

revista

DAE



sabesp

241

Volume 71

julho 2023

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

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





Encontro Técnico
AESABESP

Congresso Nacional
de Saneamento e
Meio Ambiente



FENASAN

Feira Nacional
de Saneamento e
Meio Ambiente

MARQUE PRESENÇA NO PRINCIPAL EVENTO DO SANEAMENTO DE 2023!

PARTICIPE DO 34º ENCONTRO TÉCNICO E FENASAN 2023!

O setor de saneamento é dinâmico e estar um passo à frente significa vantagem competitiva. Participar do Encontro Técnico AESabesp e Fenasan é mandatório para os profissionais e empresas se manterem atualizados e impulsionarem seus negócios.

No evento você terá a oportunidade única de participar de mesas redondas e palestras com os maiores expoentes técnicos do setor, além de visitar mais de 250 empresas nacionais e internacionais.

Aproveite esta chance de explorar as últimas tendências, conhecer tecnologias inovadoras e estabelecer contatos valiosos. Garanta sua presença no evento mais importante do setor de saneamento da América Latina!

VISITE GRATUITAMENTE A FENASAN 2023!

- ✔ Maior feira do setor da América Latina
- ✔ Mais de 23 mil m²
- ✔ Empresas nacionais e internacionais
- ✔ Showroom de equipamentos, produtos e serviços
- ✔ Integração com a feira Waste Expo Brasil

INSCREVA-SE NO ENCONTRO TÉCNICO!

- ✔ Três dias e mais de 25h de conteúdo
- ✔ Quatro salas simultâneas
- ✔ Palestrantes renomados que atuam no setor
- ✔ Presença de mais de 2 mil congressistas

www.fenasan.com.br

03 a 05 outubro 2023 | Expo Center Norte | São Paulo-SP

PROMOÇÃO



PARCERIA



PATROCÍNIO - COTA VIP



PATROCÍNIO - COTA STANDARD



PATROCÍNIO - COTA SPECIAL



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 Politecnica da USP), Prof^ª. Dr^ª. Angela Di Bernardo Dantas (Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP), Prof. Dr. José Roberto Campos (USP/São Carlos), Prof^ª. Dr^ª. Ariuska Karla Barbosa Amorim (UNB), Prof. Dr. Paulo Sergio Scalize (UFG), MSc Engenheira Iara Regina Soares Chao (Sabesp), MSc Engenheira Eloisa Helena Cherbakian (Sabesp), MSc Engenheira Fabiana Rorato de Lacerda Prado (Sabesp), Coordenação da MSc Eng^ª. Cristina Knorich Zuffo (Sabesp).

Idiomas

Somente português

Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Beatriz Martins Gomes 29772393832

Capa

Santuário do Caraça/MG
Foto: Pedro Ernesto Maia Ballstaedt

ISSN (impressa) 0101-6040

ISSN (online) 2675-4959

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

Veja a revista eletrônica na internet:

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



Capa Santuário do Caraça/MG. Foto: Pedro Ernesto Maia Ballstaedt

nesta edição

ARTIGOS TÉCNICOS

- 6** Potencial econômico dos resíduos sólidos recicláveis em Campina Grande - PB
Economic potential of recyclable waste in the city of Campina Grande - PB
- 20** Desenvolvimento de ferramenta digital "Licitascan" para checagem de documentação em licitações de obras de engenharia na área de saneamento básico
Development of digital tool "Licitascan" for checking documentation in biddings for engineering works in the basic sanitation area
- 35** Proposta de distribuição espacial de pontos de entrega voluntária para recebimento de resíduos de construção e demolição
Spatial distribution proposal for voluntary delivery points for receiving construction and demolition waste
- 48** Comparação de métodos para dimensionamento de bacias de retenção no manejo de águas pluviais: estudo de caso em Araraquara - SP
Method comparison for dimensioning detention basins in the management of rainwater: a case study in Araraquara - SP
- 65** Análise do aproveitamento energético em redes de distribuição de água com a utilização de bombas como turbina (BFT)
Analysis of energy use in water distribution networks with the use of pumps as turbine (PAT)
- 78** Efeito da discretização espacial da sub-bacia nos resultados do modelo hidrológico chuva-vazão
Effect of hydrographic sub-basin spatial discretization on the results of the rainfall-runoff hydrological model
- 92** Estratégias e oportunidades de ação para adoção de manejo sustentável de águas pluviais urbanas no Brasil
Strategies and action opportunities for sustainable urban stormwater management adoption in Brazil
- 112** Arquétipo de governança para sistema de esgotamento sanitário adequado
Governance archetype for adequate sewerage system
- 121** Remoção de nitrogênio em efluente com baixa relação C/N: uma revisão
Nitrogen removal in effluent with low C/N ratio: a review
- 141** Potencial de geração de biocombustíveis e biorremediação de microalgas cultivadas em efluente doméstico tratado
Bioremediation and biofuel generation potential of microalgae cultivated in treated domestic wastewater
- 153** Avaliação legal e prática da aplicação de águas residuárias tratadas no solo no contexto do reúso de água no Brasil
Legal and practical assessment of the application of treated wastewater in the soil in the context of water reuse in Brazil
- 173** Overview sobre a estrutura legal e administrativa do reúso no Brasil
Overview about the legal and administrative framework for reuse in Brazil
- 185** A redução da DBO na depoluição de córregos urbanos e sua percepção no cotidiano dos moradores: caso Curso d'água Tenente Rocha (2021)
The reduction of BOD in the depollution of urban streams and its perception in the daily lives of the residents: case of the Tenente Rocha Watercourse (2021)
- 200** Proposição de uma solução simplificada do modelo da coluna rígida de água para a modelagem do esvaziamento de adutoras
Simplified solution proposal for the rigid water column model for the emptying of water pipelines modelling
- 213** Uso de bombas de air lift para extração de lodos de excesso em sistemas descentralizados de tratamento de esgoto
Utilization of air lift pumps for excess sludge extraction in decentralized wastewater treatment systems
- 224** Pré-dimensionamento de válvulas de alívio a partir do cálculo de volume expulso de água durante transitório hidráulico
Pre-sizing of pressure relief valves from calculating volume of water expelled during hydraulic transients
- 234** Remoção da citotoxicidade no ensaio de atividade estrogênica (YES) para amostras de sedimento lagunar: Métodos de extração e efeito matriz
Cytotoxicity removal in the estrogenic activity assay (YES) for lagoon sediment samples: Extraction methods and matrix effect

Potencial econômico dos resíduos sólidos recicláveis em Campina Grande - PB

Economic potential of recyclable waste in the city of Campina Grande - PB

• **Data de entrada:**
12/03/2020

• **Data de aprovação:**
01/07/2022

Cláudio Luis de Araújo Neto^{1*} | Daniel Epifânio Bezerra² | Laércio Leal dos Santos³ | William de Paiva³

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.035>

ORCID ID

Araújo Neto CL  <https://orcid.org/0000-0001-7281-0705>

Bezerra DE  <https://orcid.org/0000-0002-2788-872X>

Leal L  <https://orcid.org/0000-0002-8175-4378>

Paiva W  <https://orcid.org/0000-0003-0220-1247>

Resumo

A disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) constitui uma das principais problemáticas da sociedade moderna, abrangendo aspectos econômicos, sociais e ambientais. Diante desse contexto, este trabalho tem por objetivo avaliar o potencial econômico dos resíduos passivos para a reciclagem na cidade de Campina Grande - PB. A metodologia deste trabalho foi segmentada em três etapas. A primeira etapa compreendeu o levantamento de dados da cidade de Campina Grande - PB. A segunda etapa abrangeu a caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos que são gerados em Campina Grande e depositados no aterro sanitário. E na terceira etapa houve o processamento das informações obtidas nas etapas anteriores para analisar o potencial econômico dos resíduos recicláveis. Os resultados obtidos demonstraram que os resíduos sólidos urbanos gerados em Campina Grande e destinados para o aterro sanitário possuem um potencial econômico considerável, tendo em vista que 86 toneladas de resíduos passíveis de reciclagem são encaminhados ao aterro sanitário e poderiam gerar uma receita de R\$ 25.956.000,00 ao ano.

Palavras-chave: Caracterização Gravimétrica. Aterro sanitário. Geração de renda.

Abstract

The disposition of Municipal Solid Waste (MSU) is one of the main problems of modern society, covering economic, social and environmental aspects. In this context, this work aims to evaluate the economic potential of passive waste recycling in the city of Campina Grande - PB. The methodology of this work was segmented into three stages. The first stage included the data collection of the city of Campina Grande - PB. The second stage covered the gravimetric characterization of urban solid waste that is generated in Campina Grande and deposited in the landfill. And in the third stage, the information obtained in previous steps was processed to analyze the economic potential of recyclable waste. The results showed that solid urban waste generated in Campina Grande and destined for the landfill has a considerable economic potential, considering that 86 tons of recyclable waste are deposited in the landfill and could generate a revenue of R \$ 25,956 .000,00 per year.

Keywords: Gravimetric Characterization. Landfill. Income generation.

¹ Universidade Federal do Maranhão - Balsas - Maranhão - Brasil.

² Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

³ Universidade Estadual da Paraíba - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

* **Autor correspondente:** claudioluisneto@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional desordenado sem responsabilidade socioambiental gera, entre outros fatores, a alocação do homem em lugares insalubres, o que implica na degradação do meio ambiente por rejeitos como esgoto sanitário e Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Os RSU podem se tornar, quando mal acondicionados e tratados, um grave problema que está diretamente associado à saúde pública, inclusive aumentando gastos públicos dos governos nas suas diferentes esferas.

Conforme The World Bank (2018), cerca de 2,01 bilhões de toneladas de RSU são produzidas anualmente, com pelo menos 33% sem gerenciamento ambientalmente adequado. Os países de alta renda, embora representem apenas 16% da população mundial, são responsáveis por 34% (aproximadamente 683 milhões de toneladas) da geração anual de resíduos sólidos. No mundo, a quantidade média de resíduos produzidos por pessoa é de 0,74 kg por dia, mas varia amplamente, de 0,11 a 4,54 kg.

A ABRELPE (2017) estima que no Brasil os números referentes à geração de RSU revelem um total anual de 78,4 milhões de toneladas. A quantidade média de resíduos produzidos per capita é de aproximadamente de 1 kg por dia (dependendo da classe social de cada indivíduo).

Segundo Boscov (2008), a composição dos resíduos pode variar em função do nível educacional, hábitos, atividade econômica, clima e nível de desenvolvimento da região. A Tabela 1 revela os valores encontrados na literatura técnica para a ocorrência dos principais componentes dos RSU no Brasil.

Vale salientar que há medidas para diminuir a geração de RSU, e uma alternativa é a reciclagem nas unidades receptoras de resíduos. Em termos legais ela pode ser descrita como um processo de transformação dos resíduos envolvendo a altera-

ção de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação destes em insumos ou novos produtos (BRASIL, 2010).

Tabela 1 - Composição gravimétrica dos RSU no Brasil.

Materiais	Composição (%)
Metais	2,9
Papel, papelão e tetrapak	13,1
Plásticos	13,5
Vidro	2,4
Matéria Orgânica	51,4
Outros	16,7
Total	100

Fonte: Adaptado de IPEA (2012).

Segundo a ABRELPE (2017), o Brasil tem um grande potencial para reciclagem de resíduos, tendo em vista que a maior parte deles é passível de reciclagem, ou seja, eles podem voltar ao ciclo produtivo em forma de matéria-prima ou reutilizados para fins diversos, além de reduzir a extração de recursos naturais. Entretanto, muitos resíduos potencialmente recicláveis ainda são descartados em lixões e aterros sanitários, implicando em impactos negativos ao meio ambiente, gastando verbas públicas para sua destinação e dificultando a geração de renda.

O Plano Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), por meio da Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010), torna os municípios responsáveis por adotar procedimentos para reaproveitamento de resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis, estabelecer sistema de coleta seletiva e responsabilizá-los pela destinação final adequada dos rejeitos. Nessa perspectiva, o poder público enfrenta diversos desafios para encontrar alternativas e soluções para realizar o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos urbanos, aproveitando os recursos disponíveis. Vale ressaltar que a PNRS prevê que sejam dispostos em aterros sanitários apenas rejeitos, materiais que não podem ser reaproveitados ou reciclados.

Mensurar o potencial econômico dos resíduos recicláveis é um trabalho complexo por vários motivos. Dentre eles, destacam-se o grau de informalidade do mercado, a inexistência de dados oficiais consistentes e abrangentes, a dimensão territorial e suas diferentes realidades, e a diversidade de atores que participam do mercado – catadores, atacadistas de materiais recicláveis, indústrias recicladoras de pequeno, médio e grande porte, prefeituras, empresas de coleta, entre outros. Um dos poucos estudos sobre aspectos econômicos da reciclagem foi realizado pelo IPEA (2010), com a constatação de que o país perde anualmente R\$ 8 bilhões ao enterrar os resíduos que poderiam ser reciclados.

No caso específico do município de Campina Grande, a gestão urbana é mista, ou seja, parte dos serviços é realizada diretamente pelo município e parte dos serviços é executada por empresa terceirizada para os serviços de coleta e disposição final dos RSU.

Atualmente, os resíduos sólidos urbanos coletados na cidade são destinados ao Aterro Sanitário de Campina Grande (ASCG), administrado pela empresa ECOSOLO - Gestão Ambiental de Resíduos Ltda. Conforme ECOSAM (2014), o município de Campina Grande não possui sistema de coleta seletiva e, conseqüentemente, os resíduos recicláveis coletados são destinados para a disposição final com os demais resíduos. Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo geral apresentar um estudo de potencialidade econômica dos resíduos sólidos recicláveis frescos e com 0 anos de aterramento na Cidade de Campina Grande - PB.

2 METODOLOGIA

A metodologia deste trabalho foi segmentada em três etapas. A primeira etapa compreendeu a representação geográfica da cidade de Campina Grande - PB. A segunda etapa abrangeu a caracterização gravimétrica dos resíduos gerados em Campina Grande, assim como daqueles que são depositados no aterro sanitário, também localizado em Campina Grande. E na terceira etapa foi realizado o processamento das informações obtidas nas etapas anteriores para analisar o potencial econômico dos resíduos recicláveis.

2.1 Caracterização da área de estudo

Esta pesquisa foi desenvolvida na cidade de Campina Grande – PB, que está localizada no interior do estado da Paraíba (Fig. 1). Com 49 bairros e 5 distritos, a cidade tem uma população de 385.213 habitantes, área total por volta de 621 km² e área urbana de, aproximadamente, 96 km². Segundo projeções do IBGE, a população estimada para o município de Campina Grande no ano de 2018 é de 407.472 habitantes (IBGE, 2010).

Campina Grande encontra-se a 120 km da capital do Estado, João Pessoa. Possui um relevo com curvas de nível variando entre 325 m e 670 m acima do nível médio do mar e situa-se na região oriental do Planalto da Borborema. O clima da região é do tipo semiárido, apresentando temperatura do ar máxima anual de 28,6°C e a mínima 19,5°C. A umidade relativa é bastante uniforme em toda a região, com médias em torno de 80%. O município apresenta uma precipitação média anual de 802,7 mm e evaporação anual de 1417,4 mm (AESA, 2009; CUNHA et al., 2009).

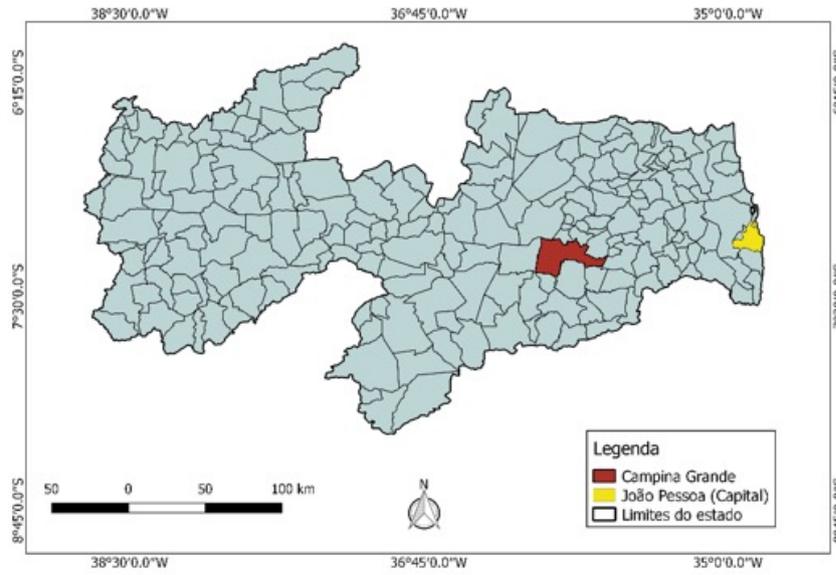


Figura 1 - Localização do município de Campina Grande - PB

Fonte: Autores (2019).

2.2 Composição Gravimétrica

A determinação da composição gravimétrica foi realizada separadamente para resíduos gerados no município, também denominados resíduos frescos, e com resíduos recém-dispostos no ASCG, também denominados resíduos aterrados. Para melhor entendimento do trabalho, os resíduos frescos representam os resíduos que são recebidos pela coleta pública diariamente e que ainda não sofreram nenhum tratamento ou destinação final, enquanto os resíduos aterrados são os dispostos no aterro sanitário, ou seja, já passaram por compactação e sofreram algum tipo de degradação.

Entretanto, ambos os ensaios utilizaram como base a NBR 10007: “Amostragem de resíduos sólidos” (ABNT, 2004). A partir disso, o processo de caracterização para os dois tipos de resíduo foi separado nas seguintes etapas: coleta de material, homogeneização, quarteamento, separação dos componentes e pesagem de cada componente.

2.2.1 Composição Gravimétrica dos Resíduos Frescos

A caracterização gravimétrica dos resíduos frescos gerados em Campina Grande foi obtida a partir do estudo realizado por Araújo Neto (2016). Para a obtenção de uma amostra representativa, o autor determinou estatisticamente um plano de amostragem de acordo com as zonas e os bairros do município (Tabela 2).

Tabela 2 - Total de bairros por zona e quantidade de bairros amostradas em cada zona.

Zona	Total de bairros	Bairros amostrados
Norte	28	3
Sul	32	4
Leste	14	2
Oeste	26	3
TOTAL	100	12

Fonte: Araújo Neto (2016).

A partir dessa divisão, foi feito o sorteio dos bairros a fim de selecionar os locais de coleta dos resíduos. A Fig. 2 apresenta os bairros sorteados das quatro zonas da cidade de Campina Grande - PB.

Porém, segundo o autor, a análise foi realizada com os resíduos que foram dispostos para a coleta urbana, o que não isenta da ação de catadores ou da entrega voluntária de resíduos para reciclagem.

2.2.2 Composição Gravimétrica dos Resíduos Aterrados

Foram coletadas seis amostras de resíduos recém-dispostos no aterro sanitário de Campina

Grande (com tempo de disposição igual ou inferior a 8 dias), entre as células 1 e 2 e as células 3 e 4. A fim de obter uma amostra representativa da massa de resíduos, a área foi dividida em quatro partes iguais. Em cada quadrante foi coletada uma amostra, e as outras duas foram coletadas na linha central da divisão, com o cuidado de não deixar o ponto de coleta central alinhado com os dos quadrantes. A identificação dos pontos de coleta de RSU foi realizada por meio de levantamento topográfico, conforme ilustra a Fig. 4.

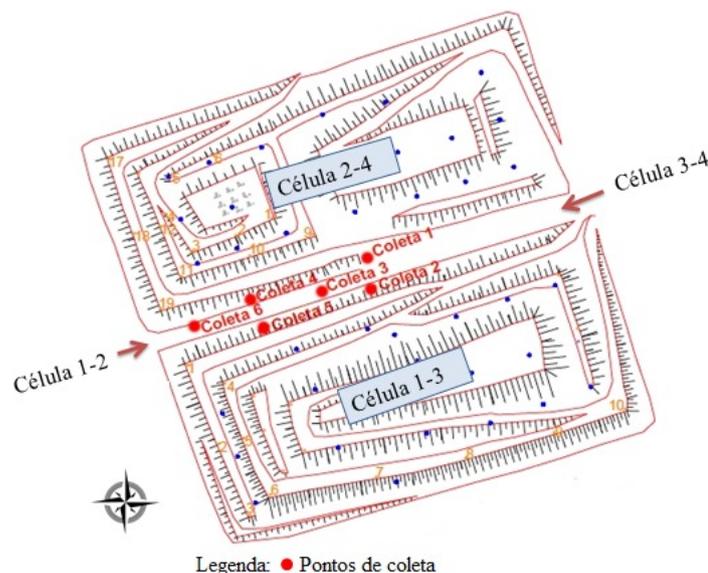


Figura 4 - Pontos de coleta dos resíduos
Fonte: Autores (2019).

Em cada ponto de coleta de resíduos foi realizada uma escavação, com cerca de 2 metros de profundidade, com o auxílio de uma escavadeira hidráulica 320DL, da marca Caterpillar, para retirar a camada de cobertura de solo e coletar os resíduos. As amostras de resíduos coletadas foram transferidas para um caminhão caçamba, transportadas até a balança R-100, da marca Welmy, para aferir o peso do material coletado nos seis furos. Em seguida, foram dispostas em um gal-

pão para homogeneização e quarteamento das amostras de resíduos (Fig. 5).

Após a homogeneização dos resíduos, realizou-se o quarteamento, com a pá carregadeira Caterpillar modelo 966H. A pilha de resíduos foi dividida em quatro partes iguais, sendo que dos quatro montes formados dois foram descartados e dois homogeneizados, formando, então, uma nova pilha de resíduos. Esse procedimento foi replicado três vezes para obter uma quantidade de resíduos necessária para realização da caracterização.



Figura 5 - (a) coleta da amostra dos resíduos; (b) acondicionamento dos resíduos no caminhão caçamba; (c) resíduos acondicionados; (d) pesagem dos resíduos; (e) disposição no galpão.

Fonte: Autores (2018).

Posteriormente à homogeneização e ao quarteamento dos RSU, os materiais foram espalhados para realizar a separação (Fig. 6). A classificação dos resíduos foi adaptada da norma alemã GDA

Empfehlungen E1-7 (DGGT, 1994), constituindo-se nos seguintes grupos: plástico, vidro, papel e papelão, metais, têxteis sanitários, compósitos e outros.



Figura 6 - Separação dos materiais.

Fonte: Autores (2018).

Para a pesagem dos materiais e determinação da composição gravimétrica, foi utilizada uma balança da marca Welmy, modelo R-100, com capacidade de carga de 150 kg e dois recipientes de

62 L (Fig. 7). Para determinar o percentual de cada componente dos RSU, utilizou-se a relação entre sua massa e a massa total da amostra, de acordo com a Eq. 1.

$$CG = \frac{P_c}{P_t} * 100$$

(1)

Onde: CG = Composição gravimétrica (%);

P_c = peso de cada fração segregada (kg);

P_t = peso total dos resíduos destinados a composição gravimétrica (kg).



Figura 7 - (a) Identificação dos recipientes; (b) balança utilizada para pesagem dos resíduos; (c) pesagem dos materiais.
Fonte: Autores (2018).

2.3 Valores comerciais dos resíduos sólidos recicláveis

A determinação dos valores comerciais por tonelada de resíduos recicláveis foi fundamentada, principalmente, a partir de pesquisas bibliográficas. Com a utilização do banco de dados da associação Compromisso Empresarial para a Reciclagem (CEMPRE), tornou-se possível a obtenção de uma média dos preços de venda dos materiais recicláveis em nível nacional. Para obtenção dos valores comerciais de resíduos recicláveis no município de Campina Grande foram realizadas entrevistas com as associações de catadores. Tais entrevistas foram conduzidas de duas maneiras: presencialmente e por meio de telefonemas.

Por meio das informações obtidas, foi possível observar, entre os entrevistados, que os valores agregados aos resíduos recicláveis sofriam pequenas variações de uma associação para outra. Portanto, foi calculada uma média simples entre

os preços de mercado, obtendo-se o valor comercial representativo dos resíduos sólidos recicláveis no município de Campina Grande.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente são apresentados os resultados referentes aos preços de venda dos recicláveis praticados por cooperativas, associações e programas de coleta seletiva no Brasil e no município de Campina Grande (Fig. 8).

Observa-se, na Fig. 8, que os valores praticados no mercado de recicláveis, em Campina Grande, estão próximos dos nacionais. Isso torna o mercado de recicláveis, nesta cidade, mais competitivo, além de possibilitar sua expansibilidade e valoração do exercício da profissão de catador. Os valores apresentados podem variar conforme as condições do material. A não separação dos resíduos na fonte

geradora acarreta uma perda significativa de recicláveis, desvalorização na comercialização

e, em alguns casos, torna-se inviável a reciclagem dos resíduos.

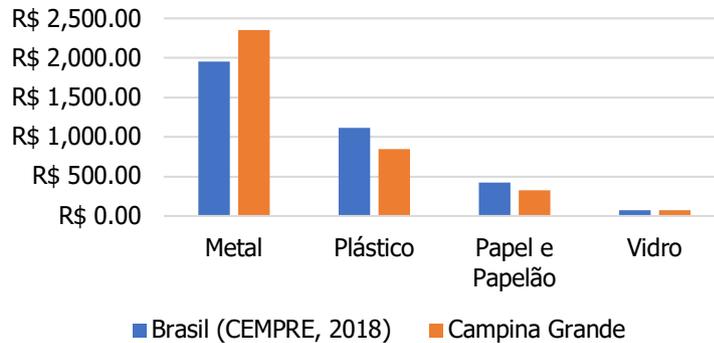


Figura 8 - Preços dos materiais reciclados por tonelada.
 Fonte: Autores (2019).

3.1 Composição Gravimétrica

A composição gravimétrica dos resíduos frescos (Fig. 9) demonstrou que o percentual de mate-

riais com potencial reciclável é de, aproximadamente, 30%. Dentre eles, destacam-se os plásticos, que correspondem em peso a 16,7% dos resíduos gerados.

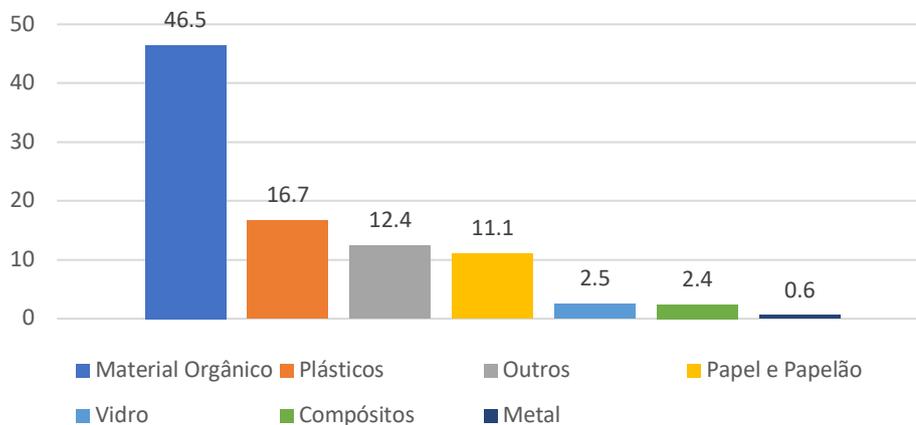


Figura 9 - Composição gravimétrica em porcentagem dos resíduos frescos.
 Fonte: Araújo Neto (2016).

Um fator que pode limitar a reciclagem dos resíduos é quantidade de catadores e de locais de ponto de entrega voluntária. Esse cenário favorece a escolha dos materiais que possuem maior valor no mercado de reciclagem, como os metais que apresentaram o menor percentual gravimé-

trico (0,6%), mas o valor agregado a cada quilograma desse material pode ser comercializado por até R\$ 4,70, segundo o CEMPRE (2018). Já os plásticos, que apresentaram maior percentual gravimétrico quanto aos resíduos recicláveis, possuem um menor valor no mercado de reci-

clado, dependendo do tipo; conforme o CEMPRE (2018), o quilograma do plástico pode chegar a R\$ 0,10.

O papel e papelão possuem valores razoáveis no mercado de reciclados, porém quando misturados com os demais tipos de resíduos perdem seu valor de mercado. A reciclagem do vidro é limitada devido às dificuldades de manuseio e armazenagem. Por isso, estes materiais (papel, papelão e vidro) ainda são destinados para o Aterro Sanitário.

Araújo Neto (2016) menciona que alguns materiais recicláveis, como os plásticos, podem ter a função de reforços, proporcionando uma maior resistência à tração, o que possibilita a maximização da altura do aterro. Porém o excesso de plásticos pode dificultar a compactação dos re-

síduos aterrados, uma vez que eles apresentam comportamento plástico, reduzindo assim a resistência do maciço.

Ao analisar a composição gravimétrica dos resíduos que chegam no ASCG (com 0 anos de aterramento), na Fig. 10, verifica-se que 17,2% dos resíduos depositados no aterro são passíveis de reciclagem. A maioria desses resíduos, como plásticos, vidros e metais, pode impossibilitar o fluxo de fluidos no aterro sanitário, reduzindo a eficiência do sistema de drenagem. Observa-se também, um avanço na gestão dos resíduos sólidos no município de Campina Grande, pois em 2015, conforme Araújo Neto (2016), 31% dos resíduos destinados ao aterro sanitário possuíam potencial de reciclagem; hoje, esse valor corresponde a 17,2%.

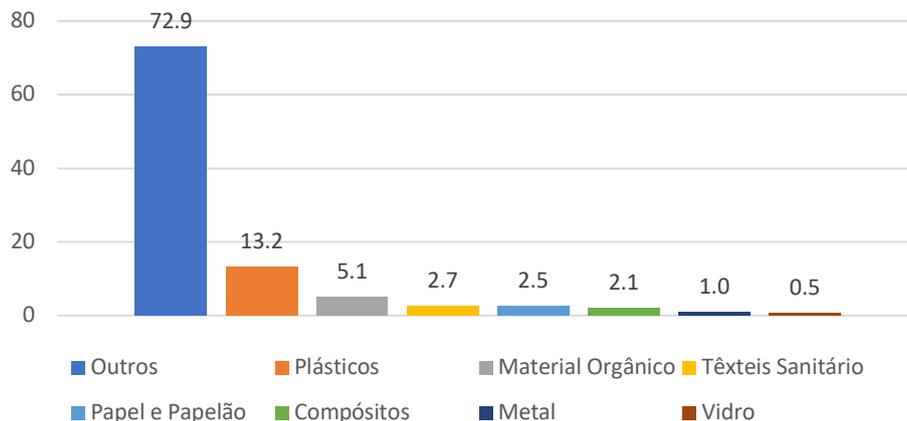


Figura 10 - Composição gravimétrica em porcentagem dos resíduos aterrados.

Fonte: Autores (2019).

O elevado percentual de materiais classificados como "Outros" na Fig. 10 ocorreu devido à dificuldade de identificá-los. Provavelmente a maioria deles se enquadraria na classe de matéria orgânica. Porém, quando misturados e compactados com os demais resíduos, torna-se difícil a identificação.

Estabelecendo que o município gera diariamente em torno de 500 toneladas de RSU, foi possível

estimar a partir das composições gravimétricas (Fig. 9 e 10) a massa relativa para cada fração de resíduo. A massa estimada de resíduos frescos corresponde à fração gerada diariamente pelo município. Já a massa estimada de resíduos aterrados é correlacionada com a massa, que é depositada diariamente no ASCG. A Fig. 11 compara a massa de resíduos gerada diariamente e a massa que realmente chega no ASCG.

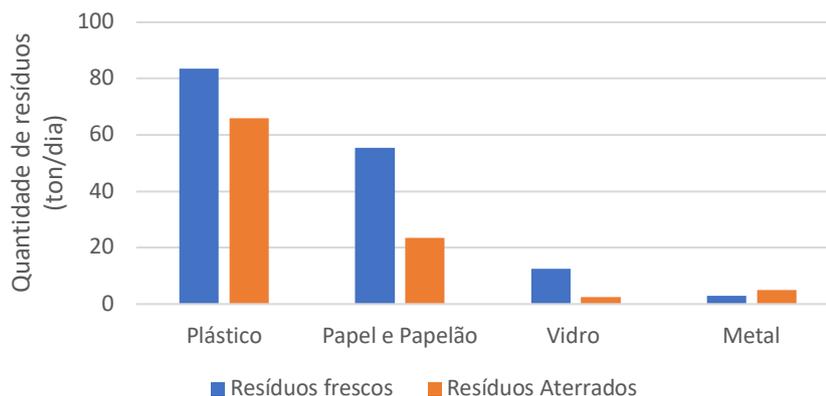


Figura 11 - Quantidade de resíduos recicláveis em Campina Grande.

Fonte: Autores (2019).

Observa-se, na Fig. 11, que há uma redução dos resíduos frescos coletados em comparação com aqueles que chegam no aterro sanitário, exceto o metal. As políticas públicas ou a atuação dos catadores mostrou-se eficiente na gestão dos resíduos de vidro, papel e papelão, uma vez que há uma redução expressiva da quantidade de resíduos dispostos para coleta municipal em 2015 para os resíduos dispostos no aterro em 2018. Para o gerenciamento adequado dos plásticos, ainda se fazem necessárias ações que incentivem ou promovam a redução e a reciclagem desse material.

De modo geral, 68,5 toneladas de resíduos deixaram de ser encaminhadas diariamente ao aterro sanitário, entre 2015 e 2018, devido à redução, reaproveitamento ou reciclagem desses materiais. Porém identifica-se que em 2018 ainda foram dispostos, diariamente, no aterro sanitário, 86 toneladas de resíduos com potencial de reciclagem.

3.2 Potencial Econômico

Na Fig. 12 verifica-se que os resíduos sólidos urbanos gerados em Campina Grande possuem

grande potencial para reciclagem, mesmo após ação de catadores de rua e das associações e cooperativa de catadores de materiais recicláveis. Levando em consideração a média do preço nacional da comercialização dos materiais recicláveis, Campina Grande pode gerar uma receita de aproximadamente R\$ 127.541,7 por dia. Quando analisado com base nos valores comercializados em Campina Grande, o município pode gerar uma receita em torno de R\$ 97.000 por dia.

O plástico é o material que possui maior potencial econômico, gerando uma receita de R\$ 97.361,00, com base na cotação nacional, e de R\$ 70.975,00, com base nos valores comercializados em Campina Grande. Esperava-se que o metal fosse o material de maior rentabilidade. Porém, como esse material é o mais cobijado entre os catadores, essa coleta ocorre antes da municipal. Conforme dados do IPEA (2012), a taxa de reciclagem das latas de alumínio já ultrapassa um índice de 90%.

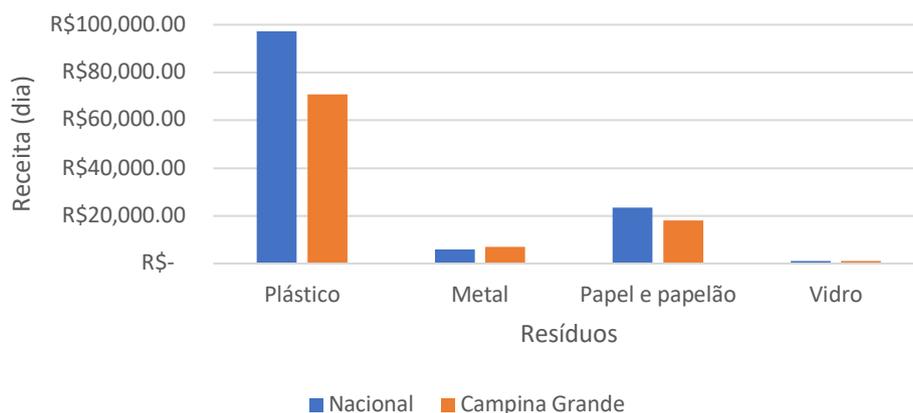


Figura 12 - Potencial econômico dos resíduos recicláveis gerados em Campina Grande. **Fonte:** Autores (2019).

Com o intuito expandir a coleta seletiva no município, a Prefeitura Municipal de Campina Grande promulgou o Termo de Referência para Contratação de Serviços de Coleta Seletiva dos Resíduos Sólidos Urbanos Secos Reutilizáveis e Recicláveis (CAMPINA GRANDE, 2017), que am-

plia, fortalece e consolida os serviços de coleta seletiva no município.

A Fig. 13 apresenta o potencial econômico dos resíduos que são depositados no Aterro Sanitário de Campina Grande.

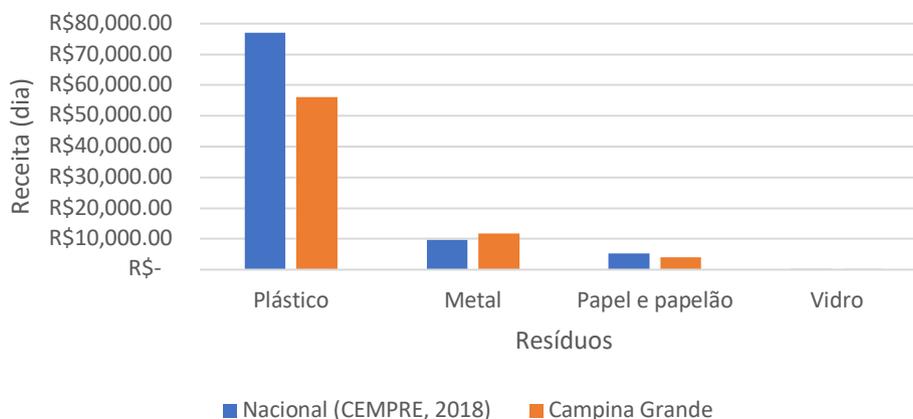


Figura 13 - Potencial econômico dos resíduos que são depositados no Aterro Sanitário. **Fonte:** Autores (2019).

A Fig. 13 revela que os resíduos recicláveis destinados para o aterro sanitário possuem um potencial econômico diário de R\$ 92.162,00, com base na média do preço de materiais recicláveis no Brasil, e de R\$ 72.100,00, se analisado com os valores comercializados em Campina Grande. Ao

ano, esses resíduos podem gerar uma receita de R\$ 25.956.000,00.

Araújo Neto et al. (2012) constataram que a cidade de Campina Grande - PB tem um potencial econômico considerável para a reciclagem de materiais, pois 5.302,5 t de resíduos que pode-

riam ser reciclados mensalmente são destinados ao aterro sanitário, perdendo uma renda mensal bruta de R\$ 1.557.787,50 devido à ineficácia ou má gestão dos RSU.

Paz et al. (2011) realizaram um estudo de ganho econômico com a reciclagem de resíduos sólidos gerados no município de Recife, Pernambuco. Os autores estimaram o ganho total de R\$ 238.050,00 por dia, R\$ 7.141.500,00 por mês, e R\$ 86.888.250,00 por ano, considerando a reciclagem de plásticos, papel, papelão, vidro e metais.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS, instituída no país por meio da Lei Federal nº 12.305 (BRASIL, 2010), está em vigor há oito anos, mas ainda se fazem necessárias aplicações práticas em vários pontos. A quantidade de resíduos sólidos urbanos dispostos no aterro sanitário de Campina Grande é mais do que o dobro do que foi estimado pela ESOSAM (2014), e a reciclagem cresce de forma paulatina, mesmo com o alto potencial econômico de reciclagem nos resíduos gerados em Campina Grande.

4 CONCLUSÃO

Os valores dos resíduos recicláveis em Campina Grande estão próximos dos praticados em outras regiões do Brasil. O município possui enorme potencial econômico para a reciclagem, tendo em vista que muitos resíduos passíveis de reciclagem ainda são depositados no aterro sanitário, deixando de gerar uma elevada receita anual. Assim é de extrema valia verificar os custos operacionais, como triagem específica, limpeza, beneficiamento, acondicionamento, acumulação em quantidades compatíveis com o aproveitamento industrial, transporte e processamento dos RSU recicláveis.

O diagnóstico realizado sobre a situação possibilita a realização de um panorama com bastante realismo sobre os resultados que podem ser ob-

tidos com o potencial econômico da reciclagem dos resíduos na cidade de Campina Grande - PB.

