Casos A e B, a Tabela 1 apresenta o tirante hidráulico na GAP a jusante (y_{AP}). De acordo com as indicações da Tabela 1, tem-se que: (i) até a lâmina d'água de 0,136 m na estrutura de CTS (igual ao tirante hidráulico na tubulação de derivação), ocorre a intercep-

tação de 100% da vazão afluyente (Q_a) até o limite de 14,5 L/s, mediante escoamento livre, e de acordo com o critério de 75% do tirante relativo (y/D) máximo; (ii) a partir da lâmina d'água de 0,136 m (vazão afluyente de 14,5 L/s), passa a ocorrer o extravasamento através da própria GAP a jusante, mantendo-se o escoamento livre na tubulação de derivação até o limite da lâmina d'água de 0,179 m, o qual corresponderia ao tirante relativo de 99% (y/D) e a vazão de 17,0 L/s. Por sua vez, a vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) é estimada com base no tirante hidráulico na GAP a jusante (y_{AP}), de acordo com a Equação de Manning. Por exemplo, para a lâmina d'água de 0,179 m na estrutura de CTS, correspondente ao tirante hidráulico de 0,043 m na GAP a jusante, tem-se a vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) de 2,27 L/s e a vazão de interceptação (Q_i) de 17,0 L/s; (iii) a partir da lâmina d'água de 0,179 m, não mais se impõe o escoamento livre na tubulação de derivação, porém escoamento mediante conduto forçado. A vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) aumenta em função do incremento da vazão afluyente (Q_a) e do nível d'água (y'_{CTS}) na estrutura de CTS. Da mesma forma, a vazão de interceptação (Q_i), uma vez que a mesma é função da carga hidráulica (h). Por exemplo, para a lâmina d'água de 0,251 m na estrutura de CTS, correspondente ao tirante hidráulico de 0,115 m na GAP, tem-se a vazão de extravasamento (Q_{eCTS}) de 23,53 L/s e a vazão de interceptação (Q_i) de 21,86 L/s; (iv) em função do balanço hídrico no entorno da CTS, obtém-se a eficiência de interceptação de 48% da vazão afluyente e da carga poluidora equivalente.

Tabela 1 - Exemplo de dimensionamento

ANTEPARO / VERTEADOR DE SOLEIRA												VERTEADOR DE DESCARGA LIVRE									
2 Vazão Dimensionamento (l/s) =				14.50								2 Vazão Dimensionamento (l/s) =		14.50							
Altura do Vertedor de Soleira - B (m)												Cota da Geratriz Inferior da Gap (m)									
Caso A: 0,208				Caso B: 0,136								0,136									
1 Vazão Afluente Q_a (L/s)		3 Vazão Interceptada Q_i (L/s)		Tempo Seco		Período Chuvoso						1 Vazão Afluente Q_a (L/s)		Q_i (L/s)		Tempo Seco		Período Chuvoso			
						5 Tirante Hidráulico y (m)		6 Tirante Hidráulico y (m)		"8 Perda de Carga na Soleira do Vertedor de Extravasamento hV (m)"								10 Carga Hidráulica h (m)		3 Vazão Interceptada	
4 Eficiência de Interceptação (%)		7 Altura da Lâmina d'água y'_{CTS} (m)		9 Vazão de Extravasamento Q_{eCTS} (L/s)		11 Profundidade da Lâmina d'água H (m)		4 Eficiência de Interceptação (%)		7 Altura da Lâmina d'água y'_{CTS} (m)		9 Vazão de Extravasamento Q_{eCTS} (L/s)		11 Profundidade da Lâmina d'água H (m)		9 Vazão de Extravasamento Q_{eCTS} (L/s)		11 Profundidade da Lâmina d'água H (m)			
																				5 Tirante Hidráulico y (m)	
Caso A	Caso B	Caso A	Caso B	Caso A	Caso B	Caso A	Caso B	Caso A	Caso B	Caso A	Caso B										
2.00	2.00	2.0	2.0	0.043	0.043	0.043	0.043					2.00	2.00	0.043	0.043						
		100%	100%			-	-					100%	100%								
5.00	5.00	5.0	5.0	0.069	0.069	0.069	0.069					5.00	5.00	0.069	0.069						
		100%	100%			-	-					100%	100%								
8.00	8.00	8.0	8.0	0.090	0.090	0.090	0.090					8.00	8.00	0.090	0.090						
		100%	100%			-	-					100%	100%								
10.00	10.00	10.0	10.0	0.103	0.103	0.103	0.103					10.00	10.00	0.103	0.103						
		100%	100%			-	-					100%	100%								
12.00	12.00	12.0	12.0	0.118	0.118	0.118	0.118					12.00	12.00	0.118	0.118						
		100%	100%			-	-					100%	100%								
14.50	14.50	14.5	14.5	0.136	0.136	0.136	0.136					14.50	14.50	0.136	0.136						
		100%	100%			-	-					100%	100%								
16.50	20.97	16.5	16.50			0.154	0.154	-	0.018	-	-	16.76	16.50	0.154	0.018	-					
		100%	79%			-	-	-	4.47	-	0.154	98%	-	-	0.26	0.154					
16.99	33.60	16.99	16.99			0.179	0.179	-	0.043	-	-	19.26	16.99	0.179	0.043	-					
		100%	51%			-	-	-	16.61	0.179	0.179	88%	-	-	2.27	0.179					
17.30	41.13	17.30	17.30			-	-	-	0.055	0.100	0.100	21.37	17.30	-	0.055	0.100					
		100%	42%			0.191	0.191	-	23.84	0.191	0.191	81%	0.191	4.07	0.191						
18.14	48.74	18.14	18.14			-	-	-	0.065	0.110	0.110	24.23	18.14	-	0.065	0.110					
		100%	37%			0.201	0.201	-	30.60	0.201	0.201	75%	0.201	6.09	0.201						
19.15	56.84	18.94	18.94			-	-	0.002	0.075	0.120	0.120	27.52	18.94	-	0.075	0.120					
		99%	33%			0.211	0.211	0.21	37.90	0.211	0.211	69%	0.211	8.58	0.211						
22.22	65.42	19.71	19.71			-	-	0.012	0.085	0.130	0.130	31.27	19.71	-	0.085	0.130					
		89%	30%			0.221	0.221	2.51	45.71	0.221	0.221	63%	0.221	11.56	0.221						
26.58	74.44	20.45	20.45			-	-	0.022	0.095	0.140	0.140	35.49	20.45	-	0.095	0.140					
		77%	27%			0.231	0.231	6.13	53.99	0.231	0.231	58%	0.231	15.04	0.231						

continua...

Tabela 1 - Continuação...

ANTEPARO / VERTEADOR DE SOLEIRA												VERTEADOR DE DESCARGA LIVRE							
2 Vazão Dimensionamento (l/s) =				14.50								2 Vazão Dimensionamento (l/s) =		14.50					
Altura do Vertedor de Soleira - B (m)												Cota da Geratriz Inferior da Gap (m)							
Caso A: 0,208				Caso B: 0,136								0,136							
1 Vazão Afluente Q_a (L/s)		3 Vazão Interceptada Q_i (L/s)		Tempo Seco		Período Chuvoso						1 Vazão Afluente Q_a (L/s)		3 Vazão Interceptada Q_i (L/s)		Tempo Seco		Período Chuvoso	
						5 Tirante Hidráulico y (m)		6 Tirante Hidráulico y (m)		"8 Perda de Carga na Soleira do Vertedor de Extravasamento hV (m)"									
4 Eficiência de Interceptação (%)		7 Altura da Lâmina d'água y'_{CTS} (m)		9 Vazão de Extravasamento Q_{eCTS} (L/s)		11 Profundidade da Lâmina d'água H (m)		4 Eficiência de Interceptação (%)		5 Tirante Hidráulico y (m)		"7 Altura da Lâmina d'água y_{CTS} (m)		9 Vazão de Extravasamento Q_{eCTS} (L/s)		11 Profundidade da Lâmina d'água H (m)			
																		6 Tirante Hidráulico y (m)	
Caso A	Caso B	Caso A	Caso B	Caso A	Caso B	Caso A	Caso B	Caso A	Caso B	Caso A	Caso B								
31.85	83.88	21.17	21.17			-	-	0.032	0.105	0.150	0.150	40.19	21.17		-	0.105	0.150		
		66%	25%			0.241	0.241	10.68	62.71	0.241	0.241		53%		0.241	19.03	0.241		
37.86	93.73	21.86	21.86			-	-	0.042	0.115	0.160	0.160	45.39	21.86		-	0.115	0.160		
		58%	23%			0.251	0.251	16.00	71.87	0.251	0.251		48%		0.251	23.53	0.251		
44.53	103.96	22.53	22.53			-	-	0.052	0.125	0.170	0.170	51.08	22.53		-	0.125	0.170		
		51%	22%			0.261	0.261	22.00	81.42	0.261	0.261		44%		0.261	28.55	0.261		
51.78	114.56	23.18	23.18			-	-	0.062	0.135	0.180	0.180	57.26	23.18		-	0.135	0.180		
		45%	20%			0.271	0.271	28.59	91.37	0.271	0.271		40%		0.271	34.08	0.271		
59.56	125.51	23.82	23.82			-	-	0.072	0.145	0.190	0.190	63.93	23.82		-	0.145	0.190		
		40%	19%			0.281	0.281	35.75	101.69	0.281	0.281		37%		0.281	40.12	0.281		
67.85	136.81	24.44	24.44			-	-	0.082	0.155	0.200	0.200	71.09	24.44		-	0.155	0.200		
		36%	18%			0.291	0.291	43.41	112.38	0.291	0.291		34%		0.291	46.66	0.291		
76.60	148.45	25.04	25.04			-	-	0.092	0.165	0.210	0.210	78.73	25.04		-	0.165	0.210		
		33%	17%			0.301	0.301	51.56	123.41	0.301	0.301		32%		0.301	53.70	0.301		
85.78	160.41	25.63	25.63			-	-	0.102	0.175	0.220	0.220	86.84	25.63		-	0.175	0.220		
		30%	16%			0.311	0.311	60.16	134.79	0.311	0.311		30%		0.311	61.22	0.311		
95.39	172.69	26.20	26.20			-	-	0.112	0.185	0.230	0.230	95.41	26.20		-	0.185	0.230		
		27%	15%			0.321	0.321	69.19	146.49	0.321	0.321		27%		0.321	69.20	0.321		
105.39	185.28	26.76	26.76			-	-	0.122	0.195	0.240	0.240	104.41	26.76		-	0.195	0.240		
		25%	14%			0.331	0.331	78.63	158.51	0.331	0.331		26%		0.331	77.65	0.331		
115.78	198.16	27.31	27.31			-	-	0.132	0.205	0.250	0.250	113.84	27.31		-	0.205	0.250		
		24%	14%			0.341	0.341	88.47	170.85	0.341	0.341		24%		0.341	86.53	0.341		
126.54	211.34	27.85	27.85			-	-	0.142	0.215	0.260	0.260	123.69	27.85		-	0.215	0.260		
		22%	13%			0.351	0.351	98.68	183.49	0.351	0.351		23%		0.351	95.83	0.351		
137.65	224.81	28.38	28.38			-	-	0.152	0.225	0.270	0.270	133.92	28.38		-	0.225	0.270		
		21%	13%			0.361	0.361	109.26	196.43	0.361	0.361		21%		0.361	105.53	0.361		

Fonte: Elaborado pelos autores (2021)

4 CONCLUSÕES

O presente trabalho visou elucidar a compreensão do comportamento hidráulico de dois diferentes modelos de CTS, quando sujeitos às variações de vazão decorrentes de períodos de tempo seco e chuvoso. Embora os critérios e parâmetros de dimensionamento propostos tenham como base referências técnicas já normatizadas para projetos hidráulico-sanitários de esgotamento sanitário e drenagem pluvial, observa-se que os mesmos envolvem ainda outras variáveis de natureza hidrológica, hidráulica e ambiental. Neste sentido, destaca-se que funcionalidade da CTS é regida pela sua eficiência de interceptação, sendo esta última função da capacidade de admissão do sistema de esgotamento sanitário a jusante e da magnitude da contribuição da bacia hidrográfica a montante. Maximizar a interceptação da vazão afluyente corresponderá à minimização do extravasamento de cargas de poluentes nos corpos d'água, e por outro lado, possível sobrecarga ao sistema de esgotamento sanitário. A capacidade de assimilação de vazões afluentes pelo sistema de esgotamento sanitário deve ser compreendida como premissa para o planejamento da estratégia de emprego de CTS.

5 AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de

Nível Superior - Brasil (CAPES) [Código de Financiamento 001; 88887.606773/2021-00].

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9649:1986 - **Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro: ABNT, 1986. 7 p.

AZEVEDO NETTO, J. M. de; FERNADEZ, M. F. y; ARAUJO, R. de; EIJI ITO, A. **Manual de Hidráulica**. São Paulo: Edgard Blucher, 1998.

BRASIL. Lei Federal nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico; altera as Leis nº 9.984, de 17 de julho de 2000, nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, nº 11.107, de 6 de abril de 2005, nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015, nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 16 jan. 2020.

COPPETEC. **Análise da viabilidade técnica e econômica da implantação de estruturas de captação de esgotos sanitários em tempo seco (CTS) e de tratamento de deflúvios poluídos (UTR) no âmbito da Área de Planejamento 4 da Cidade do Rio de Janeiro**. Relatório Técnico. Julho 2018. Disponível em: <<http://www.agenersa.rj.gov.br/documentos/consultapublica/E220071452019-complexolagunar/proposta/relatorioufrj.pdf>>. Acesso em: 08 julho 2021.

VOLSCHAN JR., I. The challenge of dry-weather sewage intakes as a sustainable strategy to develop urban sanitation in the tropics, **Water Practice and Technology**. v.15, n.1, p. 38–47, 2020. <https://doi.org/10.2166/wpt.2019.084>

ZAWILSKI, M.; BRZEZIŃSKA, A. Areal rainfall intensity distribution over an urban area and its effect on a combined sewerage system. **Urban Water Journal**. v.11, n.7, p. 532–542, outubro 2014. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062X.2013.831909>

A cadeia da reciclagem de papel e plástico em Bauru, São Paulo: inclusão de dados do setor formal e informal

The paper and plastic recycling supply chain in Bauru, São Paulo - Brazil: inclusion of data from the formal and informal sectors

• **Data de entrada:**
30/01/2020

• **Data de aprovação:**
07/02/2022


Alline Marchesin Costa^{1*} | Sandro Donnini Mancini² | Michel Xocaira Paes³

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.015>

ORCID ID

Costa AM  <https://orcid.org/0000-0002-3731-7904>

Mancini SD  <https://orcid.org/0000-0002-4287-1969>

Paes MX  <https://orcid.org/0000-0003-4456-7941>

Resumo

Papéis e plásticos compõem uma parte significativa em volume de resíduos sólidos urbanos produzidos no Brasil. O objetivo do estudo é apresentar um panorama da cadeia de reciclagem desses materiais utilizando como estudo de caso o município de Bauru - SP. Foram levantados dados primários, obtidos a partir de visitas em campo e entrevistas, e consultados dados secundários. O estudo identificou e descreveu a atuação da cadeia de serviços desempenhada pela Prefeitura, em paralelo com um consolidado mercado da cadeia de valor formado por atores informais e empresas comerciantes. Foi possível observar que a cadeia de valor não é limitada por regiões administrativas e geográficas como a cadeia de serviços. Estima-se que o setor informal recupere aproximadamente três vezes mais resíduos recicláveis do que o setor formal. Conclui-se que há a necessidade de que os municípios mapeiem suas cadeias de reciclagem, visando ao planejamento de políticas públicas que representem a realidade local.

Palavras-chave: Reciclagem. Coleta seletiva. Catadores. Resíduos sólidos urbanos. Materiais recicláveis. Economia circular. Plástico.

Abstract

Paper and plastic make up a significant part of the municipal solid waste produced in Brazil. This study aims to provide an overview of the recycling chain of these materials, using the municipality of Bauru - SP as a case study. Primary data was collected from field observations and interviews, and complementary secondary data was also used. The study identified and described the service chain performance provided by the municipality in parallel with a consolidated market in the value chain formed by informal actors and large commercial enterprises. It was found that the value chain is not limited by administrative and geographical regions like the service chain. It was estimated that the informal sector recovers about three times more recyclable waste than the formal sector. This leads to the conclusion that municipalities need to map their recycling chains to plan public policies that correspond to the local reality.

Keywords: *Informal recycling sector. Waste pickers. Urban solid waste. Recycling. Circular economy. Plastic. Supply chain.*

¹ Universidade Estadual Paulista (Unesp) - Bauru - São Paulo - Brasil.

² Universidade Estadual Paulista (Unesp) - Sorocaba - São Paulo - Brasil.

³ Fundação Getúlio Vargas / Escola de Administração de Empresas de São Paulo (FGV/ EAESP) - São Paulo - São Paulo - Brasil.

* **Autora correspondente:** alline.marchesin@unesp.br.

1 INTRODUÇÃO

A reciclagem realiza o beneficiamento e reaproveitamento dos resíduos sólidos (ABRELPE, 2015) por meio de sua reinserção no ciclo de produtivo (GEISSDOERFER et al., 2017). Existem duas forças que impulsionam para que a reciclagem ocorra: uma chamada de “força do valor econômico” dos materiais como matéria-prima (conhecido também como valor de *commodity*). Essa força prevalece nos países em desenvolvimento e movimenta o setor privado e informal de reciclagem. A outra é chamada de força do “valor de serviço”, ou seja, o valor gerado pela economia no gerenciamento de resíduos por desviar resíduos desse fluxo. Essa força, em conjunto com preocupações ambientais, impulsiona os programas de reciclagem em países desenvolvidos (VERGARA; TCHOBANOGLOUS, 2012).

Cadeia de suprimentos é um sistema de organizações, pessoas, atividades, informações e recursos envolvidos na movimentação de um produto ou serviço do fornecedor para o cliente (RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2017). Sob essa perspectiva, é possível distinguir a cadeia suprimentos da indústria da reciclagem em duas partes: aquela que envolve a cadeia de valor, onde o material reciclável se torna matéria-prima em uma cadeia produtiva e a cadeia de serviços, da qual a cadeia de valor depende, formada pelos fluxos e processos que tornam o resíduo disponível como recurso para a indústria (RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2017). Apesar dessa distinção conceitual, na prática os dois setores estão conectados e realizam operações comerciais (RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2017).

A cadeia de serviços está dentro de um sistema de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos municipal, onde a reciclagem faz parte da etapa de recuperação de resíduos. Denomina-se processo de reciclagem o encadeamento de ações executadas dentro da coleta seletiva, triagem, limpeza e prensagem (ou enfardamento) e transporte dos

resíduos, deixando-os disponíveis para a indústria da transformação (IPEA, 2017).

Os países em desenvolvimento passaram por uma rápida urbanização em um cenário de carência de recursos financeiros, técnicos e de governança. Isso ocasionou uma deficiência na prestação de serviços relacionados ao gerenciamento de resíduos sólidos que pode ser percebida até hoje, de forma que os serviços não são prestados de forma equitativa e eficiente (DIAS, 2016). Essa lacuna nos serviços vem sendo preenchida pelos atores informais (VERGARA; TCHOBANOGLOUS 2012; WORRELL; REUTER, 2014). Nesses países existe um autossuficiente sistema de reciclagem movimentado por indivíduos e famílias não regulamentado, que fornece resíduos recuperados como matéria-prima secundária para mercados estabelecidos localmente ou para exportação (AGAMUTHU, 2010; EZEAH; FAZAKERLEY; ROBERTS, 2013).

Os trabalhadores do setor informal de resíduos são definidos pela Organização Internacional do Trabalho (OIT) como trabalhadores individuais ou pequenos e microempresários que intervêm na gestão de resíduos sólidos sem serem registrados e formalmente reconhecidos pela provisão desses serviços (GUPTA, 2010). Já no setor formalizado, os atores são “financiados, contratados, regulamentados ou reconhecidos pelas autoridades formais de resíduos sólidos ou por seus agentes” (SCHEINBERG et al., 2010).

No Brasil, são geradas anualmente cerca de 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, (ABRELPE, 2019). Destes, entre 30% e 40% são resíduos secos com potencial de reciclagem, sendo composto por 16,5% de plástico e 13,2% de papel e papelão (IPEA, 2017). De acordo com dados do Governo Federal, apenas 5,3% desses resíduos com potencial de reciclagem são recuperados (BRASIL, 2020). Embora muito significativas, as cadeias de reciclagem de papel e plásti-

co no Brasil são pouco estudadas (RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2017).

Dos 5.570 municípios brasileiros, apenas 1.438 realizam alguma ação de coleta seletiva de resíduos secos (BRASIL, 2020). Sabe-se que os programas de coleta seletiva no Brasil são insuficientes e ineficientes (IPEA, 2017). No total, foram recuperadas pelos municípios 256.192 toneladas de resíduos de papel e papelão e 165.334 toneladas de plástico (BRASIL, 2019).

Apesar de os dados de reciclagem divulgados pelo Governo Federal apontarem para um baixo número de materiais recuperados, as associações que representam setores das indústrias relatam índices significativos de reciclagem para o papel e papelão, equivalente a 5.088.000 toneladas, ou seja, 68% do total (ANAP, 2019) e para o plástico, equivalente a 757.645 toneladas, ou seja, 22% do total (ABIPLAST, 2019). Esses valores são comparáveis aos índices de reciclagem de embalagens de países desenvolvidos, como: de papel e papelão de Portugal (66,9%) e para as embalagens plásticas o índice é semelhante ao encontrado na França (26,5%) (EUROSTAT, 2019).

Esses dados sugerem que a cadeia de suprimentos da reciclagem é mais complexa do que o cenário apresentado em dados oficiais do Governo Federal. Um dos motivos para isso é que os dados oficiais consideram apenas a coleta seletiva de materiais recicláveis realizadas em parceria com o poder público, seja por meio da própria prefeitura, cooperativas e associações de catadores ou empresas privadas (BRASIL, 2019).

Essa complexa cadeia de suprimentos da reciclagem pode ser entendida como uma pirâmide, onde os valores dos materiais e a hierarquia de poder aumentam conforme o nível da pirâmide. Sua base é composta por milhares de pessoas, conhecidos no Brasil como “*catadores*”, que trabalham diretamente na coleta, separação e triagem dos resíduos; em um nível acima encon-

tram-se os comerciantes intermediários, e no topo da pirâmide está um pequeno número de indústrias recicladoras (IPEA, 2017; WILSON; VELLIS; CHEESEMAN, 2006).

Os catadores são amplamente reconhecidos como responsáveis pelo retorno dos materiais recicláveis ao ciclo produtivo, incluindo papel, papelão e plásticos. Estima-se que os catadores (seja de maneira informal ou em associações) sejam responsáveis por inserir na cadeia da reciclagem quase 90% de todo o material reciclado no Brasil (IPEA, 2013). Os comerciantes intermediários desempenham um papel importante na reciclagem de materiais, pois eles são responsáveis por fornecer para as recicladoras materiais em volume e qualidade adequados para suas atividades (SEMBIRING; NITIVATTANANON, 2010).

Devido à complexidade apresentada na cadeia de reciclagem e à escassez de dados e informações na literatura científica, o presente artigo tem como objetivo apresentar um panorama da cadeia de reciclagem do papel, papelão e plástico, tendo como estudo de caso a cidade de Bauru - SP.

2 MATERIAIS E MÉTODO

Essa pesquisa é caracterizada como exploratória e descritiva, pois busca investigar um problema pouco conhecido e descrevê-lo dentro do seu contexto (GIL, 2002; YIN, 2015). Para atingir objetivo proposto, optou-se pela condução de um estudo de caso, que é uma investigação empírica que averigua um fenômeno contemporâneo em seu contexto real utilizando vários métodos para coleta dos dados para compreender o fenômeno a ser estudado (BONOMA, 1985). O estudo de caso foi conduzido no município de Bauru, São Paulo, e contou com a coleta e análise de dados primários e secundários.

Para levantamento de dados sobre a coleta seletiva de materiais recicláveis e as cooperativas de

materiais recicláveis do município, foi entrevistado o então Diretor da Secretaria de Municipal de Meio Ambiente de Bauru (SEMMA) e foram consultadas informações de estudos científicos e relatórios públicos, como o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Bauru (BAURU, 2014), a base de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2019) e a dissertação de Santos (2016).

Para o levantamento de dados sobre o setor informal atuante no município, que incluiu catadores individuais e autônomos, comércios de recicláveis e comerciantes intermediários, foram conduzidas observações de campo e entrevistas semiestruturadas com 9 desses atores, nas quais se buscou abordar questões como: (a) com quais tipos de materiais eles trabalhavam; (b) onde coletavam os materiais; (c) qual o preço de compra e venda dos materiais ou se era doação; (d) quais tipos de processamentos realizavam; (e) quantidade média de cada tipo de material vendida por mês; (f) para quem eram vendidos os materiais, se eram comerciantes, intermediários ou recicladoras e as cidades em que eles se localizavam; (g) se conheciam outras empresas do setor; e (h) se havia geração de rejeito.