Também é notória a importância de conhecer o perfil socioeconômico das pessoas que trabalham como catadores, pois por meio desse levantamento é possível obter informações que possam ser utilizadas para o estímulo de mais pessoas, a fim de que estas ingressem nesta atividade, ampliando o processo de reciclagem, trazendo mais benefícios à sociedade e ao meio ambiente.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos Sólidos - classificação**. Rio de Janeiro, 2004.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.
- ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil: 2016**. Rio de Janeiro, 2017.
- Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba - AESA. In: **DADOS ano 2006**. Campina Grande - PB: Disponível em: <http://www.lmrsemarh.buifcg.edu.br/meteoro/chuvas_ano200609_dados.shtml>. Acesso em: maio 2018.
- ARAÚJO NETO, C. L. **Análise do comportamento dos resíduos sólidos urbanos e desenvolvimento de modelos estatísticos para previsão das deformações de aterros sanitários**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Paraíba, Brasil, 2016.
- ARAÚJO NETO, C. L.; RIBEIRO, L. S.; DANTAS, E. R. B.; Paiva, W. Viabilidade Econômica da Reciclagem dos Plásticos na Cidade de Campina Grande - PB. In: Seminário Regional Nordeste de Resíduos / 2º Encontro Sergiano de Resíduos Sólidos, 2012, São Cristóvão. Seminário Regional Nordeste de Resíduos / 2º Encontro Sergiano de Resíduos Sólidos, 2012. **Anais...**
- BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia ambiental**. Oficina de Textos, 2008.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Lex: Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS: **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2010.

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem. **CEMPRE Ciclosoft 2016**. Disponível em: <<http://cempre.org.br/ciclosoft/id/8>>. Acesso em maio de 2018.

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem. **Mercado - preço do material reciclável, Maio/2018**. Disponível em: <<http://cempre.org.br/servico/mercado>>. Acesso em maio de 2018.

CUNHA, J. E. B. L.; RUFINO, I. A. A.; IDEIÃO, S. M. A. Determinação da Temperatura de Superfície na cidade de Campina Grande-PB a partir de imagens do Satélite Landsat 5-TM. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal. 2009. **Anais...**

DGGT, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik. Empfehlungen der Arbeitskreises "Geotechnik der Deponien und Altlasten". **GDA E 1-7: Identifizierung und Beschreibung von Abfällen (Entwurf)**. Bautechnik 71, Helf 9, Berlin: Wilhelm Ernst e Sohn. 1994.

ECOSAM. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de Campina Grande-PB**. João Pessoa: ECOSAM, 2014.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades. 2017**. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/uf.php?lang=&coduf=25&search=paraiba>>. Acesso: maio de 2018.

IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos: relatório de pesquisa**. Brasília, 2012.

PAZ, D. H. F.; OLIVEIRA, B. C.; ARAUJO, G. V. R.; SILVA, R. C. P.; EL-DEIR, S. G. Estudo da valoração econômica dos resíduos sólidos domiciliares no município de Recife/PE. In: II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Unopar: Londrina, PR, 2011. **Anais...**

WORLD BANK, **What a Waste 2.0 - A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Washington, DC: World Bank Group, 2018.

Desenvolvimento de ferramenta digital "Licitascan" para checagem de documentação em licitações de obras de engenharia na área de saneamento básico

Development of digital tool "Licitascan" for checking documentation in biddings for engineering works in the basic sanitation area

- **Data de entrada:**
29/07/2020
- **Data de aprovação:**
01/07/2022

João Paulo Pereira^{1*} | Luciano Farias de Novaes²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.036>

ORCID ID

Pereira JP  <https://orcid.org/0000-0002-1229-1971>

Novaes LF  <https://orcid.org/0000-0001-7461-3369>

Resumo

Em muitas licitações de obras de saneamento básico no Brasil ocorrem falhas e inconformidades, comprometendo a seleção de uma empresa para a execução da obra. Por isso o planejamento e a condução dos trâmites das fases Preliminar e Interna de uma licitação são de extrema importância, justificando a necessidade de uma ferramenta digital que permita minimizar os erros e as paralisações dos processos licitatórios, bem como depois, para que as obras não sejam comprometidas pela falta de planejamento. Este trabalho teve como objetivo desenvolver uma ferramenta digital para checagem de documentação, em suas etapas Preliminar e Interna, visando à publicação de licitações de obras de engenharia na área de saneamento básico. Como resultado, foi criado o LicitaScan. Em pesquisa com os usuários, foi relatado que, em linhas gerais, a ferramenta digital LicitaScan é útil e prática para utilização nos processos de contratações de obras na área de saneamento básico.

Palavras-chave: Obra Pública. Saneamento Básico. Licitação. Administração Sustentável.

Abstract

In many tenders for basic sanitation works in Brazil, failures and non-conformities occur, compromising the selection of a company for and execution of the work. For this reason, planning and conducting the procedures for the Preliminary and Internal phases of a bid is extremely important, justifying the need for a digital tool that allows minimizing errors and stoppages in the bidding processes, as well as later, so that the works are not compromised by the lack of planning. The work aimed to develop a digital tool for checking documentation, in its Preliminary and Internal stages, aiming at the publication of bids for engineering works in the area of basic sanitation. As a result, LicitaScan was created. In research, users reported that, in general, the tool is useful and practical for use in the processes of contracting works in the area of basic sanitation.

Keywords: Public Work. Sanitation. Bidding. Sustainable Management.

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo - IFSP - Campus São João da Boa Vista - São Paulo - Brasil.

² Universidade de Ribeirão Preto - UNAERP - São Paulo - Brasil.

*Autor correspondente: administradorjoaopaulo@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Os serviços de saneamento básico têm fundamental importância para o desenvolvimento de um país, estando relacionados com a qualidade de vida das pessoas, sobretudo na saúde, com redução da mortalidade infantil, avanços na educação, na ampliação do turismo, na valorização dos imóveis, na renda do trabalhador, na despoluição dos rios e na preservação dos recursos hídricos, entre outros. São definidos, conforme a Lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007), como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, drenagem e manejo das águas pluviais (TRATA BRASIL, 2020).

A instituição da Política Nacional de Saneamento Básico, por meio da Lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007) e do Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB, foi um significativo avanço, contribuindo para o "regimento" do saneamento básico nacional, tendo como primeiro princípio sua universalização. Portanto, devem ser planejadas e executadas ações para que toda a população tenha acesso aos serviços de abastecimento de água potável, coleta e tratamento de esgoto, limpeza urbana, manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo de águas pluviais.

Entretanto, os recursos financeiros são insuficientes para o cumprimento das metas estabelecidas pelo PLANSAB de universalização do abastecimento de água no ano 2023 e de atingir 93% da cobertura dos serviços de esgotos em 2033. Também há uma baixa efetividade nos investimentos em saneamento, promovidos pelo Governo Federal, sendo um desafio urgente a ser enfrentado, que é o de dar mais celeridade, eficiência e eficácia aos investimentos em saneamento básico (OLIVEIRA et al., 2016).

A contratação de obras e serviços de engenharia para saneamento básico pela Administração

Pública, salvo exceções previstas, é realizada por meio de licitação, que tem como objetivo dar transparência e isonomia ao uso dos recursos públicos. Tal procedimento é regido pela Lei nº 8.666, de 21 de junho de 1993 (BRASIL, 1993). Atualmente, obras de saneamento, integrantes do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC), também podem ser licitadas pelo Regime Diferenciado de Contratações Públicas - RDC, instituído pela lei nº 12.462, de 4 de agosto de 2011 (BRASIL, 2011), com a inclusão do inciso IV, por meio da lei nº 12.688, de 2012 (BRASIL, 2012a).

Neiva e Camacho (2006) enfatizam que no Brasil é notório o desperdício de recursos em obras públicas, que pode ser observado pela quantidade de obras inacabadas, de má qualidade ou de valores exorbitantes, encontradas na maioria dos municípios do país, tendo como causa, principalmente a falta de planejamento e de fiscalização.

Por outro lado, investimentos em tecnologia da informação e na capacitação dos servidores permitem identificar indícios de irregularidades em editais de licitações federais usando ferramentas de análise de dados, desenvolvidas pela Controladoria Geral da União - CGU e pelo Tribunal de Contas da União - TCU. Elas são capazes de reconhecer eletronicamente inconsistências nos textos dos editais, como falhas legais que podem comprometer os objetivos da licitação e o resultado do processo, causando prejuízos ao erário público. Uma ferramenta é o robô Alice, acrônimo de "análise de licitações e editais", que vasculha diariamente o Diário Oficial da União - DOU e todos os editais e atas inseridos no sistema de aquisições do Governo Federal, procurando identificar irregularidades em licitações, utilizando técnicas de mineração de textos (BRASIL, 2017).

A mineração de textos pode ser definida como um processo de extração de informações desconhecidas e úteis para encontrar termos relevan-

tes em documentos de texto com grande volume de dados e estabelecer padrões e relacionamentos entre eles com base na frequência e temática dos termos encontrados (PEZZINI, 2016).

O planejamento da contratação de uma obra de saneamento básico é elaborado nas etapas preliminar e interna de uma licitação, antes da publicação do edital. Problemas nessas fases podem ocasionar falta de efetividade na utilização de recursos públicos, superfaturamento ou má qualidade das obras.

De 1998 a 2007, a média anual de investimento em saneamento básico foi de cerca de R\$ 4 bilhões por ano. A partir de 2007, com a promulgação da Lei do Saneamento Básico e o lançamento do PAC I, os investimentos saltaram para valores próximos dos R\$ 9 bilhões por ano. Em 2011 foi lançado o PAC II, promovendo novo aumento nos investimentos, dessa vez menos expressivo do que com o PAC I (OLIVEIRA et al., 2016). A Fig. 1 apresenta os investimentos realizados de 1998 a 2014 na área de saneamento básico.

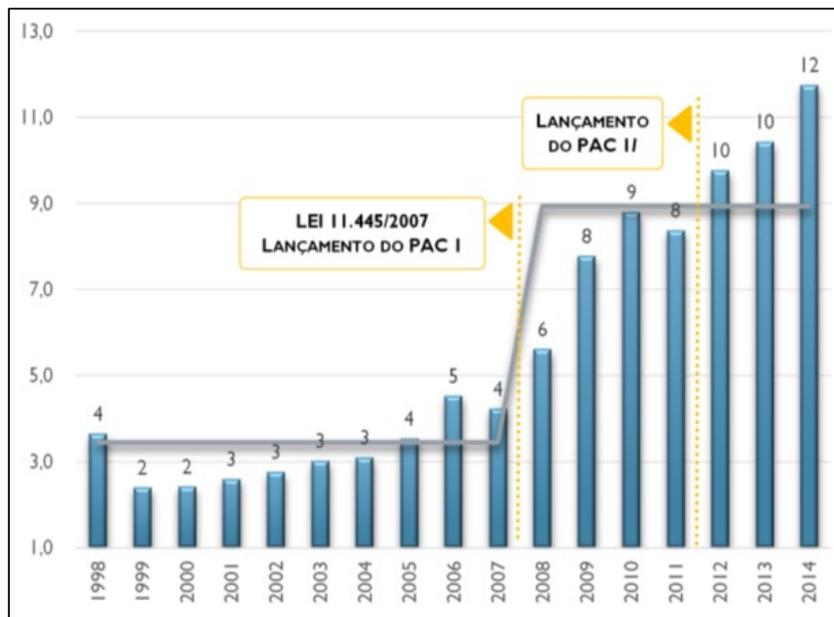


Figura 1 - Investimentos Realizados em Saneamento Básico de 1998 a 2014 (Em Bilhões de R\$/Ano)
 Fonte: Oliveira et al. (2016).

No PLANSAB foi estimado que o investimento preciso para atingir a universalização de abastecimento de água potável e esgotamento sanitário até 2033 é de R\$ 15 bilhões por ano. Em linhas gerais, o Brasil investiu uma média de R\$ 8.9 bilhões por ano, valor muito aquém dos R\$ 15 bilhões por ano determinados pelo PLANSAB, conforme demonstrado na Fig. 1. Nesse ritmo, a universalização ocorrerá somente após o ano de 2047. Assim, a realidade é que o Bra-

sil está longe da universalização dos serviços e que houve pouco progresso desde o ano de 2007 (OLIVEIRA et al., 2016).

Durante toda a evolução do saneamento do nosso país, alguns fatores dificultaram um maior desenvolvimento dessa área, como falta de planejamento, baixo volume de investimentos, deficiência na gestão da área e baixa qualidade técnica dos processos junto com o baixo financiamento. Esses problemas iniciaram-se desde

o início dos serviços e continuam até hoje. Há, conforme exposto até aqui, necessidade de investimento em obras de saneamento, sendo necessário, para tanto, realização de contratações de obras.

Portanto, para um efetivo desenvolvimento da área de saneamento básico, são necessárias obras públicas de qualidade, com um processo de licitação bem planejado com vistas à melhoria da qualidade de vida da população brasileira.

Diante do exposto, este trabalho foi desenvolvido tendo como justificativa a necessidade de investimentos efetivos na área de saneamento básico e de melhor planejamento das contratações de obras públicas para maior eficiência e eficácia da execução do orçamento público. Consistiu na elaboração de uma ferramenta digital, denominada LicitaScan, para auxílio dos departamentos de licitação checarem os documentos referentes a obras de saneamento básico, que são encaminhados para publicação de edital de licitação.

O trabalho visa ao auxílio dos departamentos de licitação, para verificação dos documentos elaborados nas etapas preliminar e interna, auxiliando na identificação de irregularidades, oportunizando correções antes da publicação do edital da licitação, trazendo maior assertividade no processo licitatório e maior efetividade dos investimentos.

2 OBJETIVOS

O objetivo do presente trabalho foi desenvolver uma ferramenta digital para checagem de documentação, em suas etapas preliminar e interna, visando à publicação de licitações de obras de engenharia na área de saneamento básico.

Já os objetivos específicos foram estruturados da seguinte forma: a) Estabelecer procedimento metodológico para ser aplicado em contrata-

ções de obras de saneamento básico por meio de processos licitatórios; b) Desenvolver uma ferramenta digital para ser disponibilizada aos processos de contratações de obras de saneamento básico em suas etapas preliminar e interna; c) Avaliar a ferramenta digital desenvolvida, por meio de pesquisa com agentes de licitação em Instituições Públicas e Privadas.

3 METODOLOGIA

A metodologia proposta se divide em três etapas: 3.1) estabelecimento de procedimento metodológico para ser aplicado em contratações de obras de saneamento básico por meio de processos licitatórios; 3.2) desenvolvimento de uma ferramenta digital para ser disponibilizada aos processos de contratações de obras de saneamento; e 3.3) avaliação da ferramenta digital LicitaScan.

3.1 Procedimento metodológico para ser aplicado em contratações de obras de saneamento básico por meio de processos licitatórios

A elaboração do procedimento metodológico para ser aplicado em contratações de obras de saneamento básico, por meio de processos licitatórios, foi dividida em duas etapas: 3.1.1) levantamento das atividades das etapas preliminar e interna de uma licitação de obras; e 3.1.2) estabelecimento de itens a serem checados nas licitações de obras de saneamento básico.

3.1.1 Levantamento das atividades das etapas preliminar e interna de uma licitação de obras

Antes da elaboração dos itens a serem checados em uma licitação de obras de saneamento básico, foi necessário um levantamento, para melhor compreensão, das atividades das etapas preli-

minar e interna de uma licitação de obras. Para isso, foram elaborados mapas de processos, levando-se em conta a Lei nº 8666, de 21 de junho de 1993 (BRASIL, 1993), que regulamenta o art. 37, inciso XXI, da Constituição Federal, institui normas para licitações e contratos da Administração Pública e dá outras providências; a Lei nº 12.462, de 4 de agosto de 2011 (BRASIL, 2011), que Institui o Regime Diferenciado de Contratações Públicas - RDC e; recomendações para contratação e fiscalização de obras de infraestrutura urbana do Tribunal de Contas da União - TCU (BRASIL, 2014a).

3.1.2 Estabelecimento de itens a serem checados nas licitações de obras de saneamento básico

Com a identificação das atividades das etapas preliminar e interna de uma licitação de obras, foi desenvolvido um *check-list* para checagem dos itens fundamentais em processos de obras na área de saneamento básico. O *check-list* teve como base recomendações para a contratação e fiscalização de obras de edificações públicas do Tribunal de Contas da União - TCU (BRASIL, 2014a) e também listas de verificação da Advocacia Geral da União - AGU (BRASIL, 2020a), disponíveis em seu endereço eletrônico.

Os itens do *check-list* tratam de questões ou tópicos sobre o processo de contratação de obras de saneamento básico, utilizando as atividades das fases preliminar e interna, que são a base da ferramenta digital. O usuário deve analisar cada questão/tópico e responder entre “sim” e “não”, para que a ferramenta detecte se há alguma irregularidade, falta de documento ou discrepância no processo. Caso a questão não tenha aplicabilidade ao processo que está sendo analisado, haverá a opção “não se aplica”.

Como resultados, foram criados mapas de processos e um *check-list* para serem aplicados em contratações de obras de saneamento básico por meio de processos licitatórios.

3.2 Desenvolvimento de uma ferramenta digital para ser disponibilizada aos processos de contratações de obras de saneamento básico

O desenvolvimento da ferramenta digital para ser disponibilizada a processos de contratações de obras de saneamento básico foi dividida em três etapas: 2.2.1) elaboração de diagrama de casos de usos; 2.2.2) elaboração de protótipo; e 2.2.3) concepção da ferramenta digital.

3.2.1 Elaboração de diagrama de casos de uso

Para o desenvolvimento da ferramenta digital, foi elaborado um diagrama de casos de usos como forma de documentação referente ao que o sistema fará, considerando o ponto de vista do usuário, descrevendo as principais funcionalidades do sistema e a interação dessas funcionalidades com seus usuários.

3.2.2 Elaboração de protótipo

Foi elaborado um protótipo, utilizando desenhos, para cada uma das telas e funcionalidades da ferramenta, como por exemplo, a tela de acesso, cadastro de projeto, tela do *check-list* etc.

3.2.3 Concepção da ferramenta digital

O protótipo foi transformado em uma ferramenta computacional, utilizando a tecnologia da informação, sendo desenvolvida na linguagem de programação PHP, seguindo a padronização HTML5 e CSS3. Para o código a ser executado no navegador do usuário, adotaram-se Javascript,

Jquery e Ajax. O design das páginas web foi formatado por meio do framework Bootstrap. Para persistência de dados, utilizou-se o Sistema Gerenciador de Banco Dados MySQL.

3.3 Avaliação da ferramenta digital desenvolvida

Como forma de avaliação da ferramenta digital, foram enviados e-mails para departamentos de licitação nas esferas federal, estadual e municipal, além de empresas privadas que trabalham com licitação. Ao todo, 32 organizações foram convidadas para a realização da avaliação do LicitaScan. No e-mail, constava um convite para teste da ferramenta digital, com o manual do usuário em anexo. Também foi disponibilizado um endereço eletrônico para acesso a um questionário, elaborado na ferramenta de formulários do Google. Os sujeitos da pesquisa foram convidados pelo autor para testarem a ferramenta digital, sem a intervenção do mesmo durante o

processo. Os resultados da avaliação foram dispostos no item 4.3 deste trabalho, sendo que a análise dos dados foi feita de forma qualitativa.

4 RESULTADOS

Neste capítulo são discutidos os resultados do trabalho, tendo como base os objetivos específicos.

4.1 Procedimento metodológico para ser aplicado em contratações de obras de saneamento básico por meio de processos licitatórios

4.1.1 Atividades das etapas preliminar e interna de uma licitação de obras

A Fig. 2 apresenta a sequência de atividades da etapa preliminar para execução indireta de uma obra pública com início e fim, assim como os documentos que devem ser gerados ao final de cada atividade.

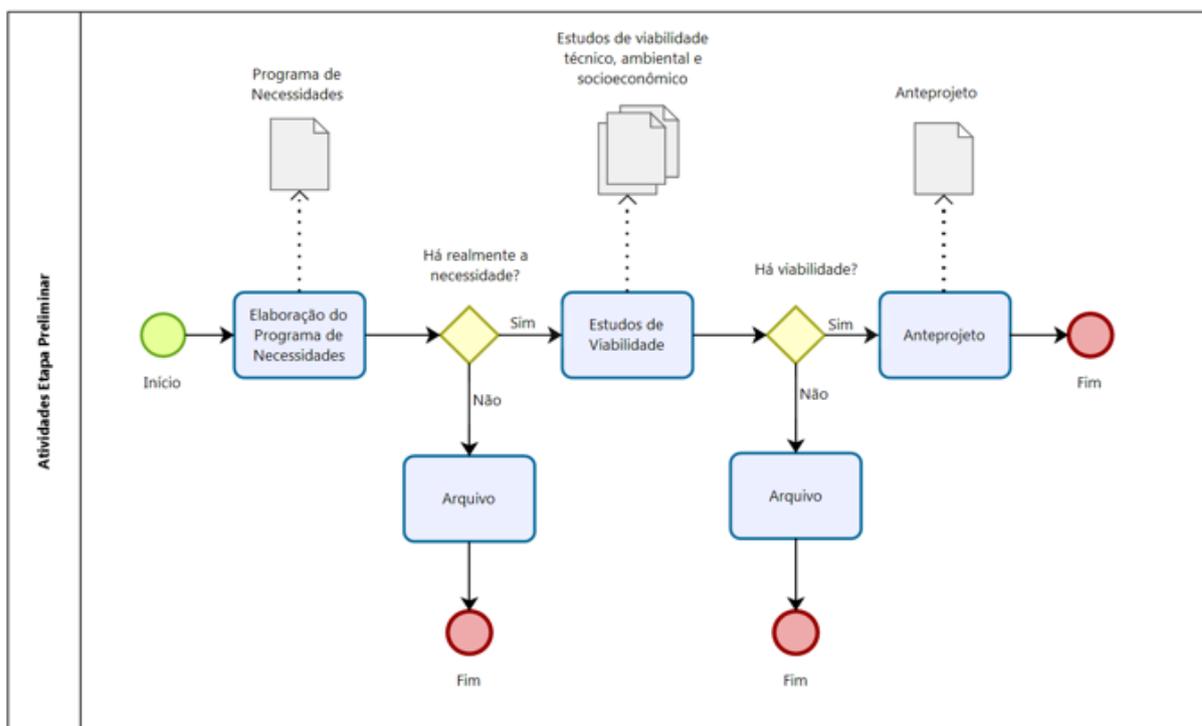


Figura 2 - Mapa de processo da etapa preliminar para licitação de obra
Fonte: Adaptado de Brasil (2014a).

Na etapa preliminar são realizadas atividades com o objetivo de verificar a viabilidade do investimento comparando com outras opções existentes para atender aos anseios da sociedade (PEREIRA JÚNIOR, 2012).

A Fig. 3 apresenta a sequência de atividades da etapa interna para execução indireta de uma obra pública com início e fim, assim como os documentos que devem ser gerados ao final de cada atividade. Com relação à ferramenta digital, a análise dos documentos poderá ser efetu-

ada por qualquer pessoa. Portanto, poderá ser acessada por servidores e funcionários públicos, agentes de licitação, engenheiros, gestores etc. A atividade de checagem da documentação foi nomeada como escâner documental e foi incluída após a elaboração do edital e antes da análise jurídica.

A fase interna pode ser definida como o conjunto de providências que devem ser adotadas pelo órgão responsável pelo certame antes da publicação do edital da licitação (GUSMÃO, 2008).

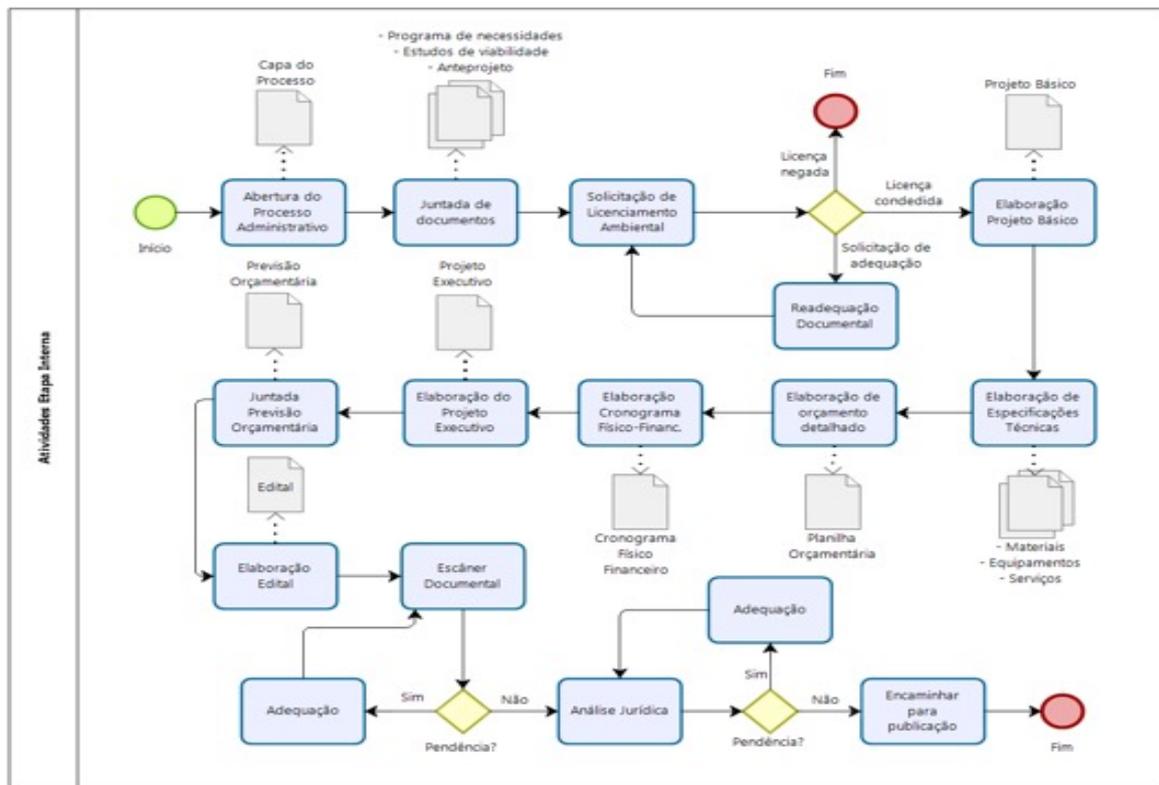


Figura 3 - Mapa de processo da etapa interna para licitação de obra
 Fonte: Adaptado de Brasil (2014a).

Os mapas de processo foram elaborados para planejamento da elaboração de uma ferramenta digital para ser aplicada em contratações de obras de saneamento básico, devido à necessidade de maior assertividade na publicação de editais.

4.1.2 Itens a serem checados nas licitações de obras de saneamento básico

Com a identificação das atividades das etapas preliminar e interna de uma licitação de obras, foi desenvolvido um questionário para checagem dos itens fundamentais em processos de

obras na área de saneamento básico. A Tabela 1 apresenta o resultado dos itens a serem checa-

dos, na etapa preliminar, em processos de licitação para obras de saneamento básico.

Tabela 1 - Itens a serem checados na etapa preliminar em um processo de licitação para obras de saneamento

	Pergunta
Etapa Preliminar	Programa de necessidades: foi elaborado um programa, com o levantamento das principais necessidades, como a finalidade da obra, usuários, dimensões, padrão de acabamento, equipamentos e mobiliários a serem utilizados?
	Estudos de viabilidade: houve estudo de viabilidade técnico, de forma a avaliar alternativas para a implantação do projeto?
	Estudos de viabilidade: houve estudo de viabilidade ambiental, com comprovação de: - domialidade do terreno; - sondagem do solo; - topografia do terreno, sendo anexado levantamento fotográfico - Acórdão 2.438/2005 - 1ª Câmara (BRASIL, 2005)?
	Estudos de viabilidade: houve estudo de viabilidade socioeconômico, analisando as melhorias e possíveis malefícios advindos da implantação da obra?
	Anteprojeto: foi elaborado anteprojeto com a representação técnica da opção aprovada no estudo de viabilidade, demonstrada em desenhos sumários, em número e escala suficientes para perfeita compreensão da obra planejada, contemplando especificações técnicas, memorial descritivo e estimando o custo por meio de orçamento sintético que é a listagem de todos os serviços com as devidas unidades de medida, quantidades e preços unitários, calculados com base nos projetos e demais especificações técnicas?

Fonte: Adaptado de Brasil (2014a); Brasil (2020a).

Pode-se observar, na Tabela 1, que foram identificados cinco tópicos, que foram transformados em perguntas.

A Tabela 2 apresenta o resultado dos itens a serem checados, na etapa interna, em processos de licitação para obras de saneamento básico.

Tabela 2 - Itens a serem checados na etapa interna em um processo de licitação para obras de saneamento

	Pergunta
Etapa Interna	Processo administrativo: foi aberto processo administrativo devidamente autuado, protocolado e numerado, conforme o art. 38, caput, da Lei nº 8.666/93 (BRASIL, 1993)?
	Processo administrativo: consta a solicitação/requisição do objeto, elaborada pelo agente ou setor competente?
	Processo administrativo: a autoridade competente justificou a necessidade da contratação?
	Processo administrativo: consta a autorização da autoridade competente para a abertura da licitação, conforme art. 38, caput, da Lei nº 8.666/93 (BRASIL, 1993)?
	Projeto básico: foi anexado projeto básico?
	Projeto básico: o projeto básico foi desenvolvido com base no modelo da AGU?
	Projeto básico: o projeto básico foi aprovado pela autoridade competente?
	Projeto básico: o autor do projeto básico possui inscrição no Conselho Regional de Engenharia e Agronomia (CREA) estadual ou no Conselho de Arquitetura e Urbanismos (CAU)?
	Projeto básico: foi efetuado o registro das Anotações de Responsabilidade Técnica (ARTs) ou Registro de Responsabilidade Técnica (RRTs), respectivamente, referentes aos projetos?
	Projeto básico: o projeto básico contempla os elementos obrigatórios constantes no artigo 6º, inciso IX da Lei 8.666/1993 (BRASIL, 1993)?
	Licenciamento ambiental: consta no processo a licença prévia, conforme dispõem as resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 001/1986 (CONAMA, 1986), nº 237/1997 (CONAMA, 1997) e da Lei nº 6.938/1981 (BRASIL, 1981)?
	Especificações técnicas: há especificações técnicas no processo, que não sejam catálogos de determinado fornecedor?
	Orçamento detalhado: existe orçamento detalhado em planilhas que expressem a composição de todos os custos unitários do objeto, baseado em pesquisa de preços praticados no mercado, assim como a respectiva pesquisa de preços realizada?
	Orçamento detalhado: quando da utilização de método de pesquisa diverso do disposto na IN/SLTI 05/2014, foi tal situação justificada? (BRASIL, 2014b)
	Orçamento detalhado: no caso de pesquisa com menos de três preços/fornecedores, foi apresentada justificativa? (BRASIL, 2014b).
	Orçamento detalhado: a referência de preços tem como base orçamentos com no máximo 180 dias?
	Cronograma Físico-Financeiro: há no processo o cronograma físico-financeiro?
	Projeto executivo: foi elaborado, se for o caso, o projeto executivo (art. 6º, X e 7º II, Lei nº 8.666/93), ou autorizado que seja realizado concomitantemente com a execução dos mesmos - art. 7º, §1º, Lei 8.666/93 (BRASIL, 1993)?
	Projeto executivo: o projeto executivo está alinhado com o projeto básico?
	Recursos orçamentários: Há previsão de recursos orçamentários, com indicação das respectivas rubricas (arts. 7º, § 2º, III, 14 e 38, caput, da Lei nº 8.666/93) - (BRASIL, 1993)
Edital: Há minuta de edital e anexos - art. 40 da Lei nº 8.666/93 (BRASIL, 1993)?	
Edital: foi anexado termo de contrato?	
Edital: o edital foi desenvolvido com base no modelo da AGU? (BRASIL, 2020b)	
Sustentabilidade: há manifestação sobre práticas e/ou critérios de sustentabilidade economicamente viáveis adotados no procedimento licitatório - TCU, Ac. 2.380/2012-2ª Câmara (BRASIL, 2012b) - Guia Nacional de Licitações Sustentáveis (BRASIL, 2019)	

Fonte: Adaptado de Brasil (2014a); Brasil (2020a).

Foram criados 29 itens a serem checados nos processos de licitação para obras de saneamento. Eles tiveram como base recomendações para a contratação e fiscalização de obras de edificações públicas do Tribunal de Contas da União – TCU (BRASIL, 2014a) e, também, listas de verificação da Advocacia Geral da União – AGU (BRASIL, 2020a), disponível em seu endereço eletrônico. Além do *check-list*, a ferramenta também proporciona a possibilidade de revisão dos documentos elaborados, por outros agentes como consultores, especialistas, responsáveis por outra área etc.

4.2 Desenvolvimento de ferramenta digital para ser disponibilizada aos processos de contratações de obras de saneamento básico em suas etapas preliminar e interna

Devido ao fato de a maioria dos documentos do processo licitatório, como projetos, planilhas e desenhos, serem elaborados em computador, a ferramenta foi desenvolvida e disponibilizada em um endereço eletrônico para que possa ser acessada pela rede mundial de computadores, por meio de um navegador. Foram designados um nome e um endereço eletrônico para a ferramenta digital, conforme Fig. 4.

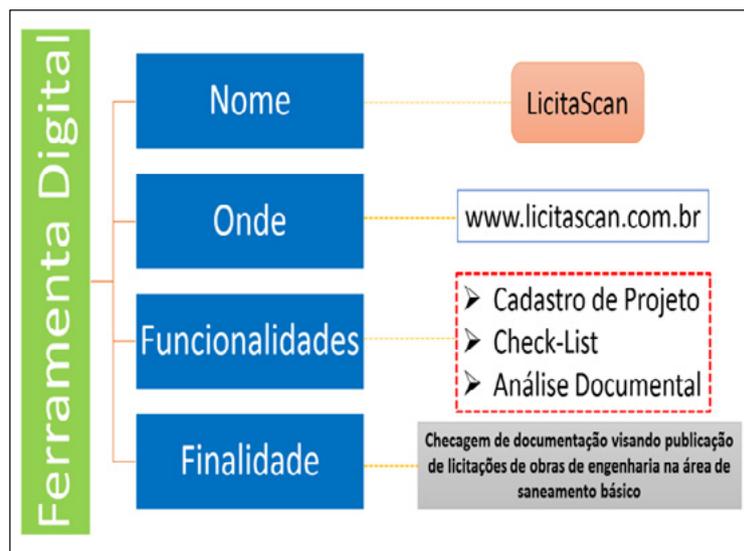


Figura 4 - Planejamento da Ferramenta Digital LicitaScan

Fonte: Autor (2020).

Pode-se observar, na Fig. 4, que o nome da ferramenta digital foi definido como “LicitaScan” e que o endereço para acesso é o “www.licitascan.com.br”. Os usuários podem acessá-la por computador, *tablet*, celular ou outro equipamento para navegação pela internet.

Como funcionalidade da ferramenta digital, foi previsto, conforme metodologia desenvolvida no item 3.1, uma checagem de itens fundamentais para o processo licitatório, através de um *check-list*. Também foi previsto que a ferramenta

digital possibilitasse o envio de arquivos para revisão de especialistas, consultores, superiores ou outros responsáveis para, de forma colaborativa, contribuir com a constituição do processo licitatório para obras de saneamento básico. Para acessar as funcionalidades, o usuário precisa cadastrar um projeto informando nome, descrição, instituição e local.

Diante do exposto, as funcionalidades propostas para o LicitaScan foram descritas em um diagrama de casos de uso, conforme Fig. 5.



Figura 5 - Diagrama de Casos de Uso - LicitaScan
 Fonte: Autor (2020).

No diagrama de casos de usos, os bonecos apontam os atores das ações que estão retratadas nas formas ovais. O termo *extend* indica uma possibilidade para a ação que recebe a seta e o termo *include* aponta que ação que recebe a seta é consequência daquela a que está associada. Pode-se observar que o usuário não logado pode visualizar a página principal do site, se cadastrar, se logar no site e recuperar a senha. O usuário logado tem acesso a todas as funcionalidades do sistema, como cadastrar um projeto, gerenciar projetos, analisar o projeto com o escâner e solicitar revisão de documentos. O usuário revisor pode revisar os documentos, desde que esteja cadastrado no sistema.

Para acessar o LicitaScan, o usuário deve acessar o endereço eletrônico "www.licitascan.com.br" e se cadastrar, informando o seu e-mail na página inicial e clicando em "cadastre-se".

Haverá a necessidade de inclusão do nome completo e uma senha com no mínimo 8 dígitos. Após inclusão das informações, o usuário deverá clicar em "cadastrar". Após o cadastro, o usuário deve acessar o LicitaScan, clicando em "Entrar" na página inicial e, depois, informar o e-mail e senha cadastrados na tela de *login*.

Caso o usuário já tenha cadastro e tenha esquecido a senha, basta clicar em "Entrar", na tela de *login*, clicar em "esqueceu". Após, inserir o e-mail cadastrado e clicar em "Enviar". O usuário receberá um e-mail com um endereço para redefinição da senha.

Após o acesso, o próximo passo é o cadastro de projeto. Entende-se por projeto, para fins de utilização do LicitaScan, o planejamento de um empreendimento na área de saneamento básico. O usuário deverá inserir o nome, uma sucinta descrição do projeto, o nome da Instituição que está

montando o processo de licitação e o local da futura obra. Após, deverá clicar em “cadastrar”. Poderão ser incluídos diversos projetos por usuário.

Para cada projeto, haverá quatro opções: tópicos, editar, excluir e *scannear*.

Após o cadastro do projeto, aparecerá a opção “Scan”, quando o usuário clicar em tópicos. Trata-se de um *check-list* com várias perguntas sobre a estruturação do processo com vistas à licitação. O usuário deve escolher dentre três opções: “sim”, “não” ou “não se aplica”.

Após o preenchimento de todos os itens, o usuário deve clicar em “salvar”, ao final do questionário para que as informações fiquem salvas. Para executar a operação “Scan”, o usuário deverá clicar em “Projetos” e na opção “Scannear”.

O sistema vai criar um arquivo em formato “pdf” com a análise do que foi preenchido pelo usuário. Trata-se de um relatório onde o projeto será validado ou invalidado. Caso todos os itens estejam de acordo, sem pendências, no relatório aparecerá o parecer “Projeto validado pelo LicitaScan”. Entretanto, caso os itens não estejam de acordo, no relatório aparecerá o parecer “Projeto invalidado pelo LicitaScan”. Nos casos em que o projeto for invalidado, para cada não conformidade, aparecerá um tópico de como resolver a pendência detectada. Para os projetos invalidados, o usuário pode seguir as recomendações indicadas pelo LicitaScan e proceder com as correções. Após a correção das pendências, o usuário tem a possibilidade de responder de novo os tópicos do projeto e solicitar novamente a função “scan”.

Para cada item do questionário, disponível na opção “tópicos”, o usuário poderá solicitar a revisão de documentos que compõem o processo. Para isso, deve clicar na imagem de folha, ao final de cada questão onde aparecerá uma tela para adicionar um arquivo. O usuário pode escolher um ou vários arquivos, em formato “pdf”,

preencher a descrição do arquivo e informar o e-mail da pessoa que deve proceder com a revisão. Após, deve clicar em “upload”. O revisor receberá um e-mail para acessar o arquivo e efetuar a revisão. Caso não tenha cadastro, o revisor deverá se cadastrar no LicitaScan. Para cada arquivo enviado para o revisor, aparecerá uma tela de acesso ao documento e as seguintes opções: necessita de alterações ou não necessita de alterações. Há um espaço também para as considerações do revisor.

Caso o documento seja aprovado, haverá a indicação da cor verde e o texto “documento aprovado”. Caso o documento seja reprovado, haverá a indicação da cor amarela e o texto “observação”.

4.3 Avaliação do LicitaScan com agentes de licitação em instituições pública e privadas

Como forma de teste e avaliação da ferramenta digital LicitaScan foi realizada uma pesquisa com agentes que trabalham com licitação em Instituições Públicas e Privadas. Dezenove agentes de licitação testaram a ferramenta e responderam a um questionário.

Buscando caracterização, foi perguntado se o usuário trabalha com licitações como contratante em Instituição Pública ou como fornecedor em Empresa Privada. Como respostas, pode-se constatar que 89,50% dos usuários que testaram o LicitaScan trabalham em Instituições Públicas e 10,50% trabalham em Empresas Privadas. Ainda como forma de caracterização dos usuários, foi perguntado, caso fosse em Instituição Pública, se é na esfera federal, estadual ou municipal. Constatou-se que a maioria dos usuários, ou seja, 68%, trabalham na esfera federal, o que representa 13 agentes de licitação. Na esfera estadual, 10,5% e na esfera municipal, também 10,5%, representando 2 usuários para cada esfera. Somente 2 usuários trabalham em Empresas Privadas, ou seja, 10,5%.

Considerando que o planejamento de uma licitação é realizado nas fases preliminar e interna, foi perguntado aos usuários o seu posicionamento com relação à importância do planejamento de uma licitação para a condução dos procedimentos licitatórios e, conseqüentemente, para uma boa contratação. Todos os usuários concordam que o planejamento de uma licitação é de extrema importância para a condução dos procedimentos licitatórios e, conseqüentemente, para uma boa contratação.

Foi realizada a seguinte pergunta aos usuários: o LicitaScan é uma ferramenta digital para auxílio dos departamentos de licitação verificarem os documentos elaborados nas etapas preliminar e interna de uma licitação. Você acredita que os usuários, utilizando essa ferramenta, poderão identificar irregularidades, criando oportunidades de correções antes da publicação do edital da licitação, trazendo maior assertividade no processo licitatório e maior efetividade dos investimentos públicos? As respostas estão dispostas na Fig. 6.

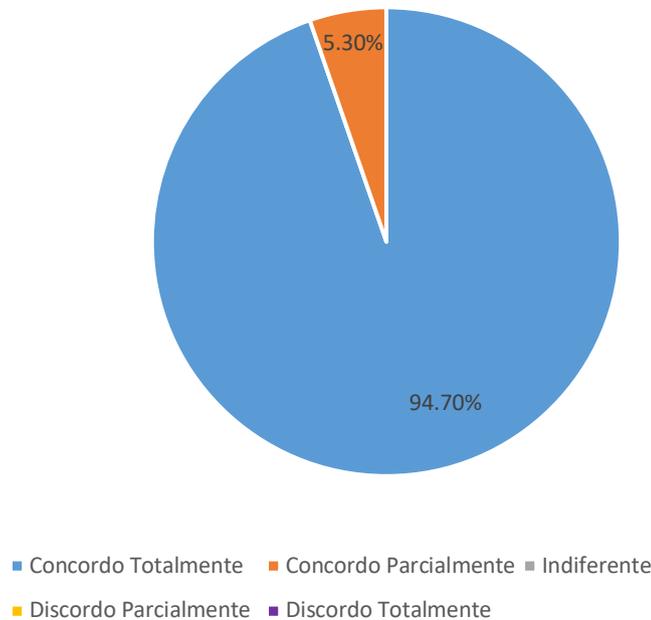


Figura 6 - O LicitaScan é uma ferramenta digital para auxílio dos departamentos de licitação verificarem os documentos elaborados nas etapas preliminar e interna de uma licitação. Você acredita que os usuários, utilizando esta ferramenta, poderão identificar irregularidades, criando oportunidades de correções antes da publicação do edital da licitação, trazendo maior assertividade no processo licitatório e maior efetividade dos investimentos públicos?
Fonte: Autor (2020).

Quase que na totalidade, 94,70% dos usuários responderam que concordam totalmente que poderão identificar irregularidades nos processos, com a oportunidade de correções antes da publicação do edital da licitação, trazendo maior assertividade no processo licitatório e maior efetividade dos investimentos públicos.

Com relação à funcionalidade do LicitaScan de análise documental, foi perguntado aos usuários se eles acreditam que o envolvimento de mais pessoas na construção do processo licitatório, de forma colaborativa, é importante para um melhor planejamento das contratações, promovendo investimentos mais efetivos na área de sanea-

mento básico. Dezoito usuários, ou seja, 94,70% responderam que concordam totalmente que o envolvimento de mais pessoas na construção do processo licitatório, de forma colaborativa, é importante para um melhor planejamento das contratações, promovendo investimentos mais efetivos na área de saneamento básico. Apenas um usuário respondeu que concorda parcialmente. Esse resultado ratifica a importância da funcionalidade de revisão de documentos elaborados nos processos licitatórios, por outros agentes como consultores, especialistas, responsáveis por outra área etc.

5 CONCLUSÕES

O procedimento metodológico elaborado no presente trabalho para ser aplicado em contratações de obras de saneamento básico por meio de processos licitatórios mostrou-se eficiente quando colocado em prática na ferramenta digital criada. As vinte e nove perguntas estabelecidas remetem a itens indispensáveis de uma licitação de obras de saneamento básico. As orientações para caso de irregularidades identificadas também são fundamentais para resolução das pendências identificadas.

O produto final do presente trabalho foi o desenvolvimento de uma ferramenta digital denominada LicitaScan, sendo concluído que os usuários podem checar os processos licitatórios de obras de saneamento básico como uma forma de evitar erros na estruturação da licitação, assim como cada documento que a compõe, permitindo minimizar os erros e as paralisações dos processos licitatórios, bem como depois, para que as obras não sejam comprometidas pela falta de planejamento.

Com a utilização da ferramenta desenvolvida, é possível obter um relatório onde é possível dar um feedback para o gestor, mostrando as possíveis inconsistências evidenciadas. Assim, o

referido gestor poderá corrigir ou readequar as pendências sem ocasionar prejuízos aos cofres públicos. Essa checagem é de extrema importância, pois auxilia na identificação de irregularidades, dando condições de correções antes da publicação do edital da licitação, trazendo maior assertividade ao processo licitatório e maior efetividade aos investimentos.

Também foi possível concluir que a ferramenta digital desenvolvida permite a possibilidade de revisão por outros profissionais, sendo fundamental para a composição do processo licitatório, pois trata-se da possibilidade de uma equipe multidisciplinar checar todos os documentos que serão encaminhados para a licitação, aumentando a possibilidade de sua eficiência e sucesso.

O LicitaScan passou por uma fase de testes interna, com simulação de casos hipotéticos e também pela avaliação de usuários, por meio de pesquisa com agentes que trabalham com licitação em Instituições Públicas e Privadas.

Em linhas gerais, foi relatado pelos usuários que a ferramenta é útil, prática e cumpre com o seu objetivo em proporcionar melhorias nos processos de contratação de obras de saneamento básico, através de checagem de pontos fundamentais na construção do processo e de todos os documentos elaborados nas fases Preliminar e Interna de uma licitação, ou seja, antes da publicação do edital.

Importante ressaltar que qualquer aplicativo ou ferramenta digital é passível de atualizações para melhorias. Fato este primordial para sua qualidade, com o princípio da melhoria contínua.

Diante do exposto, pode-se concluir que a ferramenta digital LicitaScan foi avaliada e que teve uma boa aceitação pelos usuários. Entretanto, a legislação e os regulamentos aplicáveis a licitações de obras na área de saneamento básico poderão sofrer alterações e a ferramenta digital

LicitaScan, desenvolvida neste trabalho, deverá acompanhá-las.

O trabalho foi desenvolvido na primeira versão do LicitaScan. Entretanto, está sendo atualizada para uma segunda versão. Para a segunda versão, haverá um indicativo por cores relacionado com a análise dos arquivos anexados, para fácil visualização. Aparecerá de forma objetiva na página de perguntas se foram anexados arquivos, se os arquivos foram reprovados, aprovados ou ainda, se não foram analisados. Além do indicativo de cores, caso algum arquivo esteja pendente de análise ou reprovado, o relatório da checagem será invalidado. Somente após as correções é que o relatório será validado.

Vários usuários sugeriram a possibilidade de ampliação da abrangência do LicitaScan para outros tipos de licitação, além da área de saneamento básico, como por exemplo aquisição de materiais de consumo, de materiais permanente, contratação de serviços entre outros. Portanto, fica como sugestão para trabalhos futuros a pesquisa de metodologia a ser aplicada a outros tipos de licitação, aproveitando toda a estrutura criada neste trabalho.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

BRASIL. ADVOCACIA GERAL DA UNIÃO. **Listas de verificação**. 2020a. Disponível em: <http://www.agu.gov.br/page/content/detail/id_conteudo/244390>. Acesso em: 10 fev. 2020.

BRASIL. ADVOCACIA GERAL DA UNIÃO. **Modelos de licitações e contratos: apresentação**. 2020b. Notícia alterada em 14/01/2020. Disponível em: http://www.agu.gov.br/page/content/detail/id_conteudo/270265%3E. Acesso em: 27 jan. 2020.

BRASIL. Advocacia-Geral da União (AGU). Consultoria-Geral da União. **Guia Nacional de Contratações Sustentáveis** /Machado, Alessandro Q. (Coordenador da 2ª edição); Freire, André L.

M; Clare, Celso V.; Moreira; Denis G.P; Gomes Filho, José R. P.; Carvalho, Flávia G. de; Paz e Filho, Manoel; Bliacheris, Marcos W; Ferreira, Maria Augusta S. de; Barth, Maria Leticia B. G.; Santos, Mateus L. F; Villac, Teresa. Brasília: AGU, setembro, 2019

BRASIL. GOVERNO ABERTO - CONTROLADORIA GERAL DA UNIÃO. **Tecnologia: varredura diária de irregularidades em editais**. 2017. Disponível em: <<http://governoaberto.cgu.gov.br/noticias/2017/tecnologia-varredura-diaria-de-irregularidades-em-editais>>. Acesso em: 07 fev. 2020.

BRASIL. Tribunal de Contas da União. **Obras Públicas: Recomendações Básicas para a Contratação e Fiscalização de Obras de Edificações Públicas**. 4. ed. Brasília: TCU, Secretaria de Fiscalização de Obras de Infraestrutura Urbana, 2014a. 100 p.

BRASIL. **Instrução normativa nº 5, de 27 de junho de 2014**: dispõe sobre os procedimentos administrativos básicos para a realização de pesquisa de preços para a aquisição de bens e contratação de serviços em geral. MINISTÉRIO DA ECONOMIA. 2014b. Disponível em: <https://paineldeprescos.planejamento.gov.br/storage/c2c8e5561058abadb44e881afa02f65a.pdf>. Acesso em: 07 fev. 2020.

BRASIL. Lei nº 12.688, de 18 de julho de 2012. Autoriza a Centrais Elétricas Brasileiras S.A. (Eletrobras) a adquirir o controle acionário da Celg Distribuição S.A. (Celg D); institui o Programa de Estímulo à Reestruturação e ao Fortalecimento das Instituições de Ensino Superior (Proies); altera as Leis nº s 3.890-A, de 25 de abril de 1961, 9.718, de 27 de novembro de 1998, 10.637, de 30 de dezembro de 2002, 10.887, de 18 de junho de 2004, 10.833, de 29 de dezembro de 2003, 11.033, de 21 de dezembro de 2004, 11.128, de 28 de junho de 2005, 11.651, de 7 de abril de 2008, 12.024, de 27 de agosto de 2009, 12.101, de 27 de novembro de 2009, 12.429, de 20 de junho de 2011, 12.462, de 4 de agosto de 2011, e 12.546, de 14 de dezembro de 2011 e dá outras providências. 2012a. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 de julho de 2012.

BRASIL. Tribunal de Contas da União. **Acórdão nº 2.380/2012**. Segunda Câmara. Relator: Aroldo Cedraz. Sessão de 17/04/2012, Brasília, 2012b

BRASIL. Lei nº 12.462, de 4 de agosto de 2011. Institui o Regime Diferenciado de Contratações Públicas - RDC; altera a Lei nº 10.683, de 28 de maio de 2003, que dispõe sobre a organização da Presidência da República e dos Ministérios, a legislação da Agência Nacional de Aviação Civil (Anac) e a legislação da Empresa Brasileira de Infraestrutura Aeroportuária (Infraero); cria a Secretaria de Aviação Civil, cargos de Ministro de Estado, cargos em comissão e cargos de Controlador de Tráfego Aéreo; autoriza a contratação de controladores de tráfego aéreo temporários; altera as Leis nºs 11.182, de 27 de setembro de 2005, 5.862, de 12 de dezembro de 1972, 8.399, de 7 de janeiro de 1992, 11.526, de 4 de outubro de 2007, 11.458, de 19 de março de 2007, e 12.350, de 20 de dezembro de 2010, e a Medida Provisória nº 2.185-35, de 24 de agosto de 2001; e revoga dispositivos da Lei nº 9.649, de

27 de maio de 1998. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 04 de agosto de 2011.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. 2007. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 05 de janeiro de 2007.

BRASIL. Tribunal de Contas da União. **Acórdão nº 2.438/2005**. Primeira Câmara. Relator: Augusto Nardes. Sessão de 11/10/2005, Brasília, 2005.

BRASIL. Lei nº 8.666, de 21 de junho de 1993. Regulamenta o art. 37, inciso XXI, da Constituição Federal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 22 de junho de 1993.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 31 de agosto de 1981.

CONAMA. Resolução CONAMA nº 237, de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. Brasília, 1997. **Diário Oficial da União**, 22 de dez. 1997

CONAMA. **Resolução CONAMA nº 001**, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Brasília, 1986.

GUSMÃO, J. R. L. **Planejamento na contratação de obras públicas: estudo das disposições legais sobre projeto básico, licenciamento ambiental, definição dos custos e fonte dos recursos no processo de contratação de empreendimentos**

públicos. 2008. 69 f. Monografia (Especialização) - Curso de MBA em Gerenciamento de Obras, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2008. Disponível em: <<https://licitacoes.ufsc.br/files/2014/10/Monografia-sobre-o-Planejamento-de-Obras-P%C3%BAblicas.pdf>>. Acesso em: 03 jan. 2020.

NEIVA, A. A.; CAMACHO, S. M. G. Controles internos na etapa de elaboração de projeto básico no sistema de produção de obras públicas. In: Simpósio Nacional de Auditoria de Obras Públicas, 11, 2006, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: SINAOP, 2006. Disponível em: <http://www.ibraop.org.br/media/sinaop/11_sinaop/controleinternonaelaboracao.pdf>. Acesso em: 28 dez. 2019.

OLIVEIRA, Fe. et al. **Efetividade dos investimentos em saneamento básico no Brasil**. 2016. Fundação Getúlio Vargas - Centro de Estudos em Regulação e Infraestrutura. Disponível em: <https://ceri.fgv.br/sites/default/files/publicacoes/2018-10/39_efetividade-dos-investimentos-em-saneamento-no-brasil-25-09-2016.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2020.

PEREIRA JÚNIOR, J. J. **Obras Públicas: Licitação e Contratação**. 2012. 64 f. Monografia (Especialização) - Curso de Direito e Administração Pública, Centro Universitário de Rio Preto - UNIRP, São José do Rio Preto, 2012. Disponível em: <https://www4.tce.sp.gov.br/ecp/sites/default/files/jair_jose_pereira_junior.pdf>. Acesso em: 30 dez. 2019.

PEZZINI, A. Mineração de textos: conceito, processo e aplicações. **Eletr. do Alto Vale do Itajaí - Reavi, Ibirama/SC**, v. 5, n. 8, p. 58-61, dez. 2016.

TRATA BRASIL (São Paulo). **O que é saneamento?** 2020. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/o-que-e-saneamento>>. Acesso em: 29 jan. 2020.

Proposta de distribuição espacial de pontos de entrega voluntária para recebimento de resíduos de construção e demolição

Spatial distribution proposal for voluntary delivery points for receiving construction and demolition waste

• **Data de entrada:**
25/03/2020

• **Data de aprovação:**
01/07/2022

Maria Aliny Souza Silva^{1*} | Andréa Soares de Oliveira² | Caio Álisson Diniz da Silva² | Daniel Viana de Freitas² | Ellen Maria Sampaio Almeida² | Alisson Gadelha de Medeiros² | Maria Josicleide Felipe Guedes²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.037>

ORCID ID

Silva MAS  <https://orcid.org/0000-0002-1656-8165>

Oliveira AS  <https://orcid.org/0000-0003-1089-4071>

Silva CAD  <https://orcid.org/0000-0002-8713-7565>

Freitas DV  <https://orcid.org/0000-0003-0800-0489>

Almeida EMS  <https://orcid.org/0000-0002-9943-9851>

Medeiros AG  <https://orcid.org/0000-0002-3893-2183>

Guedes MJF  <https://orcid.org/0000-0002-1028-1040>

Resumo

A disposição de forma inadequada dos resíduos de construção e demolição (RCD) resulta em impactos negativos ao meio ambiente e, em decorrência, à sociedade. Nesse contexto, objetivou-se elaborar uma proposta de distribuição espacial de pontos de entrega voluntária (PEV) para recebimento de RCD no município de Mossoró-RN, com um delineamento metodológico abrangente, aplicável a outros municípios. A metodologia consistiu no mapeamento de locais com disposição inadequada de RCD na zona urbana do município, comparação e aplicação de metodologias para indicar a quantidade de PEV necessários, assim como a indicação das áreas adequadas para instalação desses dispositivos. Por meio dos resultados, verificou-se que a implementação de PEV se mostra extremamente necessária diante do número expressivo de áreas de disposição inadequada de RCD identificadas nesta pesquisa, totalizando 897 pontos. Ao término desta análise, foi indicada a instalação de 13 pontos de entrega voluntária no município de Mossoró.

Palavras-chave: Obras civis. Disposição inadequada de resíduos. Sistema de informação geográfica. Gerenciamento.

Abstract

The improper disposal of construction and demolition waste (CDW) results in negative impacts on the environment and on society. Within this context, through this research, the objective was to develop a proposal for the spatial distribution of voluntary delivery points (VDP) for receiving CDW in Mossoró-RN city, with a comprehensive methodological design applicable to other cities. The methodology consisted of mapping the sites of inadequate disposal of CDW in the urban area of the city, comparing and applying methodologies to indicate the amount of VDP needed, as well as indicating the appropriate areas for installing this equipment. Through the results obtained, it was concluded that the implementation of VDP is extremely necessary in view of the expressive number of areas where inadequate disposal of CDW was identified in this research, totaling 897 points. At the end of this analysis, it was indicated the installation of 13 voluntary delivery points in Mossoró city.

Keywords: Civil works. Inadequate waste disposal. Geographic information system. Management.

¹ Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

² Universidade Federal Rural do Semi-Árido (Ufersa) - Mossoró - Rio Grande do Norte - Brasil.

* **Autora correspondente:** maria.aliny18@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, o investimento no setor de construção civil e a crescente exigência de habitats nas áreas urbanas criaram uma grande demanda por materiais convencionais, devido ao crescimento econômico e à expansão populacional. A rápida taxa de modernização e industrialização também levou à geração de grandes quantidades de resíduos de construção e demolição (RCD). Grande volume desses resíduos emerge da demolição de obras antigas, mas também da construção de novas obras. Esses RCD são os maiores fluxos de resíduos sólidos em muitos países em todo o mundo (BEHERA et al., 2014).

A disposição de resíduos em grandes áreas urbanas causa problemas como a degradação da paisagem urbana. Além disso, essa disposição está associada à contaminação do solo e da água, devido ao descarte de resíduos perigosos, como amianto e compostos orgânicos voláteis (ESIN; COSGUN, 2007). Segundo Laruccia (2014), a incorreta disposição dos resíduos causa comprometimento no sistema de drenagem, degradação de mananciais, dificulta a circulação de veículos e pessoas nas vias, além de promover a proliferação de uma série de vetores de doenças, como baratas, ratos, escorpiões, moscas e outros.

No Brasil, cerca de 45 milhões de toneladas de RCD foram produzidas em 2017, o que equivale a 57% do total de resíduos sólidos produzidos no país (ABRELPE, 2017). Vale ressaltar que a quantidade de resíduos gerada é ainda maior, pois a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) leva em consideração apenas a quantidade de resíduos coletada pelos municípios de forma direta ou por contratação de terceiros, e não contabiliza a quantidade de RCD coletada pelo próprio gerador ou por empresas privadas.

Mossoró, segundo maior município do estado do Rio de Grande do Norte, tem sido destaque

nacional por conta do seu rápido processo de urbanização e crescimento econômico, principalmente devido à exploração do petróleo e à construção civil. Com isso, há uma crescente geração de resíduos, o que acarreta em problemas referentes ao seu gerenciamento adequado (SILVA; MORAIS, 2015).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída por meio da Lei nº 12.305/2010, impõe a responsabilidade da disposição final dos resíduos sólidos de forma compartilhada entre os geradores de resíduos, os cidadãos e os titulares de serviços de manejo dos resíduos sólidos urbanos (BRASIL, 2010).

Após uma década da implementação da PNRS, algumas de suas metas ainda não foram alcançadas, a exemplo da substituição de lixões por aterros sanitários. De acordo com o panorama dos resíduos sólidos do Brasil (ABRELPE, 2017), 40,9% dos resíduos sólidos coletados foram despejados em locais inadequados por 3.352 municípios brasileiros, totalizando mais 29 milhões de toneladas de resíduos em lixões ou aterros controlados, que não possuem o conjunto de sistemas e medidas necessários para proteção do meio ambiente contra danos e degradações, com impactos diretos à saúde de milhões de pessoas.

A inexistência de políticas públicas que facilitem a fiscalização da coleta e disposição desses resíduos favorece o surgimento de vários pontos de deposição irregular de RCD, predominantemente nas áreas mais periféricas das cidades, aumentando os gastos públicos para uma gestão corretiva (HOLANDA et al., 2018).

Uma alternativa de gerenciamento de resíduos de construção e demolição para os pequenos geradores é a instalação de pontos de entrega voluntária (PEV) em determinadas regiões. Os PEV são instalados em uma área pública adequada, projetada para receber RCD de pequenos geradores, sendo, geralmente, definido um limite de

1 m³ de resíduo por usuário (OLIVEIRA; PASCHOALIN FILHO, 2016). O ideal é que esses pontos sejam localizados em áreas públicas ou privadas, cedidas ao poder municipal, onde já existem disposições irregulares.

Nesse sentido, o gerenciamento dos resíduos de construção e demolição se mostra como uma tarefa de extrema importância, fazendo-se necessário aperfeiçoar os mecanismos de tomada de decisões. Com esse intuito, os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) vêm sendo cada vez mais utilizados, visto que contam com a vantagem de armazenamento, recuperação e análise de quantidades consideráveis de dados de diversas fontes, além de exibir os resultados com facilidade, fornecendo soluções eficazes nas mais diversas disciplinas (YILDİRİM et al., 2018; GBANIE et al., 2013). Como aplicações relacionadas à análise e instalação de PEV, merecem destaque os trabalhos desenvolvidos por Paz et al. (2018), Rosado e Penteadó (2018) e Geus et al. (2019). Já as pesquisas realizadas por Dutra et al. (2019), Carrilho et al. (2018) e Poague et al. (2018) retrataram

aspectos relativos à seleção de áreas para instalação de aterros sanitários por meio de SIG.

Assim, neste artigo objetivou-se elaborar uma proposta de distribuição espacial de pontos de entrega voluntária para recebimento de resíduos de construção e demolição no município de Mossoró-RN, utilizando técnicas de geoprocessamento, com um delineamento metodológico abrangente, aplicável a outros municípios.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado no município de Mossoró-RN, que se encontra localizado entre duas importantes capitais do Nordeste brasileiro, Natal-RN e Fortaleza-CE, distante a 278 e 245 km, respectivamente (Fig. 1). Possui uma área territorial de 2.099,333 km² (IBGE, 2019a), com população estimada em 297.378 habitantes (IBGE, 2019a) e densidade demográfica de 123,76 hab.km² (IBGE, 2010).

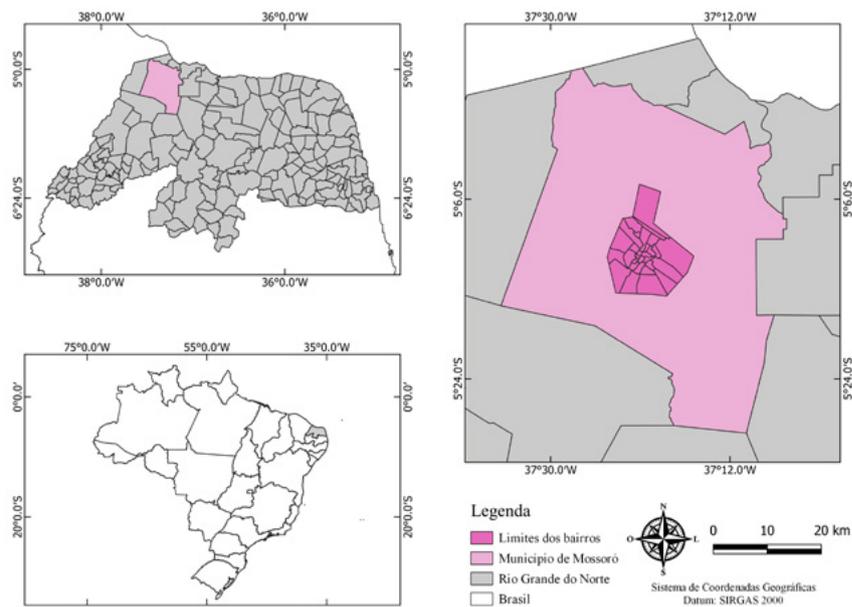


Figura 1 - Área de abrangência da pesquisa
Fonte: Autoria própria (2019).

2.2 Identificação dos locais com disposição inadequada de resíduos

O primeiro passo no desenvolvimento da pesquisa foi a identificação dos pontos de disposição irregular de RCD, dentro da área urbanizada do município, por meio de observação direta. Foram realizadas viagens de carro pelas vias da cidade, e os percursos foram planejados a partir dos limites dos bairros, disponibilizados pela prefeitura do município, em formato *shapefile*, garantindo a passagem por todas as ruas e atingindo 1 ou 2 bairros por dia, a depender da área abrangida. Os pontos identificados foram catalogados utilizando o aplicativo *Google Maps*, para definição das coordenadas geográficas, e câmera para registro fotográfico.

2.3 Quantificação dos pontos de entrega voluntária

Para definir a quantidade de pontos de entrega voluntária a serem instalados, foi realizada uma comparação entre 03 (três) métodos: MMA (2010), Peixoto, Campos e D'Agosto (2006) e Scremin (2007).

Os Ministérios do Meio Ambiente e das Cidades desenvolveram, durante o planejamento dos investimentos para o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC), uma modelagem da distribuição das áreas de manejo para os diversos portes de municípios, de forma que sempre pudessem ser indicadas soluções para a correção das carências de gestão nas localidades brasileiras (MMA, 2010). Na Tabela 1 são apresentadas as definições realizadas pelos ministérios.

Tabela 1 - Definição das instalações para manejo de resíduos da construção e demolição e volumosos, da responsabilidade pública, em municípios com dimensões típicas

População aproximada (habitantes)	Resíduos com entrega voluntária em pequenas quantidades	Resíduos oriundos da limpeza corretiva	Resíduos oriundos das obras públicas	Destinação final do RCD ¹ classe A	Nº de instalações	Norma Técnica Brasileira
200 mil	PEV ²	ATT ³	Aterro RCD	PEV - 8	NBR 15.112	
				ATT - 2	NBR 15.112	
				Aterros - 2	NBR 15.113	
100 mil	PEV	ATT	Aterro RCD	PEV - 4	NBR 15.112	
				ATT - 1	NBR 15.112	
				Aterro - 1	NBR 15.113	
75 mil	PEV	ATT	Aterro RCD	PEV - 3	NBR 15.112	
				ATT - 1	NBR 15.112	
					NBR 15.113	
50 mil a 25 mil	PEV Central PEV Central Simplificado		Aterro RCD	PEV Cent - 1	NBR 15.112	
				PEV Sim. - 1	NBR 15.112	
				Aterro - 1	NBR 15.113	
Abaixo de 25 mil	PEV Central		Aterro RCD	PEV Cent. - 1	NBR 15.112	
					NBR 15.113	

RCD¹: resíduos da construção e demolição; PEV²: ponto de entrega voluntária; ATT³: área de transbordo e triagem

Fonte: MMA (2010).

Peixoto, Campos e D'Agosto (2006) elaboraram a Eq. 1 para estimar a quantidade de PEV que são necessários para abranger a área de estudo, em função da quantidade de resíduos produzidos, a frequência de coleta e a capacidade dos contentores de armazenamento.

$$N_{PEV} = \frac{Q_{rt}}{C_c f} \quad (1)$$

Onde:

N_{PEV} : número de PEV;

Q_{rt} : quantidade de RCD gerada semanalmente, em toneladas;

C_c : capacidade de carga do contêiner, em toneladas;
 f : frequência de coleta, em vezes por semana.

Scremin (2007) fornece uma metodologia para estimar o número de PEV a ser instalado. O cálculo é realizado de acordo com a área urbana analisada, e o raio de abrangência, definido segundo a topografia local (plana, $R = 2,5$ km; ondulada, $R = 2,0$ km; e acidentada, $R = 1,5$ km). A estimativa é obtida de acordo com a Eq. 2:

$$N_{PEV} = \frac{A_u}{\pi R^2} \quad (2)$$

Onde:

N_{PEV} : número de PEV;

A_u : área urbana da cidade, em quilômetros quadrados;

R : raio de cobertura, em quilômetros.

2.4 Distribuição espacial dos pontos de entrega voluntária

A partir das viagens realizadas para a identificação dos pontos de disposição irregular de RCD, foi possível reconhecer e validar a área urbanizada do município e também a área visitada e a não visitada, com auxílio do *software* Google Earth Pro, tendo como base *layers* do município fornecidos pela prefeitura e pelo IBGE (2019b). Essas informações foram inseridas no *software* QGIS 3.4, gerando um arquivo vetorial no formato *shapefile* que, em conjunto com o levantamento das coordenadas geográficas dos pontos, construiu um banco de dados em SIG. Foram desenvolvidos mapas da distribuição espacial de

pequenos acúmulos de RCD dentro da área urbanizada do município.

Com utilização de metodologia adaptada de Ornelas (2011), foi composta uma superfície de densidade Kernel, por meio do *software* QGIS 3.4, no qual, para cada ponto de disposição inadequada de RCD, um *buffer* de 200 m foi delineado, e assim foram verificadas as áreas com maiores concentrações de pontos. Essa concentração de pontos foi dividida em cinco classes: muito baixa, baixa, média, alta e muito alta. Por meio dessas considerações, bem como um levantamento dos lotes aptos para instalação, identificados por meio de imagens do Google Earth Pro, foram propostos os locais dos PEV.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Identificação dos locais com disposição inadequada de resíduos

Na Fig. 2 se apresenta a distribuição dos pontos de disposição inadequada de resíduos da construção e demolição no perímetro urbano do município de Mossoró-RN, das áreas que foram abrangidas na pesquisa. Na Tabela 2 são apresentadas as quantidades de pontos.

A área urbana de Mossoró possui 190,71 km²; destes, por meio das informações apresentadas na Fig. 2, 52,25 km² têm área construída. Dessa área, 77% foi visitada e contabilizaram-se 897 pontos de RCD, dispostos de forma irregular, em vias e terrenos baldios ao longo dos bairros do município, evidenciados na Tabela 2. Não foi possível visitar 100% da área urbana porque alguns locais são de difícil acesso, bem como por questões geográficas e de segurança.

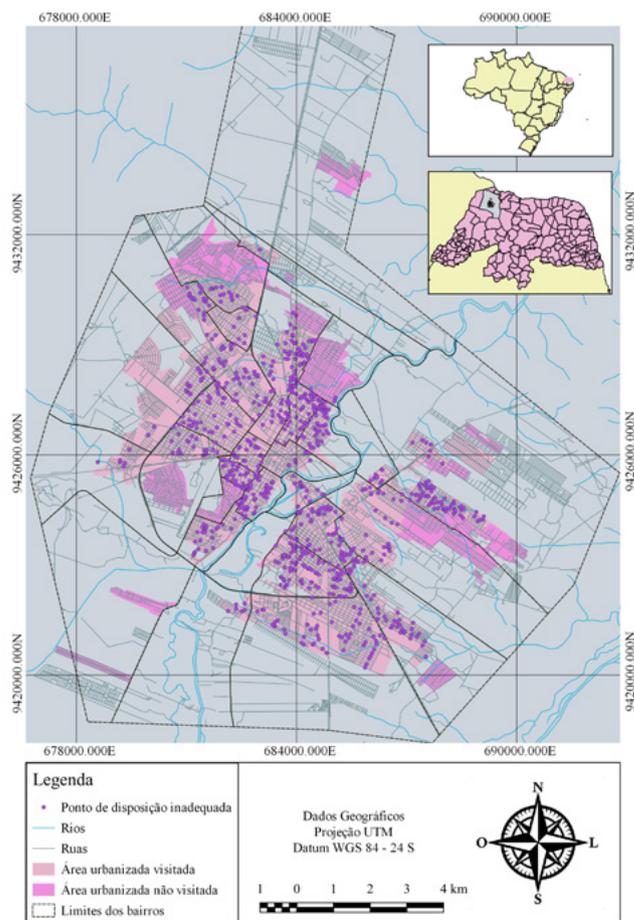


Figura 2 - Distribuição espacial de resíduos da construção e demolição na área urbanizada de Mossoró-RN
Fonte: Autoria própria (2019).

Tabela 2 - Distribuição de locais com disposição inadequada de resíduos de construção e demolição por bairros de Mossoró-RN

Bairro	Nº de pontos	Área total (km ²)	Área urbanizada (km ²)	Área visitada (km ²)	Densidade de pontos (pontos.km ⁻²)
Abolição	68	7,39	4,46	3,85	17,66
Aeroporto	21	4,97	2,71	1,56	13,46
Alto da Conceição	49	1,10	0,86	0,86	56,98
Alto de São Manoel	57	2,00	2,00	2,00	28,50
Alagados	0	2,51	0,10	0,00	-
Barrocas	0	3,34	1,81	0,00	-
Bela Vista	16	11,60	3,64	3,64	4,40
Belo Horizonte	25	1,83	1,28	1,28	19,53
Boa Vista	34	0,53	0,53	0,53	64,15
Bom Jardim	41	1,00	1,00	1,00	41,00
Bom Jesus	7	9,93	0,34	0,34	20,59
Centro	7	1,36	0,87	0,87	8,05
Dix Sept Rosado	9	6,84	0,86	0,86	10,47
Dom Jaime Câmara	44	8,10	2,35	1,87	23,53
Doze Anos	23	0,73	0,73	0,73	31,51
Ilha de Santa Luzia	16	1,38	0,55	0,55	29,09
Itapetinga	0	14,00	0,87	0,00	-

continua...

Tabela 2 - Continuação...

Bairro	Nº de pontos	Área total (km ²)	Área urbanizada (km ²)	Área visitada (km ²)	Densidade de pontos (pontos.km ⁻²)
Lagoa do Mato	0	0,80	0,59	0,00	-
Monsenhor Américo	8	1,00	1,00	1,00	8,00
Nova Betânia	47	2,14	2,14	2,14	21,96
Paredões	49	1,76	0,86	0,86	56,98
Pintos	9	2,10	0,28	0,28	32,14
Planalto 13 de Maio	100	3,00	2,43	2,43	41,15
Presidente Costa e Silva	36	12,30	4,94	3,10	11,61
Redenção	1	3,76	0,35	0,30	3,33
Rincão	71	27,90	1,72	1,04	68,27
Santa Delmira	16	5,62	3,73	1,29	12,40
Santa Júlia	0	29,90	0,81	0,00	-
Santo Antônio	89	5,22	3,34	2,74	32,48
Sumaré	54	16,60	5,10	5,10	10,59
Total	897	190,71	52,25	40,22	-

Fonte: Autoria própria (2019).

Apura-se em média uma densidade de aproximadamente 22 pontos.km⁻² de RCD em área urbanizada visitada no município de Mossoró, de acordo com a Tabela 2. O bairro do Rincão é o de maior densidade de pontos de RCD, com um total de 68,27 pontos.km⁻². Esse bairro é constituído por um conjunto habitacional projetado, o Vingt Rosado, que foi lançado nos anos 90, com casas em padrões construtivos de programas sociais. Com o tempo, é comum que os proprietários de imóveis nesses padrões executem mudanças em suas edificações, o que impulsiona a geração de RCD. O Planalto 13 de Maio é outro exemplo de conjunto habitacional por programas sociais, sendo o bairro com maior número de disposições inadequadas de RCD.

Santo Antônio, Abolição, Alto de São Manoel, Paredões e Nova Betânia são, ao lado do Planalto 13 de Maio, os bairros que acumulam maiores números de locais de disposição inadequada de resíduos de construção e demolição, perfazendo aproximadamente 46% do total de pontos catalogados. Um aspecto a considerar sobre esses bairros é que todos passam por um processo de crescimento socioeconômico, apresentando mudanças em seu uso e ocupação do solo, de um uso tipicamente residencial para misto, além de

processo de expansão urbana vertical, com empreendimentos residenciais. O bairro Santa Júlia não foi visitado, o que justifica a inexistência de pontos na região no mapa apresentado na Fig. 2.

Diante disso, por meio do Programa Resíduo Zero do Plano de Saneamento Básico do Município de Mossoró (MOSSORÓ; START, 2016), tem-se como uma das metas de curto prazo a implantação de ecopontos (pontos de entrega voluntária) no município para recebimento de RCD, resíduos volumosos e podas de árvores. A proposta contida neste artigo visa subsidiar o poder público no alcance dessa meta, bem como apresentar um encadeamento metodológico robusto para subsidiar outros municípios.

3.2 Quantificação dos pontos de entrega voluntária

Foi realizada uma comparação entre 03 (três) métodos utilizados para definir a quantidade de pontos de entrega voluntária a serem instalados. De acordo com os dados levantados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, em seu componente sobre Resíduos Sólidos (SNIS-RS), o indicador médio de resíduos sólidos urbanos produzidos por habitantes no mu-

nicípio de Mossoró, para o ano de 2017, é de 0,97 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ (SNIS, 2019). Cabe destacar que nesta pesquisa foi utilizado um valor médio de 1 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, excluindo-se os valores apresentados para os anos de 2006, 2011 e 2013. A discrepância desses valores sugere inconsistência dos dados, conforme explicitado por Mossoró e Start (2016).

Estima-se que de 50 a 70% dos resíduos urbanos coletados sejam resíduos de construção e demolição (MARQUES NETO, 2005; PINTO, 1999). Utilizando a média dos valores (60%), tem-se que a geração de RCD é de 0,6 kg.hab⁻¹.dia⁻¹, resultando

em uma geração de 4,2 kg.hab⁻¹.semana⁻¹. Para obter a geração de resíduos para cada bairro, foi multiplicado o valor produzido por habitante pela quantidade de habitantes de cada bairro. O outro dado a ser encontrado é a capacidade de condicionamento do PEV. Utilizou-se o valor de 25 toneladas (o que corresponde a 4 containers de 5 m³), considerando que o modelo do PEV a ser instalado pode seguir o modelo desenvolvido por Gomes (2009). A frequência da coleta realizada é de três vezes por semana, de acordo com o Plano de Saneamento Básico do Município de Mossoró (MOSSORÓ; START, 2016). O resultado é apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Relação de bairros com a quantidade de resíduos de construção e demolição gerados semanalmente e o número de pontos de entrega voluntária a serem instalados

Bairro	População	Q _{RT} (kg.semana ⁻¹)	N _{PEV}
Abolição	24.741	103.912,20	1,4
Aeroporto	17.889	75.133,80	1,0
Alagados	164	688,80	0,0
Alto da Conceição	5.543	23.280,60	0,3
Alto de São Manoel	18.336	77.011,20	1,0
Alto de Sumaré	6.483	27.228,60	0,4
Barrocas	20.372	85.562,40	1,1
Belo Horizonte	8.495	35.679,00	0,5
Boa Vista	6.964	29.248,80	0,4
Bom Jardim	10.844	45.544,80	0,6
Bom Jesus	1.289	5.413,80	0,1
Centro	2.222	9.332,40	0,1
Dix Sept Rosado	1.715	7.203,00	0,1
Dom Jaime Câmara	11.209	47.077,80	0,6
Doze anos	5.003	21.012,60	0,3
Ilha de Santa Luzia	2.890	12.138,00	0,2
Itapetinga	318	1.335,60	0,0
Lagoa do Mato	14.223	59.736,60	0,8
Nova Betânia	9.071	38.098,20	0,5
Paredões	8.348	35.061,60	0,5
Pintos	2.469	10.369,80	0,1
Planalto 13 de Maio	8.697	36.527,40	0,5
Presidente Costa e Silva	4.737	19.895,40	0,3
Redenção	2.954	12.406,80	0,2
Rincão	9.631	40.450,20	0,5
Santa Delmira	13.527	56.813,40	0,8
Santo Antônio	19.107	80.249,40	1,1
Total	237.241	996.412,20	13

Q_{re} (quantidade de resíduos de construção e demolição em t) = população x geração resíduos x 7; N_{PEV} (número de pontos de entrega voluntária) = Q_{re} / (capacidade containers x frequência de coleta)

Fonte: Autoria própria (2019).