Além desses pontos preestabelecidos na pesquisa, foi permitido que os participantes se expressassem livremente e informações relevantes para o objetivo do estudo foram adicionadas nos resultados apresentados, pois a pesquisa foi baseada em princípios da metodologia participativa para as pessoas, onde o conhecimento científico está atrelado ao conhecimento prático, como em Rutkowski e Rutkowski (2017).

No total, foram visitados e entrevistados 3 catadores informais, 3 comércios de recicláveis e 3 comerciantes intermediários (1 de papel/papelão e plástico e 2 de plástico). Esses intermediários são os maiores existentes para esses materiais no município. Por isso, considera-se que o

estudo é representativo para esses tipos de resíduos de materiais recicláveis.

Esta pesquisa foi aprovada pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Faculdade de Artes de Comunicação da Universidade Estadual Paulista, campus Bauru - SP. Antes de iniciar cada entrevista, foi explicitado aos participantes do que se tratava a pesquisa, sua garantia de anonimato e o direito de deixar de participar da mesma a qualquer momento.

2.1 Caracterização da área de estudo

O município de Bauru localiza-se no Centro-Oeste do Estado de São Paulo, e sua localização propiciou que a cidade se tornasse um importante centro de prestação de serviços para os municípios vizinhos, principalmente nas áreas comercial, educacional e de saúde (FRANCELIN, 2015). A população do município é estimada em 364.225 habitantes em 2020, com taxa de crescimento de 0,59% ao ano, e 98,33% da sua população é urbana (SEADE, 2019). O índice de desenvolvimento humano (IDHM) calculado para o município é igual a 0,801 (SEADE, 2019) considerado muito alto de acordo com Atlas Brasil (s/d). No Brasil, esse valor é de 0,778 (Atlas Brasil, 2021).

No município são geradas anualmente 88.086 toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU), o que equivale a 241 toneladas diárias (SNIS, 2017). O RSU é composto pelos resíduos domiciliares (RDO) gerados pelas atividades domésticas de residências urbanas e os resíduos de limpeza pública (RPU) gerados em atividades de varrição e limpeza pública urbana. Em Bauru, a Prefeitura também coleta RDO de algumas residências em área rural e resíduos sólidos com características de domiciliares originários de estabelecimentos públicos, institucionais, de prestação de serviços, comerciais e industriais (BAURU, 2014). A partir de outubro de 2019, o município começou gradativamente a atribuir a responsabilidade aos grandes geradores pelos seus resíduos sólidos

gerados. Desta forma, a coleta regular da prefeitura está deixando de atender aos grandes geradores de resíduos, classificados como estabelecimentos não residenciais que gerem volume igual ou superior a 200 litros diários de resíduos sólidos com características domiciliares (BAURU 2018; 2019).

Do total de RSU coletados, 86.047 toneladas são de RDO e 2.039 toneladas de RPU. Os RDO são coletados pela coleta regular porta-a-porta, que atinge 100% da população urbana e tem frequência de 3 vezes na semana (SNIS, 2019). O único estudo gravimétrico conduzido sobre os RSU de Bauru foi realizado em junho e julho de 2012 no antigo aterro municipal, hoje encerrado para disposição de resíduos. Dentre outras classificações, o estudo constatou que 37,27% dos resíduos presentes no aterro eram matéria orgânica e 33,77% vinham de outros materiais recicláveis secos, sendo 16,04% papéis, 15,43% plásticos, 1,41% vidros e 0,89% metais (PREFEITURA MUNICIPAL DE BAURU, 2014). Atualmente, o poder público municipal estima que de 40 a 50% dos resíduos sólidos domésticos sejam materiais

como papel, papelão, vidro, metais e plásticos (SEMMA, 2019).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os atores atuantes em cada elo da cadeia de suprimentos da reciclagem são resumidos em 3 classes principais: os recuperadores, os revalorizadores e os transformadores, as quais são descritas na Tabela 1 (RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2017). Essa classificação foi utilizada neste estudo para enquadrar os atores atuantes no município de Bauru, elencados na terceira coluna da Tabela 1. Nota-se que a organização dos atores nos elos da cadeia da reciclagem em Bauru é semelhante à classificação sugerida por Rutkowski e Rutkowski (2017), que visou expressar o cenário brasileiro. A única distinção encontrada foi com relação aos comércios de recicláveis, que em Bauru, além de pertencerem à classe REC T2, que compram os materiais pré-selecionados, também pertencem à classe REC T1, pois coletam resíduos diretamente dos geradores, como condomínios residenciais e pequenos comércios.

Tabela 1 - Classificação e descrição dos atores atuantes na cadeia de reciclagem

Classificação	Descrição	Encontrados em Bauru:
Recuperadores (REC): São aqueles que recuperam o material reciclável do “lixo”	Tipo 1 (REC T1): coletam os resíduos misturados diretamente dos geradores (grandes geradores ou domésticos) e executam a primeira triagem. Exemplos: Associações e Cooperativas de catadores, os catadores independentes e unidades de triagem municipais.	Prefeitura; cooperativas de catadores; catadores informais; comércios de recicláveis
	Tipo 2 (REC T2): compram material pré-selecionado, podendo executar uma triagem secundária. Exemplos: atravessadores, ferros velhos, depósitos, sucateiros e aparistas.	Comércios de recicláveis; comerciantes intermediários
Revalorizadores (REV):	Indústrias que transformam o material selecionado em matéria-prima para outras indústrias, podendo realizar uma triagem ainda mais fina. Enquadram-se aqui as indústrias produtoras de <i>pellets</i> /grãos e <i>flocos/flakes</i> a partir de plásticos reciclados e as fábricas produtoras de bobinas de papel que alimentam a indústria de embalagens de papel.	5 empresas revalorizadoras/ transformadoras e transformadoras de plástico.
Transformadores (TRANS):	Indústrias que fabricam produtos de papel e plástico a partir de matéria prima secundária produzida com material revalorizado.	

Fonte: Adaptado de Rutkowski e Rutkowski (2017).

Na classe de revalorizadores e transformadores foram encontradas em Bauru apenas 5 empresas recicladoras de plástico de pequeno porte, que por não necessitarem de grandes quantidades de materiais plásticos recicláveis para sua produção, muitas vezes preferem comprar

diretamente dos comércios de recicláveis (REC T1) para pagar um preço menor nos materiais. Por isso, os intermediários (REC T2) de plástico vendem seus materiais para grandes revalorizadoras e transformadoras localizadas em outras cidades.

Não foram encontradas empresas revalorizadoras e/ou transformadoras de papel e papelão no município. Sabe-se que existem em Bauru grandes indústrias fabricantes de itens plásticos e de papéis e papelão, entretanto essas empresas não foram relatadas pelos entrevistados como compradoras dos materiais recuperados e processados, por isso não foram incluídas na pesquisa.

Também houve consulta à Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), para verificar a existência de empresas revalorizadoras e transformadoras em Bauru. A consulta retornou o mesmo resultado da pesquisa de campo: que existem apenas algumas empresas recicladoras de plástico e não existem recicladoras de papel/papelão no município. Nessa pesquisa não foi possível fazer a diferenciação entre as empresas revalorizadoras e transformadoras, por isso foi utilizado o termo recicladora para se referir a ambas.

A cadeia de reciclagem em Bauru é semelhante ao relatado para a realizada brasileira em Rutkowski e Rutkowski (2017) e IPEA (2013). Ela se inicia com a geração dos resíduos pelos cidadãos/domicílios e empresas, passa pela separação na fonte e posterior coleta, triagem, beneficiamento e comercialização dos resíduos como insumos. Esses processos são os mesmos para papel e plásticos nas etapas iniciais da cadeia e se diferenciam a partir da revalorização (RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2017). Os recuperadores de materiais fazem o elo entre os geradores de resíduos e o restante da cadeia. Atuam nesse elo da cadeia a prefeitura municipal, os catadores informais, as cooperativas de catadores e os comércios de recicláveis, como detalhado a seguir.

A coleta seletiva de materiais recicláveis promovida pela prefeitura municipal é uma etapa da cadeia de reciclagem pertencente à cadeia de serviços. Além de papéis e plásticos, ela também coleta vidros e metais, assim como no restante do país que predomina a separação de materiais

apenas em resíduos secos e úmidos (RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2017).

No município de Bauru, ela é realizada de forma porta a porta e por meio da entrega voluntária dos resíduos pelos moradores em Ecopontos. A EMDURB é a empresa contratada pela prefeitura para realizar a coleta seletiva na modalidade porta a porta. Sua abrangência é de 70% população urbana e periodicidade diária na região central e uma vez por semana nos bairros (BAURU, 2014; SNIS, 2017). Os Ecopontos são 8 instalações distribuídas pela cidade, onde o município pode levar os resíduos recicláveis gerados. Esses locais também recebem resíduos volumosos, eletrodomésticos e pequenas quantidades de resíduos de construção e demolição (cada morador pode levar até 1m³ a cada 120 dias). A partir de novembro de 2019, a Associação de Catadores de Materiais Recicláveis de Bauru (ASCAM) passou a ser responsável pela gestão dos Ecopontos (SEMMA, 2019).

Em outubro de 2019 foram coletadas 134,4 toneladas de materiais recicláveis pela coleta seletiva e 62 toneladas pelos Ecopontos (SEMMA, 2019). Os resíduos recicláveis oriundos da coleta seletiva e dos Ecopontos são administrados pela Associação de Catadores de Materiais Recicláveis (ASCAM) e distribuídos igualmente para as cooperativas atuantes no município. Ao todo são 4 cooperativas de catadores de materiais recicláveis em Bauru, porém os dados desse estudo consideram apenas 3 cooperativas, pois a quarta estava sendo formada na mesma época em que a coleta de dados foi realizada.

Dados da Tabela 2 mostram a quantidade de material reciclável recuperado em Bauru em 2015 a 2019. Os dados dos anos de 2015 a 2018 foram extraídos da base de dados do Governo Federal SNIS (2019). A base de dados SNIS não continha os dados de massa recuperada por tipo de material para o ano de 2019, por isso foi estimado

a partir dos dados coletados com a Secretaria do Meio Ambiente de Bauru (SEMMA, 2019). Os dados mostram que o valor atingiu um pico de pouco mais de 2.000 toneladas nos anos de 2015 e 2019, porém a média anual é de pouco mais de

1.700 toneladas. Além disso, mostra que cerca de 48% dos materiais recuperados são papéis e papelões e 11% são plásticos, ou seja, esses dois tipos juntos representaram em média 59% dos materiais recuperados no município no período.

Tabela 2 - Dados anuais sobre materiais recuperados pelas cooperativas em Bauru - SP (em toneladas)

Ano	Massa recuperada total (papel e papelão, plástico, vidro, metal e outros)	Papel e papelão		Plásticos		Soma (Papel, papelão e plástico)	
		Anual	Mensal	Anual	Mensal	Anual	Mensal
2019 ²	2.358,6	1.132,1	94,3	259,4	21,6	1.391,5	115,9
2018 ¹	1.180,0	570,0	47,5	131,0	10,9	701,0	58,5
2017 ¹	1.354,3	652,7	54,4	150,9	12,6	803,6	66,9
2016 ¹	1.559,9	754,7	62,9	173,0	14,4	927,7	77,3
2015 ¹	2.068,5	1.080,0	90,0	294,0	24,5	1.374,0	114,5

Fonte: ¹SNIS (2019); ²estimado a partir de SEMMA (2019).

A partir do momento em que os resíduos recicláveis são levados até as cooperativas, eles ganham o status de matéria-prima, que será processada (incluindo triagem e enfardamento) e vendida para o cliente, havendo a transição, mesmo que conceitual, da cadeia de serviços (desempenhada pela prefeitura) para a cadeia de valor (movida pelo valor do resíduo como matéria-prima) (RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2017). Os materiais oriundos das cooperativas são comercializados diretamente com os intermediários (REC T2), assim como os materiais oriundos dos comércios de materiais recicláveis. Percebe-se então, que a associação dos catadores em cooperativas para comercializar os materiais recicláveis possibilita que eles se assemelhem em poder de venda e barganha com os comércios de recicláveis, pois os dois conseguem vender seus materiais para o mesmo elo da cadeia: os intermediários (REC T2). Isso facilita parcerias com empresas, a prefeitura e órgãos públicos, bem como o recebimento de doação de resíduos recicláveis coletados pelo município e gerenciar o ecoponto.

Em paralelo à atuação da prefeitura com a coleta seletiva em parceria com as cooperativas para processamento e comercialização dos materiais

recicláveis, atuam os catadores informais e os comércios de recicláveis. Os catadores informais são pessoas que recolhem de forma independente os materiais recicláveis, ou seja, sem reconhecimento ou aval do poder público, e os vendem para subsistência própria e de suas famílias, também conhecidos localmente como “carriheiros”. Percebeu-se que esses catadores coletam fundamentalmente materiais que: 1) estão acondicionados nas calçadas aguardando a coleta regular convencional de resíduos misturados (RDO); 2) estão dispostos nas ruas e terrenos baldios irregularmente e 3) são doados por pequenos comércios ou por moradores que separam os materiais para o catador. Durante as visitas e entrevistas em campo, percebeu-se que há dois grandes perfis de grupos de catadores informais:

- Um grupo composto por pessoas de maior idade que estão aposentadas e trabalham como catadores para complementar a renda; ou pessoas que por diversos motivos não conseguem oportunidade de trabalho no mercado de trabalho formal; e pessoas que fazem outros tipos de trabalhos, mas têm na coleta de recicláveis uma fonte de complementação de renda. Esse grupo costuma utilizar carrinhos de tração manual

confeccionados por eles mesmos (de madeira e sucata) ou, em alguns casos, automóveis para coletar os materiais. Alguns catadores acabam estabelecendo uma relação de confiança com os donos de comércios de recicláveis e criam o hábito de acumular os resíduos em casa até juntarem um grande volume para separar e vender a um preço maior para os comerciantes de recicláveis, que em uma data combinada vão até o local com caminhão para retirar os resíduos. Há também outros que vendem os materiais no mesmo dia que o coletam.

- Outro perfil de catadores é composto por pessoas possuem algum tipo de dependência química e/ou são moradores de rua. Eles percorrem as ruas atentos em seus trajetos para encontrar algo que possam vender. Carregam os materiais que recolhem na mão, em sacos ou carrinhos de supermercado. Eles visam os materiais que possuem maior preço (alumínio, cobre e PET) e costumam vender poucas quantidades de materiais várias vezes por dia. Existe também uma relação de dependência de alguns catadores com os comércios de recicláveis/ferros-velhos que emprestam carrinhos para os catadores e, em troca, eles vendem os materiais que coletaram naquele dia de trabalho para o comércio de recicláveis/ferro-velho que emprestou o carrinho. Nesses casos, o preço praticado na compra dos resíduos é menor do que o praticado no mercado (a mesma situação foi encontrada na cidade de São Paulo (SÃO PAULO, 2014). Esses catadores não têm vínculo, muitas vezes trabalham o suficiente para encher o carrinho e ganhar o dinheiro para gastar no dia.

De acordo com dados informados pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente, existem aproximadamente 1.000 catadores informais no município (SEMMA, 2019). Dados de 2013 da Secretaria de Bem-Estar Social (SEBES) apontavam para 797 catadores informais cadastrados volonta-

riamente no Centro de Referência da Assistência Social – CRAS (BAURU, 2014).

Os catadores informais geralmente vendem seus materiais recicláveis para pequenos comércios de recicláveis. Fazem parte dessa classe: os sucateiros e ferros-velhos. A principal diferença entre os dois é que no comércio de recicláveis predominam materiais como papéis, plásticos, vidros e alumínio; já no sucateiro/ferro-velho predominam alumínio, metais ferrosos e materiais mais volumosos.

Os comerciantes de materiais recicláveis possuem um local físico e fixo, onde compram os materiais, separam por tipo de acordo com a necessidade do seu futuro comprador, enfardam (caso tenham prensa) e revendem para comércios maiores (intermediários). Em entrevista com a SEMMA foi informado que existem cerca de 800 locais que comercializam materiais recicláveis cadastrados na Prefeitura do município, mas sabe-se que o número é maior (SEMMA, 2019).

Os comércios que possuem veículos (caminhões ou caminhonetes) se deslocam pelo bairro e, dependendo da quantidade de material a ser retirada, pela cidade como um todo e até em municípios vizinhos, para comprar/retirar os materiais. Já os que não possuem veículo compram apenas de pessoas, na maioria das vezes catadores, que vão até o estabelecimento para vendê-los. Eles compram resíduos de catadores, pequenos comércios, condomínios (vertical e horizontal), empresas, pessoas físicas (moradores), dentre outros atores. Algumas poucas vezes recebem doação de resíduos, principalmente de condomínios residenciais.

Na média, os cada um dos três comércios de recicláveis entrevistados comercializa quase 10 toneladas por mês de plásticos e 10 toneladas de papéis e papelões (Tabela 3). No total eles comercializam 58,38 toneladas mensais. Vale ressaltar que a unidade de referência utilizada

foi mensal, mas é mais comum que a venda dos materiais seja feita semanalmente para os materiais com maior “giro” e a cada 15/20 dias para materiais com menor giro. Já os que são de difícil venda são estocados e vendidos mensalmente ou até por um intervalo de tempo maior, ou então doados para outro ator que tenha maior espaço físico para armazenar.

Tabela 3 - Valores em toneladas de materiais vendidos pelos comércios de recicláveis em um mês.

Tipo de material	Comércio 1	Comércio 2	Comércio 3	Soma dos três comércios
Papel e papelão	10,00	15,00	4,00	29,00
Plástico	3,00	21,88	4,50	29,38
Soma	13,00	36,88	8,50	58,38

Pode-se dizer que, na cadeia da reciclagem estudada, as cooperativas e os comércios de recicláveis estão no mesmo nível da pirâmide apresentada em IPEA (2017) e Wilson et al. (2006), pois os materiais processados pelos comércios de recicláveis e pelas cooperativas são vendidos para os intermediários.

Os intermediários compõem um nível acima na pirâmide. São constituídos como empresas, que possuem maior estrutura física, maquinários e funcionários, o que permite que eles trabalhem com uma maior quantidade em massa e volume de materiais (Tabela 4). Esses atores atuam além do município em que estão localizados, comprando materiais de cidades vizinhas em distâncias de até 100 km e eventualmente até 200 km. Eles se especializam em uma ou duas classes de materiais (Tabela 5), e por conseguirem trabalhar em maior volume desses materiais, vendem-os diretamente para os revalorizados (REV) e transformadores (TRANS). Os outros materiais que não são a especialidade do intermediário e acabam sendo comprados com os materiais nos quais eles são especialistas (prática comum, utilizada para fidelizar o cliente fornecedor) têm

fluxo menor de volume, então são vendidos pelo intermediário para outro intermediário. No caso do intermediário 2, também são comercializados alumínio e sucatas, e os dados desses materiais foram desconsiderados para este estudo, contabilizando apenas as quantidades de papéis e plásticos comercializadas (Tabela 4).

Tabela 4 - Massa de resíduos recicláveis (papel, papelão e plástico) comercializada por mês para cada intermediário.

Intermediário	Massa total comercializada (toneladas)	Papel e papelão (toneladas)	Plástico (toneladas)
Intermediário 1	1.325,00	1.110,00	215,00
Intermediário 2	280,40	4,00	276,40
Intermediário 3	453,00	59,00	394,00
Total	2.058,40	1.173,00	885,40

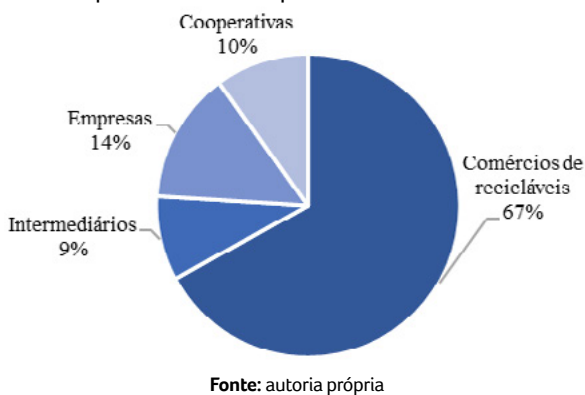
Tabela 5 - Tipos de materiais que cada intermediário entrevistado trabalha.

Nome do intermediário	Produtos principais
Intermediário 1	Papelão, papel e plásticos finos
Intermediário 2	PET, PEAD, alumínio
Intermediário 3	PET, PEAD e outros plásticos rígidos

Além de comprar materiais de comércios de recicláveis e cooperativas, bem como trocar materiais entre si, os intermediários compram materiais de pequenas e grandes empresas. Dos 3 intermediários entrevistados, dois (os especializados em plásticos: Intermediário 2 e 3) disseram que quase a totalidade dos materiais que comercializam provêm de comércios de recicláveis (incluindo sucateiros, ferros velhos). O intermediário 1, que é especializado em papel e papelão, tem fornecedores mais diversificados, como apresentado na Fig. 1. Os valores foram calculados a partir de dados dos relatórios de pesagem da balança de 2 meses (outubro e novembro de 2019) cedidos pela empresa. Nota-se que, nesse caso, quase 70% dos materiais provêm de comércios de recicláveis e 10% de cooperativas, que são os caminhos comumente seguidos pelos resíduos de pós-consumo. Essas constatações

vão de encontro com o relatado por Rutkowski e Rutkowski (2017) quando mencionam que as maiores fontes geradoras variam por tipo de materiais, sendo que no caso do PET, PEAD, papel branco e latas de alumínio, o volume gerado pelas residências é mais significativo. Já para o papel branco e o papelão, os maiores geradores são empresas como supermercados, comércios e o poder público.

Figura 1 - Porcentagens de materiais oriundas de cada tipo de fornecedor para o Intermediário 1



Como mencionado anteriormente, os comércios de recicláveis e as cooperativas estão no mesmo nível na cadeia da reciclagem. Por isso, a comparação entre a quantidade de material recuperada pelo sistema formal (coleta seletiva da prefeitura e cooperativas) e pelo setor informal (catadores e comércios de recicláveis) deve ser realizada nesse nível. Assim, a massa de material movimentada pelos intermediários foi utilizada para estimar o volume total movimentado pelos comércios de recicláveis no município (Tabela 6). Os três intermediários entrevistados declararam que a maior parte dos resíduos era oriunda de comércios de recicláveis, mas não especificaram valores, por isso utilizaram-se os dados do intermediário 3 (70% oriunda de comércios de recicláveis - Fig. 1) para os outros dois intermediários. Os resultados desses cálculos mostram que 1.440,88 toneladas mensais que chegam aos intermediários são provenientes dos comércios de recicláveis e nesses,

por sua vez, predominam resíduos de materiais recicláveis coletados pelos catadores informais.

Entretanto, deve-se ponderar que esse valor inclui os materiais recicláveis oriundos de comércios de recicláveis de municípios vizinhos. Não foi possível diferir a quantidade de materiais advindos do município de Bauru daqueles originários de outros municípios, pois os intermediários não fazem essa distinção, mas sabe-se que os intermediários estabelecem um limite de distância de até 100 km para comprar materiais, visando compensar financeiramente o custo da viagem. Assim, para elucidar mais sobre a diferença entre a quantidade coletada pela Prefeitura de Bauru e encaminhado para as cooperativas e a quantidade coletada pelo setor informal, calcularam-se esses valores relativizados à quantidade de habitantes atendidos (kg/hab./mês). Os dados sobre municípios distantes 100 km de Bauru e suas populações foram retirados do *web site "emsampa"*, que utiliza dados de população do IBGE de 2014 (EM SAMPA [s/d]). O resultado é apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 - Dados de massa recuperada dos setores formal e informal com relação à população dos municípios de atuação.

Sistema da cadeia da reciclagem	Massa recuperada (em toneladas/mês)	População dos municípios abrangidos (em habitantes)	Massa recuperada referente à população abrangida (em kg/habitantes/mês)
Formal	115,90	343.937	0,34
Informal	1.440,88	1.391.623	1,00

Portanto, mesmo quando os valores coletados são relativizados com relação à população potencialmente atendida pelos dois sistemas (formal e informal), o setor informal continua coletando mais do que o formal, quase 3 vezes mais. Esses valores são estimados e desconsideram outras variáveis, como a concorrência com outros intermediários que atuam na mesma abrangência geográfica. Porém, servem como um bom indicativo da relevância do setor informal nesse cenário.

Conforme o material reciclável avança na cadeia de suprimentos, vai aumentando o seu grau de separação e valor, ou seja, aumenta o “preço” (Tabela 7). No geral, os valores dos materiais variam conforme o nível de separação, pureza e quantidade. O material reciclável precisa estar compatível com as exigências da indústria recicladora e, caso não esteja, seu valor é menor e muitas vezes ele não é aceito para venda. Quando está misto, vale menos que separado; sujo e/ou com umidade, vale menos do que limpo; pouca quantidade vale menos do que grande quantidade; e também enfardado vale mais do que solto. Quanto menos trabalho o intermediário tiver para revender aquele material ao reciclador, maior será seu valor (preço), por isso os materiais costumam ter um preço máximo e mínimo no mesmo elo da cadeia. Na Tabela 7 são apresentados os preços máximos e mínimos de cada tipo de material e a variação do valor constatada no início da cadeia (quando os comerciantes compram dos catadores autônomos) e no final da cadeia (quando os intermediários vendem para os revalorizadores e/ou recicladores). Nota-se a valorização em mais de 100% para todos os materiais (Tabela 7).

Foi unânime os entrevistados relatarem que nesse setor o lucro obtido é em nível de centavos, sendo necessário juntar uma quantidade muito grande para viabilizar a reciclagem. O preço é ditado pela oferta e demanda do mercado, que são afetadas pela economia global e demanda do setor produtivo, como aponta Asian Development Bank (2013). Por isso, cada ator da cadeia precisa aplicar um preço competitivo com o mercado para compra e para venda, pois o preço final é estipulado pelos elos mais altos da cadeia.

Alguns materiais são bem valorizados no mercado de reciclagem; isso quer dizer que possuem maior preço de venda e maior facilidade/fluxo de venda, como papelão e PET. Já outros são de difícil venda (embalagens mistas como de salgadinhos, garrafa de leite branca e preta por dentro, poliestireno –PS

e EPS – poliestireno expandido/Isopor). Esses materiais são comprados pelos sucateiros e intermediários apenas para não perder o cliente fornecedor e podem se tornar rejeitos pela dificuldade de encontrar compradores. Em entrevistas, os atores não deram informações claras sobre a geração de rejeitos e qual seu destino. Porém, percebeu-se que há a existência de descarte irregular e queima de rejeitos. O volume de rejeitos é maior quando o ator recebe doação de resíduos (por exemplo, de condomínios) e precisa coletar todos os resíduos do local (incluindo materiais de difícil venda e contaminados) e é menor quando ele compra os materiais separadamente. Apurou-se com um comércio de recicláveis que quando os materiais são coletados na primeira situação há uma estimativa de 15% de rejeitos, enquanto que no segundo caso, os rejeitos são em torno de 5%. O mesmo acontece com os catadores informais, que dão preferência para coletar materiais que eles sabem que serão vendidos para não dispenderem tempo e energia carregando resíduos que não serão vendidos. O intermediário 1 relatou uma taxa de rejeito de 2 a 3%.

Os destinos dos materiais comercializados em Bauru são variados, mas quase a totalidade tem como destino outras cidades. Apenas uma parte do PP e do PEAD é reciclada no próprio município. Outros tipos de plásticos são enviados para recicladoras no próprio Estado de São Paulo, e o papel e o papelão têm como destino diversos recicladores nos Estados de São Paulo, Paraná e Santa Catarina.

Na Tabela 8 são apresentadas as cidades de destinos e a classificação dos destinatários para cada tipo de material comercializado. Para a classificação do tipo do destinatário, foram utilizadas como padrão as denominações: (a) intermediário, quando o destinatário pertencia à classe REC T2, e (b) reciclador, quando o mesmo pertencia às classes revalorizador e/ou transformador, pois os entrevistados não sabiam informar com precisão a classe de todos os recicladores e se eles produziam matéria-prima secundária ou produtos a partir dela.

Percebe-se que o fluxo dos resíduos em Bauru - SP vem funcionando como um sistema aberto, onde há a entrada de resíduos de materiais re-

cycláveis oriundos de outras cidades vizinhas e, após o processamento, são vendidos para intermediários e recicladores de outras cidades.

Tabela 7 - Preços dos materiais recicláveis no início e final da cadeia de valor

Material	Detalhamento	Início da cadeia R\$		Variação	Final da cadeia R\$	
		Mín.	Máx.		Mín.	Máx.
Papel / Papelão	Papelão	0,25	SD	132%	0,58	0,63
	Cartão	0,25	SD	120%	0,55	SD
	Cimento	0,10	SD	400%	0,50	SD
	Jornal	0,25	SD	240%	0,85	SD
	Revista	0,25	SD	160%	0,65	SD
	Papel branco	0,25	SD	140%	0,60	SD
	Longa Vida	0,10	SD	250%	0,35	SD
Plástico	PET verde ou transparente	0,70	1,20	186%	2,00	2,30
	PET óleo	0,30	0,40	300%	1,20	SD
	Filme - transparente	0,70	SD	129%	1,60	SD
	Filme - colorido	0,20	SD	200%	0,60	SD
	Plástico Preto filme	0,20	SD	250%	0,70	SD
	EVA	0,70	SD	-	SD	SD
	PP - Rígido (balde/bacia)	0,50	0,60	120%	1,20	SD
	PP Branco	0,50	0,60	-	SD	SD
	PP Preto	0,50	0,60	-	SD	SD
	PP Colorido	0,50	0,60	-	SD	SD
	PEAD - branco	0,90	1,00	111%	1,90	SD
	PEAD - colorido	0,90	1,00	111%	1,90	SD
	PS	0,10	SD	-	SD	SD
PVC (cano)	0,30	0,40	-	SD	SD	

SD – Sem Dados, pois os entrevistados não informaram dados; PET – politereftalato de etileno; EVA – Etileno-vinil-acetato; PP – polipropileno; PEAD – polietileno de alta densidade; PS – poliestireno; PVC – Policloreto de vinila.

Tabela 8 - Destino de venda para cada um dos tipos de materiais vendidos e classificação do destinatário.

Tipo de material	Cidade/Estado de destino	Tipo
Papel / Papelão	Papelão	SP; PR; SC
	Cartão	MG
	Cimento	Paraná
	Jornal	Paraná
	Revista	Paraná
	Papel branco	Rio Claro SP
	Longa vida	PR
	PET	São Carlos
Plástico	PET óleo	São Carlos
	Filme - transparente	Votuporanga; Birigui; Araraquara; Paulínia; outros em SP
	Filme - colorido	PR; SC; Votuporanga; Birigui; Araraquara; Paulínia
	Plástico Preto filme	Lins; Votuporanga; Birigui; Araraquara; Paulínia
	EVA	SP
	PP - Filme	Sul
	PP - Rígido	Bauru; Pederneiras; Boituva; Jaú
		Santa Cruz; Pederneiras
	PEAD	Bauru
		Bauru; Saltinho; Araras
PS	Pederneiras	
PVC (cano)	Pirajuí	
	São Jose do Rio Preto	

PET – politereftalato de etileno; EVA – etileno-vinil-acetato; PP – polipropileno; PEAD – polietileno de alta densidade; PS – poliestireno; PVC – Policloreto de vinila.

4 CONCLUSÕES

O estudo permitiu traçar um panorama da cadeia de reciclagem do papel, papelão e plástico em Bauru, SP. Identificou que, conforme é apontado na literatura, na cadeia de reciclagem atuam em paralelo a cadeia de serviços desempenhada pela Prefeitura por meio da coleta seletiva e um consolidado mercado da cadeia de valor formado por atores informais e grandes empresas comerciantes de materiais recicláveis. Mostrou que essa cadeia de valor não é limitada por regiões administrativas e geográficas como a cadeia de serviços (municípios), atuando em municípios vizinhos tanto para a compra como para a venda de resíduos de materiais recicláveis.

O estudo também aponta a forte participação dos catadores informais e comércios de recicláveis na recuperação de resíduos recicláveis pós-consumo e que suas atividades são responsáveis por elevar as taxas de reciclagem em geral. Além disso, mostra que a associação dos catadores possibilita que eles aumentem seu poder de negociação na venda dos materiais recicláveis e que façam parcerias com o poder público e empresas. A partir dos dados coletados em campo, pôde-se estimar que o setor informal de Bauru recupera cerca de 3 vezes mais resíduos recicláveis do que o setor formal.

Conclui-se também que é necessário que os municípios mapeiem suas cadeias de reciclagem, além do serviço prestado pelas respectivas Prefeituras, visando entender os fluxos de resíduos e os atores atuantes para que possa haver sua inclusão no planejamento de políticas públicas para a gestão de resíduos municipal que representem a realidade local.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Bauru, aos catadores e catadoras de materiais recicláveis, às empresas e

seus trabalhadores por suas contribuições durante as entrevistas de coleta de dados.

6 FONTES DE FINANCIAMENTO

Bolsa de Doutorado concedida à primeira autora pela Capes - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior do Brasil.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Costa AM, Mancini SD, Paes MX; **Metodologia:** Costa AM, Mancini SD, Paes MX; **Investigação:** Costa AM; **Redação Primeira versão:** Costa AM; **Redação Revisão & Edição:** Costa AM, Mancini SD, Paes MX; **Supervisão:** Mancini SD e Paes MX.

8 REFERÊNCIAS

- ABIPLAST (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO). **Indústria Brasileira de Transformação e Reciclagem de Material Plástico** - Perfil 2019. 2019. Disponível em: < http://www.abiplast.org.br/wp-content/uploads/2020/06/Preview_abiplast_2019.pdf >. Acessado em 14 de dezembro de 2019.
- ABRELPE. Associação Brasileira De Empresas De Limpeza Pública E Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2019.
- ABRELPE. Associação Brasileira De Empresas De Limpeza Pública E Resíduos Especiais. **Estimativas dos Custos para Viabilizar a Universalização da Destinação Adequada de Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo, 2015.
- AGAMUTHU, P. The role of informal sector for sustainable waste management. **Waste Management & Research**, v. 28, n. 8, p. 671-672, 2010. <https://doi.org/10.1177/0734242X10377834>
- ANAP (ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS APARISTAS DE PAPEL). **Relatório Anual 2018 - 2019**. Disponível em: < <https://anap.org.br/website/2019/08/30/relatorio-anual-2018/> >. Acesso em 20 de dezembro de 2019.
- ASIAN DEVELOPMENT BANK. **Materials recovery facility tool kit**. ISBN 978-92-9254-017-3. Mandaluyong City, Philippines: Asian Development Bank. 2013.
- ATLAS BRASIL. **Atlas do desenvolvimento humano no Brasil**. Sem data. Disponível em: < http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/perfil_m/bauru_sp#demografia >. Acessado em 29 de janeiro de 2020.

- ATLAS BRASIL. **Como está o desenvolvimento humano no Brasil?** Sem data. Disponível em: <http://www.atlasbrasil.org.br/>. Acessado em 08 de março de 2022.
- BAURU (PREFEITURA MUNICIPAL). **Plano Municipal de Saneamento Básico** - Variável Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos. 2014.
- BAURU (PREFEITURA MUNICIPAL). **Lei Municipal nº 7.124** - Dispõe sobre a responsabilidade dos grandes geradores de resíduos sólidos e dá outras providências. 2018.
- BAURU (PREFEITURA MUNICIPAL). **Decreto nº 14.306** - Regulamenta a Lei nº 7.124, de 10 de outubro de 2018 e estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão ambientalmente correta dos resíduos dos grandes geradores e dá outras providências. 2019.
- BONOMA, T. V. Case Research in Marketing: Opportunities, Problems, and a Process. **Journal of Marketing Research**, v. 22, n. 2, p. 199, maio 1985.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos** – 2019. Brasília: SNS/MDR, 2020. 244 p. : il. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/rs/2019/Diagnostico_RS2019.pdf>. Acessado em 09 de fevereiro de 2022.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Série Histórica**. 2019. Disponível em: <<http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica>>. Acessado em 09 de fevereiro de 2022.
- CHAGAS, H. P.; NETO, J. A. O cenário brasileiro da indústria de reciclagem. In: XXXII Encontro Nacional De Engenharia De Produção. Bento Gonçalves, RS, Brasil, 2012. **Anais...**
- DIAS, S. M. Waste pickers and cities. **Environment and Urbanization**, v. 28, n. 2, p. 375–390, 11 out. 2016. <https://doi.org/10.1177/0956247816657302>
- EM SAMPA, sem segredos. Relação de cidades a até 100 km de Bauru. Sem data. Disponível em: <http://www.emsampa.com.br/rotas_dist100/bauru.htm>. Acessado em 09 de março de 2022.
- EUROSTAT. European Commission. **Recycling rate of packaging waste by type of packaging**. 2019. Disponível em: <<https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do>>. Acesso em 20 de dezembro de 2019.
- EZEAH, C.; FAZAKERLEY, J. A.; ROBERTS, C. L. Emerging trends in informal sector recycling in developing and transition countries. **Waste Management**, v. 33, n. 11, p. 2509–2519, nov. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.06.020>
- FRANCELIN, L. P. **O ensino de geografia e a educação ambiental: um estudo de caso com resíduos sólidos urbanos em Bauru (SP)**. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista, 2015.
- GEISSDOERFER, M. et al. The Circular Economy – A new sustainability paradigm? **Journal of Cleaner Production**, v. 143, p. 757–768, 2017.
- GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4a ed. São Paulo: Atlas, 2002.
- GUPTA, S. K. Integrating the informal sector for improved waste. **Private Sector & Development**, Waste: the challenge facing developing countries, p. 12–15, 2010.
- IPEA (INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA). **Situação Social das Catadoras e dos Catadores de Material Reciclável e Reutilizável – Brasil**. 2013. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/situacao_social/131219_relatorio_situacaosocial_mat_reciclavavel_brasil.pdf>. Acessado em 15 de dezembro de 2019.
- IPEA (INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA). **A organização coletiva de catadores de material reciclável no Brasil: dilemas e potencialidades sob a ótica da Economia Solidária: Texto para discussão**. 2017. Brasília - DF: Disponível em: <http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/7413/1/td_2268.PDF>. Acessado em 15 de dezembro de 2019.
- JALIGOT, R. et al. Applying value chain analysis to informal sector recycling: A case study of the Zabaleen. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 114, p. 80–91, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.07.006>
- RUTKOWSKI, J.; RUTKOWSKI, E. Recycling in Brasil: Paper and Plastic Supply Chain. **Resources**, v. 6, n. 3, p. 43, 2017. <https://doi.org/10.3390/resources6030043>
- SANTOS, R. A. **Gestão de resíduos sólidos e aspectos do cooperativismo no município de Bauru – SP**. Dissertação (mestrado). Universidade Estadual Paulista. Departamento de Engenharia de Produção, 2016.
- SÃO PAULO (PREFEITURA MUNICIPAL). **Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de São Paulo – PGIRS**. 2014. Disponível em: <<https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/servicos/arquivos/PGIRS-2014.pdf>>. Acessado em 18 de fevereiro de 2022.
- SCHEINBERG, A. et al. **Economic Aspects of the Informal Sector in Solid Waste Management**. GTZ (German Technical Cooperation), v. 1, n. October, 2010.
- SEADE (FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL). **Perfil dos Municípios Paulistas – Bauru**. Disponível em: <<http://www.perfil.seade.gov.br/>>. Acessado em 29 de janeiro de 2020.
- SEMBIRING, E.; NITIVATTANANON, V. Sustainable solid waste management toward an inclusive society: Integration of the informal sector. **Resources Conservation and Recycling**, v. 54, n. 11, p. 802–809, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.12.010>

SEMMA (SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE DE BAURU). Chefe de departamento. **Entrevista**. [Outubro de 2019]. Entrevistador: Aline Marchesin Costa.

VERGARA, S. E. S. E.; TCHOBANOGLIOUS, G. Municipal Solid Waste and the Environment: A Global Perspective. In: GADGIL, A.; LIVERMAN, D. M. (Eds.). **Annual Review of Environment and Resources**, Vol 37. Annual Review of Environment and Resources. v. 37p. 277–310. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-050511-122532>

WILSON, D. C.; VELIS, C.; CHEESEMAN, C. Role of informal sector recycling in waste management in developing countries. **Habitat International**, v. 30, n. 4, p. 797–808, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2005.09.005>

WORRELL, E.; REUTER, M. A. **Handbook of recycling : state-of-the-art for practitioners, analysts, and scientists**. Elsevier, 2014. <https://doi.org/10.1016/C2011-0-07046-1>

YIN, R. K. **Estudo de caso: Planejamento e métodos**. 5 a ed. Bookman, 2015.

Estudo da viabilidade econômica do aproveitamento energético de biogás em Sergipe considerando o cotratamento de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reatores UASB

Study of the economic feasibility of using biogas energy in Sergipe considering the co-treatment of landfill leachate and domestic sewage in UASB reactors

• **Data de entrada:**
03/07/2020


• **Data de aprovação:**
26/10/2021

Luisa Maria Horta Maia^{1*} | Daniel Moureira Fontes Lima¹ | Camila Figueredo Miranda² | Dayane Oliveira Santos Melo¹ | Giovana Nunes Wesz¹ | Florilda Vieira da Silva³

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.016>


ORCID ID


Maia LMH  <https://orcid.org/0000-0003-4232-433X>

Lima DMF  <https://orcid.org/0000-0002-6155-8564>

Miranda CF  <https://orcid.org/0000-0003-4512-4202>

Melo DOS  <https://orcid.org/0000-0003-0345-7017>

Wesz GN  <https://orcid.org/0000-0003-2838-3288>

Silva FV  <https://orcid.org/0000-0002-1333-6553>

Resumo

Uma das formas utilizadas no tratamento do lixiviado de aterro sanitário é o cotratamento com esgoto em ETEs. No país, muitas estações utilizam reatores anaeróbios (ex: UASB), que produzem biogás, que pode ser utilizado para produção de energia elétrica. Sergipe dispõe de um aterro sanitário que envia o seu lixiviado para uma central de tratamento de efluentes na Bahia. O presente trabalho analisa a viabilidade econômica de implantação de sistemas de aproveitamento de biogás em ETEs sergipanas já equipadas com reatores UASB, adicionando-se o lixiviado ao esgoto. Avaliaram-se proporções de adição de lixiviado entre 0,5% e 5%, utilizando o *software* ProBio 1.0 para estimar a geração de biogás para cada uma das proporções e o potencial energético em cada uma das estações. Determinou-se a economia mensal com a energia gerada pelo uso do biogás. Na análise econômica, os VPLs dos investimentos foram determinados para um horizonte de 25 anos, e seus tempos de retorno foram definidos por *payback* descontado. A implantação do sistema de aproveitamento mostrou-se viável para três das quatro ETEs. A ERQ Sul, a ERQ Oeste e a ETE Rosa Elze, com tempos de retorno do investimento de 11 anos e 10 meses, 12 anos e 11 meses e 19 anos e 7 meses, e VPLs de R\$ 1.225.215, R\$ 1.001.668 e R\$ 208.732, respectivamente, para a proporção de 5% de lixiviado adicionado ao esgoto sanitário.

Palavras-chave: Chorume. Biogás. Digestão anaeróbia. Energia.

Abstract

One of the treatments of landfill leachate is the co-treatment with sewage in WWTPs. In the country, many stations use anaerobic reactors (ex: UASB), which produce biogas, that can be used to produce electricity. Sergipe has a landfill

¹ Universidade Federal de Sergipe - São Cristóvão - Sergipe - Brasil.

² Institute for Water Education - Delft - Holanda.

³ Instituto Federal de Sergipe - Aracaju - Sergipe - Brasil.

* **Autora correspondente:** luisahortamaia@hotmail.com.

that sends its leachate to an effluent treatment center in Bahia. This work evaluates the economic feasibility of implementing biogas recovery systems in the WWTPs already equipped with UASB reactors, adding leachate to the sewage. The proportion of leachate addition between 0.5% and 5% was evaluated using the ProBio 1.0 software to estimate the biogas generation for each of the proportions and the energy potential in each of the stations. The monthly energy savings generated by the use of biogas were determined. In the economic analysis, the investment NPVs were determined for a 25-year horizon and their payback times were defined by discounted payback. The implementation of the utilization system proved to be viable for three WWTPs. ERQ Sul, ERQ Oeste and ETE Rosa Elze, with payback times of 11 years and 10 months, 12 years and 11 months and 19 years and 7 months, and NPVs of R\$ 1,225,215, R\$ 1,001,668 and R\$ 208,732, respectively, for the proportion of 5% of leachate added to sanitary sewage.

Keywords: Leachate. Biogas. Anaerobic digestion. Energy.

1 INTRODUÇÃO

O aterro sanitário é visto como a melhor forma de disposição dos resíduos sólidos urbanos, pela sua segurança em relação à saúde humana e ao meio ambiente, pois permite algum controle do processo de degradação desses resíduos. O efluente gerado a partir da degradação natural do rejeito, um líquido escuro, de odor intenso, turvo e pouco viscoso, é o chorume. Em conjunto com as águas pluviais que percolam no aterro, esse efluente é denominado lixiviado de aterro sanitário, que deve ser devidamente tratado, visando à preservação do solo e das águas. (SANTOS, 2009; MAIA et al., 2019).

Segundo Gomes (2009), o tratamento do lixiviado de aterro sanitário em Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) é consolidado nos Estados Unidos, na Europa e no Japão. No Brasil, assim como na América Latina, são amplamente utilizados reatores de digestão anaeróbia (UASB), que têm como uma de suas características a produção de biogás que pode ser utilizado para produção de energia elétrica.

Lobato (2011) ressalta que os digestores anaeróbios, como o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo - UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), se adaptaram muito bem às condições brasileiras, uma vez que é uma técnica de baixo custo e operacionalmente simples, além de

o clima quente, predominante no país, favorecer o funcionamento das reações anaeróbias, sendo um tipo de tratamento bem consolidado na realidade das estações de tratamento de esgoto (ETEs) brasileiras.

Miorim (2018) aponta que a codigestão de dois ou mais substratos pode melhorar o desempenho na digestão de efluentes, pois compostos tóxicos podem ser diluídos e a diversidade de nutrientes aumentada, além de otimizar a produção de biogás e aumentar a estabilidade da reação.

O biogás é um dos principais subprodutos gerados pelo processo anaeróbio que ocorre nos reatores UASB, sendo um gás com grande potencial energético e ainda subutilizado no Brasil. Sua utilização pode contribuir com a geração de energia térmica e/ou elétrica, trazendo benefícios às ETEs sob perspectiva ambiental, técnica e econômica ao reduzir a demanda de outras fontes de energia (ROSA et al., 2016).

No País já existem plantas de tratamento de esgoto que utilizam o biogás gerado para produção de energia, e alguns trabalhos sobre a viabilidade da implantação de sistemas de aproveitamento energéticos do biogás em ETEs (VALENTE, 2015).

O único aterro sanitário presente no Estado de Sergipe atualmente envia seu efluente para tratamento a uma Central de Tratamento de Efluen-

tes Líquidos na cidade de Camaçari/BA, onde o efluente do aterro passa por uma sequência de tratamentos antes da disposição final. Essa logística de transporte do lixiviado para outro estado torna o processo bastante oneroso.

2 OBJETIVO

Este trabalho tem como objetivo avaliar a viabilidade econômica da implantação da tecnologia de aproveitamento de biogás em ETEs que possuem reatores anaeróbios em Sergipe, considerando o cotratamento do esgoto sanitário com o lixiviado de aterro sanitário do próprio Estado.

3 METODOLOGIA

No Estado de Sergipe são quatro as estações de tratamento de esgoto que possuem reatores UASB. Miranda (2018) as identificou a partir dos relatórios de automonitoramento das ETEs da Companhia de Saneamento de Sergipe - DESO, sendo as seguintes estações: ERQ Sul, ERQ Oeste, ETE Barra e ETE Rosa.

Miranda (2018) coletou informações referentes às unidades de tratamento aqui apresentadas, entre as quais os relatórios de automonitoramento das estações dos meses de janeiro/2017 a março/2018, que fornecem dados mensais de parâmetros de tratamento e vazões afluentes e os relatórios de contas de energia elétrica, que apresentam valores de carga instalada e consumos médios mensais na ponta e fora de ponta entre os meses de janeiro e agosto de 2018.

3.1 Misturas teóricas de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário

Considerando a linearidade do aumento de DQO e outros nutrientes conforme a adição do lixiviado de aterro sanitário ao esgoto sanitário apresentada por Santos (2009), foi calculada a DQO re-

sultante das misturas teóricas nas proporções de 0,5%, 1%, 2%, 3%, 4% e 5% em volume. Para isso foram utilizados os valores médios de DQO do esgoto sanitário apresentados por Miranda (2018) e a média aritmética das médias de DQO do lixiviado do aterro sanitário de Sergipe apresentadas por Lessa (2017) e Santos Júnior et al. (2019).

3.2 Cálculo da estimativa da produção de biogás e potência energética

BRASIL (2015a), no âmbito do Projeto Brasil-Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil, apresenta como a melhor estimativa para produção de biogás a partir do tratamento de efluentes em reatores UASB o *software* gratuito ProBio1.0.

Para cada uma das ETEs estudadas, e para cada proporção de lixiviado adicionado ao esgoto sanitário, foram gerados dados de entrada para utilização do *software*. O programa fornece análise detalhada, a partir dos dados de entrada, vazão média afluyente (m^3/dia) e concentração média de DQO afluyente (mg/L).

3.3 Determinação dos custos de investimento - CAPEX

A estimativa de custos de investimento desse estudo compreende os referentes às adequações das instalações já existentes das estações de tratamento e aos equipamentos necessários para a operação do sistema de aproveitamento de biogás.

Ao final, todos os custos sofreram a incidência do Benefícios e Despesas Indiretas (BDI), o qual agrega custos indiretos relativos a obras ou equipamentos. Segundo o Acórdão 2622/2013 do Tribunal de Contas da União, que traz diretrizes sobre o cálculo do BDI (BRASIL, 2013), os valores médios de BDI são 24,18% e 14,02% para obras e serviços de saneamento e para equipamentos, respectivamente.

3.4 Determinação dos custos de manutenção e operação - OPEX

Para a estimativa de custos operacionais e de manutenção do sistema de aproveitamento energético de biogás, foram levados em consideração os valores apontados pelo fornecedor dos motor-geradores, por empresa prestadora de serviço e pela literatura.