No total, é necessário instalar 13 (treze) PEV no município, de acordo com a metodologia de Peixoto, Campos e D'Agosto (2006). Observa-se, por meio da Tabela 3, que alguns bairros constam com uma quantidade de PEV inferior a 1, ou até mesmo nula, devido ao tamanho da população ser reduzido, o que leva a uma menor geração de resíduos, de maneira que um ponto de entrega voluntária para o local ficaria subutilizado. Logo os moradores desses bairros podem utilizar os pontos de entrega voluntária dos bairros vizinhos.

Para estimar a quantidade de PEV pela metodologia de Scremin (2007), é necessário conhecer a topografia local, que pode ser observada na Fig. 3. Observa-se que, apesar da existência de variações na altitude, de 10 a 80 m aproximadamente, a mudança é suave, o que contribuiu para a escolha do raio para superfícies onduladas ($R = 2,0$ km). Com a área urbanizada de 52,25 km², conclui-se que seria necessário instalar 4 (quatro) PEV no município.

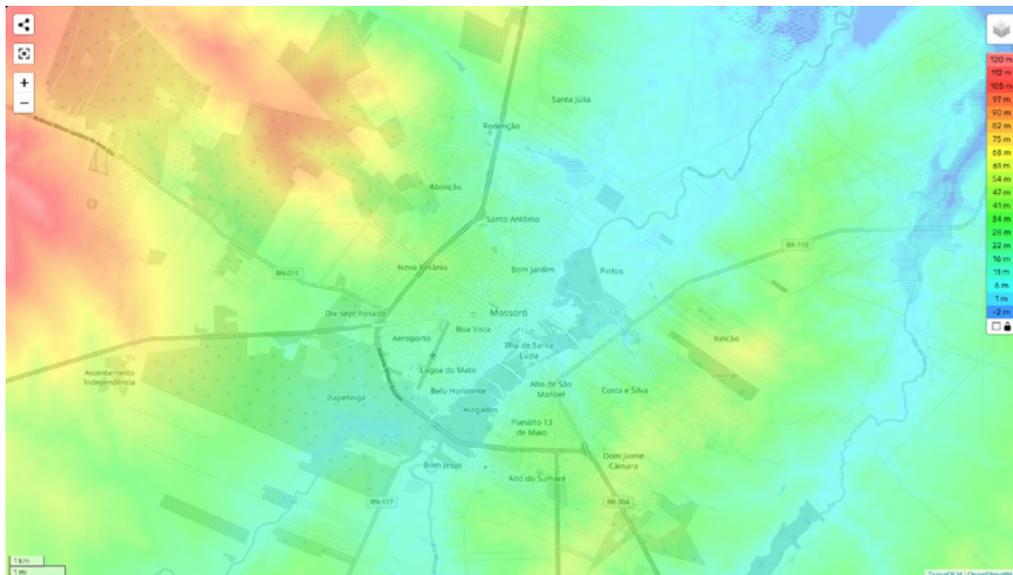


Figura 3 - Topografia de Mossoró

Fonte: Topographic-map (2019).

Mossoró possuía 297.378 habitantes em 2019, segundo estimativa feita pelo IBGE (2019a). De acordo com a modelagem realizada por meio da metodologia sugerida pelos Ministérios do Meio Ambiente e das Cidades, para um município com essa população é indicada a instalação de 12 (doze) PEV. O valor obtido pela metodologia de Peixoto, Campos e D'Agosto (2006), 13 (treze) PEV, é o que mais se aproxima do indicado pelo Ministério, por isso vai ser o valor selecionado.

Esse valor é maior que o estipulado pelo Plano de Gerenciamento e Projeto Básico dos Serviços de Limpeza Urbana do Município (MOSSORÓ; START,

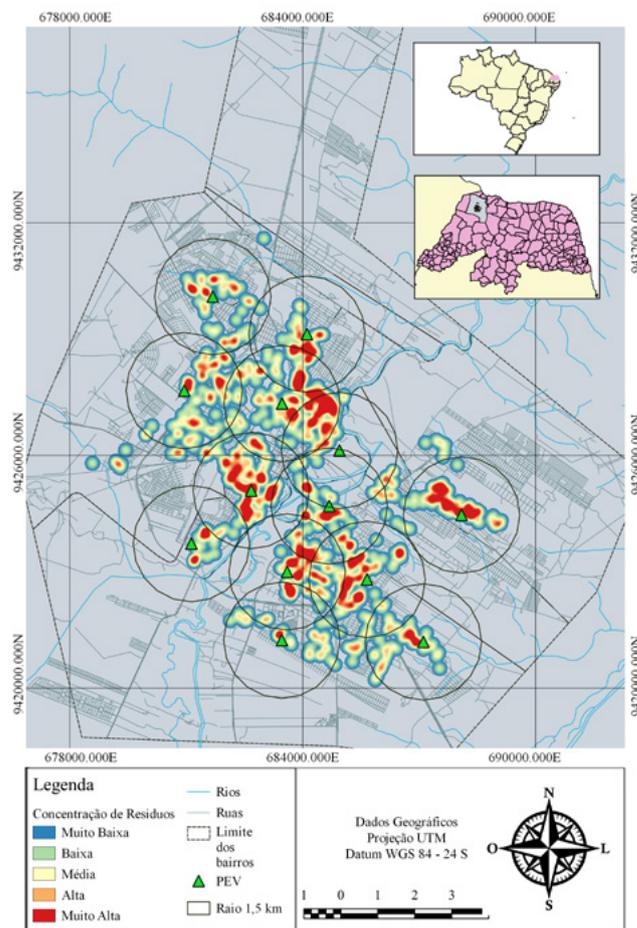
2016), que estabeleceu como meta implantar 10 (dez) ecopontos para que os munícipes destinem os resíduos recicláveis, volumosos, especiais e entulho (desde que até $1 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$).

3.3 Distribuição espacial dos pontos de entrega voluntária

Com os resultados obtidos pelo mapeamento dos pontos de disposição inadequada, utilizou-se a ferramenta de estimativa de densidade Kernel, do *software* QGIS 3.4, para que fosse possível analisar as áreas com maiores concentrações de pontos.

Assim foi realizada uma análise para selecionar os locais para instalação dos pontos de entrega voluntária. Por meio de observação da camada das imagens de satélite do *plugin QuickMapServices* do repositório do QGIS, sobre a camada de densidade Kernel, foram identificados os lotes desabitados, mais próximos das áreas de concentração muito alta de pontos. Outros fatores considerados para realizar a escolha entre os lotes identificados foram os definidos por Pinto e Gonzáles (2005): fácil acesso dos veículos (existência de ruas pavimentadas), área disponível do lote entre 200 e 600 m² (medidas por meio da função \$area) e existência de disposição de resíduos de construção e demolição no local.

Segundo Klein e Gonçalves-Dias (2018), algumas variáveis como a distância, topografia, localização e formas de transporte (incluindo existência ou não de veículo próprio), inerentes à acessibilidade dos pontos de entrega, podem limitar o uso desses dispositivos por uma parcela expressiva da população. Se o custo logístico do transporte dos RCD até os PEV for elevado, resta ao pequeno gerador a opção de descartá-los por meio da locação de caçambas. Por isso, foi observado também que a locação dos PEV, abrangesse a maior área urbana possível, considerando que o equipamento tem um raio de acesso de 1,5 km, de acordo com Pinto e Gonzáles (2005). O resultado é mostrado na Fig. 4.



PEV: ponto de entrega voluntária

Figura 4 - Concentração de pontos de disposição inadequada de resíduos de construção e demolição e localização dos pontos de entrega voluntária em Mossoró-RN

Fonte: Autoria própria (2019).

Salienta-se que o *layout* proposto para os PEV é o apresentado no Manual para Implantação de Sistema de Gestão de Resíduos de Construção Civil em Consórcios Públicos do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2010), que apresenta a utilização de caçambas para o acondicionamento dos resíduos densos.

Observa-se que os bairros selecionados para instalação dos PEV não foram os mais populosos, de acordo com a indicação na Tabela 3 (apenas 5 foram correspondentes), mas sim os locais com maiores concentrações de resíduos.

Rosado e Penteado (2018) fizeram uma análise da eficiência dos ecopontos de Limeira-SP e verificaram que a implantação dos PEV permitiu a diminuição do volume de resíduos de construção e demolição descartados em áreas públicas e demais locais irregulares. Entretanto, devido a problemas relacionados com a difusão de informações e medidas relacionadas à educação ambiental, foram observados pontos de descarte irregular de resíduos nas áreas próximas aos ecopontos. Um dos motivos relatados pelos colaboradores da Secretaria de Serviços Públicos da cidade é que os munícipes descartam os resíduos em horários em que os ecopontos já estão fechados, principalmente nos finais de semana. Esse problema pode ser solucionado com a ação de fiscalização e multas de menor valor para pessoa física, de maior valor para pessoa jurídica e multa em dobro em caso de reincidência, de acordo com as Leis Municipais nº 4.561/10 e nº 5.300/14 (LIMEIRA, 2010; 2014).

Essa situação também foi relatada em uma pesquisa realizada nos ecopontos do município de São Carlos-SP, onde foram encontrados pequenos descartes clandestinos de RCD e volumosos pulverizados nas proximidades dos ecopontos. O fato pode ser explicado por deficiências na fiscalização, programas de informação e educação

ambiental que incentivem os moradores a realizar o descarte responsável de resíduos (CÓRDOBA et al., 2011).

4 CONCLUSÃO

Foi possível desenvolver uma proposta para contribuir com o gerenciamento de resíduos da construção e demolição (RCD) no meio urbano, em um município que ainda não possui plano integrado para o gerenciamento de RCD, nem leis municipais que conduzam a implementação dos pontos de entrega voluntária (PEV), mas essas são metas do Plano Municipal de Saneamento Básico.

A distribuição espacial dos PEV para o município foi dimensionada mediante a demanda da população, a localidade das disposições inadequadas dos bairros e os critérios logísticos adequados. Os bairros Abolição, Alto de São Manoel, Paredões e Planalto 13 de Maio apresentaram maiores concentrações de RCD. Um aspecto a considerar sobre esses bairros é que todos passam por um processo de crescimento socioeconômico e de expansão urbana vertical.

Verificou-se a necessidade da instalação de 13 PEV no município para atender à geração de resíduos existente, e as técnicas de geoprocessamento e análise espacial mostraram-se como importantes recursos para localizar áreas adequadas para a instalação de pontos de entrega voluntária.

Acredita-se que o modelo proposto contribuirá ativamente no auxílio ao gerenciamento dos RCD em Mossoró-RN, colaborando no alcance de metas do Plano Municipal de Saneamento Básico. Entretanto, cabe destacar que, embora o estudo tenha sido realizado nesse município, a metodologia empregada é abrangente a outros casos de estudo.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2017**. São Paulo, 2017. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 07 out. 2019.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. **DOU**: Brasília, 2010.

BEHERA, M.; BHATTACHARYYA, S.K.; MINOCHA, A.K.; DEOLIYA, R.; MAITI S. Recycled aggregate from C&D waste & its use in concrete – A breakthrough towards sustainability in construction sector: A review. **Construction and Building Materials**, v. 68, p. 501–516, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.07.003>>. Acesso em: 07 nov. 2019.

CARRILHO A. N.; CANDIDO H. G.; SOUZA A. D. Geoprocessamento aplicado na seleção de áreas para a implantação de aterro sanitário no município de Conceição das Alagoas (MG) **Eng. Sanit. Ambient.** v. 23 n. 1, Jan-Fev 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522018142980>>. Acesso em: 29 mai. 2022.

CÓRDOBA, R. E.; FERREIRA, A. G.; D'ALOIA, L. G. P.; CORRÊA, T.; SCHALCH, V. Estudo da eficiência de ecopontos no gerenciamento integrado de resíduos de construção e demolição (RCD) do município de São Carlos-SP. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26., 2011, Porto Alegre, RS. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2011.

DUTRA, D. J.; SILVA, L. M. R. E.; VIMIEIRO, G. V.; COELHO, C. W. G. A. Seleção de área para construção de aterro sanitário no município de Esmeraldas, MG, a partir da utilização de ferramentas de geoprocessamento. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 13, p. 106-118, 2019.

ESIN, T.; COSGUN, N. A study conducted to reduce construction waste generation in Turkey. **Building Environment**, v. 42 (4), p. 1667–1674, 2007.

GOMES, C. O. **Proposta de um ponto de entrega voluntária de resíduos da construção civil na região continental de Florianópolis**. Trabalho de Conclusão de Curso - Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

HOLANDA, M. J. O.; XIMENES, T. C. F.; BATISTA, J. M.; LAFAYETTE, K. P. V. Aspectos e impactos ambientais provenientes de RCD em São Lourenço da Mata e Cabo de Santo Agostinho-PE. **Resíduos Sólidos: Impactos socioeconômicos e ambientais**. v. 1, p. 65–75 Recife: EDUFPE, 2018.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Brasil em síntese**. 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rn/mossoro/panorama>>.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Brasil em síntese**. 2019a. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rn/mossoro/panorama>>.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Downloads - Geociência**. 2019b. Disponível em: <https://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencia.htm>. Acesso em: 25 out. 2019.

GBANIE, S.; TENGBE, P.; MOMOH, J. S.; MEDO, J.; KABBA, V. T. S. Modelling landfill location using Geographic Information Systems (GIS) and Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA): Case study Bo, Southern Sierra Leone, **Applied Geography** 36, pag. 3-12, 2013.

GEUS, L. M.; MOURA, E. N.; GARCIAS, C. M. Uso do SIG como suporte à definição da localização de pontos de entrega voluntária de resíduos de construção e demolição. **Revista Tecnologia e Sociedade (Online)**, v. 15, p. 23-39, 2019.

KLEIN, F. B.; GONÇALVES-DIAS, S. L. F. A deposição irregular de resíduos da construção civil no município de São Paulo: um estudo a partir dos instrumentos de políticas públicas ambientais. **Desenvolvimento e Meio ambiente**, v.40, p. 483-506, 2017.

LARUCCIA, M. M. Sustentabilidade e Impactos da Construção Civil. **Revista Eniac Pesquisa**, Perdizes, v. 3, n. 1, p.69-84, 26 mar. 2014. Disponível em: <https://ojs.eniac.com.br/index.php/EniacPesquisa/article/view/124/pdf_21>. Acesso em: 11 out. 2019.

LIMEIRA. **Lei ordinária nº 4.561, de 3 de maio de 2010**. Estabelece critérios para o depósito de materiais recicláveis, entulhos e material vegetal nos ecopontos e dá outras providências. Limeira, 2010.

LIMEIRA. **Lei nº 5.300, de 3 de abril de 2014**. Altera os dispositivos da Lei n. 4.561, de 03 de maio de 2010, que estabelece critérios para o depósito de materiais recicláveis, entulhos e material vegetal nos Ecopontos e dá outras providências. Limeira, 2014.

MARQUES NETO, J. da C. **Gestão dos resíduos de construção e demolição no Brasil**. São Carlos: Rima, 2005. 162 p.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Manual para implantação de sistema de gestão de resíduos de construção civil em consórcios públicos**. Brasília, 2010.

MOSSORÓ; START. **Plano municipal de saneamento básico do município de Mossoró-RN**. Produto C – diagnóstico técnico-participativo. Mossoró, 2016. (Versão Preliminar).

OLIVEIRA, R. B.; PASCHOALIN FILHO, J. A. Mapa interativo para a localização de pontos de entrega voluntária de resíduos recicláveis na cidade de São Paulo. **Sistema de Información Científica Redalyc**, México, v. 14, n. 2, p.61-72. 2016. Disponível em:<www.redalyc.org/articulo.oa?id=81046356001>. Acesso em: 11 out. 2019.

ORNELAS, A. R. **Aplicação de métodos de análise espacial na gestão dos resíduos sólidos Urbanos**. 2001, 101 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

PAZ, D. H.; HOLANDA, M. J. O.; LAFAYETTE, K. P. V.; SOBRAL, M. C. M. Desenvolvimento de um SIG para monitoramento da deposição irregular de resíduos da construção civil em Recife-PE. In: VII Encontro Pernambucano de Resíduos Sólidos, 2018, Recife. **Anais...**

PEIXOTO, K.; CAMPOS, V. B. G.; D'AGOSTO, M. A. Localização de equipamentos para coleta seletiva de lixo reciclável em área urbana. In: 2º Congresso Luso Brasileiro para o Planejamento, Urbano, Regional, Integrado, Sustentável. **Anais...** 2006.

PINTO, T. P. **Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção urbana**. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <www.reciclagem.pcc.usp.br>. 189f. 1999. Acesso em: 20 nov. 2019.

PINTO, T. de P.; GONZÁLES, J. L. R. (coord.). **Manejo e gestão dos resíduos da construção civil**. Brasília: CAIXA, 2005.

POAGUE, K. I. H. M.; SILVA, W. R.; REZENDE, V. M.; PEREIRA, A. P. M.; ÁRABE, M. P. SIG na seleção de áreas para implantação de aterros sanitários: estudo de caso em Jundiá SP. **Revista DAE**, v. 66, p. 59-75, 2018.

ROSADO, L. P.; PENTEADO, C. S. G. Análise da eficiência dos Ecopontos a partir do georreferenciamento de áreas de disposição irregular de resíduos de construção e demolição. **Sociedade e**

Natureza, v. 30, n. 2, p. 164-185, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/SN-v30n2-2018-8>. Acesso em 09 out. 2019.

SILVA, A. L. B.; MORAIS, P. A. R. Análise do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no município de Mossoró-RN. In: VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental – IBEAS. **Anais - Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. Porto Alegre: 2015. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2015/III-004.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2019.

SCREMIN, L. B. **Desenvolvimento de um sistema de apoio ao gerenciamento de resíduos da construção e demolição para municípios de pequeno porte**. Dissertação (Mestrado) – Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SNIS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2017**. Ministério das Cidades Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2019.

TOPOGRAPHIC-MAP. **Mapa topográfico Mossoró, mapa de relevo, mapa de altitude**. Disponível em: <https://pt-br.topographic-map.com/maps/gwts/Mossoró/>. Acesso em: 25 nov 2019.

YILDIRIM, V.; MEMISOGLU, T.; BEDIROGLU, S.; COLAK, H. E. (2018). Municipal solid waste landfill site selection using Multi-Criteria Decision Making and GIS: case study of Bursa province. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, v. 26 n. 2, p. 107-119. Disponível em: <https://doi.org/10.3846/16486897.2017.1364646>. Acesso em: 29 mai. 2022

Comparação de métodos para dimensionamento de bacias de retenção no manejo de águas pluviais: estudo de caso em Araraquara - SP

Method comparison for dimensioning detention basins in the management of rainwater: a case study in Araraquara - SP

- **Data de entrada:**
17/01/2022
- **Data de aprovação:**
01/07/2022

Carolina Sulzbach Lima Peroni^{1*} | Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.038>

ORCID ID

Peroni CSL  <https://orcid.org/0000-0002-9559-271X>

Teixeira BAN  <https://orcid.org/0000-0002-4924-1281>

Resumo

As Bacias de Retenção de Águas Pluviais (BD) são obrigatórias para novos empreendimentos imobiliários na área urbana do Município de Araraquara-SP. O presente estudo identificou e analisou, comparativamente, os métodos de dimensionamento e parâmetros de projeto que vêm sendo adotados e aceitos pelo órgão público municipal. Foram identificados: Método 1 - Método Racional; Método 2 - Método Simplificado e o Método 3 - Hidrograma do Método Racional Modificado. A comparação entre eles demonstrou diferenças significativas nos volumes de retenção. O Método 1 superou o Método 3 na ordem de 20% a 75%, e o Método 2 na ordem de 189% a 413%. O Método 3 apresentou volumes de 312% a 764% maiores que o Método 2. Esses resultados indicaram volumes subestimados do Método 2 quando comparados com os demais métodos. Vale destacar que mesmo mantendo iguais os parâmetros de tempo, intensidade e de área, as diferenças foram significativas, embora menores que as anteriores. Concluiu-se, portanto, a necessidade de definir um método único e padronizado para o dimensionamento das BD em Araraquara, bem como de estudos específicos para o desenvolvimento de um método de fácil aplicação e condizente com as características locais.

Palavras-chave: Bacia de retenção. Volumes de Retenção. Equações simplificadas. Lei Estadual de São Paulo 12.526/2007.

Abstract

Rainwater Detention Basins (BD) are mandatory for new real estate developments in the urban area of the Municipality of Araraquara-SP. The present study identified and comparatively analyzed the hydrologicals methods and parameters that have been adopted and accepted by the municipal public agency. The following were identified: Method 1 - Rational Method; Method 2 - Simplified Method and Method 3 - Hydrograph of the Modified Rational Method. Comparison among showed significant differences in detention volumes. Method 1 outperformed Method 3 on the order of 20% to 75% and Method 2 on the order of 189% to 413%. Method 3 presented volumes from 312% to 764% greater than Method 2. These results indicated the underestimated volumes of Method 2 when compared to the other methods. It is worth noting that even for the same parameters of time, intensity and

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

* **Autora correspondente:** carolina.peroni@estudante.ufscar.br.

area, there were significant, but smaller, differences. It is concluded, therefore, the need to define a single and standardized method for the dimensioning of DBs in Araraquara, as well as specific studies for the development of a method of easy application and consistent with the local characteristics.

Keywords: Detention basin. Detention Volumes. Simplified equations. State Law of São Paulo 12.526/2007.

1 INTRODUÇÃO

As Bacias de Retenção (BR) são estruturas empregadas na drenagem urbana das grandes cidades brasileiras desde a década de 90, devido à sua eficiência na minimização das inundações em espaços densamente urbanizados (BAPTISTA et al., 2015). Contudo, nas últimas décadas sua adoção se intensificou nas cidades de médio porte, atrelada, muitas vezes, ao conceito de “Drenagem Sustentável”. Mesmo com essa expansão, a escassez de estudos sobre o monitoramento das BR em operação é uma realidade, impossibilitando afirmar sobre a eficiência e o desempenho delas em longo prazo e na escala de sub-bacia, bem como sobre os métodos de dimensionamento destas unidades, com base no funcionamento real das BR.

Há métodos de dimensionamento consagrados, como Método Racional e Hidrograma Unitário, por exemplo, cada qual com suas especificidades e limitações. Porém, estes podem ter diferentes contextos de aplicação, que geram incertezas para projetistas e os técnicos do órgão público responsável. Por isso, muitos municípios vêm buscando métodos simplificados para agilizar e padronizar o processo de dimensionamento das BR (BARROS, 2015).

Cidades como São Carlos-SP, São José do Rio Preto-SP; São Paulo-SP, Curitiba-PR e Porto Alegre-RS, entre outras, exemplificam essa normatização sobre projetos de BR, estabelecendo métodos de dimensionamento e os parâmetros de projeto de acordo com o tipo e porte da obra.

No entanto, em outras localidades, como Araraquara, deixa-se a cargo dos projetistas a escolha do método de dimensionamento das BR e dos parâmetros hidrológicos, desde que justificados.

O emprego aleatório de métodos de dimensionamento das BR em Araraquara gera questionamentos, como: Há diferenças entre os resultados obtidos pelos distintos métodos? Qual é a proporção entre eles? Quais são os fatores que interferem nestas diferenças?

Nesse contexto, o presente estudo buscou identificar os métodos de dimensionamento empregados nos projetos das BR implantadas na área urbana de Araraquara, SP. E comparar os volumes de retenção, analisando as semelhanças e diferenças entre os métodos e os parâmetros adotados. Essas BR, implantadas em áreas públicas, são responsáveis pelo armazenamento temporário das águas pluviais dos loteamentos, tendo como saída estruturas no fundo da bacia.

2 DIMENSIONAMENTO DAS BACIAS DE RETENÇÃO – BR

Conforme definição de Baptista et al. (2015), as BR são estruturas de armazenamento e/ou infiltração que visam ao controle das inundações pelo amortecimento de cheias em meio urbano; a redução do volume de escoamento superficial pelo armazenamento e infiltração das águas pluviais; e da redução da poluição difusa no meio urbano. Seu volume de retenção pode ser determinado por meio de modelos simplificados ou modelos de amortecimento.

Um exemplo é o Hidrograma do Método Racional indicado para sub-bacias pequenas, requerendo poucas informações extraídas dos hidrogramas de pré e pós-urbanização. Como segundo exemplo é o Método de Pulz, utilizado para demais casos e caracterizado por volumes obtidos pelos hidrogramas de entrada e saída da BD (TUCCI e GENZ, 2015).

O dimensionamento das BD deve assumir o risco adotado para projetos comuns de microdrenagem, considerando a redução das vazões de saída para a previsão máxima de ocupação da bacia considerada, de acordo com Cruz et al. (1999) apud Nakazone (2005).

Em resumo, as BD podem ser dimensionadas por meio de vários métodos conceituados, embora estes possam ser de difícil aplicação para o corpo técnico municipal ou requerem dados indisponíveis. Por isso, vários estudos vêm buscando simplificar esse procedimento, desenvolvendo equações de fácil aplicação, como é o caso da Lei Estadual nº 12.526/2007 no Estado de São Paulo (BARROS, 2015).

2.1 Método Racional

O Método Racional, em decorrência de sua simplicidade, é frequentemente empregado no dimensionamento de sistemas de drenagem urbana. Sua equação é apresentada a seguir:

$$Q_{m^3/s} = \frac{C \cdot I \cdot A}{(1000/3600)} \quad (1)$$

Onde: Q=vazão (m³/s); C=coeficiente de escoamento superficial; I=intensidade pluviométrica (mm/h) e A = área de contribuição (m²)

Essa metodologia não avalia o volume de cheias e a distribuição temporal das vazões, sendo assim recomendada para bacias com áreas inferiores a

2 km². A duração da chuva de projeto é igualada ao tempo de concentração da bacia, garantindo a inclusão das condições mais críticas em bacias pequenas – chuvas com pequena duração e grande intensidade (BRASIL, 2021).

A adoção do coeficiente de escoamento “C” depende das características físicas e ambientais de cada localidade, como o tipo de solo e cobertura, e o uso e ocupação do solo. Inclusive na determinação do volume de bacias de retenção, o C será o parâmetro a diferenciar os cenários de pré-urbanização e de pós-urbanização, conforme apresentado a seguir:

1º) Vazão da área pré-urbanizada (m³/s) – Q₁

Aplicação da Eq. 1 com um C_{eq} = coef. de escoamento superficial característico à cobertura antes da urbanização.

2º) Vazão da área pós-urbanizada (m³/s) – Q₂

Aplicação da Eq. 1 com um C_{eq} = coef. de escoamento superficial proporcional às áreas do empreendimento (após a urbanização).

3º) Volume de retenção (m³)

$$V_{det} = (Q_2 - Q_1) \cdot t \cdot 60 \quad (2)$$

t = tempo de duração da chuva de projeto (min)

Com essa metodologia, as dimensões das bacias de retenção são determinadas com base nas características físicas do solo e das condições hidrológicas da localidade do projeto.

2.2 Hidrograma do Método Racional Modificado (Método de Aron e Kibler, 1990)

O hidrograma proposto por Aron e Kibler (1990), gerado pelo Método Racional Modificado (MRM), prevê a determinação do volume de retenção a partir da sobreposição do hidrograma de entrada

e saída, coincidindo a vazão de pico de saída com a vazão de recessão do hidrograma de pós-desenvolvimento, conforme apresentado na Fig. 1 (BARROS, 2015).

Por meio da Eq. 3, o volume de detenção é calculado, e será aquele que, variando a duração da chuva, resultar no maior valor. Barros (2015) destaca que, para o Método Racional, a vazão de pico

é atingida quando toda a área da bacia contribuir para o exutório, ou seja, vazão máxima é atingida no tempo igual ao tempo de concentração. Entretanto, como há a redução da intensidade de precipitação, por conta do aumento do tempo de duração da chuva, a vazão máxima diminui. Isso justifica a forma de um trapézio, indicada na Fig. 2, onde é possível observar a constância da intensidade durante o evento de precipitação.

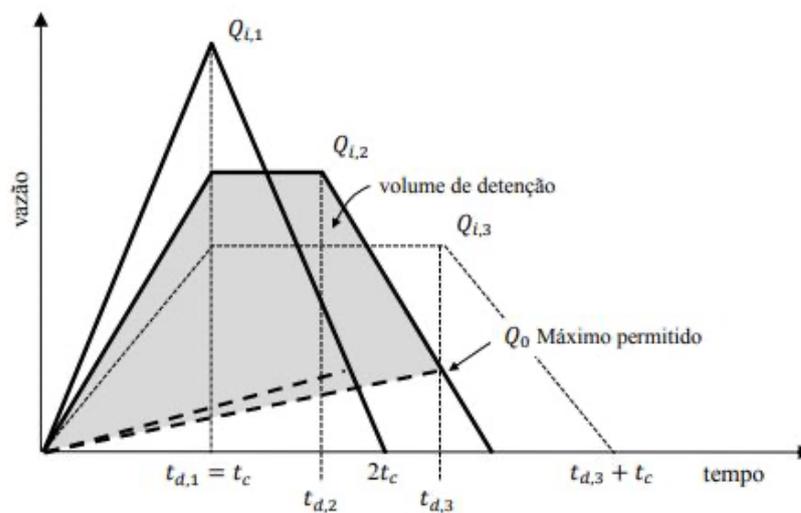


Figura 1 - Relação entre o hidrograma de entrada e saída, pelo Método de Aron e Kibler
 Fonte: BARROS, 2015.

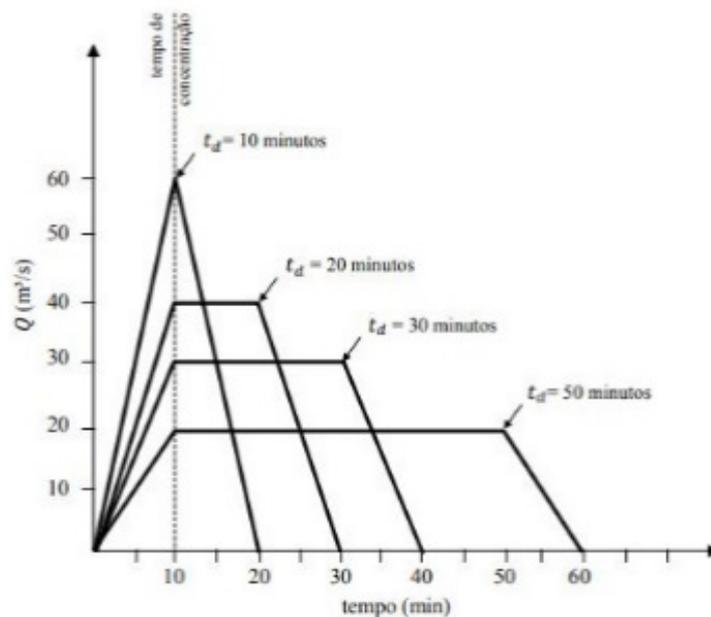


Figura 2 - Hidrograma simplificado baseado no Método Racional Modificado
 Fonte: BARROS, 2015.

De acordo com Gribbin (2014), na maioria das situações, o MRM gera um volume de deflúvio maior que o hidrograma triangular.

2.3 Lei Estadual de São Paulo 12.526/2007

O Município de São Paulo estabeleceu obrigatoriedade na implantação de sistemas de captação e retenção de águas pluviais “coletadas por telhados, terraços e pavimentos descobertos que possuam áreas impermeáveis superiores à 500m²”, por meio da Lei Municipal nº 13.276/2002. Esta gerou uma série de discussões por conta da ausência de clareza na escolha dos parâmetros de cálculo (BARROS, 2015).

Mesmo nesse cenário de dúvida e questionamento sobre a eficiência da equação instituída pela legislação, seu conteúdo foi estendido para todo o Estado por meio da Lei Estadual nº 12.526 de 02 de janeiro de 2007 (BARROS, 2015). Atualmente, ela é utilizada por vários municípios para determinação do volume de retenção das BD.

Conforme o Art. 1º da Lei Estadual, “é obrigatória a implantação de sistema para a captação e retenção de águas pluviais, coletadas por telhados, coberturas, terraços e pavimentos descobertos, em lotes, edificados ou não, que tenham área impermeabilizada superior a 500m²”. Em seu Art. 2º especifica o reservatório de acumulação como uma medida de contenção das enchentes, cuja capacidade determina-se com base na Eq. 3:

$$V = 0,15 * A_i * IP * t \quad (3)$$

Onde: V = volume do reservatório (m³); A_i = área impermeabilizada (m²); IP = índice pluviométrico = 0,06 m/h e t = tempo de chuva = 1 hora.

Barros (2015) e Nakazone (2005) apresentam considerações relevantes sobre os parâmetros

estabelecidas na Legislação, bem como acerca das discussões geradas pelo uso indiscriminado desta Lei:

- A intensidade de precipitação adotada no valor de 0,06 m/h é resultado da IDF do município de São Paulo para um tempo de retorno de 10 anos e tempo de concentração igual a 1 hora (No caso de Araraquara, admitindo a IDF fornecida pelo DAAE e os referidos parâmetros de TR e T_c, resultaria em uma I = 64,5 mm/h);
- O uso do valor 0,15 não encontra uma justificativa hidrológica, pois, como o valor de C, está subestimado. Presume-se que esse fator de redução seja arbitrário;
- Para Canholi (2005) apud Barros (2015), “os volumes requeridos pela legislação são bem modestos em relação aos deflúvios gerados”;
- Nakazone (2005) “presume que os volumes inferiores são propositais, porque há dificuldades para implantar tais sistemas em espaços urbanos cada vez mais escassos”.

A Lei Estadual Paulista 12526/2007 preconiza seu emprego para a escala lote. Contudo, na prática, ela sendo empregada para o dimensionamento de BD implantadas em áreas públicas.

2.4 Métodos Simplificados de municípios brasileiros

A determinação do volume de retenção por meio de equações simplificadas visa à agilidade e à facilidade do processo. Por essa razão se tornou uma prática comum em muitos municípios brasileiros. No Quadro 1 são apresentados outros métodos simplificados para o dimensionamento das BD. Essas metodologias vêm sendo empregadas nas cidades do Rio de Janeiro, Porto Alegre e Curitiba e no município de São Carlos-SP, próximo à Araraquara.

A equação da cidade do Rio de Janeiro é semelhante em sua estrutura e fator de redução à Lei Estadual Paulista. A diferença constitui na adoção de altura da chuva (0,06 m ou 0,07 m), em metros, em vez da intensidade da chuva, como no Estado de São Paulo. Na Resolução Conjunta SMG/SMO/SMU nº 001/2005, a área impermeável da equa-

ção do cálculo do volume de retenção é apresentada como área do telhado (m²), indicando uma predisposição desse dimensionamento para a escala lote. Essa resolução institui a necessidade de dimensionamento da estrutura de saída do reservatório, ponto não abordado na Lei do Estado de São Paulo (RIO DE JANEIRO, 2021).

Quadro 1 - Outros métodos simplificados para dimensionamento da BD

Local	Legislação Municipal	Equação	Legenda e parâmetros adotados
Rio de Janeiro/RJ	Resolução Conjunta SMG/SMO/SMU nº 001/2005 (Decreto nº 23.940/2004)	$V = k \times A_i \times h$	Onde V é volume de retenção (m ³), k é o coeficiente de abatimento (=0,15), A _i é a área do telhado (m ²) e h = altura de chuva (metro), correspondente a 0,06 m nas áreas de planejamento 1,2 e 4 e a 0,07 m nas áreas 3 e 5.
Curitiba/PR	Decreto nº 1733/2020	$V = k \times I \times A$	Onde V é volume de retenção (m ³), k é o coeficiente de abatimento = 0,20, I é a intensidade da chuva = 0,080 m/h e A é a área impermeável (há divisões no decreto)
Porto Alegre/RS	Decreto nº 18.611/2014	$V = 4,25 \times A_{imp}$	Onde V é volume de retenção (m ³ /ha), A _{imp} é a área impermeável (%)
São José do Rio Preto/SP	Lei Municipal nº 10290/2008	$V = [102,55 + (6,335 \times (A_i - 10))] \times A_t$ $V = [292,60 + (6,938 \times (A_i - 40))] \times A_t$	A _i = 40% A _i > 40% Onde V é volume de retenção (m ³), A _i = área impermeabilizada (em % sobre a área total do terreno); e A _t é a área total do terreno (ha)
São Carlos/SP	Diretrizes da Secretaria Municipal de Obras Públicas (RODRIGUES e TEIXEIRA, 2021)	$V = [(3 \times t_c \times \Delta Q) / 2] \times 60$	Onde V é o volume de retenção (m ³); t _c = tempo de concentração da bacia (min) (calculado pela Equação Califórnia Culverts Practice); ΔQ é a diferença entre a vazão pós urbanização com a vazão pré-urbanização.

Fonte: Adaptado de Barros (2015)

A equação de Curitiba-PR é semelhante às anteriores, exceto quanto ao fator de redução igual a 0,20 e I=0,080 m/h; e a tabela com diâmetros de orifício para intervalos de volume, ausentes nas Leis de SP e RJ. Nesse caso, os reservatórios são obrigatórios para áreas impermeáveis ≥ 3000 m² ou para empreendimentos que apresentarem redução da taxa de permeabilidade. Se a redução for de 25% até 15%, o volume de retenção deverá ser calculado com base na área total impermeabilizada no lote. Já para reduções abaixo de 15% deve-se considerar a área total do terreno (CURITIBA, 2021).

Para Porto Alegre é estabelecido que toda ocupação que resultar em área impermeabilizada deve lançar na rede pública de drenagem a vazão máxima específica de 20,8 L/(s.ha); ou seja, a vazão máxima de saída será a referida vazão específica multiplicada pela área total do terreno. Para empreendimentos com área inferior a 100 ha, o

volume de retenção será calculado com base na equação apresentada no Quadro 1. Entretanto, para áreas superiores a 100 ha, o mesmo deve ser determinado por meio de estudos hidrológicos, considerando a precipitação de projeto com tempo de retorno igual a 10 anos (PORTO ALEGRE, 2021).

Em São José do Rio Preto/SP, estabelece-se a vazão máxima específica de 13 L/(h.m²), a qual, multiplicada pela área total do terreno, resultará na vazão máxima de saída para a rede pública de drenagem urbana. Para o cálculo do volume de retenção são apresentadas as equações, no Quadro 1, para área impermeabilizada em até 40% e acima de 40%, e para áreas inferiores a 100ha (como em Porto Alegre). Enquanto para áreas superiores a 100ha, estudos hidrológicos para um tempo de retorno de 10 anos são previstos (SÃO JOSÉ DO RIO PRETO, 2021).

Em São Carlos-SP, Rodrigues (2019) acessou o Manual de Diretrizes para a Drenagem Urbana, na Secretaria Municipal de Obras Públicas, no qual é estabelecido o conceito do Hidrograma Triangular para o cálculo do volume de detenção, conforme indicado no Quadro 1. As diferenças entre esse método e o descrito no item 2.1.1. são o cálculo do tempo de concentração (t_c), pela Equação Califórnia Culverts Practice, para cada bacia de drenagem específica do empreendimento; e o tempo de recessão do hidrograma igual ao dobro do t_c .

3 METODOLOGIA

O presente estudo foi desenvolvido em quatro etapas, sendo seus respectivos métodos e produtos descritos a seguir:

Etapa 1 - Obtenção de dados técnicos das BD: por meio de visitas técnicas no Setor de Engenharia do Departamento Autônomo de Água e Esgoto de Araraquara - DAAE, foi possível consultar os projetos aprovados no período de 2005 a 2017. A análise destes consistiu na verificação da existência dos memoriais de cálculo, com detalhamento do método de dimensionamento das BD e dos parâmetros de cálculo adotados. A partir disso, foi realizada a seleção dos projetos aptos a seguirem para a próxima etapa.

Etapa 2 - Análise dos métodos de dimensionamento e parâmetros de projeto: com o auxílio de planilhas eletrônicas, os métodos de dimensionamento e os parâmetros de projetos foram listados, bem como recalculados, a fim de compreender o procedimento do método e conferir a utilização dos parâmetros citados. Com isso, os métodos e parâmetros foram identificados e analisados. Dentre os parâmetros, destacam-se: Tempo de Retorno - TR, Tempo de Concentração - T_c , Tempo de Duração da Precipitação - T, Intensidade da Precipitação - I e Coeficiente de Runoff - C.

Etapa 3 - Comparação entre métodos de dimensionamento: para cada BD foram aplicados os métodos de dimensionamento identificados na Etapa 2. Com isso, foi possível comparar os referidos métodos, em termos de volume de detenção. Como etapa complementar foram comparados ainda os métodos aplicados em Araraquara com métodos de outras cidades que possuem essa obrigatoriedade de unidades de detenção.

Etapa 4 - Análise crítica dos métodos de dimensionamento analisados e dos parâmetros de projetos identificados: essa etapa foi realizada por meio da análise comparativa dos dados apresentados na Etapa 3 e da busca por estudos prévios sobre alguns métodos abordados no presente estudo. Com isso, foi possível discutir acerca das semelhanças e diferenças apresentadas nos resultados de cada método. Além disso, quanto aos parâmetros, buscou-se analisar se a adoção deles ocorria em conformidade com o preconizado pela literatura.

4 ESTUDO DE CASO

4.1 Bacias de Detenção em Araraquara-SP

As Bacias de Detenção de Águas Pluviais (BD) tornaram-se uma prática obrigatória para novos loteamentos na área urbana de Araraquara a partir de 2007. Em 2018, a aprovação do projeto de engenharia e fiscalização das obras de execução das BD ficava a cargo do Departamento Autônomo de Água e Esgoto - DAAE, autarquia municipal responsável pelos sistemas de abastecimento público de água e de esgotamento sanitário, pelo manejo dos resíduos sólidos e pela drenagem sustentável, limitada às BD (PERONI, 2018).

De acordo com o levantamento realizado pela autora, Araraquara contava com 24 unidades de detenção. A maioria dessas estruturas não tem por objetivo sanar os problemas de inundação pré-existentes na área urbana, mas sim evitar o

surgimento de novos focos provenientes da expansão urbana. Portanto, as BD devem atender, no mínimo, à liberação de uma vazão igual à vazão de pré-ocupação. Importante destacar que essas unidades são caracterizadas pelo armazenamento temporário das águas pluviais e por seu esvaziamento a partir de estruturas de saída implantadas no fundo da BD, no prazo máximo de 24hs após o evento de precipitação. Além disso, elas são implantadas em áreas públicas, ficando, em sua maioria, fora dos limites dos loteamentos.

4.2 Parâmetros de Projeto e Métodos de dimensionamento das BD em Araraquara

Do total de 24 projetos de engenharia disponibilizados pelo DAAE, apenas em 13 foi possível analisar os critérios e parâmetros, e os métodos empregados para o dimensionamento das BD. Nestes, foram identificados 3 métodos distintos empregados para o dimensionamento destas estruturas: Método Racional, Lei Estadual nº 12.526/2007 e Hidrograma Método Racional Modificado.

Destaca-se que a comparação entre os três métodos de dimensionamento das BD exigiu o aten-

dimento aos parâmetros estabelecidos por cada metodologia. Dessa forma, quanto ao critério de áreas do empreendimento, destaca-se que os métodos 1 e 3 adotam área total, enquanto o método 2 utiliza área impermeável. Contudo, pela ausência desses dados em alguns projetos das BD, foi definido como área impermeável o percentual de 70% da área total. Esse valor foi definido com base nos cálculos das BD (coluna 4 do Quadro 2).

Método 1 - Método Racional (Sugestão do DAAE): sugerido pelo DAAE aos projetistas responsáveis pelo dimensionamento das BD. São disponibilizados arquivos com orientações de cálculo e planilha eletrônica com as fórmulas necessárias para a determinação do volume de retenção e das vazões do orifício de saída e do extravasor. Esse método consiste na determinação de vazões de pré e pós-urbanização para o cálculo do volume de retenção e das vazões das estruturas de saída. As etapas apresentadas no Quadro 3 indicam a sequência dos cálculos necessários para a determinação do volume de retenção das BD. A equação IDF de Araraquara é fornecida, assim como os parâmetros: $T_r = 10$ anos e $t = 30$ minutos, resultando em $I = 96,20$ mm/h.

Quadro 2 - Sequência de Cálculo para a Determinação do Volume de Detenção - Método 1

1º) Equação de Chuva intensa de Araraquara (Adaptada de DAAE, 2016)	(4)
$I_{mm/h} = \left\{ 32,4618 \cdot (t + 15)^{-0,868} + 2,1429 \cdot (t + 15)^{-0,5482} \cdot \left[-0,4772 - 0,9010 \ln \ln \left(\frac{T}{T} - 1 \right) \right] \right\} \cdot 60$	
Tr = 10 anos / t = 30 min / I = 96,20 mm/h	
2º) Cálculo da Vazão da área pré-urbanizada (m³/s) – Q₁	
Emprego da Eq. 1 com adoção de:	C = 0,20 p/ campo, pasto etc.
3º) Cálculo da Vazão da área pós-urbanizada (m³/s) – Q₂	
Emprego da Eq. 1 com adoção de:	C = 0,30 p/ jardins ou áreas verdes; C = 0,60 p/ pavimento poroso ou bloco intertravado; C = 0,65 p/ área dos lotes (valor médio); C = 0,95 p/ telhados e pisos impermeabilizados; C _{eq} = proporcional as áreas do empreendimento.
4º) Determinação do Volume de detenção (m³)	
V _{det} = (Q ₂ – Q ₁) x t x 60	t = tempo de duração da chuva de projeto (min)

As equações necessárias para o dimensionamento das estruturas de saída (orifício de fundo e extravasor) são consideradas neste método,

somente não sendo apresentadas neste estudo. Outro ponto relevante é que, dentre as orientações, o DAAE possibilita o emprego de outros

métodos de dimensionamento do volume de detenção das BD, desde que justificados pelo projetista. Nesse ponto, ressalva-se a ausência de justificativa nos projetos que utilizaram outro método, em especial para a aplicação do Método 2, descrito a seguir.

Método 2 - Lei Estadual nº 12.526/2007: corresponde ao emprego da Eq. 3, estabelecida na Lei Estadual nº 12.526/2007, para a determinação do volume de detenção do reservatório. Não incluindo equações para o cálculo do orifício de fundo e do extravasor.

Método 3 - Hidrograma Método Racional Modificado (MRM): corresponde ao emprego do Hidrograma Modificado (MRM), enquadrando-se com os preceitos do Método Proposto por Aron e Kibler, como descrito no item 2.1.2. Esse método foi empregado para duas unidades, BD 17 e 18, e considerou precipitações de $I_{60,10}$ para o cálculo do volume de detenção e dimensionamento dos

orifícios de saída; e $I_{60,100}$ para o extravasor. Esses são os únicos casos de distinção da intensidade de precipitação e tempo de retorno para as estruturas das BD.

As vazões determinadas consideraram cenários de pré e pós-urbanização. Quanto aos tempos utilizados para a elaboração dos hidrogramas, utilizou-se como tempo de concentração = 10 minutos e tempo de duração da chuva = 60 minutos. Contudo, nos hidrogramas analisados, o tempo de recessão considerado foi de 20 minutos. Esse tempo não foi justificado no projeto, parecendo uma escolha do projetista.

A determinação do volume de detenção foi assim realizada a partir da diferença entre as áreas das figuras geométricas: trapézio (hidrograma de entrada) e triângulo (hidrograma de saída).

No Quadro 3 são indicados os métodos de dimensionamento e dados gerais contidos nos memoriais de cálculo das referidas BD.

Quadro 3 - Métodos de Dimensionamento e Dados Gerais das BD, extraídos dos projetos de engenharia

Unidade	Métodos de Cálculo ^(a)	Área (m ²)		Volume de detenção (m ³)	Vazões de Pré-Ocupação (m ³ /s)	Vazões de Pós-Ocupação (m ³ /s)
		Total	Impermeável			
BD 3	1	311,223	165,365	5,535.13	0.81	2.86
BD 4	1			5,879.76	0.86	3.04
BD 7	1	259,757	181.830 ^(b)	6,250.00	1.39	4.86
BD 16	1	381,567	267.097 ^(b)	7,095.39	2.04	6.02
SBD 4	2	358.048 ^(b)	250,633	2,256.00	1.34	4.35
BD 2	2	305,008	257,051	2,490.00	1.63	6.11
BD 5	2	517,378	288,056	1,500.00	2,77 ^(b)	9,68 ^(b)
BD 6	2			1,092.24		
BD 14	2	800,412	576,399	2,000.00	4,28 ^(b)	12,62 ^(b)
BD 15	2			3,335.00		
BD 19	2	206,407	144,485	1,450.00	1,10 ^(b)	3,86 ^(b)
BD 17	3	265,951	186.166 ^(b)	10,803.45	0,46 ^(c)	3,36 ^(c)
BD 18	3	24,093	16.865 ^(b)	790.65	0,09 ^(c)	0,26 ^(c)

Legenda: ^(a) Métodos: 1 = Método Racional (Sugestão DAAE) / 2 = Lei Estadual 12.526/2007 / 3 = Método Racional Modificado; ^(b) Valores calculados por não constarem nos memoriais de cálculo; ^(c) Vazões para I60,10

Parâmetros de Projetos

Os parâmetros adotados nos projetos para a determinação dos volumes de detenção das BD dependem do método de cálculo empregado para

o dimensionamento das unidades. No Quadro 4 são apresentados os principais parâmetros e critérios adotados para as BD.

Quadro 4 - Parâmetros de Projeto adotados para as BD

Unidade	Métodos de Cálculo	t (min)	Tr (anos)	I (mm/h)	C	
					pré-ocup.	pós-ocup.
BD 3	1	30	10	96.20	0.20	0.71
BD 4	1	30	10	96.20	0.20	0.71
BD 7	1	30	10	96.20	0.20	0.70
BD 16	1	30	10	96.20	0.20	0.59
SBD 4	2	60	10	60.00	0.20	0.65
BD 2	2	60	10	60.00	0.20	0.75
BD 5	2	60	10	60.00	0.20	0.70
BD 6	2					
BD 14	2	60	10	60.00	0.20	N.C.
BD 15	2					
BD 19	2	60	10	60.00	0.20	0.70
BD 17	3	60	10	65.00	0.20	0.70
BD 18	3				0.20	0.59

Legenda: N.C. = Não consta

As unidades de retenção que empregaram o Método 1 adotaram Tempo de Retorno - TR = 10 anos, Duração da Precipitação - t = 30 minutos e, consequentemente, Intensidade de Precipitação - I = 96,20 mm/h. Para o Método 2, os parâmetros foram de I = 0,06 m/h e t = 60 minutos, valores estabelecidos na lei. Por fim, para o Método 3, foram utilizados I = 65 mm/h e t = 60 minutos.

Importante destacar que somente os projetos que empregaram o Método 3 distinguiram o TR e I para o dimensionamento das estruturas da BD. Ou seja, para a determinação do volume de retenção e dimensões do orifício foi adotada $I_{60,10} = 65 \text{ mm/h}$ (TR=10 anos), enquanto para o cálculo do extravasor utilizou-se $I_{60,100} = 90 \text{ mm/h}$ (TR = 100 anos).

Quanto aos coeficientes de Runoff - C, foram adotados valores de 0,20 e 0,30 para pré-ocupação e, para pós-ocupação, variou de 0,59 a 0,75. A maioria dos projetos que empregaram o Método 1 realizaram a ponderação desse coeficiente, de acordo com o uso e ocupação do solo do empreendimento.

5 COMPARAÇÃO ENTRE OS MÉTODOS DE DIMENSIONAMENTO

5.1 Volumes de Retenção - Métodos de Araraquara

Os volumes de retenção das BD foram calculados pelos Métodos 1, 2 e 3, conforme parâmetros e critérios descritos no item 4.2. Os resultados obtidos pela comparação entre os métodos são apresentados no Quadro 5, com a indicação (cédulas em azul) do volume adotado em projeto.

Quadro 5 - Comparação entre os Volumes de Retenção das BD

Método de Cálculo	Volumes de Retenção nas Unidades									
	BD 3 + 4	BD 7	BD 14 + 15	BD 16	BD 19	SBD 4	BD 2	BD 5 + 6	BD 17	BD 18
M1	7,635	6,247	15,015	7,158	4,964	7,750	8,069	12,443	6,396	452
M2	1,488	1,636	5,188	2,473	1,300	2,256	2,313	2,593	1,675	152
M3	12,863	10,553	26,317	12,546	8,385	9,300	13,465	21,018	10,804	792
Diferenças entre os Métodos (%)										
M1 / M2	413	282	189	189	282	244	249	380	282	198
M3 / M1	68	69	75	75	69	20	67	69	69	75
M3 / M2	764	545	407	407	545	312	482	711	545	422

Legenda: Volume adotado em Projeto

Na Fig. 3 são apresentadas, de forma gráfica, as diferenças e semelhanças entre os métodos.

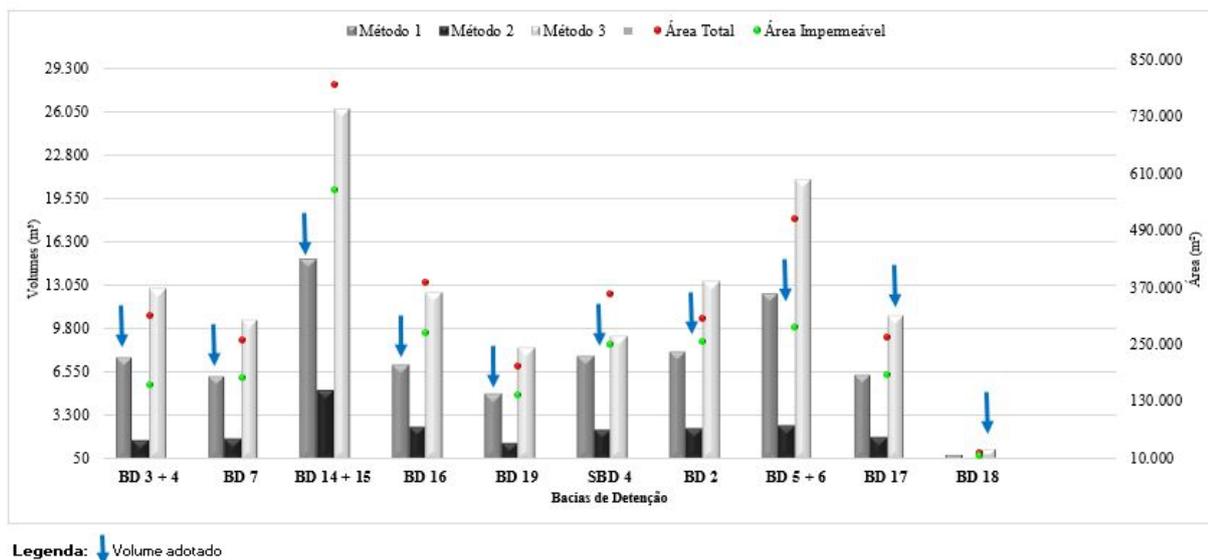


Figura 3 - Comparação entre os Métodos 1, 2 e 3: Volumes de Detenção

Observou-se que os volumes de detenção apresentaram diferenças significativas entre os três métodos empregados para o dimensionamento das BD. A partir desses resultados, os métodos foram classificados na seguinte ordem decrescente: Método 3 (Hidrograma MRM); Método 1 (DAAE) e Método 2 (Lei Estadual), sendo o primeiro com os maiores volumes calculados e o último com valores inferiores aos demais métodos. Essa sequência decrescente foi observada em todas as BD analisadas.

Ao comparar os volumes calculados pelos Métodos 3 e 1, notou-se que no primeiro método os valores superaram o segundo na ordem de 67% a 75%, com exceção da SBD4 (20%). Quando essa comparação envolveu o Método 2, as diferenças foram maiores. A comparação entre o Método 3 e 2 demonstrou que os volumes do primeiro eram de 312% a 764% maiores que o outro, enquanto os valores do Método 1, comparados ao Método 2, variaram de 189% a 413%.

Ainda na Fig. 3 são indicadas as áreas totais e impermeáveis de cada BD, indicando que, para

o mesmo empreendimento, os volumes de detenção podem ser bem discrepantes entre si, a depender do método de dimensionamento adotado. Por conta da reduzida quantidade de métodos, esperavam-se volumes mais próximos, sendo essas diferenças observadas superiores às expectativas, mesmo considerando a adoção de critérios e parâmetros distintos em alguns casos.

Ressalva-se que, de uma forma geral, os três métodos utilizados são de fácil aplicação e análise, em especial o Método 2, referente à Lei Estadual nº 12.526/2007. A busca por equações simplificadas, como já descrito, tende a se tornar uma prática comum, em especial para áreas pequenas, como é o caso de loteamentos.

Considerando essa tendência e os métodos de dimensionamento de Araraquara, determinou-se a relação entre o volume de detenção por unidade de área (V/A). Uma maneira simples e ágil de dimensionar as BD, embora haja diferenças conforme a metodologia adotada (Quadro 6).

Quadro 6 - Relação entre Volume detido e Área para os Métodos 1, 2 e 3 (L/m²)

Unidade	BD 3 + 4	BD 7	BD 14 + 15	BD 16	BD 19	SBD 4	BD 2	BD 5 + 6	BD 17	BD 18
Método 1	24.53	24.05	18.76	18.76	24.05	21.65	26.46	24.05	24.05	18.76
Método 2	9.00	9.00	9.00	9.00	9.00	9.00	9.00	9.00	9.00	9.00
Método 3	41.33	40.63	32.88	32.88	40.63	25.97	44.15	40.63	40.63	32.88

A uniformidade da relação entre V/A no Método 2 se justifica pela constância nos parâmetros de projeto instituídos pela Lei Estadual, enquanto as variações observadas para o Método 1 (18,76 L/m² a 26,46 L/m²) e para o Método 3 (25,97 L/m² a 44,15 L/m²) podem corresponder aos diferentes valores adotados de C em cada metodologia.

Destaca-se que, conforme apresentado no Quadro 1, alguns municípios utilizam a relação entre volume e área para determinar as dimensões da unidade de detenção. Barros (2015) apresentou o caso de São Carlos-SP, que apresenta relação de 6 L/m², próxima ao obtido para Araraquara com a aplicação do Método 2. Contudo, em São Carlos, essa taxa é aplicada para lotes, e não loteamentos. Outro caso é o de Belo Horizonte, onde a relação de 30 L/m² aplica-se ao lote que exceder a taxa de impermeabilização definida pela Lei Municipal 7.166/1996. Portanto, um outro exemplo em que a relação de volume por área

é aplicada ao lote e, no caso de Belo Horizonte, como uma medida adicional.

Esses municípios servem como exemplo para a discussão apresentada no presente artigo, em que o Método 2 de Araraquara, baseado na Lei Estadual, aplica-se à escala de lote e/ou condomínios verticais, onde a indisponibilidade de espaço é maior que em loteamentos.

5.1.1 Verificação dos volumes de detenção com parâmetros de projeto iguais

Como observado anteriormente, a diferença entre os métodos de dimensionamento pode ser justificada por conta dos diferentes parâmetros de projeto por cada projetista. Portanto, para verificar se, com o emprego de parâmetros iguais, os métodos apresentam volumes mais próximos, foi elaborado o Quadro 7.

Quadro 7 - Volumes de detenção com parâmetros de projeto constantes

BD	Áreas (m ²)		DAAE			LEI ESTADUAL					Hidrograma MRM	
	Total (At)	Impermeável (Ai)	30/96,2/At	60/64,5/At	60/60/Ai	30/96,2/Ai	60/64,5/Ai	60/60/At	30/96,2/At	60/64,5/At	30/96,2/At	60/64,5/At
BD 3+4	311,223	165,365	7,635	10,237	1,488	1,193	1,600	2,801	2,245	3,011	9,905	12,763
BD 7	259,757	181,830	6,247	8,377	1,636	2,624	1,759	2,338	1,874	2,513	8,121	10,471
BD 14 e 15	800,412	576,399	15,015	20,134	5,188	8,317	5,577	7,204	5,775	7,744	20,084	26,114
BD 16	381,567	267,097	7,158	9,598	2,404	3,854	2,584	3,434	2,753	3,692	9,574	12,449
BD 19	206,407	144,485	4,964	6,729	1,300	2,085	1,398	1,858	1,489	1,997	6,453	8,399
SBD 4	358,048	250,633	5,425	7,275	2,256	1,808	2,425	3,222	2,583	3,464	7,133	9,228
BD 2	305,008	257,051	8,069	10,820	2,313	1,855	2,487	2,745	2,201	2,951	10,392	13,361
BD 5+6	517,378	288,056	12,443	16,685	2,593	4,157	2,787	4,656	3,733	5,006	16,176	20,857
BD 17	265,951	186,166	6,396	8,670	1,675	2,686	1,801	2,394	1,919	2,573	8,315	10,822
BD 18	24,093	16,865	452	613	152	243	163	217	174	233	605	794
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)

Legenda: t / I / A = Duração da chuva (min) / Intensidade da precipitação (mm/h) / Área total (At) ou Área Impermeável (Ai) (m²)

Com esses resultados, observa-se que, mesmo mantendo constante os valores de t , I e A_i ou A_t , os métodos apresentaram diferenças significativas entre si, ainda que menores que as apresentadas no Quadro 5. Por exemplo, comparando os métodos Hidrograma MRM (M3) e

DAAE (M1), no caso da BD 3+4, verificou-se uma aproximação dos volumes de detenção, ou seja, se antes a diferença entre eles variava de 67% a 75% (Quadro 5), depois essa combinação de parâmetros iguais à diferença passou a variar de 29% a 34% (Quadro 8).

Quadro 8 - Diferenças entre os Métodos com Parâmetros de Projeto Iguais

Parâmetros de Projeto	Método de Cálculo	Diferenças entre os Métodos (%) - Parâmetros de Projeto Iguais									
		BD 3 + 4	BD 7	BD 14 + 15	BD 16	BD 19	SBD 4	BD 2	BD 5 + 6	BD 17	BD 18
30/96,2/At	M1 / M2	240	233	160	160	233	110	267	233	233	160
	M3 / M1	30	30	34	34	30	31	29	30	30	34
	M3 / M2	341	333	248	248	333	176	372	333	333	248
60/64,5/At	M1 / M2	240	233	160	160	237	110	267	233	237	163
	M3 / M1	25	25	30	30	25	27	23	25	25	29
	M3 / M2	324	317	237	237	321	166	353	317	321	241

Legenda: M1 = DAAE; M2 = LEI ESTADUAL; M3 = HIDROGRAMA MRM

De uma forma geral, o emprego de parâmetros de projeto iguais para métodos distintos resultou em uma redução na diferença de volumes de detenção entre eles. Isso reforça a hipótese sobre a importância de padronizar parâmetros hidrológicos para o dimensionamento das BD numa mesma cidade.

5.2 Comparação com equações de outras cidades

No intuito de verificar e comparar as metodologias de Araraquara com outros municípios que também empregam métodos simplificados para

loteamentos, foram selecionadas as cidades do Rio de Janeiro-RJ, Curitiba-PR, Porto Alegre-RS, São José do Rio Preto-SP e São Carlos-SP (loteamento). A escolha desses municípios baseou-se nos estudos realizados por Barros (2015).

Para cada metodologia foram aplicados os parâmetros de projetos empregados nas BD do Município de Araraquara, como os valores de áreas total e impermeável e, quando solicitada, as vazões de pré e pós urbanização para intensidade de 96,20 mm/h ($Tr = 10$ anos e $t = 30$ minutos) e/ou 64,50 mm/h ($Tr = 10$ anos e $t = 60$ minutos) (Quadro 9).

Quadro 9 - Volumes de Detenção (m^3) calculados pelas Equações de outros dos Municípios, com dados das BD de Araraquara

Unidade	VOLUMES DE DETENÇÃO (m^3)					
	Rio de Janeiro/RJ	Curitiba/PR	Porto Alegre/RS	São José do Rio Preto/SP ($A_i > 40\%$)	São Carlos/SP	
	$h=0,06$ m/ $Tr=10$ anos / $t=1$ h	$I=0,08$ m/h/ $Tr=10$ anos / $t=1$ h			$I=64,5$ mm/h/ $Tr=10$ anos / $t_c=t=60$ min	$I=96,20$ mm/h/ $Tr=10$ anos / $t_c=t=30$ min
BD 3+4	1,488	3,182	3,734	11,942	15,476	11,452
BD 7	1,636	3,498	5,409	13,007	12,663	9,371
BD 14+15	5,188	11,090	17,641	41,198	30,436	22,522
BD 16	2,473	5,286	8,407	19,636	14,509	10,737
BD 19	1,300	2,780	4,298	10,336	10,062	7,446
SBD 4	2,256	4,010	7,456	17,929	10,997	11,625
BD 2	2,313	4,946	9,207	18,294	13,784	12,103
BD 5+6	2,593	5,542	6,816	20,766	25,222	18,664
BD 17	1,675	3,582	5,538	13,317	12,965	9,594
BD 18	152	324	502	1,206	916	678
(1)	(4)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)

Legenda: h = altura máxima de precipitação (m); Tr = tempo de retorno (anos); t = duração da chuva (min ou h)

As equações do Rio de Janeiro-RJ e Curitiba-PR se assemelham à Lei Estadual Paulista, exceto quanto aos valores de k , que em Curitiba é de 0,20, e para as demais cidades é de 0,15; e do uso da altura da precipitação - h , no Rio de Janeiro, em vez da intensidade de precipitação. Para os municípios de Porto Alegre-RS e São José do Rio Preto-SP, o cálculo do volume de detenção tem como variável o percentual de área impermeabilizada dos empreendimentos.

A metodologia para as BD de São Carlos se assemelha aos Métodos 1 (DAAE) e 3 (MRM) de Araraquara, tendo como conceito o método do Hidrograma para calcular o volume necessário a deter. Entretanto, há diferença entre eles quanto ao tempo de recessão (t_e) do hidrograma. O Método 1 considera $t_e = t_c$; São Carlos considera $t_e = 2 t_c$; e o Método 3 apresenta $t_e = 3 t_c$.

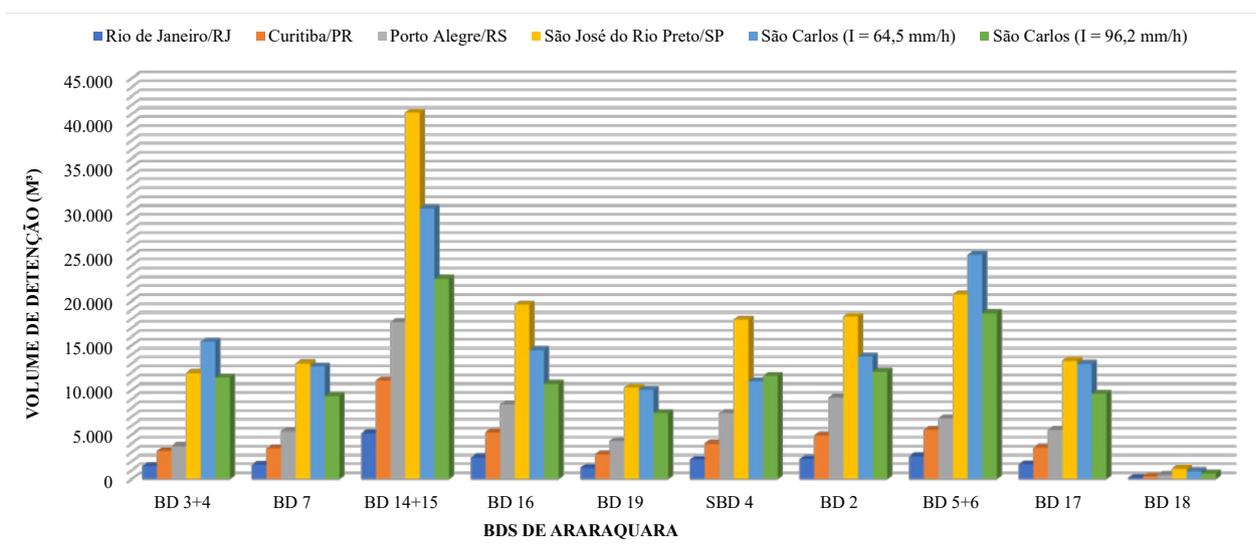


Figura 4 - Comparação entre os volumes de detenção calculados com equações do Rio de Janeiro-RJ, Curitiba-PR, Porto Alegre-RS, São José do Rio Preto-SP e São Carlos-SP

A partir da Fig. 4 observou-se que as metodologias do Rio de Janeiro-RJ e de Curitiba-PR, semelhantes à Lei Estadual Paulista, foram as que apresentaram os menores volumes de detenção para todos os casos de BD estudadas. Essa tendência foi observada na comparação entre os Métodos de Araraquara, em que o Método 2 resultou nos menores valores.

No caso do Município de São José do Rio Preto, os volumes calculados foram os maiores nas BD

7, 14+15, 16, 2, 17 e 18. Seguidos dos resultados obtidos para São Carlos - $I = 64,5$ mm/h e São Carlos - $I = 96,20$ mm/h; e dos volumes calculados pelo método de Porto Alegre/RS.

A fim de analisar volumes obtidos por hidrogramas com tempo de recessão diferentes, compararam-se ainda os Métodos 1 (DAAE) e 3 de Araraquara (Hidrograma MRM) com a metodologia de São Carlos (Quadro 10 ou Fig. 5).

Quadro 10 - Comparação entre os Métodos 1 e 3 de Araraquara com o Método de São Carlos-SP

BD	Araraquara				São Carlos/SP	
	M1 (I = 96,20 mm/h)	M1 (I = 64,5 mm/h)	M3 (I = 96,20 mm/h)	M3 (I = 64,5 mm/h)	I=0,0645m/h / Tr=10anos / tc=t=60 min	I=0,0962m/h / Tr=10anos / tc=t=30 min
BD 3+4	7,635	10,237	9,905	12,763	15,476	11,452
BD 7	6,247	8,377	8,121	10,471	12,663	9,371
BD 14+15	15,015	20,134	20,084	26,114	30,436	22,522
BD 16	7,158	9,598	9,574	12,449	14,509	10,737
BD 19	4,964	6,729	6,453	8,399	10,062	7,446
SBD 4	5,425	7,275	7,133	9,228	10,997	11,625
BD 2	8,069	10,820	10,392	13,361	13,784	12,103
BD 5+6	12,443	16,685	16,176	20,857	25,222	18,664
BD 17	6,396	8,670	8,315	10,822	12,965	9,594
BD 18	452	613	605	794	916	678

Legenda: M1 = DAAE; M3 = HIDROGRAMA MRM

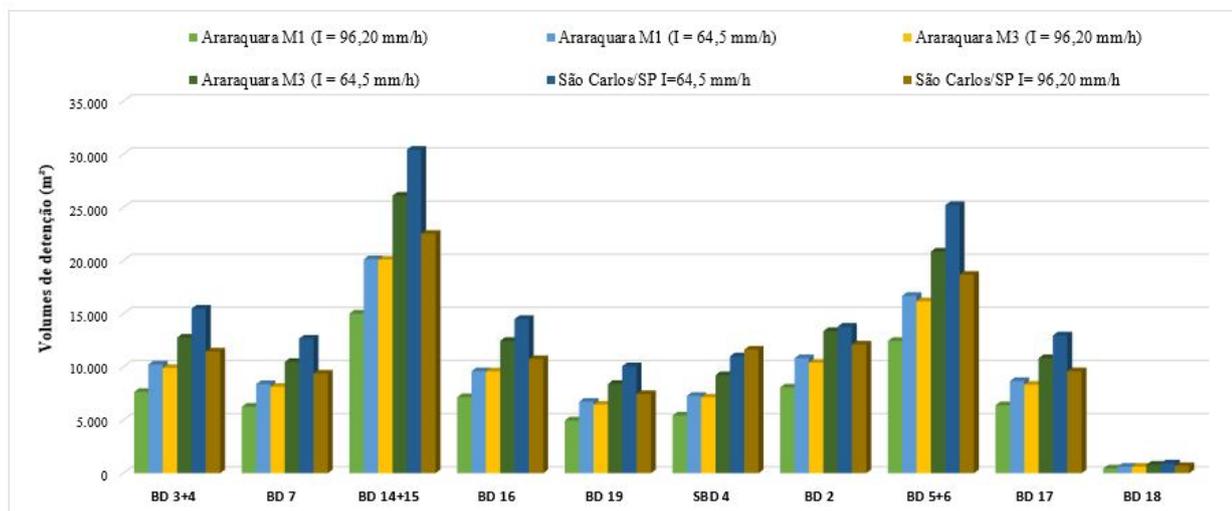


Figura 5 - Comparação entre os Métodos 1 e 3 de Araraquara com o Método de São Carlos-SP

Com essas análises, reforça-se o questionamento sobre qual o volume necessário para amortecer as vazões de pico e qual dos métodos é o mais indicado para as características locais de Araraquara.

6 CONCLUSÃO

Com base nos resultados e nas discussões apresentados, foram observadas diferenças entre os volumes de detenção das BD implantadas em Araraquara. Dentre os três métodos comparados, o Método 3 foi o que apresentou maiores volumes de detenção e o Método 2, estabelecido

pela Lei Estadual nº 12.526/2007, resultou nos menores valores.

O Método 2, inclusive, merece maior atenção em seu emprego para a determinação dos volumes de detenção para loteamentos. A minoração dos volumes obtidos por esse método junto com as observações de Barros (2015) e Nakazone (2005) reforçam a hipótese de que esse método deva ser adotado em lote ou condomínios verticais em que há pouca disponibilidade de área.

Os Métodos 1 e 3 também apresentaram diferenças entre si, mas ambos fazem uma análise de uso e ocupação do solo antes e depois do proces-

so de urbanização, buscando prever o acréscimo de escoamento superficial e assim amortizar as vazões de pico. Análise não incorporada no Método 2 que considera somente as áreas impermeáveis para a geração do escoamento.

Esse cenário de discrepâncias entre os volumes de retenção tem como fator primário a ausência de um método padronizado e único para esses dimensionamentos, escolhido pelo órgão fiscalizador. Para Nogueira e Giacchetti (2014), a padronização de um processo faz com que a execução das atividades seja mais uniforme, tornando os resultados cada vez mais confiáveis, permitindo a observação e correção de erros dentro do processo, o que tende à melhoria contínua.

O segundo fator é o emprego de parâmetros de projeto distintos ou ausentes, como por exemplo, o coef. C no Método 2. Como Barros (2015) relata, a simplificação dos métodos de dimensionamento das BD é uma tendência, mas deve-se atentar para as características da localidade e trazer transparência quanto aos parâmetros e estudos utilizados para a formulação do método.

É certo que a ausência de estudos posteriores à implantação das BD dificulta a análise de sua eficiência e desempenho reais. No entanto, no caso de Araraquara, em que já há esse conjunto de BD em funcionamento, estudos específicos nesse sentido permitiriam o desenvolvimento de um método simplificado e específico para as condições locais.

Portanto, recomendam-se estudos específicos sobre o dimensionamento e o desempenho hidrológico das BD em casos reais. E da formulação e implementação de normas técnicas e de uma legislação municipal específica, que trate sobre a obrigatoriedade da implantação das BD, bem como do processo de dimensionamento dessas unidades.

Araraquara e o DAAE avançam ao incorporar as BD no manejo das águas pluviais. No entanto, as diferenças observadas entre os volumes de retenção indicam a necessidade de melhorias no processo de dimensionamento para garantir a confiabilidade e a eficiência de operação das BD, além da redução nos custos envolvidos com a implantação e manutenção.

7 AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES).

8 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Peroni, CSL; **Metodologia:** Peroni, CSL e Teixeira, BAN; **Investigação:** Peroni, CSL; **Redação & Primeira versão:** Peroni, CSL; **Redação Final, Revisão & Supervisão:** Teixeira, BAN.

9 REFERÊNCIAS

- BARROS, V. D. S. de. **Proposta de metodologia para a determinação de equações para o dimensionamento de retenção distribuída.** Dissertação (Mestrado). Instituto Tecnológico de Aeronáutica. São José dos Campos. 136f. 2015.
- BRASIL. Agência Nacional de Águas – ANA. **Hidrologia Básica.** Curso de Capacitação: Apostila, s/d. Disponível em: https://capacitacao.ana.gov.br/conhecer/bitstream/ana/2514/1/Unidade_1.pdf. Acesso em 02 mai 2021.
- CURITIBA. **Decreto Municipal de Curitiba nº 1733/2020 – “Dispõe sobre os critérios para implantação dos mecanismos de contenção de cheias para retenção e/ou retenção de águas pluviais.”** Disponível em: <https://mid.curitiba.pr.gov.br/2021/00310448.pdf>. Acesso em: 05 set 2021.
- DAAE – Departamento Autônomo de Água e Esgoto. **Onde Atuamos.** Araraquara, SP. Disponível em: <https://daeararaquara.com.br/eta-fonte/>. Acesso em 07 mar 2021.
- DAAE – Departamento de Águas e Energia Elétrica; CTH – Centro Tecnológico de Hidráulica e Recursos Hídricos. **Precipitações Intensas no Estado de São Paulo.** Governo do Estado de São Paulo, 2016, 246p.

NAKAZONE, L. M. **Implantação de reservatórios de detenção em conjuntos habitacionais: a experiência da CDHU.** Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo. 305 p. 2005.

PERONI, C. S. L. **Avaliação de Bacias de Detenção na Gestão de Águas Pluviais em Araraquara, SP.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Federal de São Carlos – UFSCar. 245p. 2018.

PORTO ALEGRE, Cidade. **Decreto nº 18.611/2014 – “Regulamento o controle da drenagem urbana e revoga os itens (...)”.** Disponível em: <http://www2.portoalegre.rs.gov.br/cgi-bin/nph-brs?s1=000033997.DOCN.&l=20&u=%2Fnetahtml%2Fsiel%2Fsimples.html&p=1&r=1&f=G&d=atos&SECT1=TEXT>. Acesso em: 05 mai 2021.

RIO DE JANEIRO, Cidade. **Resolução Conjunta SMG/SMO/SMU nº 001/2005 – “Disciplina os procedimentos a serem observados no âmbito dessas secretarias para o cumprimento do Decreto**

nº 23940/2004.” Disponível em: http://www.rio.rj.gov.br/documents/91265/148105/21_ResConjsmsgsmosmu01-05-Dec23940.pdf. Acesso em: 02 set 2021.

RODRÍGUES, C. A. M. **Avaliação de Bacias de Detenção de Águas Pluviais Implantadas no Município de São Carlos/ SP.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Federal de São Carlos – UFSCar. 179p. 2019.

SÃO CARLOS, Estado de São Paulo. **Lei nº 13.246/2003.** Disponível em: <http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/habitacao-morar/155516-legislacao-urbanistica-e-construtiva.html>. Acesso em: 29 mar 2021.

SÃO PAULO (Estado). Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados – SEADE. **Informações dos Municípios Paulistas.** Disponível em: <http://www.imp.seade.gov.br/frontend/#/perfil>. Acesso em: 28 mar 2021.

Análise do aproveitamento energético em redes de distribuição de água com a utilização de bombas como turbina (BFT)

Analysis of energy use in water distribution networks with the use of pumps as turbine (PAT)

• **Data de entrada:**
28/03/2022

• **Data de aprovação:**
01/07/2022

Victor Renan Barbosa da Silva^{1*} | Júnior Hiroyuki Ishihara¹ | Ingrid Luna Baia Viana¹ |
Juliana Melo de Sousa¹ | Davi Edson Sales e Souza¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.039>

ORCID ID

Silva VRB  <https://orcid.org/0000-0002-0081-7913>
Ishihara JH  <https://orcid.org/0009-0003-8338-3472>

Viana ILB  <https://orcid.org/0000-0003-3314-9322>
Sousa JM  <https://orcid.org/0000-0003-1265-7475>
Souza DES  <https://orcid.org/0000-0001-9632-5667>

Resumo

As redes de distribuição de água (RDAs) necessitam de pressão adequada para entregar água aos usuários. Em alguns casos, a pressão é excessiva e geralmente é dissipada por válvulas redutoras de pressão (VRP), que acabam desperdiçando essa energia contida na rede. Devido à necessidade mundial de buscar tecnologias de geração de energia renovável, pesquisadores estudaram a possibilidade de substituir essas VRPs por bomba funcionando como turbinas (BFT). Trata-se de uma bomba centrífuga operando inversamente em substituição VRP. Como as RDAs operam sob condições variáveis de vazão e pressão, a predição de BFTs ainda encontra dificuldades, o que prejudica seu controle efetivo da pressão quando substituem as VRPs. Esse trabalho analisa uma rede real com problemas na gestão das pressões. Localização distintas de VRPs para controlar a pressão da rede foram propostas em duas simulações hidráulicas. As VRPs foram substituídas por BFTs e foi avaliado qual configuração apresenta maior controle de pressão de abastecimento. A predição dessas máquinas foi realizada por um método conjunto que analisa toda a faixa de operação. Além disso, foram estimadas a quantidade de energia recuperada e as vantagens ambientais. Os resultados apontam o controle da pressão nas duas simulações (S1 e S2). Em S1, a pressão no Nó mais crítico foi reduzida em 42,80% e a recuperação de energia foi de 52 kWh/dia. Em S2, a pressão foi reduzida em 45,21% e a recuperação de energia foi de 190,96 kWh/dia; além de controlar melhor a pressão, os resultados de recuperação de energia foram 267% superiores a S1. O método conjunto, proposto na pesquisa, simplificou o processo de seleção e predição de BFT, e foi possível concluir que essas máquinas devem ser instaladas em paralelo com as VRPs, considerando que, quando as BFTs não podem ajustar a pressão em algumas horas do dia, as válvulas ajustam.