No que diz respeito à manutenção e reparação dos motor-geradores, incluindo troca de óleo, reposição de peças, mão de obra e outros, a empresa ER-BR Energias Renováveis traz valores de R\$2,79/ h e R\$1,84/ h por ano, para motores de 120 kVA e 30kVA respectivamente. Como cada ETE possui sua quantidade de horas de operação diária, determinou-se a quantidade de horas de operação anual para cada ETE para estimar o custo anual com manutenção e reparação.

Para a estimativa de custos com a manutenção do sistema de tratamento de biogás, considerou-se a metade do custo unitário de tratamento apresentado por Döhler et al (2013) (R\$ 0,027/ m³ real de biogás). O autor admite o valor de R\$ 0,035/m³, que, atualizado com correção pelo IGP-M (FGV), no presente ano, equivale a R\$ 0,054/m³ de biogás para a manutenção de dois tratamentos consecutivos, dos quais apenas um foi utilizado neste estudo.

Já para as estimativas de custos anuais de manutenção preventiva e corretiva das outras unidades que compõem o sistema de aproveitamento, adotou-se 2% dos custos de investimentos iniciais de cada unidade (DÖHLER et al, 2013).

Em adição, incluiu-se a análise laboratorial de óleo lubrificante com frequência mensal, a fim de verificar a necessidade de troca de óleo para perfeito funcionamento do motor-gerador. O custo unitário de R\$ 185,00 foi cotado com a empresa *Test Oil* e inclui o kit de coleta, a análise e o frete das amostras.

Foi considerado um custo unitário de R\$ 37,60 por quilowatt instalado para despesas gerais, conforme recomendação de Döhler et al. (2013), em custo corrigido pelo IGP-M (FGV).

Custos relativos à mão de obra não foram incluídos, pois as ETEs em questão já contam com profissionais responsáveis pela sua operação.

Finalmente, visto que o recebimento do lixiviado do aterro sanitário de Sergipe representa, para a empresa gestora, uma economia mensal com o envio desse efluente para estação de tratamento de efluentes da CETREL, em Camaçari no Estado da Bahia, que cobra em média R\$ 30,00/m³, e que o transporte gera uma despesa média de R\$ 70,00/m³ transportado, seria razoável que esse tratamento eventualmente fosse cobrado.

A fim de gerar uma receita pela cobrança do tratamento desse lixiviado, para fins de cálculo, foi admitido um preço médio de R\$ 30,00/m³ tratado. Como o transporte continuará como uma despesa da empresa gestora do aterro, este valor não será considerado como renda ou despesa para a DESO. Porém, vale ressaltar que a empresa gestora ainda economizaria em transporte, pois o trajeto percorrido por esse efluente seria diminuído de 300 para 50 km.

3.5 Análise energética

A partir da estimativa de potência elétrica disponível, concentração de metano no biogás, produção normalizada de biogás e carga instalada em cada unidade de tratamento de esgoto, foi possível entrar em contato com fornecedores que realizaram simulações do funcionamento de motor-geradores em diferentes regimes de trabalho.

Com os dados das potências geradas pelos equipamentos e os seus consumos de biogás, calcularam-se as horas de operação diária, a produção diária de energia e a produção mensal de energia em kWh.

Para parâmetros envolvendo os consumos de energia elétrica de cada ETE, utilizaram-se os adotados por Miranda (2018), que apresenta valores de consumo médio entre os meses de janeiro a agosto de 2018. O saldo energético mensal foi calculado pela diferença entre a média do consumo mensal de energia de cada ETE e sua produção mensal de energia.

Finalmente, para calcular os custos envolvidos nessa análise, de acordo com Brasil (2015b), determinou-se a média ponderada dos valores de tarifa na ponta e fora de ponta, considerando cerca de 780 horas de ponta por ano (das 17h30 às 20h30, nos dias úteis), com posterior incidência de impostos como PIS e COFINS. Assim, para tarifa média (Eq. 1), tem-se:

$$T_{méd} = \frac{[(7980 * T_{fp}) + (780 * T_p)]}{8760} \quad (1)$$

Em que:

$T_{méd}$ é a tarifa média, em R\$/kWh; T_{fp} é o valor da tarifa no horário fora de ponta correspondente ao grupo tarifário da unidade consumidora, em R\$/kWh; e T_p é a tarifa no horário de ponta relativa ao grupo tarifário da unidade, em R\$/kWh.

De acordo com o Miranda (2018), a ERQ Sul e ERQ Oeste são unidades consumidoras do grupo tarifário de alta tensão horosazonal verde, enquanto a ETE Barra e a ETE Rosa Elze são unidades de baixa tensão. Os valores das tarifas correspondentes a cada grupo tarifário também foram obtidos com a distribuidora de energia elétrica - Energisa e são de vigência de 04/2020 a 07/2020.

Adicionalmente, obtiveram-se os valores referentes aos impostos PIS e COFINS dos últimos 12 meses cobrados à DESO nas faturas de energia elétrica. Assim, nas tarifas médias calculadas para cada grupo tarifário incidiu o valor médio de PIS e COFINS desse período.

O custo mensal médio atual do consumo de energia elétrica foi calculado para cada unidade (Eq. 2), assim como a economia mensal após o aproveitamento energético de biogás (Eq. 3).

$$custo_{mensal\ méd} = consumo_{mensal\ méd} * T_{méd} * (1 + I_{méd}) \quad (2)$$

Em que:

$Custo_{mensal\ méd}$ é o custo médio referente ao consumo de um mês, em R\$; $Consumo_{mensal\ méd}$ é o consumo mensal médio calculado para cada unidade, em kWh; $T_{méd}$ é o valor da tarifa média correspondente à unidade consumidora, em R\$/kWh; e $I_{méd}$ é o valor médio dos impostos PIS e COFINS, em %.

$$Econ_{mensal\ méd} = Produção\ mensal * T_{méd} * (1 + I_{méd}) \quad (3)$$

Em que:

$Econ_{mensal, méd}$ é o valor economizado após a implantação do sistema de aproveitamento de biogás, em R\$; $Produção\ mensal$ é a energia gerada pelo motor-gerador durante 1 mês, em kWh; $T_{méd}$ é o valor da tarifa média correspondente à unidade consumidora, em R\$/kWh; e $I_{méd}$ é o valor médio dos impostos PIS e COFINS, em %.

3.6 Análise de viabilidade econômica

Foi utilizado o Valor Presente Líquido (VPL) para a verificação da viabilidade econômica dos sistemas de aproveitamento de biogás. Montou-se o fluxo de caixa para cada ETE, contabilizando custos, despesas e receitas relativas ao aproveitamento, sem levar em conta os custos operacionais atuais das ETEs nem as receitas oriundas do serviço de esgotamento sanitário prestado à sociedade.

Para cada ano presente no fluxo de caixa, os valores de despesas e receitas foram ajustados pela taxa de inflação, prevista em um teto de 4% em 2020 (pré-pandemia) (BRASIL, 2020). Para determinar a taxa de juros aplicada, utilizou-se a taxa de juros para empréstimos do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) para empreendimentos abaixo de 20 milhões de reais e relacionados à redução do consumo de energia ou aumento de eficiência energética. Assim, a taxa é composta por custo financeiro de 1,05% a.a., remuneração básica de 0,9% a.a. e taxa de risco de crédito para Estados, Municípios e Distrito Federal de 1,3% a.a., resultando em uma taxa de juros de 3,27% a.a.

O cálculo de viabilidade foi realizado com um horizonte de planejamento de 25 anos para todas as ETEs. E, para calcular o tempo de retorno do investimento em cada estação, foi utilizada a técnica de *payback* descontado, avaliando, então, os resultados acumulados dos fluxos de caixas descontados e identificando o momento em que o ganho acumulado se iguala ao valor do investimento.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Parâmetros de entrada do esgoto sanitário e do lixiviado do aterro sanitário de Sergipe

Os dados dos valores de DQO de entrada e vazão média de entrada do esgoto sanitário, em cada uma das ETEs estudadas, foram obtidos no trabalho de Miranda (2018), enquanto os dados de DQO e vazão média do lixiviado do aterro sanitário de Sergipe foram obtidos dos trabalhos de Lessa (2017) e Santos Júnior et al. (2019). Os três trabalhos utilizaram dados coletados entre 2017 e 2018. Na Tabela 1, são apresentados os resul-

tados médios de DQO e vazão na entrada de cada uma das ETEs, DQO e vazão média da produção de lixiviado do aterro sanitário.

Tabela 1 - Vazão e DQO do esgoto sanitário e do lixiviado

ESGOTO SANITÁRIO (Miranda, 2018)		
	DQO média de entrada (mg/L)	Vazão média de entrada (m ³ /dia)
ERQ Sul	356,25	6060,08
ERQ Oeste	279,50	6407,49
ETE Barra	329,83	597,80
ETE Rosa Elze	476,86	1605,31
LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO DE SERGIPE		
	DQO média (mg/L)	Vazão média (m ³ /dia)
Lessa (2017)	3676,92	200,00
Santos et al. (2019)	4344,95	200,00
Média	4010,94	200,00

Fonte: Autora (2020)

4.2 Misturas teóricas

Foram calculados os valores teóricos de DQO em misturas de lixiviado do aterro sanitário nas proporções de 0,5%, 1%, 2%, 3%, 4% e 5% em volume. Tais valores foram definidos a partir dos resultados disponíveis na literatura.

Santos (2009) chegou à conclusão de que a adição de lixiviado de aterro sanitário ao esgoto sanitário em proporções de até 2,5% de lixiviado não apresenta efeitos adversos significativos, entre 2,5% e 5% os efeitos são reversíveis, e acima disso o processo de digestão entra em desequilíbrio permanente. Além disso, o autor demonstrou a linearidade do aumento de DQO e outros nutrientes conforme a adição do lixiviado de aterro sanitário ao esgoto sanitário.

A Tabela 2 mostra os resultados de DQO das misturas teóricas do lixiviado de aterro sanitário de Sergipe e esgoto sanitário recebido em cada uma das ETEs avaliadas, além de DQO do esgoto sanitário bruto.

Tabela 2 - DQO do esgoto sanitário e DQO teórico das misturas em porcentagem do lixiviado do aterro sanitário de Sergipe com o esgoto sanitário nas estações que possuem reatores UASB

	Esgoto sanitário	0,5%	1%	2%	3%	4%	5%
ERQ Sul	356,25	374,52	392,80	429,34	465,89	502,44	538,98
ERQ Oeste	279,50	298,16	316,81	354,13	391,44	428,76	466,07
ETE Barra	329,83	351,34	366,64	403,46	440,27	477,08	513,89
ETE Rosa Elze	476,86	494,53	512,20	547,54	582,88	618,22	653,56

Fonte: Autora (2020)

4.3 Estimativa da produção de biogás e potencial energético

Foram utilizados os valores de DQO das misturas e do esgoto sanitário bruto, apresentados na Tabela, e os valores de vazão de cada uma das ETEs como dados de entrada no *software* ProBio 1.0, que fornece estimativas da produção de biogás e outros parâmetros relacionados à conversão de DQO nos reatores UASB.

Avaliando a proporção de CH₄ no biogás por meio da estimativa gerada, percebeu-se que a partir de 3% de adição de lixiviado de aterro sanitário ao esgoto todas as estações apresentam proporções acima de 60% de CH₄ no biogás, valor esperado para o reator UASB, segundo Cabral et. al. (2015).

O poder calorífico inferior do biogás está diretamente ligado à proporção de metano. Considerando que o poder calorífico inferior do metano é de, conforme Lobato (2011), 9,96 kWh/Nm³, observa-se que a partir de 2% de adição de lixiviado, as ETEs (com exceção da ERQ Oeste, onde o afluente é mais diluído) apresentam poder calorífico inferior do biogás maiores que 6kWh/Nm³_{biogás*}.

4.4 Definição dos principais componentes do sistema de aproveitamento do biogás

Dentre as principais tecnologias disponíveis no mercado para conversão da energia química do biogás em energia elétrica, optou-se pelo motor-gerador de ciclo Otto, que além de menor custo tem menos exigências em relação à qualidade do

gás e pode operar com proporção de metano no biogás acima de 45%.

A partir das estimativas de produção de biogás, obtidas por meio do ProBio 1.0, e assumindo uma proporção de metano de 60% no biogás, a empresa ER-BR Energias sugeriu um grupo de geradores para cada uma das estações e forneceu informações dos equipamentos, como a potência gerada em carga base e o consumo de biogás. Para a ERQ Sul e a ERQ Oeste foram recomendados motor-geradores nas potências de 120 kVA ou 50 kVA; para a ETE Barra e a ETE Rosa Elze foram sugeridos motor-geradores nas potências de 30 kVA. Para a ERQ Sul e a ERQ Oeste, optou-se por utilizar o gerador de 120 kVA, uma vez que o gerador de 50 kVA apresentou horas de operação diária superiores a 24h para as maiores proporções de lixiviado adicionadas.

Assim como em Miranda (2018), as outras unidades componentes foram escolhidas com base no estudo de viabilidade realizado por Brasil (2015b). Adotaram-se gasodutos em polietileno de alta densidade (PEAD), válvulas de bloqueio, removedores de água condensada e manômetros para indicação de sobrepressão para as unidades de coleta e transporte do biogás.

Para o armazenamento, consideraram-se gasômetros de baixa pressão com membrana dupla, que de acordo com Brasil (2015b) são recomendados para pequenas e médias plantas de biogás, por serem mais viáveis economicamente do que os gasômetros de alta pressão. Miranda (2018) ressalta que, por falta de prognósticos

precisos relativos à geração de biogás ao longo de um período suficientemente longo, os volumes dos gasômetros foram estimados a partir da proporção entre o volume de biogás gerado em cada ETE e o volume de biogás do estudo de Brasil (2015b).

No que diz respeito ao tratamento do biogás, optou-se pela biodessulfurização interna (no interior do gasômetro), por ser uma alternativa que agrega a qualidade adequada ao biogás exigida pelos motor-geradores a gás a um menor custo.

Por fim, medidores de vazão tipo vortex, monitores de composição de biogás (analisador) e queimador aberto também foram incluídos nos custos.

4.5 Custos

4.5.1 CAPEX - Custos de investimento

Os custos apresentados nesta seção são relativos aos equipamentos dos sistemas de aproveitamento e às adequações adicionais. A Tabela 3 mostra o detalhamento dos custos acrescidos do BDI em cada ETE, para cada proporção adicionada de lixiviado de aterro sanitário ao esgoto sanitário recebido em cada uma das estações.

4.5.2 OPEX - Custos de Operação de Manutenção

Os custos com manutenção e reparo foram calculados para o período de um ano e estão descritos nas Tabela 4.

Tabela 3- Custos de investimento - CAPEX para as estações, em cada proporção de lixiviado adicionada (em R\$)

	ERQ Sul	ERQ Oeste	ETE Barra	ETE Rosa Elze
Esgoto sanitário	926.930,92	883.395,95	594.299,24	654.176,34
0,5% Lixiviado	941.190,08	897.363,90	596.452,16	657.372,78
1% Lixiviado	955.740,46	910.222,45	597.083,12	655.122,79
2% Lixiviado	941.141,55	940.481,14	596.355,09	662.770,67
3% Lixiviado	967.676,83	971.807,62	599.138,97	669.155,01
4% Lixiviado	975.640,19	955.832,36	601.922,85	675.435,07
5% Lixiviado	1.002.005,60	986.139,58	602.335,41	682.985,88

Fonte: Autora (2020)

Tabela 4- Custos com manutenção e reparo - OPEX para as estações, em cada proporção de lixiviado adicionada (em R\$)

	ERQ Sul	ERQ Oeste	ETE Barra	ETE Rosa Elze
Esgoto sanitário	27.515,48	23.838,66	11.649,90	22.297,75
0,5% Lixiviado	29.045,52	25.353,90	11.716,72	19.731,19
1% Lixiviado	29.572,01	25.836,99	11.748,78	19.659,44
2% Lixiviado	29.043,06	27.924,59	11.711,79	20.591,94
3% Lixiviado	27.953,30	28.649,62	11.637,23	20.893,70
4% Lixiviado	31.303,52	29.510,11	12.581,16	22.408,36
5% Lixiviado	33.278,43	29.510,11	12.602,12	23.335,93

Fonte: Autora (2020)

Percebe-se pouca diferença nos custos OPEX para as diferentes proporções de lixiviado de aterro sanitário adicionado ao esgoto sanitário, mas é necessário que essa diferença seja consi-

derada, uma vez que os custos de manutenção e reparo são relacionados com o tamanho da estrutura e, para cada proporção, há uma produção estimada de biogás.

4.6 Análise energética

Para a análise energética utilizaram-se informações dos motor-geradores, informações de consumo elétrico das estações e informações de tarifas e impostos pagos pela DESO (MIRANDA, 2018).

As tarifas médias correspondentes a cada grupo tarifário foram calculadas de acordo com a Eq. 1 e são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5- Tarifas de diferentes grupos tarifários envolvidos na análise

Grupo tarifário	Tarifa em horário fora de ponta (R\$/kWh)	Tarifa em horário de ponta (R\$/kWh)	Tarifa média (R\$/kWh)
Baixa tensão	0,40093	1,09491	0,48485
Alta tensão - Horosazonal verde	0,24104	1,55875	0,37551

Fonte: ENERGISA (2020)

Além disso, determinou-se uma alíquota efetiva média de 4,782% de PIS/COFINS cobrados nas contas de energia elétrica da DESO, considerando os valores praticados no último ano.

Com essas informações, calculou-se então o custo médio do consumo de energia das ETEs e a economia mensal após o aproveitamento energético do biogás, em cada proporção de adição de lixiviado de aterro sanitário ao esgoto sanitário.



Figura 1- Custo médio mensal e economia mensal em cada estação para cada proporção de lixiviado adicionado ao esgoto sanitário

Fonte: Autora (2020)

Percebe-se que a ETE Rosa Elza produz quase 10 vezes mais energia do que consome, sendo seu saldo energético positivo. Miranda (2018) mostra, porém, que esta é a ETE onde o custo unitário da energia produzida é mais caro, uma vez que seu investimento de adequação é muito alto em relação à produção de biogás.

A ERQ Sul e ERQ Oeste produziram até, aproximadamente, 65% da energia de que elas precisam, obtendo economias mensais expressivas. Por outro lado, a ETE Barra é capaz de suprir apenas de 10% a 20% do seu consumo atual de energia, não trazendo economia mensal significativa.

4.7 Análise de viabilidade econômica

Com os fluxos de caixa de cada ETE, para cada condição de mistura de lixiviado de aterro sa-

nitário e esgoto sanitário, determinou-se o VPL de cada situação e o tempo de retorno do investimento por meio do *payback descontado*. Consideram-se para a análise dois cenários: o primeiro em que há a cobrança pelo tratamento do lixiviado, utilizando o valor médio atualmente pago pela empresa gestora do aterro sanitário de Sergipe à central de tratamento de efluentes na Bahia, e o segundo em que a DESO não cobraria por este tratamento.

O objetivo dessa comparação é servir de apoio à negociação para que, futuramente, o lixiviado do aterro sanitário seja de fato tratado em alguma ETE da DESO.

A Tabela 6 apresenta o resumo da análise de viabilidade econômica para cada uma das ETEs.

Tabela 6- Resumo da análise de viabilidade econômica nas estações

	ERQ Sul		ERQ Oeste	
	CCTL	SCTL	CCTL	SCTL
Esgoto sanitário puro				
VPL	-	R\$ 602.018,00	-	R\$ 175.510,00
<i>PayBack descontado</i>	-	15 anos e 8 meses	-	21 anos e 2 meses
0,5% lixiviado				
VPL	R\$ 9.804.845,00	R\$ 831.237,00	R\$ 9.893.475,00	R\$ 405.426,00
<i>PayBack descontado</i>	2 anos e 5 meses	13 anos e 10 meses	2 anos e 3 meses	17 anos e 9 meses
1% lixiviado				
VPL	R\$ 18.749.466,00	R\$ 802.249,00	R\$ 19.355.418,00	R\$ 379.320,00
<i>PayBack descontado</i>	1 ano e 4 meses	14 anos e 2 meses	1 ano e 3 meses	18 anos e 2 meses
2% lixiviado				
VPL	R\$ 36.725.787,00	R\$ 831.353,00	R\$ 38.529.446,00	R\$ 577.250,00
<i>PayBack descontado</i>	9 meses	13 anos e 10 meses	9 meses	16 anos
3% lixiviado				
VPL	R\$ 54.961.785,00	R\$ 1.120.134,00	R\$ 58.025.204,00	R\$ 1.096.909,00
<i>PayBack descontado</i>	6 meses	12 anos e 2 meses	6 meses	12 anos e 4 meses
4% lixiviado				
VPL	R\$ 72.809.170,00	R\$ 1.020.302,00	R\$ 76.708.247,00	R\$ 803.854,00
<i>PayBack descontado</i>	5 meses	12 anos e 8 meses	5 meses	14 anos e 1 meses
5% lixiviado				
VPL	R\$ 90.961.300,00	R\$ 1.225.215,00	R\$ 95.882.159,00	R\$ 1.001.668,00
<i>PayBack descontado</i>	4 meses	11 anos e 10 meses	4 meses	12 anos e 11 meses

CCTL: com cobrança pelo tratamento do lixiviado (R\$30,00/m³), SCTL: sem cobrança pelo tratamento do lixiviado

Fonte: Autora (2020)

Considerando a geração de renda pela cobrança do tratamento do lixiviado de aterro sanitário, to-

das as estações apresentam viabilidade econômica para instalação do aproveitamento do biogás.

Os resultados mostram, porém, que o sistema de aproveitamento energético do biogás na ETE Barra não é viável sem a cobrança pelo tratamento do lixiviado, ou seja, somente a economia gerada pela produção de energia elétrica a partir do biogás não é suficiente para que a implantação do sistema se pague.

A ETE Rosa Elze se mostra viável em ambos os cenários, desde que com proporções de lixiviado de aterro sanitário a partir 2%, mas ainda não sendo atrativa para adequação ao sistema de aproveitamento do biogás, visto que, com exceção da ETE Barra, é a estação com o menor VPL e maior *payback* descontado.

A instalação do sistema de aproveitamento energético do biogás tanto na ERQ Sul como na ERQ Oeste se mostrou viável em todas as condições. Mesmo sem a cobrança pelo tratamento do lixiviado do aterro sanitário, apresentam *payback* descontado, com esgoto puro, de no máximo 15 e 21 anos, respectivamente. Com a cobrança pelo tratamento o *payback* descontado passa a ser de apenas 4 meses, tornando-se um investimento

atrativo, pois em pouco tempo é capaz de pagar os custos de investimento e manutenção, além de gerar lucro para a companhia de saneamento.

Percebe-se que, para tratar o montante de 200 m³/dia de lixiviado, é necessária a adequação de apenas uma das estações, ERQ Sul ou ERQ Oeste, uma vez que ambas possuem grandes vazões de chegada de esgoto, de 6060,08 m³/dia e 6307,49 m³/dia, respectivamente, e tratariam em proporções médias, 3,3% e 3,1% de lixiviado, respectivamente.

Conforme é mostrado nos gráficos de *payback* (Fig. 2) da ERQ Sul e da ERQ Oeste, de forma ilustrativa, somente na proporção de 3% de lixiviado adicionado a ERQ Oeste se mostra economicamente mais atrativa para essa adequação, uma vez que tem VPL maior, porém sua localização geográfica pode ser um impeditivo, uma vez a estação está cercada de construções verticais, dificultando uma expansão da estação. A ERQ Sul tem mais espaços livres no entorno da estação, o que pode ser um diferencial em um projeto de viabilidade técnica para implantação do sistema.

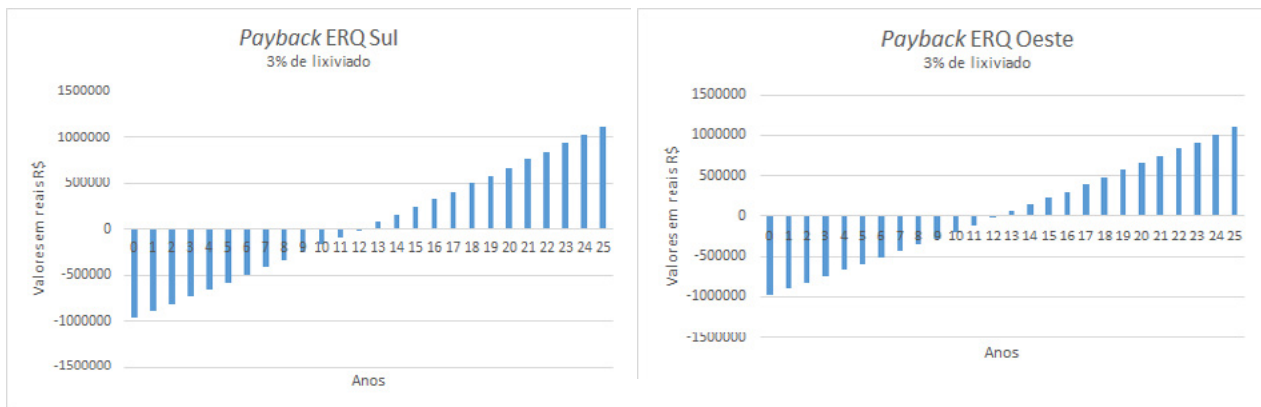


Figura 2 - Gráficos de *payback* da ERQ Sul e da ERQ Oeste, para proporção de 3% de lixiviado adicionado
 Fonte: Autora (2020)

É importante destacar que esta é uma análise teórica do tratamento, baseada somente na remoção de DQO. Caso a companhia de saneamento opte por realizar o cotratamento do lixiviado do aterro sanitário em suas ETes,

são necessárias análises complementares em termos de remoção dos demais nutrientes e tóxicos, garantindo um efluente final que atenda às exigências para lançamento no corpo hídrico receptor.

5 CONCLUSÃO

O estudo de viabilidade econômica mostrou que a eventual arrecadação pelo tratamento do lixiviado supera em muito o ganho econômico gerado pela redução nas contas de energia elétrica.

Com a instalação do sistema de aproveitamento do biogás e o cotratamento do lixiviado do aterro sanitário, a ERQ Sul teria uma redução no consumo de energia elétrica de até aproximadamente 60% do que é consumido atualmente. Somente com esta economia, o sistema teria um *payback* descontado em 11 anos e 10 meses e VPL ao fim de 25 anos de R\$ 1.225.215,00. Considerando também a receita gerada pelo recebimento do lixiviado, o *payback* descontado cairia para até 4 meses e um VPL de R\$ 90.961.300,00. Esta estação seria suficiente para receber todo o lixiviado produzido no aterro sanitário de Sergipe.

O aproveitamento do biogás na ERQ Oeste reduziria em até 65% do seu gasto com energia elétrica, e isso geraria um VPL de R\$ 1.001.668,00, além de um *payback* descontado de 12 anos e 11 meses. Acrescido o recebimento da taxa do tratamento do lixiviado do aterro sanitário, o *payback* descontado cairia para até 4 meses e o VPL aumentaria para R\$ 95.882.159,00.

A ETE Barra é a única estação onde o aproveitamento do biogás, de forma exclusiva, não geraria um VPL positivo no prazo de 25 anos, ou seja, o sistema não se pagaria. O recebimento do lixiviado, entretanto, custearia o sistema, fornecendo um VPL de R\$ 8.287.066,00 em 1 ano e 10 meses. Esta estação também é a que menos reduz seu gasto com energia elétrica, uma vez que o uso do biogás supriria no máximo 21% da sua necessidade.

A ETE Rosa Elze gasta menos energia elétrica do que todas as outras, provavelmente pela tecnologia utilizada no tratamento do esgoto. A energia produzida através do biogás supre sua demanda em 1132%. Apesar disso, somente com a economia com energia elétrica, o VPL é de apenas

R\$ 208.732,00, atrelado a um *payback* descontado de 19 anos e 7 meses. Entretanto, a receita gerada pelo tratamento do lixiviado do aterro sanitário aumentaria o VPL para R\$ 23.979.694,00 e reduziria o *payback* descontado para 10 meses.

Conclui-se que o cotratamento do lixiviado de aterro sanitário nas ETES pode significar um grande ganho econômico para empresa, além de tornar o sistema de aproveitamento energético do biogás mais viável, favorecendo também o meio ambiente.

Vale ressaltar que todos os autores falam que o cotratamento do lixiviado com o esgoto sanitário exige que outras etapas sejam adicionadas, para a remoção adequada da matéria orgânica, outros nutrientes e dos metais presentes. Sugere-se o estudo das etapas necessárias, análise da viabilidade e precificação para o tratamento combinado nas ETES existentes.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

BRASIL. Tribunal de Contas da União – TCU. **Acórdão nº 2622 / 2013**. Brasília, 2013.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Probiogás. ISBN 978-857-958-070-3. **Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto**. Brasília, 2015a.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Probiogás. ISBN 978-85-7958-061-1. **Viabilidade técnico-econômica de produção de energia elétrica em ETES a partir do biogás**. Brasília, 2015b.

BRASIL. Banco Nacional do Desenvolvimento – BNDES. **Finem – Financiamento a Empreendimentos**. 2020. Disponível em: <<https://www.bndes.gov.br/wps/portal/site/home/financiamento/produto/bndes-finem-saneamento-ambiental-recursos-hidricos>>. Acesso em: 13/10/2020.

CABRAL, B. G. C.; PLATZER, C. J.; ROSENFELDT, S.; HOFFMANN, H.; CHERNICHARO, C.A.L. Caracterização do biogás gerado no tratamento de efluentes domésticos em reatores UASB no Brasil.

In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais...** 2015.

DÖHLER, H.; HARTMANN, S; KEYMER, U; NIEBAUM, A; PATERSON, M; REINHOLD, G; STADELMANN, M.; WIRTH, B. Faustzahlen Biogas. 3. ed. Darmstadt: Kuratorium Für Technik Und Bauwesen In: **Der Landwirtschaft e.V. (KTBL)**, 2013.

GOMES, L. P. (coord.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. 1a ed. Rio de Janeiro: ABES/Projeto PROSAB, 2009. v. 3

ENERGISA. **Tipos de Tarifa**. Disponível em: < <https://www.energisa.com.br/Paginas/informacoes/taxas-prazos-e-normas/tipos-tarifas.aspx>>. Acesso em: 29/10/2020

LESSA, A. C. V. **Caracterização do Chorume do Centro de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de Sergipe**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Técnico em Saneamento Ambiental) - Instituto Federal de Sergipe, Aracaju, 2017.

LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 12, p. 2745–2753, 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.514>

MAIA, L. M. H.; LIMA, A. DE J.; MENDONÇA, L. C.; MICHELAN, D. C. DE G. S. Avaliação do Tratamento do Lixiviado de Aterro Sanitário por Processo Físico-Químico. In: 30º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente. **Anais...** São Paulo, 2019.

MIORIM, M. **Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio em reator UASB**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2018.

MIRANDA, C. F. **Estudo de viabilidade técnica e econômica do aproveitamento energético de biogás em Sergipe**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso. (Bacharelado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2018.

ROSA, A. P.; NEVES, R. C.; CHERNICHARO, C. A. DEL. Aproveitamento Energético dos Subprodutos, Lodo e Biogás, a Partir do Tratamento Anaeróbio de Efluentes pelo Uso de Processos Termoquímicos. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 26, n. 01, p. 26–34, 2018. <https://doi.org/10.13083/reveng.v26i1.932>

SANTOS, A. F. DE M. S. **Tratamento Anaeróbio de Chorume em Conjunto com Esgoto Sanitário**. 2009. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

SANTOS JÚNIOR, E. G.; SOUZA, C. S. DE; SILVA, F. V. DA; MENESES, F. M. S. Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário de Sergipe. In: 30º Congresso ABES. **Anais...** Natal, 2019

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**. 2015. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

Esgoto doméstico tratado em filtro biológico aerado naturalmente utilizando resíduo da construção civil como meio suporte

Treated domestic sewage in a naturally aerated biological filter using ceramic block as a support medium



• **Data de entrada:**
25/05/2020



• **Data de aprovação:**
18/02/2022

José Jefferson do Carmo Azevedo^{1*} | Victória Bermudez¹ | Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa¹ | Glória Maria Marinho Silva¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.017>

ORCID ID

Azevedo JJC  <https://orcid.org/0000-0002-4856-1304>
Bermudez V  <https://orcid.org/0000-0002-8105-8735>

Pessoa KAR  <https://orcid.org/0000-0003-4340-0269>
Silva GMM  <https://orcid.org/0000-0002-2515-5856>

Resumo

A poluição dos corpos hídricos causada pela falta de tratamento de esgoto tem causado problemas ambientais, entre eles a mortandade da vida aquática e a eutrofização. Muitas tecnologias foram desenvolvidas para tratamento de águas residuárias com bons resultados, porém com custos elevados. Partindo dessa premissa, foi desenvolvido um filtro biológico aerado naturalmente, preenchido com resíduos da construção civil (fragmentos de bloco cerâmico), com porosidade de 71,40%, operando com tempo de reação (TR) de 7 dias, de baixo custo e simplicidade operacional. O objetivo desta pesquisa foi avaliar a remoção de demanda química de carbono (DQO), nitrogênio amoniacal e fósforo total no tratamento de esgoto doméstico sintético, utilizando um filtro biológico aerado naturalmente, preenchido com meio suporte submerso de elevado índice de vazios. Os resultado de remoção média para DQO foi de $76,72 \pm 24,60$, para amônia de $81,50 \pm 2,46\%$, e para fósforo total de $65,92 \pm 9,77\%$. Portanto, o sistema desenvolvido apresentou desempenho satisfatório, visto a não utilização de aeradores e uso de meio suporte sem nenhum tratamento químico.

Palavras-chave: Filtro biológico aerado. Meio suporte. Bloco cerâmico.

Abstract

The pollution of water bodies caused by the lack of sewage treatment has caused environmental problems, including the death of aquatic life and eutrophication. Many technologies have been developed for wastewater treatment with good results, but with high costs. Based on this premise, a naturally aerated biological filter was developed, filled with civil construction waste (ceramic block fragments), with a porosity of 71.40%, operating with a reaction time (TR) of 7 days, of low cost and operational simplicity. The objective of this research was to evaluate the removal of chemical carbon demand (COD), ammonia nitrogen and total phosphorus in the treatment of synthetic domestic sewage, using a naturally aerated biological filter filled with a submerged support medium with a high void ratio. The mean removal result for COD was 76.72 ± 24.60 , for ammonia $81.50 \pm 2.46\%$, and for total phosphorus $65.92 \pm 9.77\%$. Therefore, the developed system presented satisfactory performance, given the non-use of aerators and the use of a support medium without any chemical treatment.

Keywords: Aerated biological filter. Half support. Ceramic block.

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

* **Autor correspondente:** jeffersonazevedo1@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, o mundo todo está enfrentando o problema da falta de água potável. Esse problema aumenta a cada ano e, como resultado, os corpos hídricos existentes não estão suportando o aumento do consumo de água pelas atividades humanas. Ano a ano os recursos hídricos de boa qualidade estão se tornando insuficientes para atender à demanda. Segundo Ibrahim et al. (2020), o aumento populacional, o desenvolvimento da indústria e as mudanças climáticas têm impactado negativamente os recursos hídricos, tanto em quantidade como em qualidade.

Paralelamente ao consumo de água, há a geração de águas residuárias. Vários poluentes podem ser encontrados nos esgotos domésticos, dentre eles o nitrogênio, o fósforo e a matéria orgânica. Em quantidades acima do limite, esses contaminantes são capazes de promover a deterioração da qualidade da água e a degradação dos corpos hídricos, tendo como consequência a eutrofização (LI et al., 2020; TAESOPAPONG E RATANATAMSKUL, 2020). Chang et al. (2019) enfatizam que a eutrofização e a falta de água potável são problemas globais.

Son et al. (2020) explicam que os processos de tratamento convencionais apresentam limitações para a remoção de nutrientes, e que os padrões de qualidade de tratamento de esgotos estão cada vez mais rigorosos. Por isso, diversas opções de tratamento de esgoto foram desenvolvidas: filtragem por membrana, processos oxidativos avançados (POA), POA eletroquímico, wetlands construídos, filtros biológicos, entre outros (THALLA et al., 2019; MOREIRA et al., 2016; CARRA et al., 2016).

Os filtros biológicos aerados (FBA) estão sendo amplamente utilizados no tratamento de esgotos. Essa tecnologia se destaca por suportar maiores cargas de poluentes por unidade de volume, menor consumo de energia, menor de-

manda por área e menor geração de lodo comparado a outras plantas tecnológicas de tratamento (SON et al., 2020).

O filtro biológico avaliado nesta pesquisa é aerado naturalmente e foi preenchido com fragmentos de bloco cerâmico com tamanho inferior a 10,00 cm. O material de enchimento, também chamado de meio suporte, possui porosidade de 71,40% e serve para formação do biofilme e fixação da biomassa em sua superfície. O meio suporte utilizado é um resíduo da construção civil, logo a reutilização desse tipo de material colabora com a conservação do meio ambiente.

Nesse contexto, o objetivo central desta pesquisa foi avaliar a remoção de demanda química de carbono (DQO), nitrogênio amoniacal e fósforo total no tratamento de esgoto doméstico sintético, utilizando um filtro biológico aerado naturalmente preenchido com meio suporte submerso de elevado índice de vazios.

2 METODOLOGIA

2.1 Localização do sistema de tratamento

A área de estudo desta pesquisa está localizada na Universidade Federal do Ceará, campus do Pici, Fortaleza-CE, Brasil, nas coordenadas geográficas UTM (547.317,00 m E; 9.586.072,00 m S).

2.2 Configuração do filtro biológico (FBA)

O sistema possuía um reservatório elevado, de 1 m³ de volume, onde o esgoto sintético era produzido para ser distribuído ao restante do sistema, e dois FBA (FBA1 e FBA inoperante), de escoamento vertical descendente com fundo saturado. O FBA 1 foi preenchido apenas com fragmentos de resíduo da construção civil (bloco cerâmico). Os blocos cerâmicos foram fragmentados com um martelo em tamanhos menores

que 10,00 cm. O filtro foi preenchido até a altura de 35,00 cm.

O sistema utiliza água bruta, sem cloro, captada de um poço profundo, que era bombeada para um reservatório de alvenaria existente. A partir desse reservatório a água enchia o reservatório elevado do sistema proposto.

Para a confecção do FBA1 foi utilizada bombona de polipropileno de 1,00 m³, com dimensões de 1,00 m de largura (L), 1,00 m de comprimento (C) e 1,00 m de altura (A). A bombona foi cortada transversalmente para obter um volume total de 0,70 m³, ou seja, 1,00 m de (L), 1,00 m de (C) e 0,70 m (A). Na Fig. 1 é ilustrado o layout geral do sistema proposto implantado.

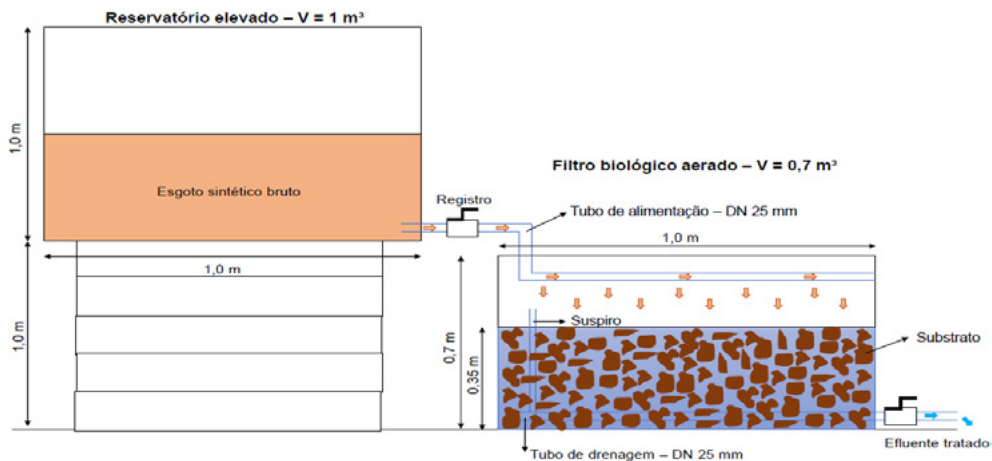


Figura 1 - Sistema proposto.

Fonte: Autor, 2020.

A alimentação era realizada por gotejamento e a drenagem do efluente tratado no FBA 1 era realizada por um conjunto de tubulações, de polícloro de polivinila (PVC), diâmetro nominal (DN) 25,00 mm. O conjunto de alimentação era suspenso 30,00 cm do meio suporte, e possuía 3 tubos com 90,00 cm de comprimento cada, com orifícios de 0,05 cm de diâmetro, espaçados 5,00 cm entre si. O conjunto de drenagem é similar ao de alimentação, instalado a 5,00 cm do fundo do FBA. Também foi instalado um tubo de 25,00 mm de diâmetro, vertical, conectado ao conjunto de drenagem, para melhorar o aporte de oxigênio no filtro (DABROWSKI et al., 2017).

2.3 Operação e monitoramento

O esgoto sintético era distribuído uniformemente sobre a superfície do FBA1, até total saturação

ou imersão do meio suporte, em um único pulso de 250 L, semanal, todas as segundas-feiras. Após a alimentação, o esgoto permanecia em repouso, em contato com o meio suporte até completar o tempo de reação (TR) de 7 dias. Ao completar o TR, o efluente tratado era removido e o FBA 1 era alimentado novamente.

O início de operação do sistema, com esgoto sintético, ocorreu no dia 19 de agosto de 2019, às 9 h, com a alimentação do FBA 1. Previamente ao início da operação, do dia 5 ao dia 19 de agosto, o sistema foi alimentado somente com água, captada em poço profundo sem desinfecção, para que ocorresse a formação do biofilme nos resíduos da construção civil (fragmentos de bloco cerâmico).

O monitoramento dos parâmetros físico-químicos foi realizado por 105 dias, no período de 19

de agosto a 02 de dezembro de 2019, equivalente a 15 semanas. Esse período foi dividido em 3 fases: fase 1 (semana 1 e 2), concentração de DQO flutuou de 300 a 500 mg.L⁻¹; fase 2 (semana 3 a 11), concentrações de DQO menores de 200 mg.L⁻¹ e fase 3 (semana 12 a 15) com concentrações de DQO superiores a 1.000 mg.L⁻¹.

As coletas eram realizadas no horário das 8:00 às 9:00 h, às segundas-feiras, e padronizadas como (T 0 h), quando a coleta era feita na tubulação que alimenta o filtro, às quartas-feiras como (T 48 h), às quintas-feiras como (T 72 h) e às segundas-feiras próximas como (T 168 h) com a abertura do registro no fundo do filtro. Após a coleta (T 168 h) era feita nova alimentação do sistema.

Todas as análises físico-químicas de pH, DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo total foram realizadas no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LA-TAM), do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), campus Benfica, de acordo com os procedimentos descritos no Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater (23^a edição, 2017), em duplicata.

2.4 Esgoto sintético

O esgoto sintético utilizado é classificado como água cinza, ou seja, água oriunda de pias, tanques e chuveiros. Para a produção de 100 L foram utilizados os produtos e quantidades mencionados na Tabela 1.

O esgoto sintético que alimentava o FBA1 era preparado de acordo com a composição apresentada na Tabela 1 até a semana 11. A partir da semana 12 até a semana 15, foram adicionados ao esgoto sintético mais 300 g de sacarose

(C₁₂H₂₂O₁₁) para alimentar o FBA 1. O objetivo era aumentar a concentração de matéria orgânica no esgoto sintético.

Tabela 1 - Composição do esgoto sintético simulando água cinza doméstica.

Produto	Quantidade
Celulose microcristalina	0,15 g
Fosfato de potássio	1,32 g
Cloreto de sódio	25,00 g
Extrato de carne	10,00 g
Amido solúvel	0,50 g
Sacarose	0,87 g
Cloreto de amônio	5,10 g
Pasta de dente	2,00 g
Shampoo	100 gotas
Sabonete líquido	100 gotas
Cloreto de magnésio	0,70 g
Cloreto de cálcio	0,45 g
Bicarbonato de sódio	10,00 g

Fonte: Adaptado Abed e Miklas (2016).

Além dos produtos citados na Tabela 1, foram adicionados 5 L de esgoto *in natura* de uma pia de banheiro residencial como fonte de material microbiológico, no esgoto sintético, em todas as semanas de operação, evitando realizar a inoculação com lodo de outros reatores. O esgoto *in natura* adicionado foi fundamental para promover o surgimento de micro-organismos e acelerar a formação de biomassa ativa capaz de remover poluentes presentes no esgoto.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização físico-química do esgoto sintético

Na Tabela 2 está apresentada a caracterização físico-química do esgoto utilizado para alimentação do FBA1.

Tabela 2 - Caracterização físico-química do esgoto bruto.

Parâmetro	Unidade	Fase	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão
pH	-	1	5,83	5,40	6,26	0,43
		2	5,47	4,50	6,80	0,61
		3	5,45	5,30	5,50	0,09
Amônia	mg.L ⁻¹	1	1,77	1,66	1,87	0,11
		2	1,94	1,71	2,47	0,21
		3	1,56	1,38	1,94	0,22
Fósforo	mg.L ⁻¹	1	0,78	0,72	0,83	0,06
		2	1,19	0,79	1,77	0,32
		3	1,10	0,76	1,26	0,20
DQO	mg.L ⁻¹	1	439,57	365,57	513,56	74,00
		2	112,23	49,51	168,12	37,29
			1.239,78	1.078,33	1.526,52	174,25

Fonte: Autor, 2020.

O pH do esgoto sintético apresentou-se ácido durante todas as semanas de operação, sendo o maior pH igual a 6,80, o menor igual a 4,50, e o pH médio $5,83 \pm 0,43$ na fase 1), $5,47 \pm 0,61$ na fase 2 e $5,45 \pm 0,09$ na fase 3. Segundo Jordão e Pessoa (2005), o pH de efluentes sanitários normalmente varia de 6,5 a 7,5, valores diferentes do pH do esgoto sintético em estudo.

No que se refere à concentração de amônia, foram observados valores médios de $1,77 \pm 0,11$ mg.L⁻¹ (fase 1), $1,94 \pm 0,21$ mg.L⁻¹ (fase 2) e $1,56 \pm 0,22$ mg.L⁻¹ (fase 3). A maior e a menor concentração em todas as semanas do monitoramento foram de 2,47 mg.L⁻¹ (fase 2) e 1,38 mg.L⁻¹ (fase 3). A Resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente, que trata sobre os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos, destaca que a concentração de amônia não deve ser superior a 20,00 mg.L⁻¹. De acordo com Oliveira (2012), para pH inferior a 8, a forma amoniacal predominante é o íon amônio (NH₄⁺). Como neste estudo o pH esteve abaixo desse valor, a forma de amônia no FBA era o íon (NH₄⁺).

A DQO foi o parâmetro que mais flutuou sua concentração: menor valor 49,51 mg.L⁻¹ (fase 2) e maior valor 1.526,52 mg.L⁻¹ (fase 3). Na fase 1, início da operação, os micro-organismos presentes no esgoto produzido começam a se adaptar

e multiplicar, a concentração média era $439,57 \pm 74,00$ mg.L⁻¹. Na fase 2, obtivemos as menores concentrações, sendo a DQO média $112,23 \pm 37,29$ mg.L⁻¹. Na fase 3, devido à adição de sacarose, as concentrações foram superiores a 1.000 mg.L⁻¹, alcançando uma média de $1.239,78 \pm 174,25$ mg.L⁻¹.

Outros estudos também relatam variação de DQO. Cui et al. (2019) avaliaram dois filtros biológicos aerados em sequência tratando esgoto doméstico com DQO entre 90 e 300 mg.L⁻¹. Abdelhakeem et al. (2016) relataram que a concentração de DQO no esgoto bruto utilizado em seu trabalho também variou, e os valores flutuaram entre 400 e 700 mg.L⁻¹.

Quanto ao fósforo, a concentração média no esgoto sintético foi de $0,78 \pm 0,06$ mg.L⁻¹ (fase 1), $1,19 \pm 0,32$ mg.L⁻¹ (fase 2) e $1,10 \pm 0,20$ mg.L⁻¹ (fase 3). Segundo Zhang et al. (2014), o esgoto sanitário contém de 5 a 20 mg.L⁻¹ de fósforo total. Logo, as concentrações de fósforo obtidas estão abaixo do valor apontado por Zhang et al. De acordo com Tchobanoglous et al. (2003), as concentrações de amônia e fósforo do esgoto sintético utilizado no sistema são classificadas em fraca concentração de poluentes, sendo que a DQO foi considerada média (fase 1), fraca (fase 2) e forte (fase 3).

3.2 Caracterização físico-química do efluente tratado

A seguir, são apresentados os dados do monitoramento do filtro biológico para os parâmetros analisados.

3.2.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

Na Fig. 2 é apresentado o monitoramento do pH em T 0 h e T 168 h nas fases 1, 2 e 3. Os valores médios obtidos para o esgoto sintético (ES) e efluente tratado (ET) foram: fase 1 ($5,83 \pm 0,43$ e $4,68 \pm 0,08$), fase 2 ($5,47 \pm 0,61$ e $5,07 \pm 0,64$) e fase 3 ($5,45 \pm 0,09$ e $5,55 \pm 0,23$).

É possível observar, na Fig. 2, que nas fases 1 e 2 houve redução do valor médio de pH do esgoto sintético e efluente tratado, enquanto na fase 3,

onde houve a adição de sacarose, o pH aumentou. Esses resultados estão diretamente relacionados com a nitrificação e a desnitrificação. Von Sperling (2005) reporta que durante a nitrificação ocorre a geração de íons H^+ e consumo de alcalinidade. Isso reduz o pH do meio, similar ao que ocorreu nas fases 1 e 2. Na desnitrificação ocorre o contrário, há o consumo de íons H^+ e produção de alcalinidade.

Na Fig. 3 é apresentada a variação de alcalinidade em todas as semanas de monitoramento. Observou-se que apenas na semana 8 houve produção de alcalinidade. Nanes (2017) enfatiza que no processo de nitrificação há o consumo de alcalinidade. Portanto, devido à diminuição de pH nas fases 1 e 2 e ao consumo de alcalinidade em quase todo o monitoramento.