Palavras-chave: Rede de distribuição de água. Predição de bomba como turbina. Controle da pressão. Recuperação de energia.

Abstract

Water distribution networks (WDNs) need adequate pressure to deliver water to users. In some cases, the pressure is excessive and is usually dissipated by pressure reducing valves (PRVs), which end up wasting this energy contained in

¹ Universidade Federal do Pará - Tucuruí - Pará - Brasil.

* **Autor correspondente:** victor_PMT@outlook.com.

the network. Due to the worldwide need to seek renewable energy generation technologies, researchers have studied the possibility of replacing these PRVs with a pump running as turbines (PAT). It is a centrifugal pump operating inversely in substitution of PRVs. As WDNs operate under varying conditions of flow and pressure, the prediction of PATs still encounters difficulties, which impairs their effective control of pressure when replacing PRVs. This work analyzes a real network with pressure management problems. Different locations of PRVs to control network pressure were proposed in two hydraulic simulations. The PRVs were replaced by PATs and it was evaluated to see which was the best configuration for greater control of supply pressure. The prediction of these machines was performed by a joint method that analyzes the entire operating range. In addition, the amount of energy recovered and the environmental benefits were estimated. The results show the pressure control in the two simulations (S1 and S2), in S1, the pressure in the most critical node was reduced in 42.80% and the energy recovery was 52 kWh/day. In S2, the pressure was reduced in 45.21% and the energy recovery was 190.96 kWh/day; in addition to better controlling the pressure, the energy recovery results were 267% higher than S1. The joint method, proposed in the research, simplified the PAT selection and prediction process, and it was possible to conclude that these machines should be installed in parallel with the PRVs, considering that, when the PATs cannot adjust the pressure at some times of the day, the valves do.

Keywords: Water distribution network. Pump prediction as a turbine. Pressure control. Energy recovery.

1 INTRODUÇÃO

As questões climáticas têm despertado grandes discursões na sociedade. O modelo socioeconômico de produção e consumo tem proporcionado grandes impactos ambientais e as mudanças climáticas são cada vez mais perceptíveis, destacando-se o aquecimento global e a poluição. As fontes de energia renováveis são parte fundamental da solução para reduzir as emissões, e um exemplo viável são as pequenas centrais hidroelétricas aplicadas em sistemas de abastecimento de água (SAA) para recuperação de energia (EBRAHIMI; RIASI; KANDI, 2021). Esses sistemas apresentam grande energia na forma de pressão, e o excesso de pressão causa perdas por vazamento. Tradicionalmente, as válvulas redutoras de pressão (VRP) são usadas para controlar a pressão; entretanto, desperdiçam energia. Nesse contexto, as bombas funcionando como turbina (BFT) apresentam-se como uma solução interessante para reduzir a pressão e recuperar a energia contida nas redes de distribuição de água (RDA) (E SOUZA et al., 2023; LIMA et al., 2018). Essas são bombas comuns, axiais ou centrífugas,

operando em modo reverso, que, diferentemente das turbinas tradicionais, apresentam baixo custo e grande disponibilidade no mercado, além de maior faixa de operação em relação à vazão. As desvantagens são a escassez de dados em modo turbina e a dificuldade de prever o comportamento em toda a faixa de operação (CARRAVETTA et al., 2017; POLÁK, 2019).

Para solucionar o problema, diversos autores têm buscado prever o comportamento das BFTs. Muitos modelos utilizam o ponto de melhor eficiência da bomba (PME) para encontrar a turbina correspondente. No entanto, poucos investigam toda a faixa operacional, ou seja, considerando as variações de vazão e pressão das RDAs. Os métodos que investigam toda a faixa operacional são importantes para observar o comportamento da BFT fora do (PME) e a recuperação de energia em toda a faixa de operação (FERNÁNDEZ GARCÍA; MC NABOLA, 2020; LIMA et al., 2018). Além disso, muitas pesquisas têm buscado ferramentas de otimização de RDAs, objetivando controlar a pressão e diminuir o volume de vazamentos. Uma ferramenta

muito utilizada pelos pesquisadores é o EPANET, utilizado para modelar sistemas hidráulicos e simular a qualidade da água em redes de pressão. Por exemplo, Chacón et al. (2020) analisaram cinco distritos de irrigação localizados em Córdoba e Sevilha, sul da Espanha, usando o EPANET, e obtiveram resultados relevantes na recuperação de energia. Sambito et al. (2021) utilizaram o EPANET para simular uma rede teórica numa abordagem estocástica para a solução do problema de otimização multiobjetivo com BFT em SAA.

O EPANET otimiza a localização das VRPs, que podem ser substituídas por BFTs (NOVARA et al., 2019; NOVARA; MCNABOLA, 2018). Nesse caso, a otimização prévia prevê a localização ideal de VRPs na rede. Se substituída por uma BFT, pode ser considerada a posição ideal para a operação controlando a pressão e, inclusive, para a máxima recuperação de energia. No entanto, a implementação de BFTs em larga escala ainda é um desafio, pois os fabricantes não disponibilizam as curvas características no modo turbina e a literatura ainda apresenta incerteza quanto à metodologia mais adequada para determinar o desempenho em toda a faixa operacional (SOUZA; MESQUITA; BLANCO, 2021). É importante ressaltar que o estudo das BFTs em RDAs deve priorizar o controle efetivo da pressão, uma vez que está substituindo a VRP. A geração de energia renovável é considerada tecnologia extra.

Além disso, pesquisas recentes indicam o potencial de utilização das BFTs para reduzir GEE. Algieri et al. (2020) estudaram a possibilidade de aproveitamento energético em sistemas de irrigação no sul da Itália utilizando bombas como turbinas e constataram que os sistemas proporcionaram uma queda nas emissões de GEE superiores a 8.800 ton/ano se comparados à produção elétrica convencional. Balacco et al. (2020) analisaram a viabilidade técnica e econômica da substituição de VRPs por BFTs em duas RDAs italianas visando à eficiência energética; os autores estimaram,

considerando um fator de emissão de 400 g CO₂/kWh, a redução das emissões de CO₂ em 327.211 kg CO₂/ano e 20.732 kg CO₂/ano nas redes.

O objetivo desse trabalho é investigar o controle de pressão e recuperação de energia em sistema de abastecimento de água por meio de BFT combinando os dois métodos consolidados, Williams (1995) para seleção de BFT e Rossi et al. (2019) para avaliar as curvas características de BFT. A combinação dos métodos, além de selecionar a bomba adequada, deve prever o comportamento em modo turbina em condições fora de projeto. Os dados experimentais de Derakhshan e Nourbakhsh (2008) serão utilizados para validação da metodologia. Em seguida, um estudo de caso será realizado com o objetivo de investigar o controle de pressão e a recuperação de energia, aplicando a metodologia proposta em uma rede de distribuição de água real na cidade de Tucuruí, localizada no sudeste do Pará-Brasil. Por fim, por meio dos resultados de energia recuperada na RDA, uma análise da quantidade de energia produzida e de redução de emissão de CO₂ será realizada.

2 METODOLOGIA

2.1 Modelo de predição de bombas como turbinas

Nesse estudo, a operação da BFT é analisada como uma VRP. Além disso, selecionar a máquina adequada é importante para a garantia do controle efetivo da pressão na RDA, segundo a legislação específica. E, como tecnologia extra, espera-se a máxima recuperação de energia renovável na rede. Dessa forma, a associação de dois métodos já consolidados na literatura científica para prever o comportamento das BFTs é proposta (GAIA, 2021). O primeiro modelo utilizado foi o de Sharma (1985), um método simples que pressupõe a eficiência da BFT sendo igual à da bomba. Este foi melhorado por Williams (1995), que analisou oito diferentes métodos que

utilizam dados da bomba no BEP para estimar o desempenho da BFT. A partir das correções, foram geradas equações para duas situações: velocidade da turbina igual à da bomba, Eq. 1 e 2, e velocidade de rotação do BFT diferente da rotação da bomba, Eq. 3 e 4; onde Q_t é a vazão no ponto de melhor eficiência da turbina, Q_{bep} é a vazão no ponto de melhor eficiência da bomba, η_{max} é a eficiência máxima da bomba, H_t é a altura da turbina no BEP, H_{bep} é a altura da bomba no BEP, N_t é a velocidade de funcionamento da turbina e N_p é a velocidade nominal da bomba.

$$Q_t = \frac{Q_{bep}}{\eta_{max}^{0.8}} \quad (1)$$

$$H_t = \frac{H_{bep}}{\eta_{max}^{1.2}} \quad (2)$$

$$Q_t = \frac{N_t}{N_p} \times \frac{Q_{bep}}{\eta_{max}^{0.8}} \quad (3)$$

$$H_t = \left(\frac{N_t}{N_p}\right)^2 \times \frac{H_{bep}}{\eta_{max}^{1.2}} \quad (4)$$

No segundo método, Rossi et al. (2019), também foi apresentado um modelo de previsão usado para avaliar as curvas características das bombas como turbinas, com atenção particular às condições operacionais fora de projeto. O modelo de previsão foi derivado da reformulação de dados experimentais da literatura mais relevantes das BFTs. A verificação da capacidade de previsão do modelo foi analisada em testes experimentais, nos modos direto e reverso, e confirmada em simulações numéricas para várias taxas de fluxo. As Eq. 5 a 9 o descrevem. Este foi escolhido pela facilidade de aplicação e boa capacidade de previsão; onde ϕ é o coeficiente de fluxo, ψ é o coeficiente de altura, η é a eficiência, N é a rotação em [rps], Q é a vazão em [m³/s], H é a altura em [m] e g é a aceleração da gravidade em [m/s²]. Embora os métodos simples que preveem o BEP de BFT sejam menos confiáveis (FECAROTTA; CARRAVE-

TTA; RAMOS, 2011), sua utilização em conjunto com métodos que predizem o comportamento BFT em toda faixa de operação é oportuna, pois o desempenho do modo turbina de uma bomba se inicia com a previsão do BEP, que é condição inicial e tem papel crucial na estimativa da curva BFT fora de projeto.

$$\frac{\psi}{\psi_{BEPT}} = 0.2394R^2 + 0.769R \quad (5)$$

$$\frac{\eta}{\eta_{BEPT}} = -1.9788R^6 + 9.0636R^5 - 13.148R^4 + 3.8527R^3 + 4.5614R^2 - 1.3769R \quad (6)$$

$$R = \frac{\phi}{\phi_{BEPT}} \quad (7)$$

$$\phi = \frac{Q}{(nD)^3} \quad (8)$$

$$\psi = \frac{gH}{(nD)^2} \quad (9)$$

2.2 Validação

O método proposto neste estudo foi validado com os resultados experimentais de BFT de Derakhshan e Nourbakhsh (2008). As curvas características dos BFT relatados pelos autores serviram de referência para comparação. Na validação, foram utilizadas máquinas com velocidades específicas e eficiências distintas. Esses parâmetros são úteis para definir o desempenho hidráulico de uma bomba centrífuga, e considerá-los pode ajudar a prever, de forma precisa, o desempenho de uma BFT (NAUTIYAL et al., 2011). As Figs. 1a e 1b mostram, respectivamente, as curvas adimensionais ψ - ϕ e η - ϕ , que representam a tendência do método proposto. É possível notar que as curvas obtidas com o método conjunto estão em concordância aceitável com os dados experimentais. Esse processo permite generalizar o estudo e prolongar sua aplicação para diversas máquinas, pois

reproduziu bem as linhas de tendências dos experimentos, independentemente do BEP da bomba

em modo turbina, velocidade específica e eficiência de cada bomba.

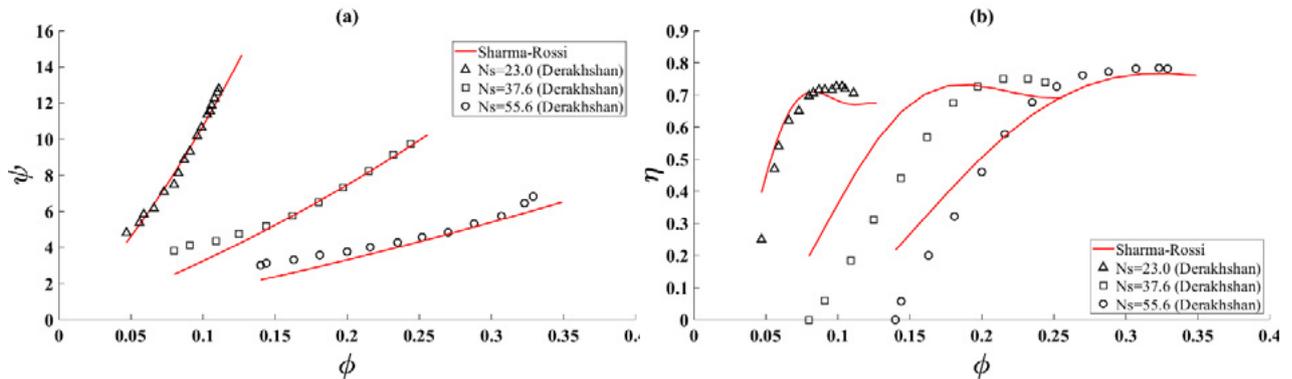


Figura 1 - Curvas de potência adimensionais da BFT medidas e estimadas (a) e curvas de eficiência da BFT medidas e estimadas (b).

2.3 Controle da pressão e recuperação de energia

A RDA foi simulada no software EPANET 2.0. Este é um programa de computador que permite a análise hidráulica de redes de dutos (ROSSMAN; OTHERS, 2000). O software otimiza e melhora uma rede com a vantagem do bom efeito de simulação e alta velocidade de operação (DUAN et al., 2019). O programa permite simular tubulações, nós, reservatórios, bombas e válvulas (SOLÓRZANO, 2017). Como já relatado, diversos estudos empregaram o EPANET para otimizar a pressão de distribuição em uma RDA (ALVISI, 2015; KARADIREK et al., 2012). Em muitos ca-

sos, as estratégias mais utilizadas dividem uma RDA maior em sub-redes menores, denominadas áreas de medições distritais (AMD), posicionando, estrategicamente, VRPs à montante dos distritos para o controle efetivo da pressão de abastecimento, conforme a Fig. 2. De fato, o ajuste e o posicionamento ideal das VRPs são tarefas fortemente conectadas, que devem considerar as demandas de água estacionárias ou as descargas variáveis de tempo requeridas nos Nós (NGUYEN et al., 2020). E com a otimização antecipada é possível estabelecer critérios técnicos capazes de auxiliar na implantação e gestão dos SAA (SOUZA; MESQUITA; BLANCO, 2021).

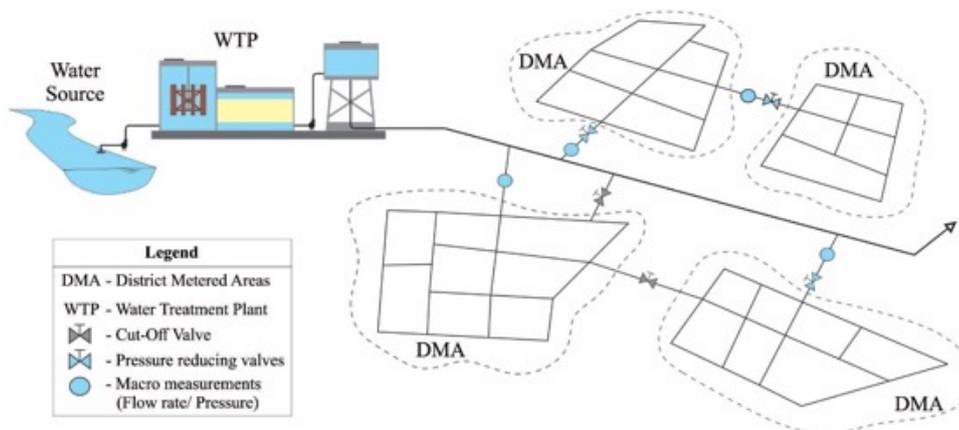


Figura 2 - Sistema de abastecimento de água dividido em (AMD) com VRPs a montante (SOUZA; MESQUITA; BLANCO, 2021).

Uma vez que a operação hidráulica em uma rede é otimizada pelo EPANET, é possível afirmar que a alocação da VRPs é considerada ideal para manter as pressões de abastecimento adequadas. Portanto, a substituição desses dispositivos por BFT também pode ser considerada ideal para a manutenção da pressão e, inclusive, a maior recuperação de energia nas AMDs (SOUZA; MESQUITA; BLANCO, 2021).

2.4 Redução de equivalente de Gases do Efeito Estufa (GEE)

Neste trabalho, para análise de redução de emissões de gases do efeito estufa será utilizado o método proposto por Lira et al. (2019). Estes propõem que as emissões de dióxido de carbono evitadas (ECO_2) são iguais à geração anual da fonte renovável (E) multiplicada pelo fator de emissão (F_e) da energia elétrica despachada no Sistema Interligado Nacional - SIN, conforme observado na Eq. 10. O fator de emissão F_e é fornecido e calculado pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI) e tem como objetivo estimar a contribuição de um projeto de energia renovável que gere eletricidade para a rede em termos de redução de emissões de CO_2 . Em 2021, o fator de emissão médio foi de $0,5985 \text{ KgCO}_2/\text{kWh}$ (MCTI, 2021). Além disso, será estimada a quantidade de árvores equivalentes para capturar as emissões evitadas. Para isso, será utilizado

o modelo proposto por Lacerda et al. (2009), que relata que uma árvore é capaz de capturar $7,0 \text{ kg}$ de CO_2 equivalente ao ano ou $140,0 \text{ kg}$ de CO_2 equivalente em 20 anos, ou ainda $7,14$ árvores por tonelada (t) de CO_2 equivalente em 20 anos.

$$ECO_2 = E \times F_e \quad (10)$$

2.5 Estudo de caso

O estudo de caso analisou uma RDA real que abastece o bairro Cristo Vive do município de Tucuruú, ao norte do Brasil, região Amazônica. A rede opera por gravidade e beneficia uma área de, aproximadamente, $0,58 \text{ km}^2$, com variação topográfica de 75 m a 155 m . É composta por um reservatório elevado (RE), 144 trechos, 115 nós. O RE está localizado na cota 151 m e recebe água tratada de uma adutora e distribui aos usuários do sistema. A rede está sujeita a variações de consumo durante o dia, e apresenta sérias deficiências na gestão da pressão de distribuição, que varia de 20 m a $87,9 \text{ m}$, o que pode ser explicado pela topografia acentuada e a ausência de dispositivos de controle de pressão ao longo da rede. No Brasil, para o abastecimento de água são recomendados 10 mca para a pressão dinâmica mínima e 40 mca para a pressão estática máxima, com um limite de até 50 mca em regiões com extrema topografia (ABNT, 2017). A Fig. 3 mostra a variação horária do padrão de consumo da rede.

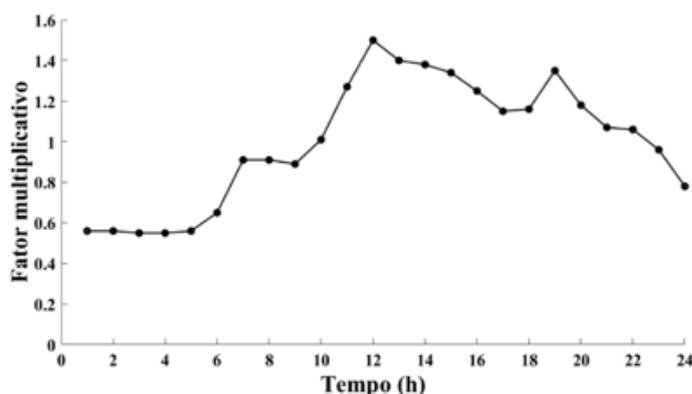


Figura 3 - Variação horária do padrão de consumo da rede.

Foram realizadas duas simulações (S1 e S2) na RDA, com o objetivo de adequar as pressões de trabalho à legislação brasileira, no caso, às

normas da ABNT, a partir de AMDs distintas. A Tabela 1 e a Fig. 4 apresentam um resumo das simulações.

Tabela 1 - Informações sobre a divisão de AMDs do estudo de caso.

Simulação	AMD	VRP	Vazão - Q (m ³ /s)	Pressão dissipada - H (m)	Variação da pressão nos Nós (m)
1	1.1	1.1.A	0,069	15,45	10 a 49,8
		1.2.A	0,155	3,05	
	1.2	1.2.B	0,016	19,13	
		1.2.C	0,036	15,12	
2	1.3	1.3.A	0,024	20,19	10 a 49
		2.1	2.1.A	0,026	
	2.2	2.2.A	0,026	24,45	
	2.3	2.3.A	0,013	23,70	
		2.3.B	0,024	19,61	

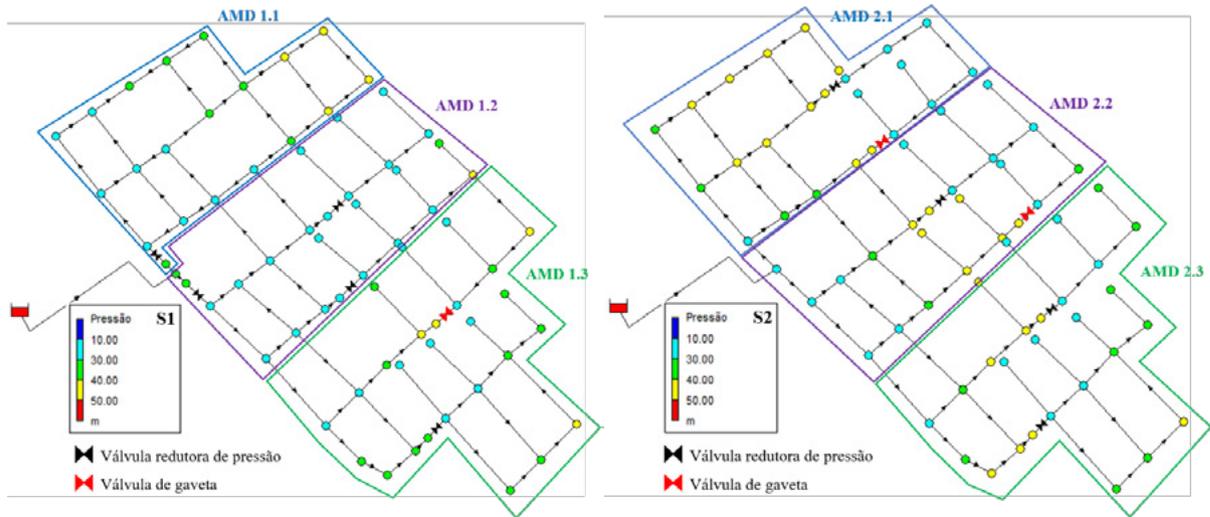


Figura 4 - Pressões nos Nós, divisão da rede em AMD e o posicionamento das VRP nas S1 e S2.

Em seguida, foram investigadas as configurações para as simulações (S₁ e S₂), onde as VRPs seriam substituídas por BFT, com velocidade de rotação constante e independente entre si, com um by-pass para a operação de uma PRV em paralelo em situações de redução drástica de consumo (Fig. 5), por exemplo, no período da madrugada. A VRP garante a pressão de abastecimento adequada ao logo do dia caso a BFT necessite de alguma manutenção. A partir disso, foi avaliado qual das simulações apresenta a melhor localização de BFT para o maior controle da pressão de abastecimento e a máxima recuperação de energia potencial da rede.

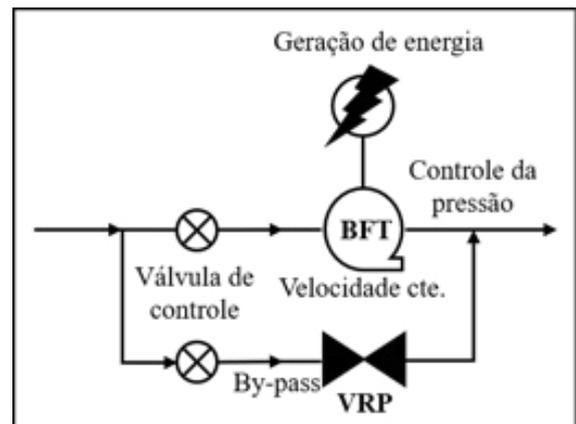


Figura 5 - Cenário proposto.

Nem sempre é financeiramente vantajoso substituir uma válvula por uma BFT, pois a pouca energia dissipada por uma VRP leva à seleção de uma máquina insuficiente para superar a pressão e a vazão ocorrentes em certa hora do dia, prejudicando a função de controle da pressão, aumentando as perdas de água por vazamentos e a recuperação de energia pela BFT (SOUZA; MESQUITA; BLANCO, 2021). Portanto, o método será aplicado somente no AMD 3 para ambas as simulações. Em S1 será substituída a VRP 1.3.A, enquanto em S2 serão a VRP 2.3.A e a VRP 2.3.B. É válido ressaltar que será analisada, em primeiro lugar, a comparação do posicionamento ideal

das BFTs em substituição às VRPs, e se essa configuração mantém as pressões de abastecimento segundo a legislação. Como tecnologia extra, será analisada a energia renovável recuperada na RDA.

3 RESULTADOS

Os modelos de bombas selecionados pelo método de Williams (1995) foram ITAP 80-260 (BOMBA 1.3.A), BMI 100-330 (BOMBA 2.3.A) e INI 50-125 (BOMBA 2.3.B). As características dessas máquinas no modo direto e reverso no BEP são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Características operacionais no BEP das máquinas selecionadas.

Características	Bomba			Turbina		
	BOMBA 1.3.A	BOMBA 2.3.A	BOMBA 2.3.B	BFT 1.3.A	BFT 2.3.A	BFT 2.3.B
Q [m³/s]	0,020	0,050	0,020	0,0275	0,0674	0,0274
H [m]	14,65	21,76	18,41	22,94	33,37	28,63
Eficiência [-]	0,79	0,80	0,79	0,79	0,80	0,79
Velocidade de rotação [rpm]	1730	1770	3500	1730	1770	3500
Diâmetro do impulsor [m]	0,260	0,330	0,142	0,260	0,330	0,142

Fonte: (IMBIL, 2022a, 2022b).

3.1 Simulação 1

A Fig. 6 mostra, respectivamente, as curvas H-Q (a) e η_t -Q (b), construídas por meio do método de Rossi et al. (2019), para a BFT 1.3.A operando fora

de projeto, ou seja, prevendo a curva a partir dos valores de vazão, altura manométrica e eficiência da BFT distante do seu BEP.

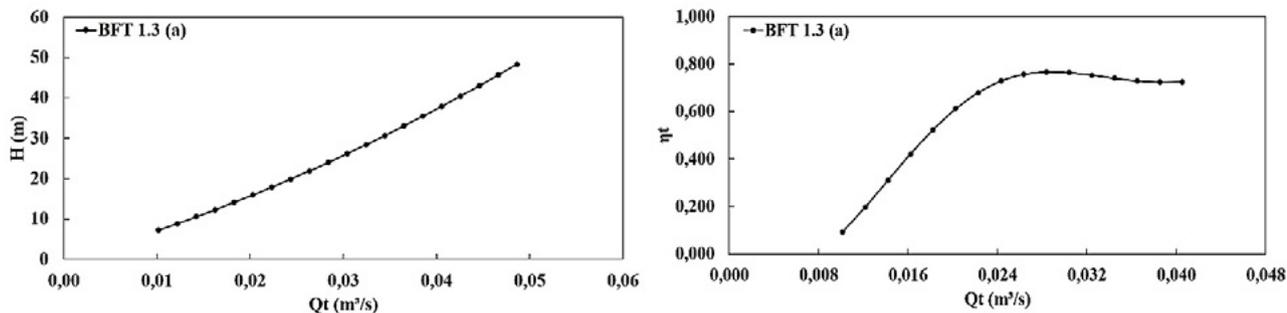


Figura 6 - Curva H(m)-Q(m³/s) (a) e Curva η_t -Q(m³/s) (b) - Simulação 1.

Já a Fig. 7 apresenta as curvas de pressão para o Nó 110, mais crítico, durante 24 h de operação para três casos: rede sem controle, com VRP e com BFT. Fica claro que o desempenho da BFT se aproxima ao da VRP quando o consumo da rede é alto, das 5-23 h. No período de 23:01-5 h, a eficiência da bomba reduz e o controle da pressão é prejudicado; dessa forma, o desempenho da BFT se afasta da VRP. Isso ocorre porque as máquinas não conseguem absorver a redução das taxas de fluxo e a elevação da pressão na RDA adequadamente no período da madrugada, por operar em velocidade de rotação constante. Esse comportamento é observado nos trabalhos de Ebrahimi et al. (2021) e Jafari et al. (2015), que também utilizaram BFTs com velocidade constante durante o dia em uma RDA e durante

o período da madrugada. Nos estudos, os autores observaram um aumento indesejado na pressão dos Nós. Observa-se que na simulação 1 optou-se pela operação da BFTs no período de 5-23h. Devido à queda de rendimento de 24-4h, apenas a VRP 1.3.A continuou em operação.

Embora as BFTs se afastem das VRPs em algumas horas do dia, as pressões no Nó desfavorável acompanharam as recomendações estabelecidas na norma da ABNT (2017). A pressão no Nó 110 variou de 16,9 a 27,81 m. Em média, a redução da pressão provocada pela BFT no Nó foi de 42,80%, respectivamente, se comparada com a rede sem controle. Isso contribui para a manutenção da pressão de abastecimento adequada nos AMDs, além de reduzir o volume de vazamentos nos tubos.

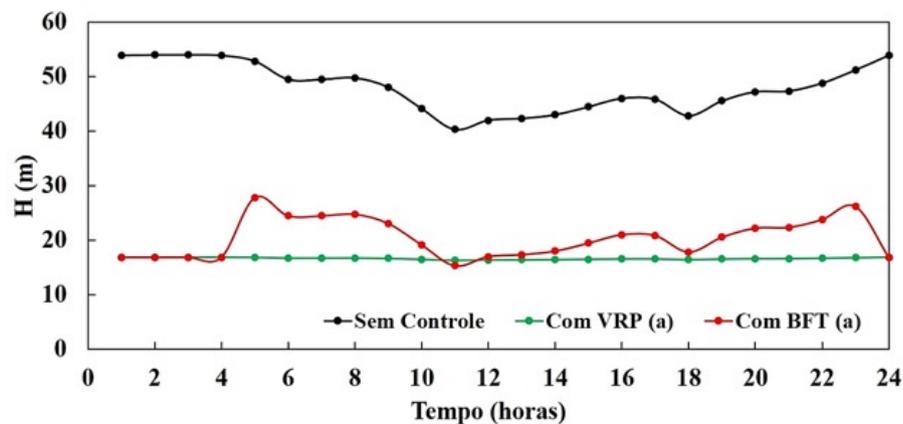


Figura 7 - Curva de pressão para o Nó 110, Simulação 1.

A Fig. 8 mostra a potência de saída da BFT 1.3.A em 24h. Os resultados da simulação mostram que a potência de saída das BFTs entre 23-5 h é próxima de zero, e isso é justificado pela operação da VRP no período. Em 18 h de operação, a potência de saída da BFT 1.3.A variou de 2,27 kW a 3,19 kW e a energia recuperada foi de 52 kWh/dia ou 18,98 MWh/ano, respectivamente. Para comparação, a energia recuperada apenas com uma BFT consegue abastecer, aproximadamente, oito residên-

cias/mês enquadradas na categoria baixa renda (consumo de até 220 kWh/mês) pela companhia elétrica do Pará (EQUATORIAL ENERGIA, 2022). A energia recuperada na simulação 1 é equivalente a 11,35 toneladas de CO₂ evitados por ano, sendo necessárias 81 árvores para absorver essa quantidade de carbono da atmosfera ao longo de 20 anos. Esses valores significativos estão de acordo com os estudos desenvolvidos por Ebrahimi et al. (2021), Lacerda et al. (2009) e Lira et al. (2019).

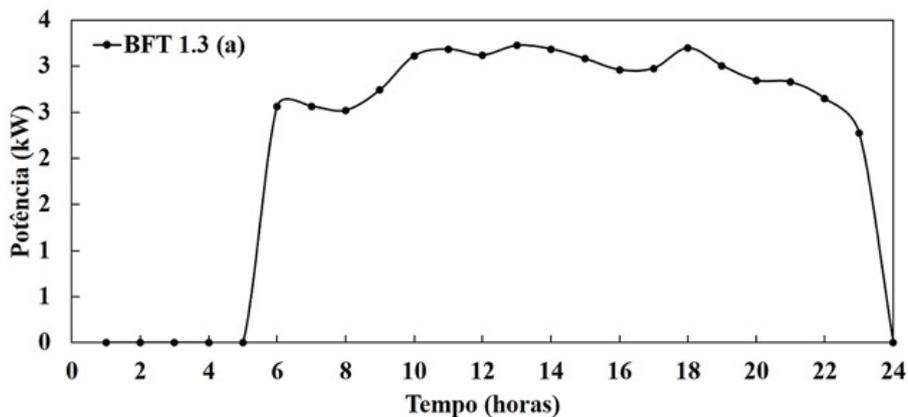


Figura 8 - Potência de saída da BFT 1.3.A, Simulação 1.

3.2 Simulação 2

Na Simulação 2, o objetivo foi investigar o desempenho do sistema com duas BFTs. A Fig. 9

mostra as curvas H-Q (a) e η_t -Q (b) para a BFT 2.3.A e BFT 2.3.B operando fora de projeto.

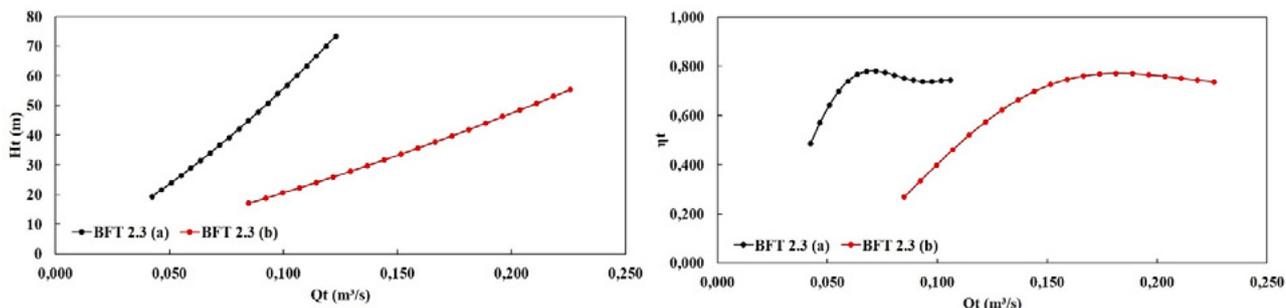


Figura 9 - Curva H(m)-Q(m³/s) (a) e Curva η_t -Q(m³/s) (b) – Simulação 2.

A Fig. 10 apresenta as curvas de pressão para o Nó 110 durante 24 h de operação para três casos: rede sem controle, com VRP e com BFT. Diferentemente da simulação 1, duas VRPs foram inseridas e posteriormente substituídas por BFTs onde a variação de pressão foi 17,34 a 28,25 m, representando uma redução de 45,21% se comparada com a rede sem controle. Observa-se o mesmo comportamento ocorrido na simulação 1 nos horários de 24-5h, um aumento indesejado de pressão e a redução das taxas de fluxos diminuindo a eficiência das BFTs para geração energia elétrica e controle de pressão.

Na simulação 2, a pressão no Nó 110 também acompanhou a legislação ABNT (2017). Além disso, houve um ganho na recuperação de energia, o que já era esperado. A Fig. 11 mostra a potência de saída de cada BFT, bem como a potência total das máquinas. A potência da BFT 2.3.A variou de 7,18 kW a 9,13 kW e recuperou 155 kWh/dia, enquanto a BFT 2.3.B variou de 1,23 kW a 2,41 kW e recuperou 35,71 kWh/dia. As duas máquinas conseguiram recuperar 190,93 kWh/dia ou 5.728,8 kWh/mês. Essa geração representa um aumento de 267% se comparado à simulação 1. A energia total gerada pode alimentar até 26 residências/

mês enquadradas na categoria baixa renda (consumo de até 220 kWh/mês) e representa uma redução de 41,71 toneladas equivalente de CO₂ não

emitidos por ano. Para absorver essa quantidade de CO₂ da atmosfera são necessárias 298 árvores ao longo de 20 anos.

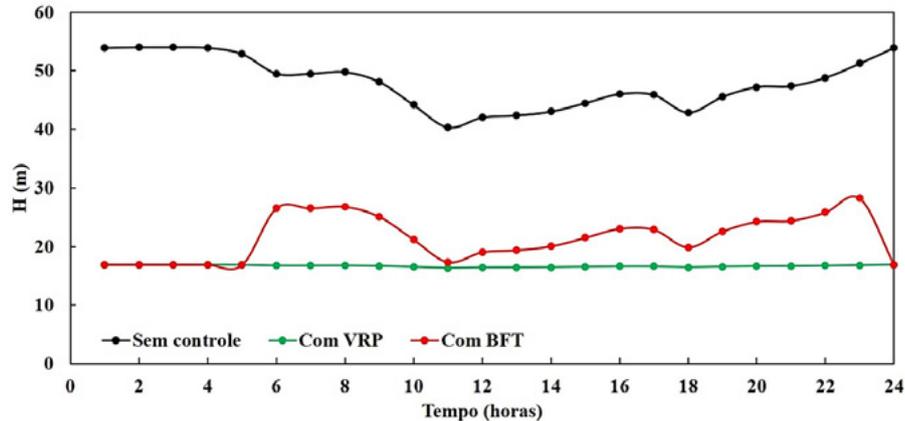


Figura 10 - Curvas de pressão para o Nó 110, na simulação 2.

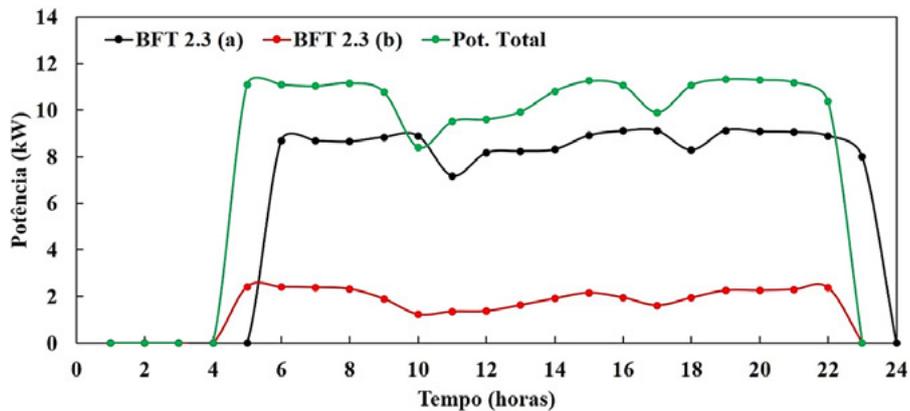


Figura 11 - Potência de saída da BFT 2.3.A, BFT 2.3.B e potência total, simulação 2.

Observa-se que a simulação 2 apresentou melhores resultados para o controle de pressão dentro da AMD 3, o que a torna a configuração mais indicada para otimizar a RDA. A energia recuperada pelas BFTs não deve ser fator determinante para a substituição de VRPs, pois o melhor posicionamento desses dispositivos para o controle de pressão em uma rede é prioridade.

4 CONCLUSÃO

Neste artigo, a combinação dos métodos proposta para selecionar e prever o comportamento de BFTs em toda a faixa de operação apresentou bons resultados, obtendo uma solução viável, com baixo esforço, sem a necessidade programação robusta e hidraulicamente melhorando o controle da pressão e a recuperação de ener-

gia. De acordo com os resultados das simulações, quando o consumo da rede foi alto, as BFTs se aproximaram da VRP e obtiveram um bom controle de pressão, assim como maior recuperação. Nos momentos em que o consumo da rede era baixo, a VRP em paralelo operava para manter a pressão de trabalho na rede.