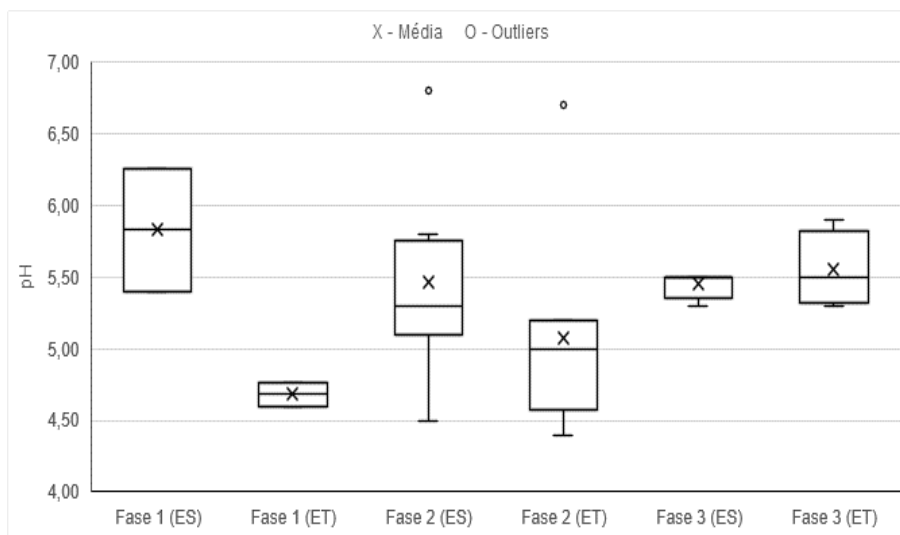


Figura 2 - Monitoramento do pH em T 0 h e T 168 h.

Fonte: Autor, 2020.

Coleman et al. (2001) acrescentam que a diminuição do pH entre o efluente bruto e o tratado está relacionada com a produção de substâncias orgânicas que acidificam o meio e pela mineralização da matéria orgânica. Paredes et al. (2007) também apontam a produção de substâncias orgânicas como responsável pela diminuição do pH. Eles explicam que na degradação da matéria

orgânica há a liberação de ácidos, como o ácido acético, ácido butírico e o ácido lático.

Portanto, a redução desse parâmetro está condicionada à formação de ácidos orgânicos no biofilme e à liberação de íons H^+ para o meio líquido, acidificando o filtro, e a possibilidade de estar ocorrendo nitrificação, devido à redução das concentrações de amônia.

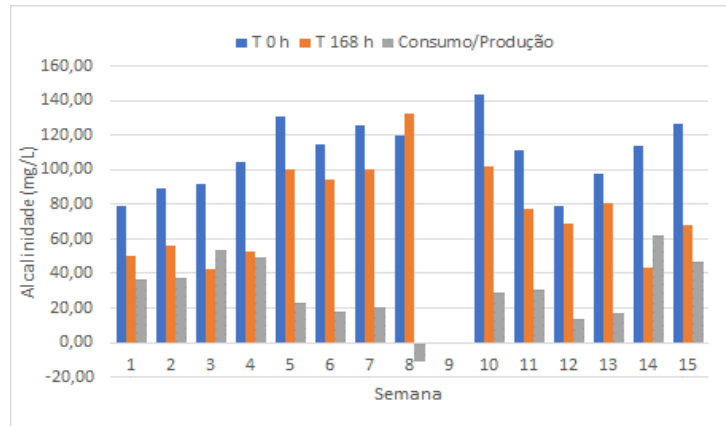


Figura 3 - Monitoramento da alcalinidade em T 0 h e T 168 h.
Fonte: Autor, 2020.

3.2.2 Demanda química de oxigênio (DQO)

Na Fig. 4 é apresentado o monitoramento da DQO em T 0 h e T 168 h nas fases 1, 2 e 3. As concentrações médias para o esgoto sintético (ES) e efluente tratado (ET) foram: fase 1 (439,57

$\pm 74,00 \text{ mg.L}^{-1}$ e $241,04 \pm 160,62 \text{ mg.L}^{-1}$), fase 2 ($112,23 \pm 37,29 \text{ mg.L}^{-1}$ e $26,13 \pm 28,52 \text{ mg.L}^{-1}$) e fase 3 ($1239,78 \pm 174,25 \text{ mg.L}^{-1}$ e $308,05 \pm 47,05 \text{ mg.L}^{-1}$).

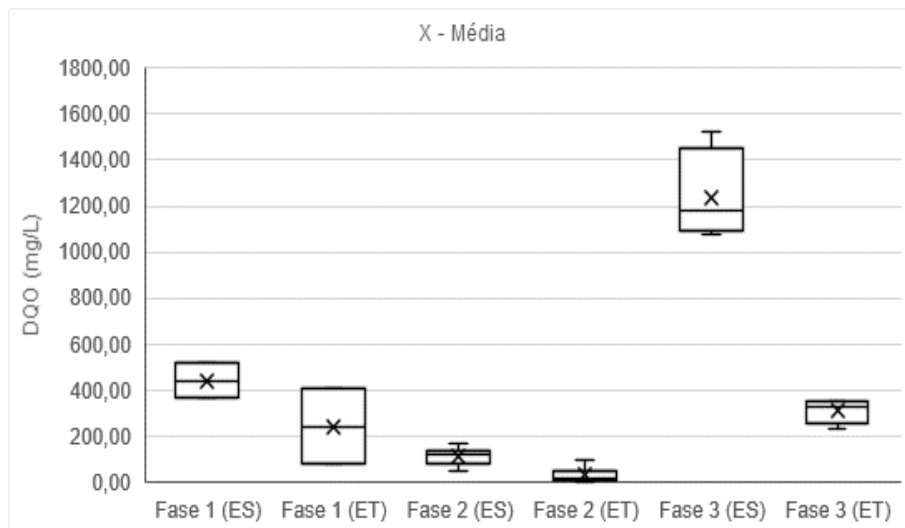


Figura 4 - Monitoramento da DQO em T 0 h e T 168 h.
Fonte: Autor, 2020.

Na Fig. 5 é apresentada a concentração afluente, efluente e taxa de remoção de DQO em todas as semanas. As maiores remoções de DQO foram observadas nas semanas 4 a 8, em que a concentração do efluente bruto era baixa e a remoção chegou a quase 100%. Na fase 1, período em que os micro-organismos estão se adaptando e atu-

ando na formação do biofilme, a concentração de DQO é superior a 365 mg.L^{-1} , e acontece o período de maior instabilidade na remoção. Na fase 2, a partir da semana 3, a concentração inicial de DQO é de $52,84 \text{ mg.L}^{-1}$ e a eficiência de remoção é de apenas 36,60%. No entanto, entre as semanas 4 e 9 o sistema apresenta eficiências supe-

riores a 75% e próximas a 99%. Também é nessa fase que as concentrações de DQO no esgoto bruto são menores, com flutuação entre 49,51 e 168,12 mg.L⁻¹. Na fase 3, com a adição da sacrose, as concentrações de DQO flutuaram entre

1.078,33 e 1.526,52 mg.L⁻¹, o sistema apresenta remoção crescente de DQO de 68,69% até alcançar 85,01%, indicando que existiam boas condições de oxigênio no meio, capaz de promover a oxidação da matéria orgânica.

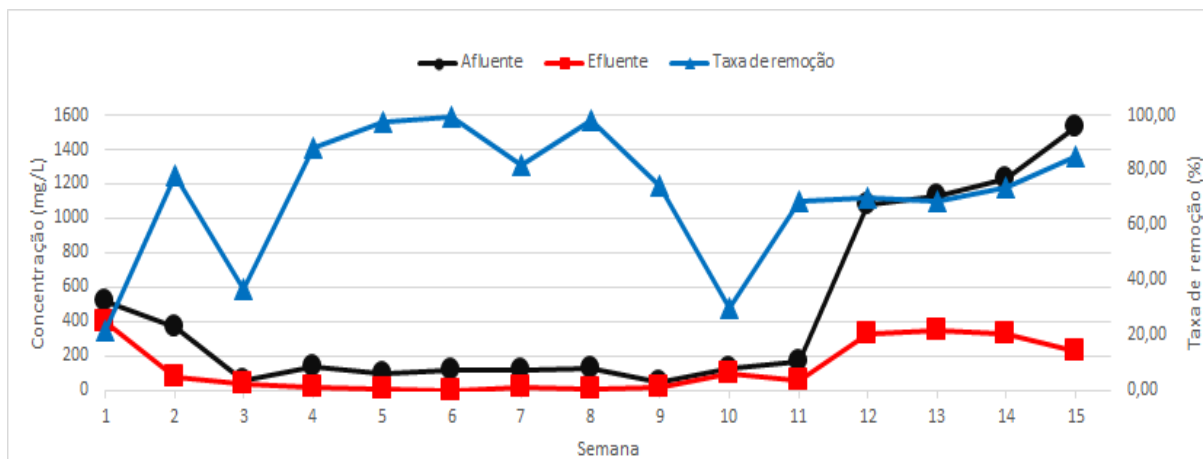


Figura 5 - Concentração afluente, efluente e taxa de remoção de DQO ao longo do tratamento.

Fonte: Autor, 2020.

Compreende-se que, quando a concentração de matéria orgânica é alta, é necessário mais oxigênio para que os micro-organismos possam degradá-la. Mesmo com um TR de 7 dias e o meio suporte adotado com porosidade de 71,40%, foi possível manter oxigênio dissolvido no meio suficiente para atuar na remoção de DQO e também para a oxidação da amônia.

O oxigênio dissolvido é fator limitante para que os micro-organismos aeróbios possam promover a degradação da matéria orgânica. A estratégia de alimentação do FBA1 foi essencial no aporte de oxigênio para o meio, visto que a alimentação vertical e a distância (30,00 cm) entre os tubos de alimentação e a superfície do meio suporte otimizaram o aporte de oxigênio.

Shin et al. (2020) relatam que o crescimento de bactérias heterotróficas para a eliminação de matéria orgânica nos processos biológicos de

tratamento de águas residuais requer um período adequado de adaptação, sendo difícil a remoção dos orgânicos durante um curto TR. A eficiência baixa na primeira semana se deve à adaptação e ao aumento da quantidade de micro-organismos capazes de utilizar o oxigênio para degradar a matéria orgânica.

O presente estudo apresentou elevada remoção de DQO, superior a 98% quando alimentado com efluente com baixa concentração, e remoção de 85% quando submetido a alta concentração. Vista a simplicidade de funcionamento (alimentação única semanal e TR de 7 dias) e do meio suporte usado no filtro, considera-se o resultado como satisfatório.

Dong et al. (2020), tratando esgoto doméstico sintético em filtro biológico com meio suporte de cerâmica porosa preparado com ferro e alto teor de silício, obtiveram remoção de 91% de DQO.

3.2.3 Nitrogênio amoniacal

Na Fig. 6 é apresentado o monitoramento da amônia em T 0 h e T 168 h nas fases 1, 2 e 3. As concentrações médias obtidas para o esgoto sin-

tético (ES) e efluente tratado (ET) foram: fase 1 ($1,77 \pm 0,11 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,41 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$), fase 2 ($1,94 \pm 0,21 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,36 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$) e fase 3 ($1,56 \pm 0,22 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,47 \pm 0,10 \text{ mg.L}^{-1}$).

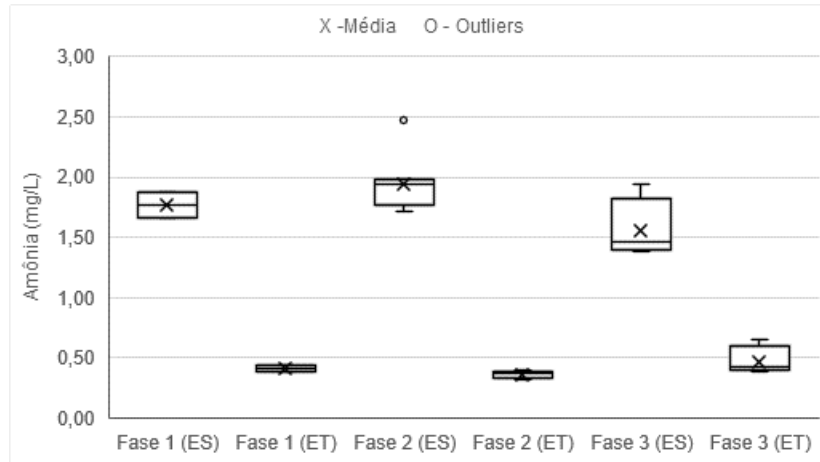


Figura 6 - Monitoramento da amônia em T 0 h e T 168 h.

Fonte: Autor, 2020.

De acordo com Von Sperling (2005), para pH abaixo de 8,0, a espécie predominante no meio é o nitrogênio amoniacal ionizado (N-NH_4^+). Como o pH verificado está sempre abaixo da neutralidade (pH 7,0), a forma predominante era o íon amônio.

Na Fig. 7 é apresentado o desempenho de remoção de amônia ao longo das 15 semanas. A eficiência de remoção foi estável, flutuando entre

73,03% e 86,64%. Apenas na semana 14 foi verificada queda na eficiência (56,96%), justamente quando a DQO era maior que 1.000 mg.L^{-1} .

O mecanismo que pode justificar a remoção da amônia é a nitrificação — que converte amônia em nitrito — e, posteriormente, a nitratação — que converte nitrito em nitrato (processo conhecido como nitrificação) e ocorre em condições aeróbias.

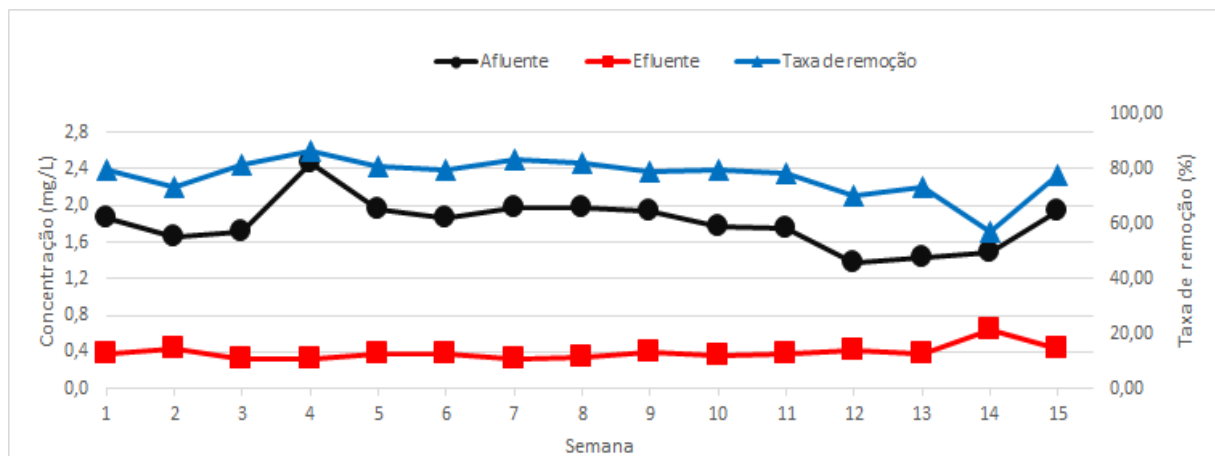


Figura 7 - Remoção de amônia ao longo do tratamento.

Fonte: Autor, 2020.

No processo de nitrificação, a amônia é oxidada a nitrito e a nitrato, desde que exista oxigênio suficiente para mediar esse processo. Entende-se que a redução da amônia é essencial para a nitrificação, sem oxigênio para oxidar amônia o processo se torna inviável e o oxigênio será utilizado prioritariamente para a degradação da matéria orgânica carbonácea.

3.2.4 Fósforo total

Na Fig. 8 é apresentado o monitoramento do fósforo total em T 0 h e T 168 h nas fases 1, 2 e 3. As concentrações médias para o esgoto sintético (ES) e efluente tratado (ET) foram: fase 1 ($0,78 \pm 0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,38 \pm 0,24 \text{ mg.L}^{-1}$), fase 2 ($1,19 \pm 0,32 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,50 \pm 0,13 \text{ mg.L}^{-1}$) e fase 3 ($1,10 \pm 0,20 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,37 \pm 0,02 \text{ mg.L}^{-1}$).

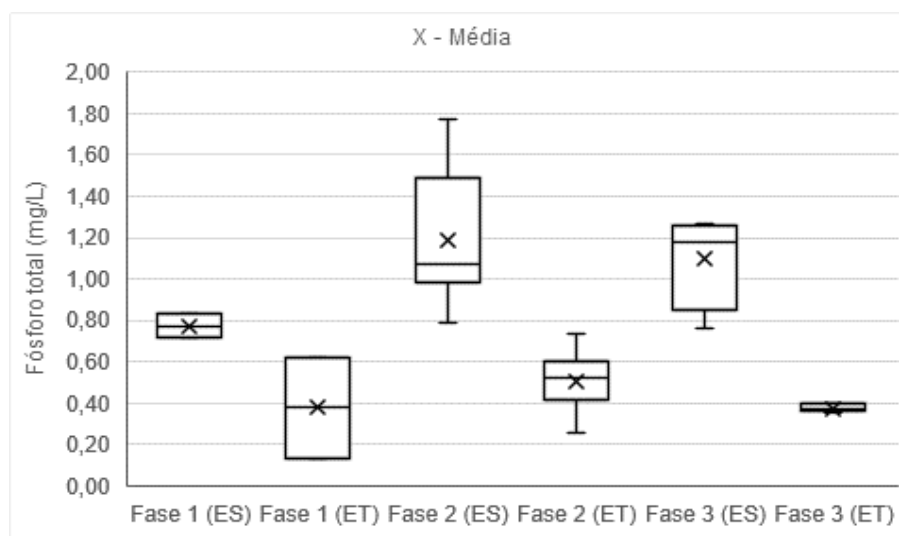


Figura 8 - Monitoramento de fósforo em T 0 h e T 168 h.

Fonte: Autor, 2020.

Conforme apresentado, os níveis de fósforo após o tratamento estão acima de $0,13 \text{ mg.L}^{-1}$. Segundo Von Sperling (2005), concentrações de fósforo acima de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ podem causar eutrofização em corpos hídricos. Wang et al. (2016b) são menos restritivos e enfatizam que apenas concentrações acima de $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ podem causar eutrofização.

As semanas de operação que apresentaram maior remoção de fósforo foram as semanas 1 e 9, 84,06% e 85,23%, respectivamente. Na Fig. 9 estão apresentadas as concentrações de entrada e saída de fósforo no FBA1, bem como a taxa de remoção (%). Porém, o filtro também apresentou picos de baixa remoção nas semanas 2, 5, 6, 7 e 12. Nas demais semanas mantiveram-se eficiências superiores a 50%.

Ávila et al. (2019) enfatizam que a redução na concentração de fósforo se deve principalmente aos processos de adsorção no meio suporte, possivelmente à precipitação química, mineralização, fragmentação e lixiviação.

Arenhart (2019) relata que a adsorção é um método promissor na remoção de fosfatos, para esgotos com baixas concentrações, devido à baixa produção de lodo, fácil operação e alta eficiência. Por isso, a remoção de fosfato usando adsorventes que possuam em sua composição química óxidos de alumínio e de ferro, silicatos mesoporosos, lama vermelha e lodo de estação de tratamento de água (ETA) contendo alumínio, tem sido pesquisado.

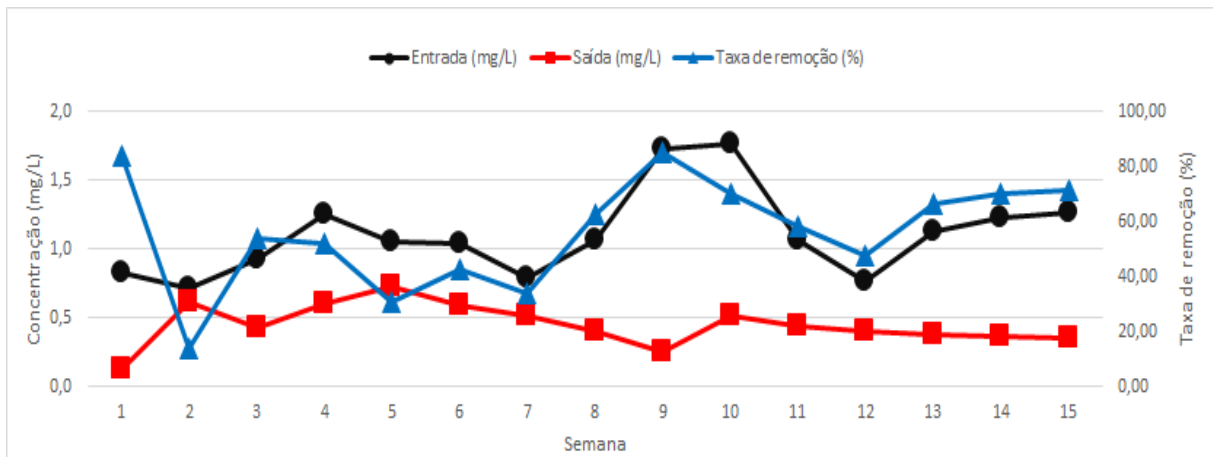


Figura 9 - Concentrações de entrada e saída taxa de remoção (%) de fósforo no FBA1 longo do tratamento.
Fonte: Autor, 2020.

Chen et al. (2015) desenvolveram um filtro biológico de aeração artificial, de fluxo ascendente e preenchido com partículas de concreto de alta porosidade (89,20%). Essas partículas possuem em sua composição química óxido de silício (44,80%), óxido de cálcio (25,00%), óxido de alumínio (16,00%) e óxido de ferro (4,16%). O filtro operou com concentrações de fosfato variando entre 0,50 e 0,60 mg.L⁻¹. O sistema alcançou eficiência de remoção de fosfato entre 75,80 e 91,30% em 40 dias de monitoramento. Os autores explicam que o mecanismo de remoção de fosfato envolveu um efeito combinado de adsorção física (fisissorção), química (quimissorção) e degradação microbiana.

Cartaxo e Esmeraldo (2016), estudando a composição química da cerâmica vermelha, basicamente argila, usada para a fabricação de blocos cerâmicos no município do Crato/Ceará, obtiveram os percentuais de 60,14 a 67,44% para SiO₂, 23,17 a 25,44% para Al₂O₃, 2,80 a 7,40% para Fe₂O₃, e 0,38 a 0,98% para CaO. Lima (2009) também realizou estudo da composição química da cerâmica vermelha de argila extraída de jazidas em Russas/Ceará e obteve de 62,02 a 64,80% para SiO₂, de 15,88 a 16,22% de Al₂O₃, e de 5,05 a 5,96% de Fe₂O₃. Wang et al. (2016a) afirma que materiais constituídos por óxidos de

alumínio, ferro e cálcio possuem capacidade de adsorção notável para fósforo.

Portanto, acredita-se que a composição química da argila utilizada para fabricar o bloco cerâmico usado como meio suporte nesta pesquisa é similar aos percentuais e compostos químicos obtidos nos estudos de Cartaxo, Esmeraldo e Lima. Villar et al. (2010) afirmam que o fósforo tem grande interação com os óxidos de Ferro e Alumínio, podendo ser adsorvido ao meio suporte que tenha em sua composição esses elementos. Porém, os autores enfatizam que a adsorção do fósforo ainda é um processo complexo e ainda demanda mais estudos.

Gao e Ma (2020), testando um FBA preenchido com material cerâmico e areia, alcançaram eficiência de remoção de fósforo de 97,99%. Os autores justificam a alta eficiência devido à adsorção e aos organismos acumuladores de fosfato, que se desenvolvem em condições anaeróbias.

Wang et al. (2016a) avaliou a capacidade de adsorção de três resíduos da indústria (cinzas, lama vermelha e resíduos de ETA contendo ferro e alumínio) tratados com cloreto de ferro III e ácido clorídrico, comparados com zeólita e diatomita. O estudo revelou que a capacidade de adsorção obedeceu à seguinte ordem: resíduos de

ETA>lama vermelha>cinzas>zeólita> diatomita. Os autores também estudaram o efeito do pH e da matéria orgânica na adsorção do fósforo. Eles explicam que quando se aumenta o pH até chegar à neutralidade, a adsorção alcança limite máximo. Após ultrapassar a neutralidade, o material perde sua capacidade adsorviva consideravelmente. A adsorção do fósforo está fortemente relacionada ao pH, sendo a espécie $H_2PO_4^-$ a forma mais adsorvida em pH de 2,0 a 7,0. Referente ao efeito da matéria orgânica, os autores enfatizam que a eficiência de adsorção de fos-

fato foi aprimorada após a adição de matéria orgânica na solução. Porém, Lüring et al. (2014) explicam que a matéria orgânica também pode competir com os íons fosfato pelos sítios ativos do adsorvente.

3.2.5 Eficiência global de tratamento

Na Tabela 3 são apresentadas as eficiências médias de remoção de poluentes alcançadas por fase de monitoramento para os parâmetros amônia, fósforo total e amônia.

Tabela 3 - Eficiência média de remoção de poluentes alcançada.

Parâmetros	Fase	Unidade	Efluente bruto	Efluente tratado	Eficiência (%)	Desvio padrão (%)
Amônia	1	mg.L ⁻¹	1,77	0,41	76,87	3,18
	2		1,94	0,36	81,50	2,46
	3		1,56	0,47	69,97	7,70
Fósforo Total	1	mg.L ⁻¹	0,78	0,38	51,47	35,09
	2		1,19	0,50	57,97	16,34
	3		1,10	0,37	65,92	9,77
DQO	1	mg.L ⁻¹	439,57	241,04	45,16	28,11
	2		112,23	26,13	76,72	24,60
	3		1239,78	308,05	75,15	6,44

Fonte: Autor, 2020.

Os resultados obtidos na remoção de amônia demonstram que o filtro proposto possui capacidade de remover nitrogênio amoniacal, visto que foram obtidas remoções médias de $76,87 \pm 3,18\%$ (fase 1), $81,50 \pm 2,46\%$ (fase 2) e $69,97 \pm 7,70\%$ (fase 3).

Na fase 2, quando a DQO é inferior a 200 mg.L^{-1} , a eficiência de remoção de amônia alcança o melhor resultado: $81,50 \pm 2,46\%$. No entanto, na fase 3, quando a DQO é superior a 1.000 mg.L^{-1} , o sistema apresenta a menor remoção durante todo o estudo: $69,97 \pm 7,77\%$ de amônia.

Devido à adição do açúcar na fase 3, com objetivo de aumentar a concentração de matéria orgânica, foi verificada redução da eficiência média de remoção de amônia. Essa redução é motivada pela competição por oxigênio entre as bactérias

oxidativas de matéria orgânica e as bactérias nitrificantes responsáveis pela nitrificação. Zheng et al. (2019) explicam que a utilização de oxigênio dissolvido para a oxidação da matéria orgânica é prioritária sobre a nitrificação. Hellal et al. (2019) relatam que ao aumentar a taxa de carga orgânica de $1,77$ para $2,90 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ houve redução significativa de remoção amônia de $88,00\%$ para $75,00\%$. Já Peng et al. (2020), ao pesquisar a remoção de nitrogênio, com alta concentração de amônia, em um filtro aerado preenchido com cerâmica e lodo com alto teor de alumínio, alcançaram eficiência de remoção de amônia de $95,80\%$.

No que se refere ao comportamento da concentração de fósforo total nas fases de tratamento, os resultados revelam melhora crescente na eficiência de remoção média deste parâmetro, sen-

do na fase 1 $51,47 \pm 35,09\%$, na fase 2 $57,97 \pm 16,34\%$ e na fase 3 $65,9 \pm 9,77\%$.

Foi constatado que a adição da sacarose melhorou a eficiência de remoção desse poluente na fase 2 ($57,97 \pm 16,34\%$) e na fase 3 ($65,9 \pm 9,77\%$). Metcalfy e Eddy (2016) explicam que para ocorrer a remoção de fósforo total por remoção biológica é necessário haver matéria orgânica no meio para obter condições ambientais favoráveis para o desenvolvimento de micro-organismos acumuladores de fósforo. Esses micro-organismos se desenvolvem em zonas anaeróbias, retirando o fósforo da massa líquida. Para De Kreuk et al. (2005), os organismos acumuladores de fósforo (OAF) têm alto poder de liberar fosfato em ambiente anaeróbio, zonas mais profundas onde se encontra o lodo, ao utilizar material orgânico solúvel do meio na forma de biopolímeros com amido, celulose, proteínas e outros. Os OAF absorvem quantidades consideráveis de fósforo do meio líquido e, ao remover o lodo biológico formado nos reatores, removem também o fósforo.

Logo, a adição de matéria orgânica favorece a remoção biológica do fósforo, mas pode também competir com os íons fosfato pela sorção no meio suporte usado como adsorvente reduzindo, então, a adsorção do fósforo (LÜRLING ET AL., 2014).

Para a DQO, com a adição de açúcar no FBA1 no início da fase 3, a eficiência de remoção reduz-se a $76,72 \pm 24,60\%$ na fase 2 e $75,15 \pm 6,44\%$ na fase 3. Simultaneamente, a remoção de nitrogênio amoniacal cai para $81,50 \pm 2,46\%$ na fase 2 e $69,97 \pm 7,70\%$ na fase 3. Conclui-se que a adição de sacarose inibiu a remoção da amônia.

Chang et al. (2019) explicam que o aumento da concentração de DQO inibe a remoção da amônia, porém melhora a remoção do nitrogênio total devido ao aumento de doadores de elétrons no meio. Wang et al. (2019) relatam que taxas de

DQO/N baixas favorecem o processo de oxidação da amônia a nitrato, enquanto taxas altas favorecem a desnitrificação.

Rehman et al. (2020), avaliando o tratamento de esgoto doméstico com filtro biológico aerado preenchido com brita, alimentando o sistema por gotejamento para aumentar a concentração de O₂ no meio, alcançaram eficiência de remoção de DQO (70,90%) e fosfato (81,80%). Os autores enfatizam que a remoção de poluentes depende de vários fatores como o tempo em que o esgoto fica dentro do reator, o tipo de meio suporte, o fluxo hidráulico, comunidade microbiana, etc.

4 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos nas amostragens (T 0 h, T 48 h, T 72 h e T 168 h), das 15 semanas de operação, revelam que:

A remoção de DQO alcançou $45,16 \pm 28,11\%$ (fase 1), $76,72 \pm 24,60\%$ (fase 2) e $75,15 \pm 6,44\%$ (fase 3). Os principais mecanismos de remoção de DQO foram a degradação microbiológica aeróbia na região mais próxima da superfície do filtro e degradação anaeróbia ou anóxica na região de fundo do reator, visto que o meio suporte estava saturado.

Quanto à remoção de amônia, o sistema atingiu $76,87 \pm 3,18\%$ (fase 1), $81,50 \pm 2,46\%$ (fase 2) e $69,97 \pm 7,70\%$ (fase 3). O mecanismo que pode justificar a eficiência de remoção da amônia, a nitrificação que ocorre em condições aeróbias.

Para o fósforo total, observando o desempenho por fase de operação identificamos eficiências superiores a 50,00% na fase 1 ($51,47 \pm 35,09\%$), na fase 2 ($57,97 \pm 16,34\%$) e na fase 3 ($65,92 \pm 9,77\%$). A remoção do fósforo deve-se principalmente à adsorção desse elemento ao bloco cerâmico em teste e a organismos acumuladores de fosfato.

5 AGRADECIMENTOS:

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Os autores agradecem ao Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Sergipe (UFS) e ao Laboratório de Saneamento Ambiental do Instituto Federal de Sergipe (IFS), agradecem também à Companhia de Saneamento de Sergipe (DESO).

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Daniel Moureira Fontes Lima, Florilda Vieira da Silva e Luisa Maria Horta Maia; **Metodologia:** Camila Figueredo Miranda, Daniel Moureira Fontes Lima e Luisa Maria Horta Maia; **Investigação:** Dayane Oliveira Santos Melo e Giovana Nunes Wesz; **Redação – Primeira versão:** Luisa Maria Horta Maia; **Revisão & Edição:** Daniel Moureira Fontes Lima e Luisa Maria Horta Maia; **Supervisão:** Daniel Moureira Fontes Lima

7 FONTE DE FINANCIAMENTO

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

8 REFERÊNCIAS

ABED, S. N.; MIKLAS, S. Chemical simulation of greywater, **Environmental Technology**, <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1123301>, 2016.

ABDELHAKHEEM, S. G.; ABOULROOS, S. A.; KAMEL, M. M. Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. **Journal of Advanced Research**, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jare.2015.12.002>.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, twenty-third ed. American Public Health Association, Washington DC, USA, 2017.

ARENHART, B. **Avaliação do potencial de remoção de fósforo de efluentes a partir da utilização de lodo de ETA rico em**

alumínio como adsorvente. 2019. 65 f. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. 2019.

ÁVILA, F. G.; CHAVEZ, J. P.; CHIMBO, F. Z.; MOSCOSO, S. D.; PINO, L. F.; ANASZCO, A. A. Performance of Phragmites Australis and Cyperus Papyrus in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed Wetlands. **International Soil and Water Conservation Research**, 7, 286 – 296. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.04.001>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. 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**. Brasília, DF, 2011.

CARRA, I.; SÁNCHEZ PÉREZ, J.A.; MALATO, S.; AUTIN, O.; JEFFERSON, B.; JARVIS, P. Performance of different advanced oxidation processes for tertiary wastewater treatment to remove the pesticide acetamiprid, **J. Chem. Technol. Biotechnol.** 91, 72–81, 2016. <https://doi.org/10.1002/jctb.4577>.

CARTACHO, A.; ESMERALDO, A. Estudo de matérias-primas utilizadas em cerâmica vermelha do município de Crato – Ce. In: Encontro Nacional de Estudantes de Engenharia Metalúrgica, de Materiais e de Minas. **Anais...** 2016.

CHANG, M.; WANG, Y.; PAN, Y.; ZHANG, K.; LYU, L.; WANG, M.; ZHU, T. Nitrogen removal from wastewater via simultaneous nitrification and denitrification using a biological folded non-aerated filter. **Bioresource Technology**, 289, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121696>

CHEN, H.; JIN, W.; LIANG, Z.; ABOMOHRRA, A.E.F.; ZHOU, X.; TU, R.; HAN, S. Abundance and diversity of ammonia-oxidizing archaea in a biological aerated filter process. **Ann. Microbiol.** 67, 405–416, 2015. <https://doi.org/10.1007/s13213-017-1272-4>.

COLEMAN, J.; HENCH, K.; GARBUTT, K.; SEXTONE, A.; BISSONNETTE, G.; SKOUSEN, J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. **Water, Air, and Soil Pollution**, 128, 283 - 295. 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1010336703606>.

CUI, B.; YANG, Q. ZHANG, Y.; LIU, X.; WU, W.; LI, J. Improving nitrogen removal in biological aeration filter for domestic sewage treatment via adjusting microbial community structure. **Bioresource Technology**, 293, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122006>

DABROWSKI, W.; KAROLINCZAK, B.; GAJEWSKA, M.; WOJCIECHOWSKA, E. Application of subsurface vertical flow constructed wetlands to reject water treatment in dairy wastewater treatment plant. **Environmental Technology**, 38(2), 175 - 182. 2017. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1262459>.

DE KREUK, M.K.; HEIJNEN, J.J.; VAN LOOSDRECHT, M.C. (2005) Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic

- granular sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 90, n. 6, p. 761–769. <https://doi.org/10.1002/bit.20470>
- DONG, J.; WANG, Y.; WANG, L.; WANG, S.; LIA, S.; DING, Y. The performance of porous ceramsites in a biological aerated filter for organic wastewater treatment and simulation analysis. **Journal of Water Process Engineering**, 34, 2020. <https://doi.org/10.3390/w10091244>
- GAO, H.; MA, C. Practical application of domestic sewage in a new compound Biological filter. **IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.** 450, 2020.
- HELLAL, M. S.; ABOU-ELELA, S.; ALY, O. Potential of using nonwoven polyester fabric (NWPF) as a packing media in multistage passively aerated biological filter for municipal wastewater treatment. **Water and Environment Journal**. 1–12. 2019. <https://doi.org/10.1111/wej.12458>
- IBRAHIM, S.; EL-LIETHY, M.; ABIA, A.; ABDEL-GABBAR, M.; ZANATY, A.; KAMEL, M. Design of a bioaugmented multistage biofilter for accelerated municipal wastewater treatment and deactivation of pathogenic microorganisms. **Science of the Total Environment** 703, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134786>
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5ª Ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- LI, Y.; GUOA, J.; LI, H.; SONG, Y.; CHEN, Z.; LU, C.; HANA, Y.; HOU, Y. Effect of dissolved oxygen on simultaneous removal of ammonia, nitrate and phosphorus via biological aerated filter with sulfur and pyrite as composite fillers. **Bioresource Technology**, 296, 2020.
- LIMA, R. **Estudo de formulação de massas através do controle da mistura: argilas aluvionares do pólo cerâmico de russas-ceará**. 2009. 118 f. Tese (Pós-Graduação em Geologia Regional), Universidade Estadual Paulista, 2009.
- LÜRLING, M.; WAAJEN, G.; VAN OOSTERHOUT, F. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. **Water Res.** 54, 78–88. 2014.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. Amgh Editora. 5ª Ed., 1980p, 2016.
- MOREIRA, F.C.; SOLER, J.; ALPENDURADA, M.; BOAVENTURA, R.; BRILLAS, E.; VILAR, V. Tertiary treatment of a municipal wastewater toward pharmaceuticals removal by chemical and electrochemical advanced oxidation processes. **Water Res.** 105, 251–263, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.036>.
- NANES, M. B. **Influência da amônia livre na nitrificação parcial em reatores em série anaeróbio e aeróbio**. 2017. 84 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2017.
- OLIVEIRA, L. D. **Avaliação do processo de nitrificação em um filtro biológico aerado submerso alimentado com efluente de ralf**. 2012. 100 f. Dissertação (Programa de Pós- Graduação em Engenharia Urbana), Maringá-Pr. Universidade Estadual de Maringá. 2012.
- PAREDES, D.; KUSCHK, P.; MBWETTE, T. S.; STANGE, F.; MÜLLER, R. A.; KOSER, H. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – a review. **Engineering in Life Science**, 7(1), 13 – 25. 2007. <https://doi.org/10.1002/elsc.200620170>.
- PENG, F.; YUEXIANG GAO; XIANG ZHU; QINGQING PANG; LONGMIAN WANG; WENWEN XU; JIANGHUA YU; PENGCHENG GAO; JINGXIAN HUANG; YIBIN CUI. Removal of High-Strength Ammonia Nitrogen in Biofilters: Nitrifying Bacterial Community Compositions and Their Effects on Nitrogen Transformation. **Water**, 12, 712. 2020. <https://doi.org/10.3390/w12030712>
- REHMAN, A.; AYUB, N.; NAZ, I.; PERVEEN, I.; AHMED, S. Effects of Hydraulic Retention Time (HRT) on the Performance of a Pilot-Scale Trickling Filter System Treating Low-Strength Domestic Wastewater. **Pol. J. Environ. Stud.** Vol. 29, No. 1, 249–259. 2020. <https://doi.org/10.15244/pjoes/98998>
- SHIN, H. S.; KIM, W. Y.; SON, D. J.; HONG, K. H. Performance Assessment of a Combined System Using a Biological Aerated Filter and Electro-coagulation for Advanced Wastewater Treatment. **Int. J. Electrochem. Sci.**, 15, 4481 – 4493, 2020. <https://doi.org/10.20964/2020.05.68>
- SON, D.J.; KIM, W. Y.; JUNG, B. R.; CHANG, D.; HONG, K. H. Pilot-scale anoxic/aerobic biofilter system combined with chemical precipitation for tertiary treatment of wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, 35, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101224>
- TAESOPAPONG, S.; RATANATAMSKUL, C. Innovative Eco Biofilter/ Membrane Bioreactor (MBR) Technology for Community Wastewater Recycling. **IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.** 427. 2020.
- TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; and STENSEL, H. D.. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**, 4th ed., Metcalf and Eddy, Inc., McGraw – hill Book Company, New York, 2003.
- THALLA, A.K., DEVATHA, C.P., ANAGH, K.; SONY, E. Performance evaluation of horizontal and vertical flow constructed wetlands as tertiary treatment option for secondary effluents. **Appl Water Sci**, 9, 147, 2019. <https://doi.org/10.1007/s13201019-1014-9>
- VILAR, C.; COSTA, A.; HOEPERS, A.; SOUZA JÚNIOR, I. Capacidade máxima de adsorção de fósforo relacionada a formas de ferro e alumínio em solos subtropicais. **R. Bras. Ci. Solo**, 34:1059–1068, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000400006>
- VON SPERLING, M. **Princípios básicos de tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-DESA - UFMG - 211p, 2005.

WANG, X., TIAN, Y., LIU, H., ZHAO, X., WU, Q. Effects of influent COD/TN ratio on nitrogen removal in integrated constructed wetland-microbial fuel cell systems. **Bioresour. Technol.** 271, 492–495, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.039>

WANG, Y.; YU, Y.; LI, H.; SHEN, C. Comparison study of phosphorus adsorption on different waste solids: Fly ash, red mud and ferric-alum water treatment residues. **J Environ Sci**, 50, 79–86, 2016a. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.04.025>

WANG, D.; CHEN, N.; YU, Y.; HU, W.; FENG, C. Investigation on the adsorption of phosphorus by Fe-loaded ceramic adsorbent. **Journal of Colloid and Interface Science**, 464, 277–284, 2016b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jcis.2015.11.039>

ZHANG, D. Q; JINADASA, K; GERSBERG, R. M; LIU, Y; JERN Ng, W; TAN, S. K. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - a review of recent developments (2000-2013). **Journal of Environmental Management**, 141, 116 - 131. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.015>

ZHENG, X.; ZHUANG, L-L.; ZHANG, J.; LI, X.; ZAO, Q.; SONG, X.; DONG, C.; LIAO, J. Advanced oxygenation efficiency and purification of wastewater using a constant partially unsaturated scheme in column experiments simulating vertical subsurface flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135480>.

Agradecemos a todos os revisores, que avaliaram as submissões processadas no ano de 2022 da Revista DAE. Somos profundamente gratos a todos eles, que voluntariamente e anonimamente gastaram seu precioso tempo para apoiar a revista e contribuíram imensamente para a qualidade dos artigos publicados. Agradecemos o seu trabalho profissional e excelente produto.

Lista de Revisores *ad hoc* que avaliaram artigos no ano de 2022.

Adalberto Francisco Chagas

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Adalberto Pandolfo

UPF - Universidade de Passo Fundo

Ademir Paceli Barbassa

UFSCar - Universidade Federal de São Carlos

Adilson Nunes Fernandes

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Adolpho Jose Melfi

USP - Universidade de São Paulo - Campus Piracicaba - Instituto de Energia e Ambiente

Adriane Martins de Freitas

UTFPR - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Adriano Luiz Tonetti

Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

Adrianus Van Haandel

UFCG - Universidade Federal de Campina Grande

Afonso Augusto Magalhães de Araujo

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Afonso de Moraes Paiva

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Airton Checoni Davi

Unip - Universidade Paulista

Alberto Carlos de Campos Bernardi

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Pecuária Sudeste)

Alberto de Freitas

Castro Fonseca

Ufop - Universidade Federal de Ouro Preto

Alberto Luiz Francato

Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

Alceu Galvão

Arcece - Agência Reguladora do Estado do Ceará

Alcione Aparecida de

Almeida Alves

UFFS - Universidade Federal da Fronteira Sul

Aldo Pacheco Ferreira

Fundação Oswaldo Cruz - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca

Aldre Jorge Morais Barros

UFCG - Universidade Federal de Campina Grande

Alessandra Pereira da Silva

Unifesp - Universidade Federal de São Paulo

Alexander Turra

USP - Universidade de São Paulo

Alexandra Franciscatto

Penteado Sampaio

Unisantia - Universidade Santa Cecília

Alexandre Argondizo

Unifesp - Universidade Federal de São Paulo

Alexandre Barin

UFSM - Universidade Federal de Santa Maria

Alexandre Beluco

UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Alfredo Akira

Ohnuma Jr

UERJ - Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Aline Maria Novack

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Aline Pimentel Gomes

UPF - Universidade Passo Fundo

Aline Sarmiento Procópio

UFJF - Universidade Federal de Juiz de Fora

Aline Silva

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

Alisson Gomes Moraes

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Allan Saddi Arnesen

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Alteredo Oliveira Cutrim

Consultor

Alvaro L. G. Cantanhede

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Amanda Finger

UFMT - Universidade Federal de Mato Grosso

Amarilis Lucia Casteli

Figueiredo Gallardo

EPUSP - Escola
Politécnica da USP

Ana Augusta

Passos Rezende

UFV - Universidade Federal
de Viçosa

Ana Lucia Silva

Sabesp - Companhia de
Saneamento Básico do
Estado de São Paulo

Ana Luiza Borges

IPH - Instituto de Pesquisas
Hidráulicas - Universidade
Federal do Rio Grande do Sul

Ana Silvia Santos

UERJ - Universidade do Estado
do Rio de Janeiro

Ana Tavares da Mata

Escola Superior de Tecnologia
de Setúbal do Instituto
Politécnico de Setúbal - Portugal

Anapatrícia Morales Vilha

UFABC - Universidade Federal
do ABC

André Bezerra dos Santos

UFC - Universidade
Federal do Ceará

André Felipe de Melo

Sales Santos

UFRPE - Universidade Federal
Rural de Pernambuco

Andre Lermontov

Grupo Águas do Brasil

André Luis Brasil Cavalcante

UnB - Universidade de Brasília -
Faculdade de Tecnologia

André Luis de Sá Salomão

UERJ - Universidade
do Estado do Rio de Janeiro

André Luis Sotero

Salustiano Martim
Unicamp - Universidade
Estadual de Campinas

André Luiz de Oliveira

UFU - Universidade Federal de
Uberlândia

André Pereira Rosa

UFV - Universidade Federal
de Viçosa

André Schramm Brandão

UFC - Universidade Federal
do Ceará

Angela Di Bernardo Dantas

Unaerp - Universidade de
Ribeirão Preto

Angela Teresa Costa Sales

UFS - Universidade
Federal de Sergipe

Angélica dos Santos Silva

ITA - Divisão de Engenharia
Civil Instituto Tecnológico de
Aeronáutica

Anna Kelly Moreira

IFPI - Instituto Federal
do Piauí

**Anna Silvia Palcheco
Peixoto**

Unesp - Universidade
Estadual Paulista Júlio de
Mesquita Filho

Antonio Carlos Zuffo

Unicamp - Universidade
Estadual de Campinas

Antônio Domingues Benetti

UFRGS - Universidade
Federal do Rio Grande do Sul

**Antonio Eduardo Bezerra
Cabral**

UFC - Universidade Federal
do Ceará

Antonio Idivan Vieira Nunes

UFC - Universidade Federal
do Ceará

Antonio Marozzi Righetto

UFRN - Universidade Federal
do Rio Grande do Norte

Ariovaldo José da Silva

Unicamp - Universidade
Estadual de Campinas

Ariuska Karla

Barbosa Amorim

UnB - Universidade
de Brasília

Armando Borges de

Castilho Junior

UFSC - Universidade
Federal de Santa Catarina

Artur de Jesus Motheo

USP - Universidade de
São Paulo

Asher Kiperstok

UFBA - Universidade
Federal da Bahia

Barbara Chaves Aguiar Barbosa

IFMA - Instituto Federal de
Educação, Ciência e Tecnologia
do Maranhão

Barbara Zanicotti

Leite Ross

Sanepar - Companhia de
Saneamento do Paraná

Beatriz Couto Ribeiro

Unicamp - Universidade
Estadual de Campinas

Beatriz Monte Serrat

UFPR - Universidade Federal
do Paraná (aposentada)

Beatriz Susana Ovruski

de Ceballos

UEPB - Universidade
Estadual da Paraíba

Benemar Movikawa Tarifa

Sabesp - Companhia de
Saneamento Básico do Estado
de São Paulo

Bernardo Arantes do

Nascimento Teixeira

UFSCar - Universidade Federal
de São Carlos

Bruno Sidnei da Silva

Sabesp - Companhia de
Saneamento Básico do
Estado de São Paulo

Cali Laguna Achon

UFSCar - Universidade
Federal de São Carlos

Camilo Michalka Junior

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Carla Bastos Vidal

UFC - Universidade Federal do Ceará

Carla Grazieli Azevedo da Silva

UFMT - Universidade Federal de Mato Grosso

Carla Regina Costa

UFTM - Universidade Federal do Triângulo Mineiro

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

Carlos Augusto França Schettini

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco - Centro de Tecnologia

Carlos de Oliveira Galvão

UFCG - Universidade Federal de Campina Grande

Carlos Fernandes de Medeiros Filho

UFCG - Universidade Federal de Campina Grande

Carlos Renato Marmo

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Pecuária Sudeste)

Carmem Lucia Moreira Gadelha

UFPB - Universidade Federal da Paraíba

Cassio Hamilton Abreu Junior

Cena/USP - Centro de Energia Nuclear na Agricultura

Célia Regina Granhen Tavares

UEM - Universidade Estadual de Maringá

Celia Regina Montes

USP - Universidade de São Paulo

Celso Romanel

PUC - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro

César Rossas Mota Filho

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

Claudia Borges Paraizo

Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca - Fiocruz

Claudio Ribeiro Lucinda

USP - Universidade de São Paulo

Claudio Roberto de Freitas Pacheco

EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Conceição da Maria

Albuquerque Alves

UnB - Universidade de Brasília

Cristiane Yumi Koga Ito

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Cristiano das Neves Almeida

UFPB - Departamento de Engenharia Civil

Cristina Filomena Paschoalato

Unaerp - Universidade de Ribeirão Preto

Cristina Souza Freire Nordi

Unifesp - Universidade Federal de São Paulo

Cyro Bernardes Junior

AMBCONSULT Ltda.