Ressalta-se que na simulação 2 houve um ganho significativo na recuperação de energia. Os resultados mostraram que duas BFTs funcionando simultaneamente (S_2) recuperaram 267% de energia a mais do que a (S_1), mas o desempenho do sistema em termos de controle de pressão não foi significativamente melhorado, principalmente nas horas de início e fim do dia. A fim de manter a pressão da rede na faixa padrão em todas as horas do dia, a combinação de BFT e VRP pode ser implementada para ajustar a pressão além de gerar energia. Dessa forma, as BFTs funcionam apenas por horas, quando podem ajustar a pressão padrão necessária e, no restante, a VRP regula a pressão. Neste caso, além de controlar a pressão continuamente, energia renovável significativa pode ser recuperada da RDA. Trabalhos futuros podem incluir a implementação de BFTs com velocidade variável em uma RDA real para investigar a recuperação de energia e o controle de pressão nas primeiras e últimas horas do dia.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

ABNT. **NBR 12218/2017: Projeto de rede de distribuição de água para abastecimento público.**

ALGIERI, Angelo et al. Potential energy exploitation in collective irrigation systems using pumps as turbines: A case study in Calabria (Southern Italy). **Journal of Cleaner Production**, v. 257, p. 120538, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120538>

ALVISI, S. A new procedure for optimal design of district metered areas based on the multilevel balancing and refinement algo-

thm. **Water resources management**, v. 29, p. 4397-4409, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1066-z>

BALACCO, Gabriella et al. Pump as Turbine for the Energy Recovery in a Water Distribution Network: Two Italian (Apulian) Case Studies. **Environmental Sciences Proceedings**, v. 2, n. 1, p. 1, 2020. <https://doi.org/10.3390/environsciproc2020002001>

CARRAVETTA, Armando et al. Energy saving in a water supply network by coupling a pump and a pump as turbine (PAT) in a turbopump. **Water**, v. 9, n. 1, p. 62, 2017. <https://doi.org/10.3390/w9010062>

CHACÓN, Miguel Crespo et al. Hydropower energy recovery in irrigation networks: Validation of a methodology for flow prediction and pump as turbine selection. **Renewable Energy**, v. 147, p. 1728-1738, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.09.119>

DERAKHSHAN, Shahram; NOURBAKHS, Ahmad. Experimental study of characteristic curves of centrifugal pumps working as turbines in different specific speeds. **Experimental thermal and fluid science**, v. 32, n. 3, p. 800-807, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.expthermflusci.2007.10.004>

DUAN, Xiaolong et al. Research of hydraulic reliability of water supply network based on the simulation of EPANET. In: **IOP Conference series: earth and environmental science**. IOP Publishing, 2019. p. 012042. <https://10.1088/1755-1315/349/1/012042>

EBRAHIMI, S.; RIASI, A.; KANDI, A. Selection optimization of variable speed pump as turbine (PAT) for energy recovery and pressure management. **Energy Conversion and Management**, v. 227, n. July 2020, p. 113586, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.113586>

E SOUZA, Davi Edson Sales; MESQUITA, André Luiz Amarante; BLANCO, Claudio José Cavalcante. Pressure Regulation in a Water Distribution Network Using Pumps as Turbines at Variable Speed for Energy Recovery. **Water Resources Management**, p. 1-24, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11269-022-03421-9>

EQUATORIAL ENERGIA. **Tarifa Social para consumidores baixa renda**. Disponível em: <<https://pa.equatorialenergia.com.br/informacoes-gerais/valor-de-tarifas-e-servicos/#residencial-baixa-renda>>.

FECAROTTA, O.; MCNABOLA, A. Optimal Location of Pump as Turbines (PATs) in Water Distribution Networks to Recover Energy and Reduce Leakage. **Water Resources Management**, v. 31, n.15, p. 5043-5059, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1795-2>

FECAROTTA, O.; MCNABOLA, A. Optimal Location of Pump as Turbines (PATs) in Water Distribution Networks to Recover Energy and Reduce Leakage. **Water Resources Management**, v. 31, n. 15, p. 5043-5059, 2017.

FERNÁNDEZ GARCÍA, I.; MC NABOLA, A. Maximizing Hydropower Generation in Gravity Water Distribution Networks: Determining

- the Optimal Location and Number of Pumps as Turbines. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 146, n. 1, p. 04019066, 2020. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0001152](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0001152)
- GAIA, J. G. **Predição de bombas funcionando como turbinas em toda a faixa de operação – estudo de caso de uma rede de distribuição de água**. [s.l.] Universidade Federal do Pará, 2021.
- IMBIL, SOLUÇÃO EM BOMBEAMENTO. **Linha Esmaltada. Catálogo INI (em português)**, 2022a.
- IMBIL, SOLUÇÃO EM BOMBEAMENTO. **Linha Esmaltada. Catálogo BMI (em português)**, 2022b.
- JAFARI, R.; KHANJANI, M. J.; ESMAELIAN, H. R. Pressure management and electric power production using pumps as turbines. **Journal - American Water Works Association**, v. 107, n. 7, p. E351–E363, 2015. <https://doi.org/10.5942/jawwa.2015.107.0083>
- KARADIREK, I. E. et al. Implementation of Hydraulic Modelling for Water-Loss Reduction Through Pressure Management. **Water Resources Management**, v. 26, n. 9, p. 2555–2568, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0032-2>
- LACERDA, J. S. DE et al. Estimativa da Biomassa e Carbono em Áreas Restauradas com Plantio de Essências Nativas. **Metrum**, n. 5, p. 1–23, 2009.
- LIMA, G. M. et al. Leakage Control and Energy Recovery Using Variable Speed Pumps as Turbines. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 144, n. 1, p. 04017077, 2018. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000852](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000852)
- LIRA, M. A. T. et al. Contribution of photovoltaic systems connected to the electrical network for reducing CO₂ in the state of Ceará. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 34, n. 3, p. 389–397, 2019.
- MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, T. E. I. **Fatores de emissão da margem de operação pelo método da análise de despacho**. Disponível em: <<https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/dados-e-ferramentas/fatores-de-emissao>>.
- NAUTIYAL, H. et al. Experimental investigation of centrifugal pump working as turbine for small hydropower systems. **Energy Science and technology**, v. 1, n. 1, p. 79–86, 2011.
- NGUYEN, K. D. et al. A MINLP model for optimal localization of pumps as turbines in water distribution systems considering power generation constraints. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 7, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12071979>
- NOVARA, D. et al. Cost Model for Pumps as Turbines in Run-of-River and In-Pipe Microhydropower Applications. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 145, n. 5, p. 04019012, 2019. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0001063](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0001063)
- NOVARA, D.; MCNABOLA, A. A model for the extrapolation of the characteristic curves of Pumps as Turbines from a datum Best Efficiency Point. **Energy Conversion and Management**, v. 174, n. July, p. 1–7, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.07.091>
- POLÁK, M. **The Influence of Changing Hydropower Potential on engines**, 2019.
- ROSSI, M.; NIGRO, A.; RENZI, M. Experimental and numerical assessment of a methodology for performance prediction of Pumps-as-Turbines (PaTs) operating in off-design conditions. **Applied Energy**, v. 248, n. May, p. 555–566, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.04.123>
- ROSSMAN, L. A.; OTHERS. **EPANET 2 users manual**. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OHEPA/600, , 2000.
- SAMBITO, M.; PIAZZA, S.; FRENI, G. Stochastic approach for optimal positioning of pumps as turbines (Pats). **Sustainability (Switzerland)**, v. 13, n. 21, p. 1–12, 2021. <https://doi.org/10.3390/su132112318>
- SOLÓRZANO, J. S. D. P. **Ejercicios básicos de mecánica de fluidos e hidráulica aplicados a través del software de distribución gratuita EPANET 2.0**. [s.l: s.n.].
- SOUZA, D. E. S. E.; MESQUITA, A. L. A.; BLANCO, C. J. C. Pump-as-turbine for energy recovery in municipal water supply networks. A review. **Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering**, v. 43, n. 11, 2021. <https://doi.org/10.1007/s40430-021-03213-z>
- WILLIAMS, A. A. The turbine performance of centrifugal pumps: a comparison of prediction methods. **Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part A: Journal of Power and Energy**, v. 208, n. 1, p. 59–66, 1995. https://doi.org/10.1243/PIME_PROC_1994_208_009

Efeito da discretização espacial da sub-bacia nos resultados do modelo hidrológico chuva-vazão

Effect of hydrographic sub-basin spatial discretization on the results of the rainfall-runoff hydrological model

- **Data de entrada:**
23/02/2022
- **Data de aprovação:**
18/07/2022

José Paulo da Silveira Neto^{1*} | Marco Aurélio Holanda de Castro¹ | Cristiane Barbosa Monteiro² | Carlos Ernando da Silva² | Alessandro de Araújo Bezerra² | DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.040>

ORCID ID

Silveira Neto JP  <https://orcid.org/0000-0002-4392-4102>

Castro MAH  <https://orcid.org/0000-0001-5134-7213>

Monteiro CB  <https://orcid.org/0000-0002-6496-5210>

Silva CE  <https://orcid.org/0000-0001-5653-0359>

Bezerra AA  <https://orcid.org/0000-0002-9243-0731>

Resumo

Há uma escassez notável de estudos que avaliem a influência da discretização espacial da bacia hidrográfica sobre a performance do modelo hidrológico do NRCS. Nesse contexto, este trabalho objetiva determinar a influência da discretização em microbacias sobre o cálculo das vazões máximas, pelo modelo chuva-vazão do NRCS, e sobre o volume máximo de um reservatório de retenção, por meio de um estudo aplicado a uma sub-bacia localizada em Teresina-PI. Cinco cenários de discretização foram analisados, dividindo a sub-bacia em 2, 4, 8, 15 e 32 microbacias. A propagação dos hidrogramas foi realizada por meio do modelo da onda dinâmica no SWMM. Os hidrogramas resultantes, as vazões máximas e os volumes máximos do reservatório de retenção para cada nível de discretização foram comparados. As simulações com o maior grau de discretização resultaram nos menores picos de vazão e nos menores volumes máximos. Essa relação, no entanto, não foi contínua e foi influenciada por outros parâmetros.

Palavras-chave: NRCS. SWMM. Discretização Espacial. Hidrogramas. Reservatório de Detenção.

Abstract

There is a notable lack of studies that evaluate the influence of watershed spatial discretization on the performance of the NRCS hydrological model. In this context, this work aims to determine how watershed discretization influences the calculation of maximum discharge, using the NRCS rainfall-runoff model, and detention reservoir maximum volume on a hydrographic sub-basin located in Teresina, Piauí, Brazil. Five spatial discretization scenarios were analyzed, dividing the studied watershed into 2, 4, 8, 15, and 32 smaller ones. Hydrograph propagation was performed using the dynamic wave model in SWMM. The resulting hydrographs, maximum discharge and detention pond maximum volume for each discretization scenario were compared. The simulations with the highest degree of discretization resulted in the lowest peak discharge and the lowest maximum volumes. This relationship, however, was not continuous and was influenced by other parameters.

Keywords: NRCS. SWMM. Spatial discretization. Hydrographs. Detention reservoir.

¹ Universidade Federal do Ceará, Campus Pici, Fortaleza - Ceará - Brasil.

² Universidade Federal do Piauí, Teresina - Piauí - Brasil.

* **Autor correspondente:** js_silveirant@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Em bacias hidrográficas de grandes dimensões ou bastante heterogêneas, a variabilidade espacial das características físicas da bacia, como tipo de solo, cobertura vegetal e relevo, torna necessária a adoção de modelos hidrológicos distribuídos, que discretizam as bacias hidrográficas em unidades menores, podendo ser células regulares ou sub-bacias (PONTES et al., 2015). Conforme estudo comparativo de Paz et al. (2011), a discretização em sub-bacias representa melhor a hidrografia das bacias.

O modelo chuva-vazão do Natural Resources Conservation Service (NRCS) é muito utilizado para a estimativa do escoamento superficial de bacias hidrográficas (BAIAMONTE, 2019; SANZ-RAMOS et al., 2020). Esse modelo foi originalmente concebido como um modelo concentrado (MAIDMENT et al., 1996); no entanto, a crescente disponibilidade de bases de dados espaciais, o aumento da capacidade computacional e o desenvolvimento de ferramentas com tecnologia de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) possibilitaram o desenvolvimento de abordagens distribuídas do modelo do NRCS (JENA et al., 2012).

Os modelos hidrológicos distribuídos são bastante sensíveis à resolução espacial dos parâmetros de entrada. O comportamento de um modelo desse tipo varia de acordo com a escala do sistema, e o nível de discretização em sub-bacias apresenta grande influência sobre sua performance (JHA et al., 2004; DUTTA; NAKAYAMA, 2009).

Zanandrea e Silveira (2018) descreveram que quanto maior o nível de discretização, mais precisos serão os resultados dos modelos hidrológicos. Jha et al. (2004), no entanto, observaram que a discretização em sub-bacias pouco interferiu nos resultados de vazões obtidos para as bacias analisadas em seu trabalho. Já Costa (2002) constatou que uma discretização espacial mediana foi a mais adequada para a modelagem da bacia do

Rio Corumbá. Ademais, estudos realizados com diferentes modelos hidrológicos apontam comportamentos diferentes quanto aos picos de vazão dos hidrogramas, o que leva a crer que cada modelo deve ser analisado isoladamente (GARCIA et al., 2004; GARCIA; PAIVA, 2006; MAHUNGUANA; BRAVO, 2015). Diante dessas especificidades, a escassez de estudos que tratam da influência da discretização espacial da bacia hidrográfica sobre o modelo chuva-vazão do NRCS sugere a necessidade de um estudo direcionado, para contribuir com a discussão.

O objetivo deste trabalho foi determinar a influência da discretização espacial de uma sub-bacia hidrográfica do Município de Teresina - PI em microbacias, sobre o cálculo das vazões máximas pelo modelo chuva-vazão do NRCS, por meio de análise comparativa dos hidrogramas afluentes a um reservatório de retenção; e, conseqüentemente, na determinação do máximo volume de armazenamento do reservatório.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

Devido à disponibilidade de dados e à adequação à metodologia da pesquisa, a área de estudo selecionada correspondeu a uma sub-bacia hidrográfica do Município de Teresina, Piauí. O município situa-se na Região Hidrográfica e planície sedimentar do Rio Parnaíba, onde as elevações são inferiores a 180 m de altitude e as declividades inferiores a 15% (TERESINA, 2012a; TERESINA, 2017).

A precipitação em Teresina é desigual ao longo do ano, concentrando cerca de 75,6% do total anual entre os meses de janeiro a abril, sendo o mês de março o mais chuvoso, com altura média precipitada de 321mm (TERESINA, 2017).

O território urbano de Teresina é marcado pela presença do Rio Parnaíba e de seu principal afluente, o Rio Poti. O relevo e a hidrografia de Teresina determinam três macrobacias de escoamento, uma delas de contribuição direta ao Rio Parnaíba e outras duas de contribuição direta ao Rio Poti, uma na margem direita e outra na esquerda (TERESINA, 2012a). As macrobacias foram divididas em 70 sub-bacias: 22 na macrobacia do Rio Parnaíba (P), 16 na macrobacia da margem direita do Rio Poti (PD), e 32 na margem esquerda do Rio Poti (PE) (TERESINA, 2017).

Para este trabalho foi selecionada a sub-bacia de maior área dentre as 70 sub-bacias do Município de Teresina. A sub-bacia PD11 (Fig. 1) está localizada na margem direita do Rio Poti, e será tratada como a sub-bacia hidrográfica em estudo a partir de então. A área da sub-bacia é de 88,86km², o curso d'água principal possui comprimento de 26,77km e desnível total de 144,69m. O tempo de concentração é de 559,25min. A sub-bacia hidrográfica é essencialmente rural e possui um CN médio no valor de 77,4 (TERESINA, 2012b).

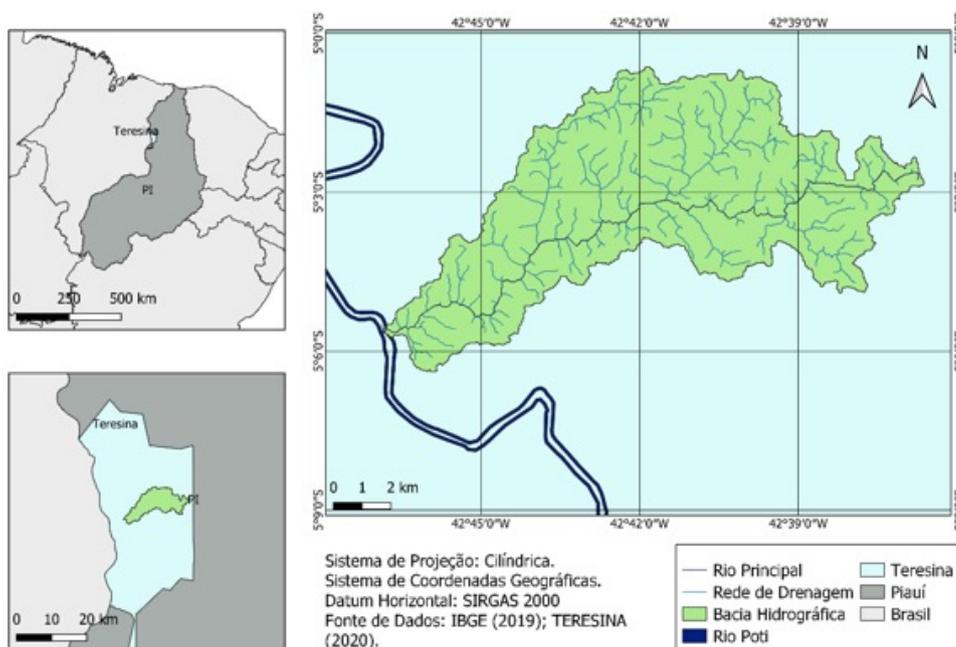


Figura 1 - Mapa de localização da sub-bacia hidrográfica estudada, localizada no Município de Teresina - PI, incluindo rede de drenagem.

2.2 Discretização Espacial da Sub-bacia Hidrográfica e suas Características Físicas

Foram analisados 5 níveis de discretização espacial, considerando 2, 4, 8, 15 e 32 microbacias, conforme Fig. 2, adotando como critérios de divisão as confluências da rede de drenagem (PAZ et al., 2011). As microbacias e a hidrografia foram delimitadas utilizando o software QGIS (PEREIRA et al., 2021), a partir de um conjunto

de scripts personalizados desenvolvidos em linguagem Python. O QGIS é um software gratuito e de código aberto, o que permite uma grande flexibilidade na utilização de linguagens de programação e customização de tarefas. Os scripts desenvolvidos automatizam e integram, em poucos comandos, todos os passos necessários para a delimitação de bacias hidrográficas, incluindo rede de drenagem.

Como dados de entrada para a delimitação das microbacias foram utilizados o modelo digital de elevação (DEM) da missão STRM, disponibilizado pela iniciativa TOPODATA com resolução horizontal de 30m, e vertical de 1m; e as coordenadas dos exutórios de cada microbacia, que

foram previamente definidas mediante análise de imagens de satélite e da rede de drenagem. A partir do modelo digital de elevação, também foram geradas curvas de nível com resolução de 1m, utilizando as ferramentas do QGIS.

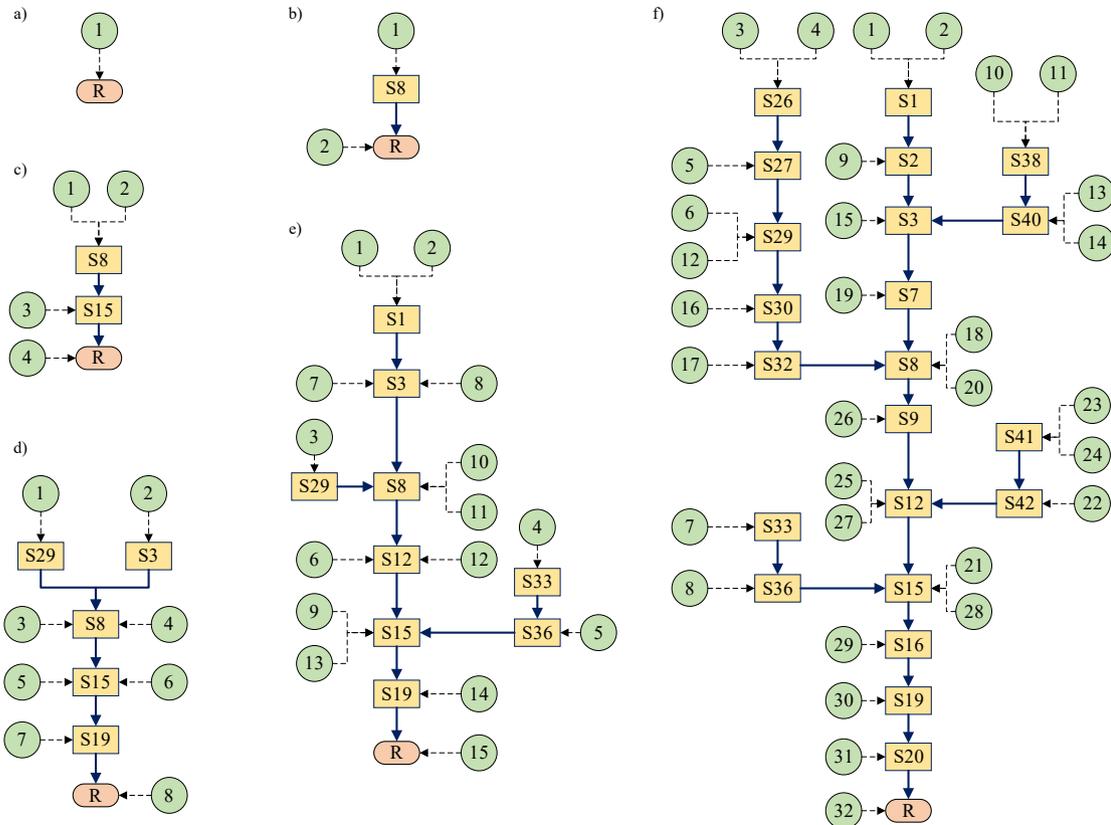


Figura 2 - Fluxograma do escoamento da sub-bacia (a) discretizada em 2 microbacias (b); 4 microbacias (c); 8 microbacias (d); 15 microbacias (e); e 32 microbacias (f).

Para cada nível de discretização espacial, as microbacias delimitadas, com seus respectivos cursos d'água principais, foram exportados para o software AutoCAD 2019. O processo de entrada de dados para o modelo chuva-vazão foi automatizado com o uso das ferramentas do AutoCAD, assim como o traçado de rios (canais) para propagação da vazão escoada pelas microbacias até o reservatório de retenção, além da própria inserção do reservatório e o estaqueamento de seções transversais ao longo do comprimento dos rios.

As seções transversais determinaram a geometria dos rios mediante cálculo das cotas topográficas por interpolação linear das curvas de nível em uma série de pontos ao longo da largura da seção. Conforme fluxograma da Fig. 2, as seções transversais (retângulos amarelos) serviram como receptores da vazão lateral gerada nas microbacias (círculos verdes) e da vazão escoada pelos canais (setas azuis). O fluxo entre as microbacias ocorreu através dos canais gerados a partir do traçado do

rio. Uma microbacia não contribuiu diretamente para outra.

Para a sub-bacia hidrográfica (Fig. 2.a), foi traçado um rio de 18,85km de extensão e definidas 25 seções transversais de 1km de largura e número de Manning de 0,045m-1/3.s (PORTO, 2006), com geometria irregular, representando as margens e o fundo do rio. Foi inserido um reservatório de retenção na penúltima seção, correspondente ao exutório da sub-bacia. Esse rio foi mantido para os níveis de discretização seguintes, conforme Fig. 2.b e Fig. 2.c.

Para discretização espacial em oito microbacias (Fig. 2.d), foi traçado um afluente ao primeiro rio, com comprimento de 3,19km e 7 seções transversais, com as mesmas configurações das seções anteriores. Para a discretização em 15 microbacias (Fig. 2.e), foi inserido um novo afluente, com comprimento de 5,87km e 5 seções transversais. Para a discretização em 32 microbacias (Fig. 2.f), houve a necessidade do traçado de dois novos afluentes, o primeiro com 0,93km e três seções transversais; e o segundo com 1,19km e duas seções transversais. A extremidade de jusante de todos os afluentes é uma seção transversal do primeiro rio, que recebeu a vazão propagada por cada afluente.

2.3 Modelagem Hidrológica

O tempo de concentração da sub-bacia e de cada microbacia foi calculado através das equações de Kirpich modificadas, conforme Eq. 1 e 2 (BRASIL, 2005).

$$t_c = 57 \left(\frac{L^3}{\Delta H} \right)^{0,385}, \text{ para } A < 1 \text{ km}^2 \quad (1)$$

$$t_c = 85,2 \left(\frac{L^3}{\Delta H} \right)^{0,385}, \text{ para } A > 1 \text{ km}^2 \quad (2)$$

Onde t_c é o tempo de concentração (min), A é a área da bacia (km^2), L é o comprimento do talvegue (km) e ΔH é a diferença de cotas entre as extremidades do talvegue da bacia (m). Os valores desses parâmetros foram calculados de forma automática a partir de rotinas computacionais.

A duração de chuva de 60 minutos foi adotada pela Prefeitura de Teresina para determinação das máximas vazões permissíveis. A análise da série histórica de precipitações diárias do município aponta que a duração de chuva de 60 minutos é suficiente para proteção contra a maior parte das precipitações ocorridas na cidade (MONTEIRO, 2021). No entanto, a literatura recomenda a adoção de uma duração de precipitação igual ou superior ao tempo de concentração da sub-bacia hidrográfica, que é de 559,25min, calculado pela Eq. 2 (MAHUNGUANA; BRAVO, 2015). Optou-se por utilizar uma duração de 720min por ser superior ao tempo de concentração de todas as microbacias do projeto, nos diferentes níveis de discretização espacial. Dessa maneira, foram analisadas duas chuvas de projeto, de 60min e de 720min, uniformes em toda a área da sub-bacia, para estabelecer uma comparação entre os resultados da modelagem. Ressalta-se que, devido à uniformidade da chuva sobre toda a sub-bacia, os resultados obtidos são bastante conservadores, mas cumprem o objetivo deste trabalho de analisar o efeito da discretização espacial.

As intensidades e precipitações totais das chuvas de 60min e 720min foram calculadas pela equação IDF de Teresina (Eq. 3) (TERESINA, 2012b), onde I é a intensidade (mm/h); TR é o tempo de retorno (anos); e t é a duração da precipitação (min).

$$I = \frac{1.194,273 \cdot TR^{0,1738}}{(t + 10)^{0,7456}} \quad (3)$$

O período de retorno adotado foi de 10 anos, o mesmo utilizado para elaboração da atual legislação do município. A precipitação total da chu-

va de 60 minutos foi de 75mm e a intensidade média, 75mm/h. A chuva de 720 minutos teve uma precipitação total de 156,96mm e uma intensidade média de 13,08mm/h. Os hietogramas de projeto foram calculados pelo método de Huff 1º quartil, por ser aquele que melhor descreve a precipitação de Teresina (ROCHA et al., 2016).

Os hidrogramas das microbacias foram calculados por meio do modelo chuva-vazão do NRCS, recomendado para bacias hidrográficas com área superior a 2km², cuja precipitação efetiva é determinada a partir do CN da bacia; e a distribuição temporal do volume precipitado é determinada pelo método do hidrograma unitário sintético (NRCS, 2004; BAIAMONTE, 2019).

O método NRCS é um dos mais populares no cálculo do escoamento superficial direto. Sua popularidade é decorrente de sua simplicidade, estabilidade, facilidade de aplicação e por considerar a maioria das características da bacia hidrográfica, como tipo de solo, uso da terra, condições hidrológicas e umidade antecedente (MISHRA; PANDEY; SINGH, 2012).

Para cada nível de discretização, foram determinados os valores do CN médio de cada microbacia por meio da análise de imagens de satélite via QGIS. As microbacias foram então submetidas à variação uniforme do CN, em um intervalo de 70 a 90, com incrementos de 2,5, a fim de verificar a influência do uso e ocupação do solo na análise dos efeitos da discretização espacial da sub-bacia hidrográfica sobre os resultados da modelagem hidráulico-hidrológica. Para cada microbacia foram calculados, a partir de implementação computacional, 20 hidrogramas de projeto, 10 para cada duração de chuva de projeto.

2.4 Reservatório de Detenção

Existem diferentes modelos para estimativa do volume de armazenamento dos reservatórios de

detenção. Assunção (2012) explica que o volume de um reservatório de detenção pode ser calculado por meio de metodologias hidrológicas, baseadas em modelos chuva-vazão; ou de metodologias hidráulico-hidrológicas, considerando as condições de controle das estruturas de saída.

O reservatório de detenção implementado neste trabalho consistiu em um barramento constituído por um vertedor de concreto de 10m de altura, e por uma tomada d'água de 600mm (PORTO, 2003), determinando uma bacia hidráulica a montante.

A rotina computacional desenvolvida mapeou, em ambas as margens do rio, ao longo da seção transversal, os pontos cujas cotas correspondessem ao valor da cota de fundo do vertedor acrescido de sua altura, determinando o comprimento da barragem de 1.765,82m. Para fins de controle dos resultados, foi definido que a descarga dos reservatórios ocorreria apenas pela tomada d'água, cujo coeficiente de descarga foi no valor de 0,75. Dessa maneira, não houve escoamento através do vertedor.

O volume de armazenamento do reservatório foi definido pela curva profundidade x área, que associa a profundidade da água no reservatório com a área superficial ocupada pelo lago do reservatório nessa profundidade. Para o cálculo das áreas superficiais que compõem a curva profundidade x área, o programa desenvolvido seguiu o traçado do rio de jusante para montante, a partir da seção na qual o barramento foi inserido e, para cada seção a montante, foram determinados os pontos em ambas as margens que possuíam cota topográfica igual ao nível d'água no reservatório, para diferentes valores de profundidade da lâmina d'água ao longo da altura do vertedor. O valor de cada área superficial foi determinado a partir do polígono definido pela união dos pontos ao longo do traçado do rio, para cada valor de profundidade.

2.5 Propagação da Vazão

A modelagem hidráulica de propagação de vazão das microbacias foi realizada por meio do modelo computacional Storm Water Management Model - SWMM 5.1, pelo método da onda dinâmica (SILVA; SILVA JÚNIOR; OLIVEIRA, 2020). A propagação do fluxo do escoamento superficial é regida pelas equações de Saint Venant de conservação de massa e de conservação de momento.

Foi desenvolvida uma interface entre AutoCAD e SWMM que permitiu a transferência automática do projeto configurado no AutoCAD para o SWMM. Para cada nível de discretização foram realizadas 20 simulações hidráulicas, 10 para cada duração de chuva de projeto (1 simulação com os valores de CN médio de todas as microbacias, e outras 9 simulações com variação do CN de 70 a 90).

No SWMM os trechos dos rios foram representados por condutos de seção irregular e as seções por nós de conexão. A última seção do rio foi considerada um nó exutório, que define a condição de jusante do sistema. O reservatório de retenção foi representado por uma unidade de armazenamento. As propriedades volumétricas do reservatório foram determinadas pelas curvas profundidade x área. Cada nó correspondente ao exutório de uma microbacia recebeu o hidrograma de projeto da respectiva microbacia, que em seguida foi propagado até a unidade de armazenamento.

A tomada d'água foi representada por um bocal e fez a ligação entre a unidade de armazenamento e o nó imediatamente a jusante, para o qual a descarga do reservatório foi direcionada.

Durante a simulação no SWMM, a unidade de armazenamento foi preenchida conforme definição da curva profundidade x área, e simultaneamente a vazão foi descarregada para jusante através do bocal. O volume máximo definido pelo SWMM representa a maior quantidade de água armazenada durante a simulação, determinada pela diferença entre a vazão de entrada e a de saída da unidade de armazenamento.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Vazão Máxima do Hidrograma Afluentes do Reservatório de Detenção

Na Fig. 3 são apresentados os projetos dos sistemas de drenagem desenvolvidos no AutoCAD, para a sub-bacia e para os 5 níveis de discretização trabalhados, tal qual foram definidos no fluxograma da Fig. 2.

As linhas em azul escuro representam os rios (ou canais) e afluentes. Enquanto na Fig. 3.a foi traçado apenas um rio, na Fig. 3.f, além desse rio, foram traçados mais 4 afluentes. As retas em vermelho simbolizam as seções transversais dos rios, que delimitam os trechos. Na penúltima seção (S24) do rio definido como principal, está localizado o reservatório de retenção, definido por um conjunto de polígonos de diferentes cores que representam a bacia hidráulica do reservatório em condição de armazenamento máximo.

Na Fig. 4 é apresentado, para cada duração de chuva, um gráfico contrapondo as vazões máximas afluentes ao reservatório de retenção, em função da variação do CN, para cada nível de discretização espacial da sub-bacia hidrográfica.

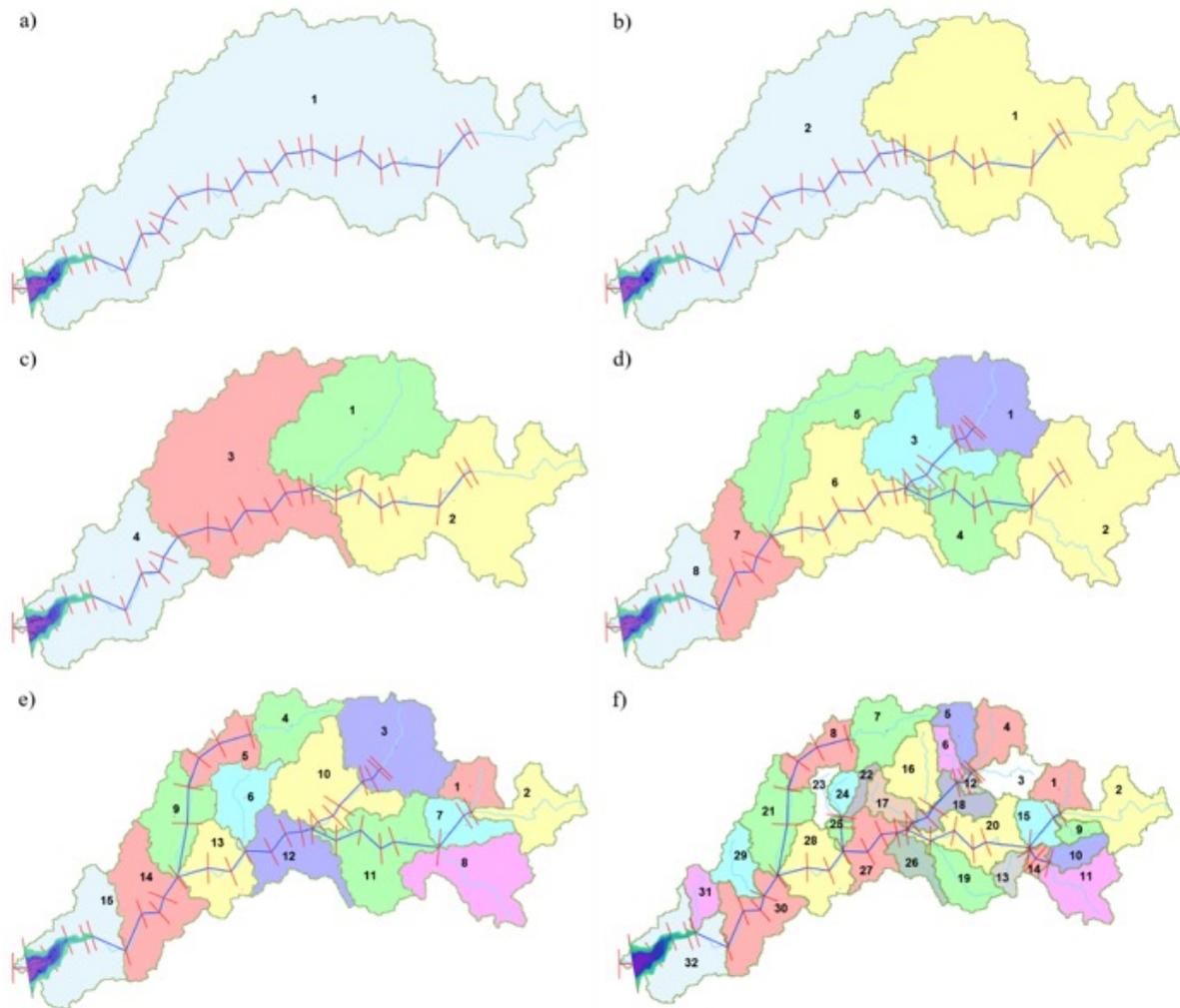


Figura 3 - Ilustração da sub-bacia (a) discretizada em 2 microbacias (b); 4 microbacias (c); 8 microbacias (d); 15 microbacias (e); e 32 microbacias (f). Incluindo representação do rio e afluentes para a propagação da vazão, assim como do reservatório de detenção.

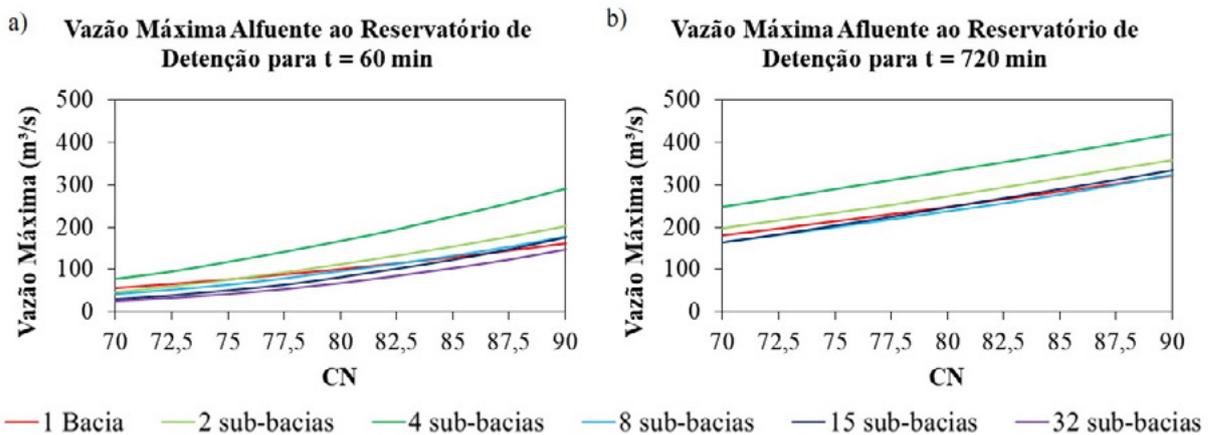


Figura 4 - Gráficos comparativos entre as vazões máximas afluentes ao reservatório de detenção, em função do CN das microbacias, para cada nível de discretização espacial da sub-bacia hidrográfica, considerando chuva de 60min (a); e chuva de 720min (b).

A partir da discretização da sub-bacia em duas microbacias, o reservatório de detenção recebeu inicialmente a vazão escoada pela microbacia localizada mais a jusante do sistema (como a microbacia 2 na Fig. 3.b) e, em seguida, a vazão propagada ao longo do rio, resultante do escoamento das microbacias a montante.

Na Tabela 1 é apresentada, para as chuvas de 60 minutos e de 720 minutos, a variação da vazão máxima afluente ao reservatório de detenção entre os níveis de discretização espacial da sub-bacia hidrográfica, para os valores de CN analisados, tomando como referência os resultados da simulação da sub-bacia sem discretização.

A discretização da sub-bacia em 4 microbacias foi a configuração que resultou nos maiores valores de vazões máximas. Já a discretização em 32 microbacias resultou nas menores vazões máximas, para todos os valores de CN.

Para a chuva de 720 min, verificou-se um aumento gradativo da vazão máxima até a discretização em 4 microbacias, seguido de uma redução gra-

dativa da vazão máxima até a discretização em 32 microbacias. Para a chuva de 60 min de duração, esse comportamento foi observado a partir do CN no valor de 77,5. Antes disso, a discretização em 2 microbacias resultou numa redução da vazão máxima.

Quanto maior o CN adotado, menor foi a influência da discretização espacial da sub-bacia nos resultados da vazão máxima dos hidrogramas. Esse resultado está de acordo com o estudo de Jha et al. (2004), que atribuem ao CN o motivo da baixa variação dos valores de vazão com o aumento do número de microbacias. A variação da vazão máxima em função do aumento da discretização espacial da sub-bacia hidrográfica foi mais representativa com a chuva de 60min. Esse comportamento já era esperado, uma vez que a duração de 60 minutos é inferior ao tempo de concentração da sub-bacia. Quando a sub-bacia não contribui em sua totalidade, o modelo se torna mais sensível à discretização espacial e ao efeito de amortecimento da propagação de vazão ao longo do comprimento do rio.