Daniel Costa dos Santos

UFPR - Universidade Federal do Paraná

Daniel Manzi

ARES-PCJ Agência Reguladora

Daniel Moureira Fontes Lima

UFS - Universidade Federal de Sergipe

Daniele Maia Bila

COPPE UFRJ

Delma Vidal

ITA - Divisão de Engenharia Civil Instituto Tecnológico de Aeronáutica

Delmira Beatriz Wolff

UFSM - Universidade Federal de Santa Maria

Denise Balestrero Menezes

UFSCar - Universidade Federal de São Carlos

Denise Conceição de Gois Santos Michelin

UFS - Universidade Federal de Sergipe

Dib Gebara

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Diogo Costa Buarque

UFES - Universidade Federal do Espírito Santo

Dione Mari Morita

EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Dirce Maria Trensan Zanetta

Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo - USP

Doron Grull

Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo - USP

Edevar Luvizotto Junior

Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

Edilson Pissato

IGUSP - Instituto de Geociências

Edson Luiz Silva

UFSCar - Universidade Federal de São Carlos

Edson Pereira Tangerino

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Eduardo Bello Rodrigues

UDESC - Universidade do Estado de Santa Catarina

Eduardo Cleto Pires

USP/UNAERP

Eduardo de Almeida Silva

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Eduardo Lucas Subtil

UFABC - Universidade Federal do ABC

Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim

UFAL - Universidade Federal de Alagoas

Eduardo Mário Mendiondo

EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Eduardo Pavan Korf

UFFS - Universidade Federal da Fronteira Sul - Campus Erechim/RS

Eduardo Pacheco Jordão

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Eduardo Tadashi Yugue

Unesp - Sorocaba

Edumar Ramos

Cabral Coelho

UFES - Universidade Federal do Espírito Santo

Edward Brambilla Marcellino

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Elayse Maria Hachich

Cetesb - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

Eliana Beatriz Nunes

Rondon Lima

UFMT - Universidade Federal de Mato Grosso

Elisângela Maria

Rodrigues Rocha

UFPB - Universidade Federal da Paraíba

Eloísa Helena Cherbakian

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Eloy Kaviski

UFPR - Universidade Federal do Paraná

Elton Oliveira da Silva

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Elvis Carissimi

UFSM - Universidade Federal de Santa Maria

Emanuel Manfred Freire Brandt

UFJF - Universidade Federal de Juiz de Fora

Emilia Kiyomi Kuroda

UEL - Universidade Estadual de Londrina

Emília Maria Alves Santos

IFCE - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará

Emilia Wanda Rutkowski

Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

EneDir Ghisi

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Eniz Conceição Oliveira

Univates - Universidade do Vale do Taquari

Erica Pugliesi

UFSCar - Universidade Federal de São Carlos

Erich Kellner

UFSCar - Universidade Federal de São Carlos

Ester Feche Guimarães

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Eudes José Arantes

UTFPR - Universidade Federal Tecnológica do Paraná

Eugênio Foresti

EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Eveline Menezes Rodrigues da Silva

UFC - Universidade Federal do Ceará

Fabiana Rorato L. Prado

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Fabiana Alves Fiore Pinto

Unesp - Universidade Estadual Paulista

Fabio Campos

EPUSP - Escola Politécnica da USP

Fabíola Tomassoni

UFSC - LARA - Laboratório de Reúso de Águas

Fabricio Motteran

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

Fernando Antonio

Medeiros Marinho

USP - Universidade de São Paulo

Fernando das Graças Braga da Silva

UFI - Universidade Federal de Itajubá

Fernando Fernandes

UEL - Universidade Estadual de Londrina

Fernando Fernandes Vieira

UEPB - Universidade Estadual da Paraíba

Fernando Hermes Passig

UFTPR - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Fernando Sarti

Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

Flávio Rubens Lapolli

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Francisco de Assis de

Souza Filho

UFC - Universidade Federal do Ceará

Francisco Humberto de Carvalho Junior

IFCE - Instituto Federal do Ceará

Francisco Osny Enéas da Silva

UFC - Universidade Federal do Ceará

Francisco Suetônio

Bastos Mota

UFC - Universidade Federal do Ceará

Francisco Wagner

de Sousa

IFCE - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará

Frederico Araujo Turolla

Pezco Consultoria

Frederico Carlos Martins de

Menezes Filho

UFV - Universidade Federal de Viçosa

Frederico Fábio Mauad

EESC/USP - Escola de Engenharia de

São Carlos da

Universidade de São Paulo

Frederico Yuri Hanai

UFSCar - Universidade

Federal de São Carlos

Gabriela Ramos Hurtado

Unesp - Universidade

Estadual Paulista Júlio de

Mesquita Filho

Gemmelle Santos

IFCE - Instituto Federal de

Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará

Gilmar Trindade de Araújo

UFCG - Universidade Federal de

Campina Grande

Gilberto Berzin

UCS - Universidade Católica de

Santos

Gilmar Wanzeller Siqueira

UFPA - Universidade

Federal do Pará

Gilson Alberto Rosa Lima

UFMT - Universidade Federal de

Mato Grosso

Gilson Barbosa

Athayde Junior

UFPB - Universidade

Federal da Paraíba

Giselle Patricia Sancinetti

Unifal - Universidade Federal de Alfenas

Giulliano Guimarães Silva

IFTO - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins

Gloria Maria Marinho

IFCE - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará

Gustavo Henrique Ribeiro

da Silva

Unesp - Universidade Estadual

Paulista Júlio de Mesquita Filho

Gustavo Meirelles Lima

UFMG - Universidade Federal de

Minas Gerais

Haroldo de Araújo Ponte

UFPR - Universidade Federal do

Paraná

Harry Edmar Schulz

EESC/USP - Escola de

Engenharia de São Carlos da

Universidade de São Paulo

Heber Pimentel Gomes

UFPB - Universidade Federal da

Paraíba

Hélio Castro

Arsesp - Agência Reguladora de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo

Helio Cesar Suleiman

Fundação Agência da Bacia

Hidrográfica do Alto Tietê

Hélio da Silva Almeida

UFPA - Universidade Federal do

Pará

Hélio Rodrigues dos Santos

UFRN - Universidade Federal do

Rio Grande do Norte

Herlane Costa Calheiros

Unifei - Universidade Federal

de Itajubá

Honória de Fátima Gorgulho

UFSJ - Universidade Federal de

São João del-Rei

Hugo Abi Karam

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Hugo Henrique de

Simone Souza

UFMS - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Hygor Aristides Victor

Rossoni

UFV - Universidade Federal de Viçosa

Iara Regina Soares Chao

Sabesp - Companhia de

Saneamento Básico do Estado

de São Paulo

Ilza Machado Kaiser

Unesp - Universidade Estadual

Paulista Júlio de Mesquita Filho,

Iran Eduardo Lima Neto

UFC - Universidade Federal

do Ceará

Isaac Volschan

UFRJ - Universidade

Federal do Rio de Janeiro

Isabel Campos Salles

Figueiredo

Unicamp - Universidade

Estadual de Campinas

Ivaltemir Barros Carrijo

Saneago - Saneamento

de Goiás S.A. - Assessoria de

Empreend. Especiais

Ivo Junior Nicolielo Antunes

Unilins - Centro

Universitário de Lins

Ivone da Silva Matos

UFMT - Universidade

Federal de Mato Grosso

Jackson de Oliveira Pereira

UFSJ - Universidade Federal de

São João del-Rei

Jaime Joaquim Pereira da

Silva Cabral

UFPE - Universidade Federal de

Pernambuco

Jairo Tardelli

Consultor

Janaína Moreira de Meneses

UFMG - Universidade Federal de Campina Grande

Jayson Pereira Godinho

UFPR - Universidade Federal do Paraná

Jean Pierre Henry

Balbaud Ometto

Inpe - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - Centro de Ciências do Sistema Terrestre

Jessyca de Freitas

Lima Brito

Consultora

Joacio De Araujo Morais Junior

UFPB - Universidade Federal da Paraíba

João B. Comparini

UniFACEF - Centro Universitário Municipal de Franca

João Sergio Cordeiro

UFSCar - Universidade Federal de São Carlos

João Vicente de Assunção

USP - Universidade de São Paulo

Joaquim Gonçalves

Machado Neto

Unesp - Universidade Júlio de Mesquita Filho

Joaquin Ignacio

Bonnecarrere Garcia

UFSM - Universidade Federal de Santa Maria

Joel Dias da Silva

FURB - Universidade de Blumenau

John Kenedy de Araújo

UFC - Universidade Federal do Ceará

Joice C Kuritza

UTFPR - Universidade Federal Tecnológica do Paraná

Jorge Akutsu

UFSCar - Universidade Federal de São Carlos

Jorge Antonio Barros

de Macedo

Faculdade Metodista Granbery

Jorge Eurico Ribeiro Matos

UFBA - Universidade Federal da Bahia

Jose Capelo Neto

UFC - Universidade Federal do Ceará

José Anderson do

Nascimento Batista

Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

José Antonio Tosta

UFES - Universidade Federal do Espírito Santo

José Carlos de Araújo

UFC - Universidade Federal do Ceará

José Carlos Mierzwa

EPUSP - Escola Politécnica da USP/CIRRA

José Ermírio Ferreira de Moraes

Unifesp - Universidade Federal de São Paulo

José Euclides Stipp Paterniani

Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

José Fernando Thomé Jucá

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

Jose Geraldo Portugal Junior

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

José Hilton Bernardino de Araújo

UTFPR - Universidade Federal Tecnológica do Paraná

José Luiz Albuquerque Filho

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas

José Mancinelli Ledo

do Nascimento

UFPB - Universidade Federal da Paraíba Centro de Ciências Humanas

José Maria de Camargo Barros

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas

José Nilton de Abreu Costa

Universidade Estadual Vale do Acaraú

Jose Paulo Soares

de Azevedo

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

José Ricardo de

Almeida França

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Jose Roberto Campos

EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

José Rodolfo Scarati Martins

USP - Universidade de São Paulo

Juliana Calabria de Araujo

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

Juliana Delgado Tinôco

UFRN - Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Juliana Keiko Tsugawa

EPUSP - Universidade de São Paulo, Escola Politécnica

Juliana Marques Schöntag

UFFS - Universidade Federal da Fronteira Sul

Julio Cesar Beltrame Benatti

Unemat - Universidade do Estado de Mato Grosso

Jurandy Povinelli

EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Juscelino Alves Henriques

Ifes - Instituto Federal do Espírito Santo

Kamel Zahed Filho

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Karina Guedes Cubas

do Amaral

Instituto 17

Karina Querne de Carvalho

UFTPR - Universidade
Tecnológica Federal do Paraná

Katia Sakihama Ventura

UFSCAR - Universidade Federal
de São Carlos

Kátia Valéria Marques

Cardoso Prates
UTFP - Universidade Tecnológica
Federal do Paraná

Keila Fernanda

Hedlund Ferrari

Consultora

Klebber Teodomiro

Martins Formiga

UFG - Universidade Federal
de Goiás

Kouji Kitahara

Consultor

Larissa Granjeiro Lucena

UFPB - Universidade
Federal da Paraíba

Leonardo Ramos

da Silveira

IFG - Instituto Federal de
Educação Ciência e Tecnologia
de Goiás

Libânia da Silva Ribeiro

UFCG - Universidade Federal de
Campina Grande

Liliana Rodrigues

UEM - Universidade Estadual de
Maringá

Liliane Lazzari Albertin

Unesp - Universidade Estadual
Paulista

Lineo Aparecido

Gaspar Junior

Unifal - Universidade Federal
de Alfenas

Livia Saviolli Manetta

ESAMC - Escola Superior de
Administração, Marketing e
Comunicação

Luana Albertani Pampuch

Unesp - Universidade Estadual
Paulista Júlio de Mesquita Filho -
Campus SJ

Luana Mattos de

Oliveira Cruz

Unicamp - Universidade
Estadual de Campinas

Luciana Coelho Mendonça

UFS - Universidade Federal de
Sergipe

Luciana Massukado

IFB - Instituto Federal
de Brasília

Luciana Paulo Gomes

Unisinos - Universidade do Vale
do Rio dos Sinos

Luciana Pereira

UFABC - Universidade Federal
do ABC

Luciane Mara Cardoso Freitas

UFC - Universidade Federal do
Ceará

Luciano Matos Queiroz

UFBA - Universidade Federal
da Bahia

Luciano Reami

Sabesp - Companhia de
Saneamento Básico do
Estado de São Paulo

Lucila Adriani Coral

UFTPR - Universidade
Federal Tecnológica
do Paraná

Ludmilson Abritta Mendes

UFS - Universidade Federal de
Sergipe

Luis Eduardo Grisotto

Cobrape - Companhia Brasileira
de Projetos e Empreendimentos

Luis Rafael Palmier

UFMG - Universidade Federal de
Minas Gerais

Luisa Fernanda Ribeiro Reis

EESC/USP - Escola de
Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo

Luiz Antonio Daniel

EESC/USP - Escola de
Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo

Luiz Bandeira de Mello Laterza

Aqueduto Tecnologia em
Tubulações Ltda

Luiz Cláudio

Ribeiro Galvão

USP - Universidade de
São Paulo

Luiz Di Bernardo

Hidrosan Engenharia SS Ltda

Luiz Fernando de

Abreu Cybis

UFRGS - Universidade Federal do
Rio Grande do Sul

Luiz Olinto Monteggia

UFRGS - Universidade
Federal do Rio Grande do Sul

Luiz Roberto Santos Moraes

UFBA - Universidade Federal
da Bahia

Luiz Sérgio Philippi

UFSC - Universidade Federal de
Santa Catarina

Luiz Yoshiharu Ito

Sabesp - Companhia de
Saneamento Básico do Estado
de São Paulo

Lyda Patricia Sabogal Paz

EESC/USP - Escola de
Engenharia de
São Carlos da Universidade
de São Paulo

Magda Beretta

UFBA - Universidade Federal
da Bahia

Marcelo Giulian Marques

UFRGS - Universidade Federal do
Rio Grande do Sul

Marcelo Aversa

UFABC - Universidade Federal
do ABC

Marcelo Gomes Miguez

UFRJ - Universidade Federal do
Rio de Janeiro

Marcelo Kenji Miki

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Marcelo Luiz Martins Pompeo

USP - Universidade de São Paulo

Marcelo Medeiros

UFPR - Universidade Federal do Paraná

Marcelo Obraczka

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Marcelo Pedrosa Curtarelli

UFSC - Campus Universitário - Fundação CERTI

Marcelo Zaiat

EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Márcia Maria Rios Ribeiro

UFMG - Universidade Federal de Campina Grande

Marcia Marques Gomes

UERJ - Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Márcia Regina Silva

Fagundes Klen

UEOP - Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Márcia Valéria Porto de

Oliveira Cunha

IFPA - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia

Marcia Walquiria de

Carvalho Dezotti

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Marcilene Dantas Ferreira

UFSCar - Universidade Federal de São Carlos

Marcio Ricardo Salla

UFU - Universidade Federal de Uberlândia

Marco Antonio Almeida

de Souza

UnB - Universidade de Brasília

Marco Antonio

Calazans Duarte

IFRN - Instituto Federal do Rio Grande do Norte

Marco Antonio Penalva Reali

EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Marco Antonio Pereira Querol

UFS - Universidade Federal de Sergipe

Marco Antonio Saidel

USP - Universidade de São Paulo

Marco Aurelio Holanda de Castro

UFC - Universidade Federal do Ceará

Marco Aurélio Lima Barbosa

Fecap - Fundação Escola de Comércio Álvares Penteado

Marcos Antonio Gomes

UFV - Universidade Federal de Viçosa

Marcus Soares

UFSM - Universidade Federal de Santa Maria

Margarida Marchetto

UFMT - Universidade Federal de Mato Grosso

Maria Aparecida Faustino Pires

Ipen - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - CNEN/SP

Maria Beatriz

Machado Bonacelli

Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

Maria Bernadete

Amâncio Varesche

EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Maria Cecília de

Carvalho Chaves

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Maria Cecilia de Souza Minayo

Fiocruz - Fundação Oswaldo Cruz

Maria do Carmo Calijuri

EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Maria do Carmo Martins Sobral

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

Maria do Socorro Ribeiro

Hortegal Filha

IFECT - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará

Maria Eliza Nagel Hassemer

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Maria Ester Dal Poz

Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

Maria Eugênia Gimenez Boscov

EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Maria Inês Sato

Cetesb - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

Maria Leonor Ribeiro

Casimiro Lopes Assad

UFSCar - Universidade Federal de São Carlos/SP

Maria Lúcia Calijuri

UFV - Universidade Federal de Viçosa

Maria Odete Holanda Mariano

UFP - Universidade Federal de Pernambuco

Maria Tereza Pepe Razzolini

USP - Universidade de São Paulo

Mariângela Dutra

de Oliveira

Ifes - Instituto Federal do Espírito Santo

Mario Takayuki Kato

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

Marisa Spirandeli Crespi

Unesp - Universidade Estadual Paulista
Júlio de Mesquita Filho

Marisete Dantas de Aquino

UFC - Universidade Federal do Ceará

Marta Regina Inoue

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Mary Rosa Marchi

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Mateus Ricardo

Nogueira Vilanova

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Matheus Martins de Sousa

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Maurício Alves da

Motta Sobrinho

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

Maurício Augusto Leite

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Maurício Luiz Sens

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Mauro Zackiewicz

Consultor

Miguel Mansur Aisse

UFPR - Universidade Federal do Paraná

Milton Dall'Aglio Sobrinho

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Miriam Moreira Bocchiglieri

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Mirleia Aparecida de Carvalho

UFLA - Universidade Federal de Lavras

Mônica Amorim Coura

UFCG - Universidade Federal de Campina Grande

Monica Ferreira do

Amaral Porto

EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Morgana Suszek Gonçalves

UFTPR - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Mounir Khalil El Debs

EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Natally Anunciato Siqueira

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Nayara Batista Borges

Consultora

Neide Pessin

Universidade de Caxias do Sul

Nélia Henriques Callado

Ufal - Universidade Federal de Alagoas

Nemésio Neves

Batista Salvador

Uniara - Universidade de Araraquara

Nora Katia Saavedra

del Aguila Hoffmann

UFG - Universidade Federal de Goiás

Omar Yazbek Bitar

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas

Orestes Marraccini Gonçalves

EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Oswaldo J. Venturini

Unifei - Universidade Federal de Itajubá

Oswaldo Moura Rezende

UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro

Pablo Heleno Sezerino

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Patricia Campos Borja

UFBA - Universidade Federal da Bahia

Paulo Augusto

Zaitune Pamplin

Unifal - Universidade Federal de Alfenas

Paulo Belli Filho

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Paulo Costa de

Oliveira Filho

Unicentro - Universidade Estadual do Centro- Oeste/PR

Paulo Ferreira

Escola de Engenharia da Universidade Presbiteriana Mackenzie

Paulo Mauricio Selig

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Paulo Modesto Filho

UFMT - Universidade Federal de Mato Grosso

Paulo Roberto Lacerda Tavares

UFC - Universidade Federal do Ceará

Paulo Roberto T Cândido

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Paulo Sergio Scalize

UFG - Universidade Federal de Goiás

Paulo Vaz Filho

LOGATTI - Faculdades Integradas Araraquara

Pedro Alem Sobrinho

EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Pedro Daniel da

Cunha Kemerich

Unipampa - Universidade Federal do Pampa

Pedro Jorge Chama Neto

Consultor

Pedro Magalhães Sobrinho

Unesp FEG - Faculdade de Engenharia e Ciências

Pedro Sérgio Fadini

UFSCar - Universidade Federal de São Carlos/SP

Rafael de Oliveira Tiezzi

Unifal - Universidade Federal de Alfenas

Rafael Kopschitz Xavier Bastos

UFV - Universidade Federal de Viçosa

Raphael Tobias de

Vasconcelos Barros

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

Raquel Pupo Nogueira

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Raymundo Moniz de

Aragão Neto

Anima Projetos

Raynner Menezes Lopes

UFPA - Universidade Federal do Pará

Reginaldo Bertolo

USP - Universidade de São Paulo - CEPAS - IGc USP

Rejane H. R. da Costa

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

Rejane Maria

Candiota Tubino
UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Renan Borelli Galvão

Anhanguera Educacional

Renan Braga Ribeiro

Unisantia - Universidade Santa Cecília

Renata Piacentini Rodriguez

Unifal - Universidade Federal de Alfenas

Renata Ribeiro

de Araújo

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Renato Carlos Zambon

EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Renato Rezende Angelim

UFG - Universidade Federal de Goiás

Renato Sanches Freire

USP - Universidade de São Paulo

Reynaldo Eduardo

Young Ribeiro

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Ricardo Bentes Kato

UFPA - Universidade Federal do Pará

Ricardo de Lima Isaac

Unicamp - Universidade Estadual de Campinas

Ricardo Franci Gonçalves

UFES - Universidade Federal do Espírito Santo

Ricardo Gabbay de Souza

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Ricardo Henrique de

Andrade Dutra

UFU - Universidade Federal de Uberlândia

Ricardo Lazzari Mendes

GEASANEVITA - Engenharia e Meio Ambiente

Rinaldo José

Barbosa Pinheiro

UFMS - Universidade Federal de Santa Maria

Rita Cavaleiro de Ferreira

Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - Ministério das Cidades

Ritielli Berticelli

Unicruz - Universidade de Cruz Alta

Roberaldo Carvalho de Souza

UFAL - Universidade Federal de Alagoas

Robert Schiaveto de Souza

UFMS - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Roberto Wagner Lourenco

Assunto

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Rochana Campos de

Andrade Lima

UFAL - Universidade Federal de Alagoas CTEC - UFAL

Rodrigo Alexandre

da Silva Spakovskis

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Rodrigo Braga Moruzzi

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Rodrigo de Freitas Bueno

UFABC - Universidade Federal do ABC

Rodrigo de Melo Porto

EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Rodrigo Silva

UFTM - Universidade Federal do Triângulo Mineiro

Rogério Neder Candella

IEAPM - Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira

Rogers Ribeiro

USP - Universidade de São Paulo

Ronaldo Severiano Berton

IAC - Instituto Agrônomo de Campinas

Ronaldo Stefanutti

UFC - Universidade Federal do Ceará

Ronan Cleber Contrera

EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Roque Passos Piveli

EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Rosana Gonçalves Barros

IFG - Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia de Goiás

Rosane Ebert Miki

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Rosane Freire Boina

Unesp - Universidade Estadual Paulista

Rosângela Bergamasco

UEM - Universidade Estadual de Maringá

Rutineia Tassi

UFSM - Universidade Federal de Santa Maria

Samuel Rodrigues Castro

UFJF - Universidade Federal de Juiz de Fora

Samuel Soares Muniz

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Sandro Mancini

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Saulo de Tarso

Marques Bezerra

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

Sergio Carlos

Bernardo Queiroz

UFT - Universidade Federal do Tocantins

Sergio Francisco Aquino

UFOP - Universidade Federal de Ouro Preto

Sergio Koide

UnB - Universidade de Brasília - Faculdade de Tecnologia.

Sérgio Luís de Carvalho

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Servio Tulio Alves Cassini

UFES - Universidade Federal do Espírito Santo

Severino Soares Agra Filho

UFBA - Universidade Federal da Bahia

Silene Cristina Baptistelli

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Silgia Aparecida da Costa

USP - Universidade de São Paulo

Silvânia Lucas dos Santos

UFMG - Universidade Federal de Campina Grande

Silvia Paffrath

Sanepar - Companhia de Saneamento do Paraná

Silvio Renato Siqueira

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Silvio Roberto Magalhães Orrico

UEFS - Universidade Estadual de Feira de Santana

Simone Bittencourt

Sanepar - Companhia de Saneamento do Paraná

Simone Machado Santos

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

Sonaly Cristina Rezende

Borges de Lima

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

Suani Teixeira Coelho

USP - Universidade de São Paulo

Suzana Maria Gico de

Lima Montenegro

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

Tadeu Fabricio Malheiros

USP - Universidade de São Paulo

Tarciso Cabral da Silva

UFPB - Universidade Federal da Paraíba

Theo Syrto Octavio de Souza

EPUSP - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Thiago Bressani Ribeiro

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais/INCT ETEs Sustentáveis

Tiago Balieiro Cetrulo

EESC/USP - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

Toledo Piza

Universidade Presbiteriana Mackenzie

Tsunao Matsumoto

Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Túlio Queijo de Lima

VITA Engenharia e Consultoria Ambiental

Uende Aparecida Figueiredo Gomes

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

Valderi Duarte Leite

UEPB - Universidade Estadual da Paraíba

Valdir Schalch

USP - Universidade de São Paulo

Valeria D'Ámico

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

Valter Lúcio de Pádua

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

Valterlin da Silva Santos

UFCG - Universidade Federal de Campina Grande

Vanessa Bandeira da Costa

IEC/SVS - Instituto Evandro Chagas

Vanessa Pecora Garcilasso

USP - Universidade de São Paulo

Vania Lucia Rodrigues

UMC - Universidade de Mogi das Cruzes

Veber Afonso

Figueiredo Costa

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

Virgílio Tiezzi Junior

EPP Engenharia de Projetos e Planejamento S/S Ltda

Vitor Tonzar Chaves

Sapiência Ambiental

Vivian Ane Lopes Cabral

UFV - Universidade Federal de Viçosa

Viviana Maria Zanta

UFBA - Universidade Federal da Bahia

Vladimir Caramori Borges de Souza

Ufal - Universidade Federal de Alagoas

Werner Siegfried Hanisch

Unifesp - Universidade Federal de São Paulo

William de Paiva

UEPB - Universidade Estadual da Paraíba

Wilton Silva Lopes

UEPB - Universidade Estadual da Paraíba

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