Tabela 1 - Variação da vazão máxima de projeto em função do CN das microbacias, para cada nível de discretização espacial da sub-bacia hidrográfica, tomando como referência os valores das simulações com a sub-bacia não discretizada.

Variação da Vazão Máxima Afluente ao Reservatório de Detenção (%)												
CN	t = 60 min						t = 720 min					
	Vazão (m³/s)	Discretização					Vazão (m³/s)	Discretização				
		1	2	4	8	15		32	1	2	4	8
70	58	-16%	37%	-26%	-45%	-55%	181	9%	36%	-9%	-9%	-20%
72,5	67	-8%	42%	-21%	-40%	-51%	197	9%	36%	-7%	-7%	-13%
75	78	-1%	52%	-17%	-33%	-46%	213	9%	35%	-6%	-4%	-15%
77,5	89	5%	59%	-10%	-27%	-40%	230	9%	35%	-5%	-3%	-12%
80	102	11%	65%	-5%	-18%	-33%	248	10%	34%	-4%	0%	-10%
82,5	115	16%	69%	-1%	-11%	-26%	265	11%	33%	-3%	1%	-8%
85	130	19%	74%	3%	-5%	-21%	284	11%	32%	-2%	2%	-7%
87,5	145	22%	76%	6%	2%	-15%	302	11%	31%	-1%	3%	-6%
90	162	24%	79%	10%	8%	-10%	322	11%	30%	1%	4%	-3%

Na Fig. 5 são apresentados os hidrogramas afluentes ao reservatório de detenção, considerando as condições reais de uso e ocupação do solo, obtidas

por meio da análise de imagens de satélite. Os gráficos contrapõem os diferentes níveis de discretização espacial da sub-bacia hidrográfica analisada.

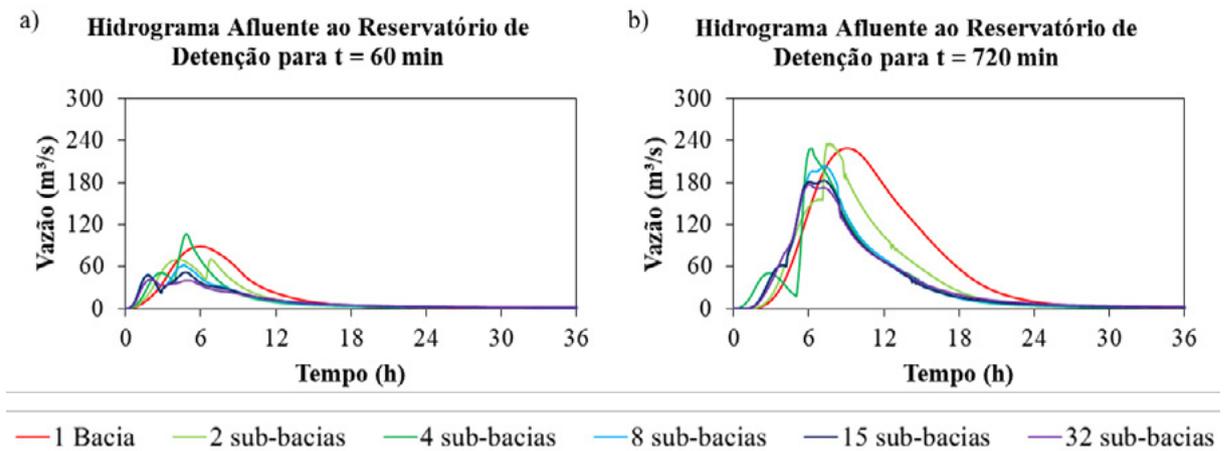


Figura 5 - Gráficos comparativos entre os hidrogramas afluentes ao reservatório de detenção para cada nível de discretização espacial da sub-bacia hidrográfica, para chuva de 60 minutos (a); e chuva de 720 minutos (b).

A partir da discretização em 2 microbacias, verificaram-se picos locais de vazão, antecedentes ao valor máximo de vazão dos hidrogramas. Costa (2002) também observou que, quanto maior o nível de discretização, maior o detalhamento dos hidrogramas. As contribuições das microbacias, em função de sua disposição espacial e do formato da sub-bacia, chegam ao reservatório de detenção em momentos diferentes. Dado um tempo de simulação fixo, e maior que o tempo de ascensão dos hidrogramas, o volume de água que chegou ao reservatório de detenção foi maior quanto menos discretizada foi a sub-bacia. No entanto, ao tornar o tempo de simulação suficientemente longo, observou-se que o mesmo volume de água atingiu o reservatório em todos os níveis de discretização, porém de forma mais distribuída ao longo do tempo à medida que se aumenta a discretização da sub-bacia.

A presença de picos locais de vazão é mais acentuada para as simulações com chuva de duração de 60 minutos, menor que o tempo de concentração da sub-bacia. Para essa chuva, o hidrograma da configuração discretizada em 4 microbacias foi o que gerou o maior pico de vazão. Com relação à chuva de 720 minutos, como toda

a sub-bacia passa a contribuir, os hidrogramas das microbacias mais a jusante não atingem o pico antes da chegada dos hidrogramas das microbacias mais a montante.

Para as simulações com a chuva de 720 minutos, os valores das máximas vazões dos hidrogramas das configurações com 2 e com 4 microbacias foram aproximadamente os mesmos que o valor da máxima vazão do hidrograma da sub-bacia hidrográfica não discretizada. A partir da discretização em 4 microbacias, houve uma gradativa redução do valor da vazão máxima do hidrograma até a discretização em 32 microbacias (23% menor que a vazão máxima do hidrograma da sub-bacia não discretizada).

As instabilidades verificadas em alguns dos hidrogramas são decorrentes das hipóteses assumidas para o desenvolvimento do modelo, como a criação de seções fictícias para a recepção de vazões de duas microbacias em uma mesma seção. Essas instabilidades, no entanto, foram insignificantes em relação aos resultados obtidos.

Mahunguana e Bravo (2015), utilizando o modelo IPSH1 para o cálculo dos hidrogramas de projeto, e o modelo SWMM 5.0 para propagação de

vazão, observaram que a vazão de pico tende a aumentar com o aumento da discretização em microbacias. Esses resultados contrapõem-se com os observados neste trabalho e nos trabalhos de Garcia et al. (2004) e Garcia e Paiva (2006), com aplicação do modelo chuva-vazão SWMM. Essa diferença pode estar relacionada, além da escolha do modelo chuva-vazão, à forma da sub-bacia, o que sugere que seja realizado um estudo focado nesse aspecto.

Zanandrea e Silveira (2018) recomendam a discretização da sub-bacia hidrográfica para representar da melhor maneira possível a área de estudo, de modo que todas as subáreas recebam precipitação e produzam escoamento superficial.

3.2 Volume Máximo do Reservatório de Detenção

Na Fig. 6 são apresentados, para as duas durações de chuva, gráficos contrapondo os máximos volumes armazenados no reservatório de detenção durante as simulações no SWMM, em função da variação do CN, para cada nível de discretização espacial da sub-bacia hidrográfica.

O volume máximo do reservatório de detenção diminuiu à medida que aumentou a discretização da sub-bacia, uma vez que quanto mais discretizada a sub-bacia, mais distribuída ao longo do tempo é a chegada da água ao reservatório. A variação do volume máximo do reservatório de detenção foi mais expressiva a partir da discretização em 8 microbacias, para os diferentes valores de CN.

Na Tabela 2, é apresentada, para as chuvas de 60 minutos e 720 minutos, respectivamente, a variação do volume do reservatório de detenção entre os níveis de discretização espacial da sub-bacia hidrográfica, tomando como valores de referência os resultados da simulação da sub-bacia não discretizada.

Para ambas as durações de chuvas, dado um mesmo CN, o volume máximo do reservatório de detenção diminuiu gradativamente quando maior a discretização da sub-bacia. A variação foi maior quanto menor o valor de CN e, assim como na análise da vazão máxima do hidrograma afluente, foi mais significativa para a chuva de 60 minutos.

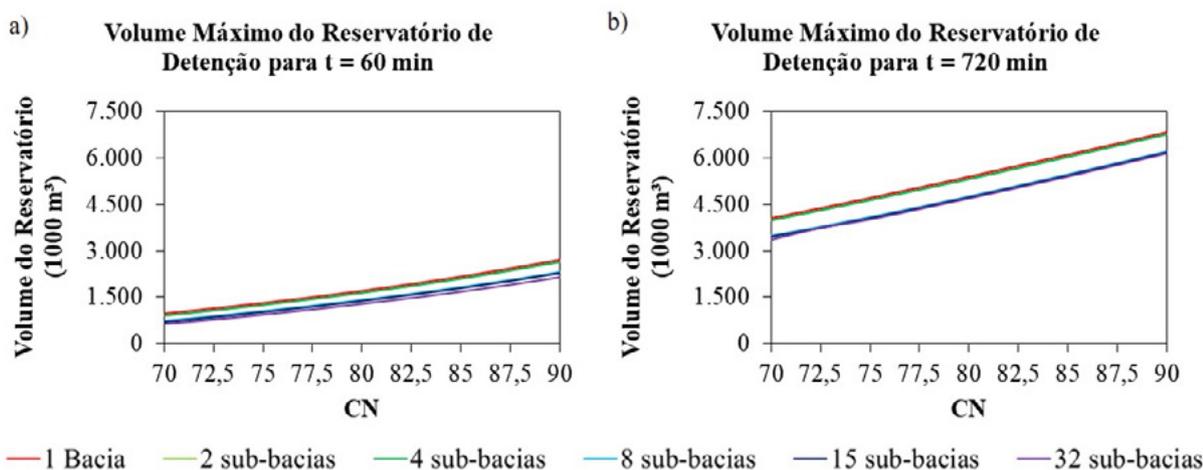


Figura 6 - Gráficos comparativos entre o volume máximo do reservatório de detenção, em função do CN das microbacias, para cada nível de discretização espacial da sub-bacia hidrográfica, considerando a) chuva de 60min; e b) chuva de 720min.

Tabela 2 - Variação do volume do reservatório de detenção em função do CN das microbacias, para cada nível de discretização espacial da sub-bacia hidrográfica, tomando como referência os valores da sub-bacia não discretizada.

Variação do Volume Máximo do Reservatório de Detenção (%)												
CN	t = 60 min						t = 720 min					
	Volume (1000m ³)	Discretização					Volume (1000m ³)	Discretização				
		1	2	4	8	15		32	1	2	4	8
70	980	-8%	-8%	-23%	-27%	-33%	4.045	-2%	-2%	-13%	-14%	-17%
72,5	1.149	-7%	-7%	-22%	-25%	-31%	4.369	-2%	-2%	-13%	-14%	-14%
75	1.324	-5%	-5%	-20%	-23%	-29%	4.701	-2%	-1%	-13%	-14%	-15%
77,5	1.513	-5%	-5%	-18%	-21%	-27%	5.039	-1%	-1%	-12%	-13%	-14%
80	1.719	-4%	-4%	-17%	-19%	-25%	5.385	-1%	-1%	-11%	-12%	-13%
82,5	1.943	-4%	-4%	-16%	-18%	-24%	5.737	-1%	-1%	-11%	-12%	-12%
85	2.183	-3%	-3%	-16%	-17%	-23%	6.093	-1%	-1%	-10%	-11%	-11%
87,5	2.442	-3%	-3%	-15%	-17%	-22%	6.452	-1%	-1%	-9%	-10%	-11%
90	2.721	-3%	-2%	-15%	-16%	-21%	6.817	-1%	-1%	-9%	-9%	-10%

A modelagem computacional dos reservatórios de detenção é uma etapa importante no seu dimensionamento, uma vez que essas estruturas devem ser dimensionadas considerando a condição de volume crítica. Os resultados obtidos neste trabalho apontam que o nível de discretização espacial da sub-bacia hidrográfica para a qual o reservatório de detenção será implementado possui grande influência no seu dimensionamento.

Garcia e Paiva (2006) explicam que uma maior discretização da sub-bacia hidrográfica, em microbacias, fornece resultados mais precisos para a análise da altura de inundação, construção de estruturas hidráulicas e análises em pontos específicos da sub-bacia.

4 CONCLUSÕES

A criação de uma interface que integra QGIS, AutoCAD e SWMM, por meio de ferramentas gráficas, facilita a entrada e a manipulação de dados e automatiza processos manuais. A modelagem proposta neste trabalho mostrou-se adequada para a realização de simulações hidráulico-hidrológicas, ao associar o modelo chuva-vazão do NRCS, amplamente utilizado em estudos hidrológicos, ao consolidado modelo de propaga-

ção de vazão do SWMM, que resolve as equações completas de Saint-Venant.

As simulações com o maior grau de discretização da sub-bacia hidrográfica, em 32 microbacias, resultaram nos menores valores de vazão máxima do hidrograma afluente ao reservatório de detenção, devido ao efeito de amortecimento. O volume de água que atingiu o reservatório foi mais distribuído ao longo do tempo. Todas as simulações realizadas obedeceram à Lei da Continuidade, não havendo perda de massa no sistema.

No entanto, a redução do pico de vazão do hidrograma com o aumento da discretização da sub-bacia hidrográfica não obedeceu a uma relação contínua. Em alguns casos, dependendo do valor do CN, verificou-se que a discretização em 2 e em 4 microbacias provocou picos de vazão superiores aos da sub-bacia não discretizada.

Esses resultados sugerem que a forma da bacia é um parâmetro que influencia na relação entre discretização espacial da bacia hidrográfica e máximos valores de vazão. É necessária a realização de estudos com bacias hidrográficas de diferentes formatos para expandir os resultados deste trabalho. Ademais, observou-se que, quanto maior o valor do CN, menor foi a influência da discretização espacial sobre os resultados.

Quanto ao máximo volume armazenado no reservatório de detenção, foi possível afirmar com clareza que seu valor foi tão menor quanto mais discretizada a sub-bacia hidrográfica. Essa redução é influenciada pelo CN, uma vez que é o parâmetro determinante do modelo chuva-vazão do NRCS, e também pela duração da chuva de projeto.

Nesse contexto, a discretização da sub-bacia em 32 microbacias é a mais recomendada para o caso apresentado. Além de retornar resultados mais precisos e próximos da realidade, também gera um dimensionamento que reduz os custos de implementação de reservatórios de detenção. Apesar da necessidade de uma maior quantidade de dados de entrada, a metodologia apresentada neste trabalho automatiza a obtenção desses dados, facilitando o processo.

5 AGRADECIMENTOS

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo financiamento desta pesquisa. Ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará, pelo suporte técnico.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Resumo: Silveira Neto JP; **Introdução:** Silveira Neto JP; **Materiais e Métodos:** Silveira Neto JP, Castro MAH, Monteiro CB, Silva CE, Bezerra AA; **Resultados e Discussões:** Silveira Neto JP, Castro MAH; **Conclusões:** Silveira Neto JP, Castro MAH; **Redação – Primeira versão:** Silveira Neto JP; **Redação - Revisão & Edição:** Castro MAH, Monteiro CB, Silva CE, Bezerra AA; **Infraestrutura:** Castro MAH.

7 REFERÊNCIAS

- ASSUNÇÃO, V. R. A. **Proposta de metodologia de cálculo para reservatórios de detenção em bacias hidrográficas urbanizadas**. 2012. 153 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.
- BAIAMONTE, G. SCS curve number and green-ampt infiltration models. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 24, n. 10, p. 04019034, 2019. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001838](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001838).
- BRASIL. Departamento Nacional de Infra-Estrutura de Transportes. **Manual de hidrologia básica para estruturas de drenagem**. 2. ed. Rio de Janeiro: IPR, 2005. 133 p.
- COSTA, J. **Aplicação de distintas discretizações espaciais no modelo hidrológico concentrado precipitação-vazão HEC-HMS**. 2002. 127 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2002.
- DUTTA, D.; NAKAYAMA, K. Effects of spatial grid resolution on river flow and surface inundation simulation by physically based distributed modelling approach. **Hydrological Processes**, v. 23, n. 4, p. 534-545, 2009. <https://doi.org/10.1002/hyp.7183>.
- GARCIA, J. I. B.; PAIVA, E. M. C. D.; BRITES, A. P. Z.; PAIVA, R. C. D. Avaliação da discretização em uma bacia hidrográfica urbana, através do modelo SWMM. In: Congresso Latino-americano de Hidráulica, 21., 2004, São Pedro, SP. **Anais [...]**. Disponível em: <https://www.ufsm.br/app/uploads/sites/535/2020/10/b377.pdf>.
- GARCIA, J. I. B.; PAIVA, E. M. C. D. Monitoramento hidrológico e modelagem da drenagem urbana da bacia do Arroio Cancela – RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, p. 99-108, 2006. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v11n4.p99-108>.
- JENA, S. K.; TIWARI, K. N.; ASHISH, P.; MISHRA, S. K. RS and geographical information system-based evaluation of distributed and composite curve number techniques. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 17, n. 11, p. 1278-1286, 2012. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000651](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000651).
- JHA, M.; GASSMAN, P. W.; SECCHI, S.; GU, R.; ARNOLD, J. Effect of watershed subdivision on SWAT flow, sediment and nutrient predictions. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 40, n. 3, p. 811-825, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2004.tb04460.x>.
- MAHUNGUANA, M. J.; BRAVO, J. M. Avaliação do efeito de critérios de projeto no dimensionamento de redes de macrodrenagem através da simulação hidrológico-hidráulica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 2, p. 484-495, 2015. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n2.p484-495>.

- MAIDMENT, D. R.; OLIVERA, F.; CALVER, A.; EATHERALL, A.; FRACZEK, W. Unit Hydrograph derived from a spatially distributed velocity field. **Hydrological Process**, v. 10, n. 6, p. 831-844, 1996. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199606\)10:6<831::AID-HYP374>3.0.CO;2-N](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199606)10:6<831::AID-HYP374>3.0.CO;2-N).
- MISHRA, S. K.; PANDEY, A.; SINGH, V. P. Special issue on soil conservation service curve number (SCS-CN) methodology. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 17, n. 11, p. 1157-1157, 2012. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000694](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000694).
- MONTEIRO, C. B. **Bases técnicas para reformulação da atual legislação referente ao volume do reservatório de retenção na cidade de Teresina/PI**. 2021. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento de Meio Ambiente) – Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2021.
- NRCS - NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. Estimation of direct runoff from storm rainfall. In: _____. **National engineering handbook**: Part 630 - Hydrology. Washington, DC: United States Department of Agriculture, 2004. 78 p.
- PAZ, A. R.; BUARQUE, D. C.; COLLISCHONN, W.; VICTORIA, D. C.; ANDRADE, R. G. Discretização de modelos hidrológicos de grande escala: grade regular x mini-bacias. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 19., 2011, Maceió. **Anais [...]**. Disponível em: <https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=3&ID=81&SUMARIO=1359>.
- PEREIRA, S. P.; FERNANDES, L. B.; SOUZA FILHO, F. A. de; LIMA NETO, I. E. Modelagem do macrossistema de coleta de esgotos de Fortaleza-CE. **Revista DAE**, v. 69, n. 232, p. 189-201, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.070>.
- PONTES, P. R. M.; COLLISCHONN, W.; FAN, F. M.; PAIVA, R. C. D.; BUARQUE, C. D. Modelagem hidrológica e hidráulica de grande escala com propagação inercial de vazões. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 4, p. 888-904, 2015. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n4.p888-904>.
- PORTO, R. M. **Hidráulica Básica**. 4. ed. rev. São Carlos: EESC-USP, 2006. 540 p.
- PORTO, R. M. Metodologia de cálculo para o planejamento de bacias de retenção. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 3, p. 135-149, 2003. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v8n3.p135-149>.
- ROCHA, B. S.; LEÃO, J. C.; FERNANDES, R. J. A. R.; SOUZA, C. D.; ARAÚJO, J. P. M. Modelo da distribuição temporal de chuvas intensas no município de Teresina, PI. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 13., 2016, Aracaju. **Anais [...]**. Disponível em: <http://www.evolvedoc.com.br/srhne/>.
- SANZ-RAMOS, M.; MARTÍ-CARDONA, B.; BLADÉ, E.; SECO, I.; AMENGUAL, A.; ROUX, H.; ROMERO, R.; NRCS-CN Estimation from onsite and remote sensing data for management of a reservoir in the Eastern Pyrenees. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 25, n. 9, p. 05020022, 2020. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001979](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001979).
- SILVA, S. R.; SILVA JÚNIOR, M. A. B.; OLIVEIRA, R. L. M. Modelagem computacional de reservatório de retenção sob logradouro: uma alternativa para controle de alagamentos em área densamente urbanizada do Recife/PE. **Revista DAE**, v. 68, n. 226, p. 196-212, 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.075>.
- TERESINA. **Plano diretor de drenagem urbana de Teresina**. v. 25. t. 1. Teresina: Concremat Engenharia, 2012a. 80 p.
- TERESINA. **Plano diretor de drenagem urbana de Teresina**. v. 25. t. 5. Teresina: Concremat Engenharia, 2012b. 550 p.
- TERESINA. **Revisão e atualização do plano diretor do município de Teresina-PI**. Leitura técnica. 2º Produto. Teresina: Latus, 2017. 126 p.
- ZANANDREA, F.; SILVEIRA, A. L. L. Effects of LID implementation on hydrological processes in an urban catchment under consolidation in Brazil. **Journal of Environmental Engineering**, v. 144, n. 9, p. 04018072, 2018. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001417](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001417).

Estratégias e oportunidades de ação para adoção de manejo sustentável de águas pluviais urbanas no Brasil

Strategies and action opportunities for sustainable urban stormwater management adoption in Brazil

- **Data de entrada:**
22/01/2021
- **Data de aprovação:**
08/08/2022

Anaí Floriano Vasconcelos^{1*} | Maria Fernanda Nóbrega dos Santos² | Ademir Paceli Barbassa¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.041>

ORCID ID

Vasconcelos AF  <https://orcid.org/0000-0002-0596-8251>

Santos MFN  <https://orcid.org/0000-0002-7879-2349>

Barbassa AP  <https://orcid.org/0000-0003-1689-4873>

Resumo

O manejo sustentável de águas pluviais urbanas (SUSM) possui vantagens sobre a drenagem convencional, mas a sua adoção no Brasil é incipiente. O conhecimento das barreiras à adoção de SUSM e das soluções disponíveis para a sua transposição é essencial para o seu avanço. Neste sentido, este artigo apresenta uma análise da aplicabilidade de soluções adotadas em outros locais para transposição das principais barreiras ao SUSM do Brasil. Foram identificadas 7 barreiras e analisadas 8 estratégias de solução e 80 medidas de implantação para a sua transposição. A aplicabilidade das estratégias/medidas foi avaliada por meio de entrevistas com profissionais de seis prefeituras. Como resultado, recomendam-se 11 estratégias/medidas mais fáceis de serem adotadas e com maiores benefícios para transposição das barreiras. Essas estratégias/medidas foram avaliadas como oportunidades de ação e devem ser consideradas ao se planejar uma mudança de paradigma no manejo de águas pluviais urbanas no Brasil.

Palavras-chave: Manejo sustentável de águas pluviais urbanas. Drenagem urbana sustentável. Brasil. Desafios. Estratégias.

Abstract

Sustainable urban stormwater management (SUSM) has advantages over conventional drainage. However, SUSM adoption in Brazil is incipient. Knowing these barriers and the solutions available for their overcoming is essential to progress with urban stormwater sustainability. In this sense, this study presents an assessment of the applicability of solution strategies adopted where SUSM is more widespread to overcome the main SUSM-related barriers in Brazil. Seven barriers were identified; and 8 solution strategies and 80 implementation measures for their overcoming were evaluated. The applicability of the strategies/measures was assessed through interviews with professionals from six city halls. The results suggested 11 strategies/measures that would be easier to be adopted and would bring greater benefits for overcoming the barriers. These strategies/measures were evaluated as action opportunities and should be considered when planning a paradigm shift in urban stormwater management.

Keywords: Sustainable urban stormwater management. Sustainable urban drainage. Brazil, Challenges. Strategies.

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

² Universidade Estadual Paulista - Bauru - São Paulo - Brasil.

* **Autora correspondente:** anaí.vasconcelos@ufscar.br.

1 INTRODUÇÃO

O manejo de águas pluviais urbanas no Brasil, de modo geral, ainda se baseia no conceito tradicional de recolher as águas escoadas superficialmente e conduzi-las a um destino final, da forma mais rápida possível (Souza, 2013; Brasil, 2021). Segundo o mais recente Atlas de Saneamento que tratou do manejo de águas pluviais (Brasil, 2011), as enchentes em áreas urbanas estão se tornando um problema crônico devido à falta de planejamento adequado dos sistemas de drenagem e à inadequação dos projetos de engenharia frente às necessidades das cidades. Esses dados são difíceis de precisar, tendo em vista que os cadastros dos sistemas de drenagem urbana e informações a respeito de seu funcionamento são escassos.

De acordo com o Diagnóstico Temático de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas (Brasil, 2021), para o ano de referência de 2020, 218,4 mil pessoas ficaram desabrigadas e/ou desalojadas devido a eventos hidrológicos em áreas urbanas e 0,26 pessoas a cada 100 mil habitantes vieram a óbito. Além disso, 3,9% dos domicílios em áreas urbanas sofrem risco de inundação. O relatório também apontou que, no ano de 2020, 17,4% dos municípios possuíam Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais Urbanas, o que é um instrumento importante para o manejo das águas pluviais urbanas. Ademais, apenas 34,8% dos municípios relataram possuir cadastro técnico das obras de drenagem, sendo que 9,7% dos municípios com Plano Diretor de Drenagem não possuem cadastro técnico. Essas informações indicam que o planejamento e a gestão do manejo das águas pluviais em áreas urbanas no Brasil ainda são incipientes. Esses dados reforçam a ineficácia dos sistemas convencionais de drenagem urbana, já que apenas 15,7% dos municípios relataram não possuir nenhum tipo de sistema de drenagem urbana e, ainda assim, os problemas relacionados a eventos hidrológicos são de grande magnitude.

Nesse contexto, o manejo sustentável de águas pluviais urbanas (do Inglês, sustainable urban

stormwater management - SUSM) ganha visibilidade. Ele consiste em uma abordagem abrangente e integrada para o manejo das águas urbanas que, além dos aspectos sanitários, também contempla questões ambientais e de qualidade de vida da população (Fletcher et al., 2015). Esse tipo de abordagem possui diversos benefícios quando comparado à drenagem urbana convencional (Ballard et al., 2015) e a sua adoção ao redor do mundo já é bastante difundida (Chang et al., 2018). Além disso, a eficácia de sua adoção já foi comprovada por diversos estudos, como Li et al. (2017), Loperfido et al. (2014) e Zimmer et al. (2007), e o tema continua em evidência em pesquisas mais recentes (Stovin e Ashley, 2019; Ying et al., 2021; Rashednia et al., 2022).

No entanto, o SUSM ainda é incipiente no Brasil. Alguns dos motivos possíveis para essa situação está relacionado à existência de barreiras para a sua ampla adoção, o que já foi relatado por diversos estudos. Elas podem estar relacionadas a aspectos técnicos, políticos, de governança, de custos, dentre outros (Brown e Farrelly, 2009; Dhakal e Chevalier, 2017; Jiang et al., 2017). Para o Brasil, alguns estudos também relatam, indiretamente, esses obstáculos, como Cruz et al. (2007), Parkinson et al. (2003) e Souza (2013). Vasconcelos et al. (2022) realizaram um levantamento sistemático das barreiras relatadas na literatura e as validaram para o Brasil. De acordo com os autores, as barreiras, apresentadas no Anexo A, possuem diversas origens, a saber: aspectos relacionados ao governo local, visão estratégica, leis e regulamentações, recursos financeiros, participação da comunidade e conhecimento sobre drenagem urbana. A validação foi realizada por meio de formulários online, com participantes de todas as regiões do país. Apesar disso, não foram avaliadas as distinções regionais e, portanto, pode ser que as barreiras encontradas não sejam representativas para determinados locais.

Independentemente da representatividade das barreiras para todas as regiões do país, a transposição das barreiras locais potencializaria a ampla

adoção de SUSM. Nesse sentido, propostas para transposição das barreiras e consequente implantação de SUSM são encontradas na literatura mundial. Vasconcelos e Barbassa (2021) fizeram uma revisão bibliográfica destas soluções, com foco na transposição das barreiras validadas para o Brasil por Vasconcelos et al. (2022). Os autores apresentaram oito estratégias de solução (geração de informações, capacitação, ferramentas de suporte à decisão, normatização, legislação, engajamento da comunidade, financiamento e fiscalização), detalhadas por 80 medidas de implantação. Entretanto, apesar de serem oriundas de locais com as mais variadas condições de manejo das águas pluviais, a maioria das soluções levantadas não foi desenvolvida para o contexto brasileiro nem para condições similares. Por isso, para avançar com o SUSM no Brasil, é necessário avaliar a compatibilidade e aplicabilidade dessas soluções para o contexto local.

1.1 Objetivos

Este artigo tem por objetivo avaliar a aplicabilidade no Brasil das estratégias de solução levan-

tadas por Vasconcelos e Barbassa (2021) para a transposição das suas principais barreiras ao SUSM, identificadas por Vasconcelos et al. (2022) e, a partir disso, identificar oportunidades de ação para o avanço do SUSM no país. Com esse propósito, as barreiras ao SUSM no Brasil foram correlacionadas com as estratégias de solução passíveis de serem adotadas para a sua transposição. Posteriormente, foi investigado o conhecimento dos profissionais de prefeituras sobre essas estratégias e a sua percepção com relação a sua aplicabilidade prática nos municípios em que trabalham. Para tanto, foram realizadas entrevistas com profissionais de carreira especialistas em drenagem de prefeituras brasileiras com experiência prévia na aplicação do SUSM, de modo a considerar a sua vivência profissional e, a partir dela, identificar as melhores oportunidades de ação para avanço de SUSM no país.

2 METODOLOGIA

A pesquisa foi conduzida pela realização das etapas apresentadas na Fig. 1.

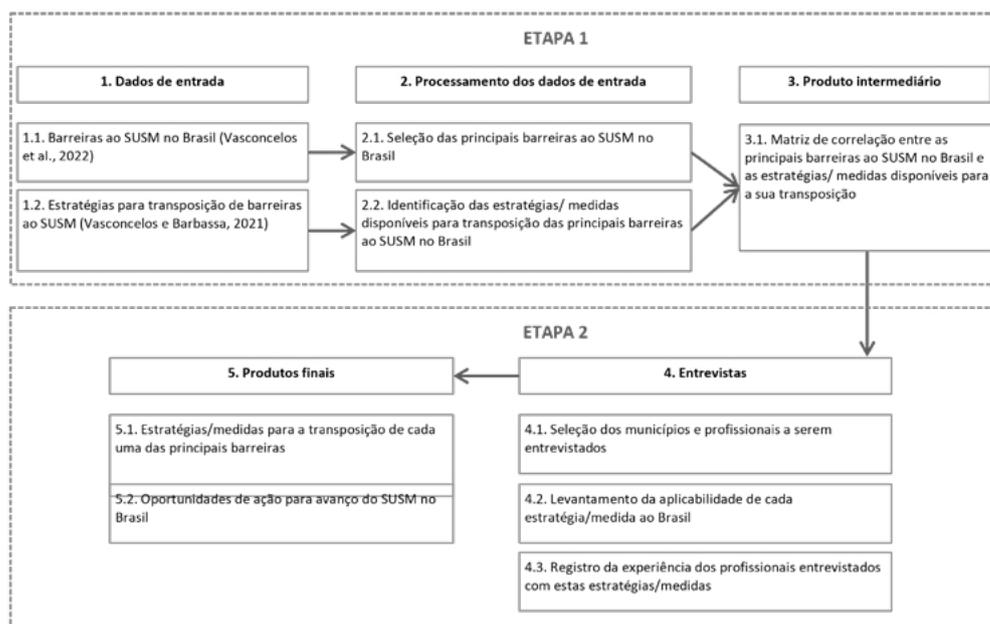


Figura 1 - Fluxograma da metodologia de pesquisa

Fonte: Elaborada pelos autores.

2.1 Etapa 1: Dados de entrada para as entrevistas

A busca por soluções para o avanço do SUSM no Brasil passa, necessariamente, pelo conhecimento das barreiras existentes para a sua ampla adoção e das estratégias de solução e medidas de implantação (chamadas neste artigo de estratégias/medidas) disponíveis para a sua transposição. As estratégias de solução consistem em propostas mais amplas, que contemplam diversas medidas de implantação para a sua aplicação, as quais são escolhidas para resolver problemas específicos. A Etapa 1 da metodologia tratou da coleta dessas informações.

As barreiras para a adoção do SUSM no Brasil foram levantadas por Vasconcelos et al. (2022) por meio de questionários *online* com os diferentes grupos de atores envolvidos na gestão das águas pluviais urbanas (profissionais de instituições públicas e privadas, professores universitários e população). Nessa pesquisa foram identificadas 31 barreiras potenciais (Anexo A), das quais 20 foram confirmadas para o Brasil e cinco foram consideradas muito importantes (reconhecidas como barreiras por mais de 80% dos respondentes): “Falta planejamento em longo prazo” e “Resistência à mudança”, relacionadas à visão estratégica; “Faltam incentivos”, relacionada às leis e regulamentações; “Falta divulgação e conhecimento”, relacionada ao engajamento da comunidade; e “Faltam padrões de projeto e de manutenção”, relacionada ao conhecimento sobre SUSM. Os autores também observaram que as barreiras se relacionam entre si, de modo que a transposição de uma barreira pode colaborar com a superação de outras. Dessa forma, mesmo que menos importantes, segundo a classificação adotada por Vasconcelos et al. (2022), barreiras que se relacionem com um maior número de outras barreiras também foram consideradas prioritárias para serem transpostas por

este estudo. Esta inter-relação foi avaliada pelos pesquisadores com base nas definições originais das barreiras e nas relações apontadas pelos estudos usados para o seu levantamento. Por exemplo, a barreira “Faltam padrões de projeto e de manutenção” está relacionada a barreiras como “Drenagem urbana não é uma prioridade”, “Resistência à mudança” e “Profissionais não capacitados”. Neste sentido, uma matriz de correlação entre as barreiras foi organizada, a qual resultou em um gráfico de quantidade de barreiras relacionadas com cada uma das barreiras (Anexo A). Desta forma, as barreiras “Falta de capacidade ou experiência” e “Legislação inadequada”, que se relacionam com todas as outras barreiras investigadas, foram adicionadas a lista de principais barreiras ao SUSM para o Brasil. Assim, a lista de principais barreiras ao SUSM no Brasil que foi considerada neste trabalho foi composta por sete barreiras.

As estratégias/medidas disponíveis para superação de barreiras e adoção efetiva de SUSM foram levantadas por Vasconcelos e Barbassa (2021). As estratégias de solução para transposição das principais barreiras ao SUSM no Brasil são apresentadas no Anexo B. A escolha das medidas de implantação para superação de cada barreira foi realizada com base nas descrições das estratégias/medidas apresentada por Vasconcelos e Barbassa (2021). Foram avaliadas oito estratégias de solução e 80 medidas de implantação. Cada estratégia/medida foi ainda classificada como essencial (E) ou complementar (C), dependendo da sua importância para a transposição da barreira em questão. Assim, a partir do processamento dos dados de entrada, obteve-se outra matriz, que correlaciona as principais barreiras ao SUSM no Brasil e as estratégias/medidas disponíveis para a sua transposição, a qual compôs o cerne das entrevistas.

2.2 Etapa 2: Entrevistas

Com as principais barreiras ao SUSM no Brasil e estratégias/medidas disponíveis para a sua transposição identificadas, foram realizadas entrevistas presenciais com profissionais de algumas prefeituras brasileiras. Foram selecionadas prefeituras, majoritariamente capitais de estados do Sul e Sudeste do país, que já tenham alguma experiência com a adoção de SUSM, a saber: Belo Horizonte - MG, Curitiba - PR, Porto Alegre - RS, Rio de Janeiro - RJ, São Carlos - SP, e São Paulo - SP. Os profissionais a serem entrevistados foram indicados pelos próprios órgãos em que atuam, com base em seu histórico de atuação profissional, após contato telefônico ou por correio eletrônico, e não possuíam nenhum tipo de vínculo prévio com os pesquisadores ou com a pesquisa. Foram entrevistados nove profissionais técnicos de carreira que trabalhavam nas secretarias responsáveis pelos projetos e obras de drenagem urbana do município. Todos os entrevistados foram submetidos às mesmas questões, de modo que as respostas pudessem ser comparadas. Apesar de o recorte de profissionais entrevistados se justificar para atender ao objetivo deste trabalho, ele não contempla a grande variabilidade de condições de drenagem existente nas diferentes regiões do Brasil. Portanto, a aplicabilidade dos resultados desta pesquisa para outras cidades deve ser avaliada por especialistas em drenagem da região em questão.

As entrevistas iniciaram-se pela apresentação da pesquisa e de seus responsáveis, das etapas já realizadas e dos objetivos da entrevista. Os profissionais não possuíam conhecimento prévio da pesquisa. A partir de então, foram apresentadas e indagadas, uma a uma, as estratégias/medidas disponíveis para a superação das principais barreiras ao SUSM no Brasil. Os profissionais entrevistados receberam a matriz de correlação entre as barreiras investigadas e as estratégias disponíveis para que pudessem acompanhar melhor

a entrevista. As perguntas realizadas para cada estratégia/medida foram:

1. “Você já ouviu falar desta estratégia/medida?”, em que o entrevistado respondia “Sim” ou “Não”;
2. “Na sua opinião, qual é a dificuldade de implantação desta estratégia/medida para este município?”, onde as opções de resposta eram “Fácil” (F), “Média” (M), “Difícil” (D), “Inviável” (Inv) ou “Inadequada” (Inad).

Os comentários que acompanharam as respostas, que consistiam na experiência prática do profissional em questão com a estratégia/medida, também foram registrados, assim como outras sugestões – além das originalmente investigadas – para a transposição das barreiras e avanço do SUSM.

O processamento dos resultados das entrevistas visou avaliar as estratégias/medidas mais favoráveis para a transposição de cada uma das principais barreiras ao SUSM do Brasil, de acordo com a experiência dos profissionais entrevistados. O cálculo dos percentuais foi realizado com base em seis respostas (uma para cada município), visto que os profissionais de uma mesma cidade foram entrevistados conjuntamente, gerando apenas uma resposta, que representaria melhor a situação do município. Assim, avaliou-se, inicialmente, a familiaridade dos profissionais entrevistados com SUSM (pergunta 1). A estratégia/medida foi considerada amplamente conhecida pelos entrevistados se obteve mais de 83% de respostas afirmativas, ou seja, se fosse conhecida em pelo menos cinco dos seis municípios pesquisados. A partir de então, classificou-se, com base nas respostas à pergunta 2, cada uma das estratégias/medidas de acordo com a sua dificuldade de implantação. Essa classificação se deu de acordo com os critérios apresentados na Tabela 1, que considerou como linha de corte dois terços das respostas, acumulando as respostas mais fáceis ou iguais a determinado nível. Estratégias/medidas avaliadas como

“Inviável” ou “Inadequada” não foram consideradas compatíveis com o contexto brasileiro e, portanto, foram excluídas das recomendações.

Entretanto, em caso de aproveitamento dos resultados desta pesquisa para outros municípios, sugere-se a sua reavaliação.

Tabela 1 - Critérios para classificação de dificuldade de implantação de cada estratégia/medida

	F	M	D	Inv	Inad
Estratégia/medida	%F > 66%	(%F + %M) > 66%	(%F + %M + %D) > 66%	%Inv > 50%	%Inad > 50%

Fonte: Elaborada pelos autores.

Com base nas dificuldades de implantação obtidas para cada estratégia/medida, foi possível avaliar quais delas seriam mais viáveis, de acordo com a experiência dos profissionais entrevistados, de serem adotadas para a transposição de cada uma das principais barreiras. Estas foram consideradas as estratégias/medidas recomendadas para a superação da barreira em questão. No entanto, assim como as barreiras possuem relação entre si, as suas soluções também devem ser analisadas de forma integrada, para que se tenham maiores chances de sucesso (Brown & Farrelly, 2009). Desta forma, além das estratégias/medidas consideradas de mais fácil adoção, também foram recomendadas estratégias/medidas de média dificuldade de adoção, que colaborassem diretamente com a efetividade da adoção de outras estratégias/medidas recomendadas, de acordo com as inter-relações apresentadas por Vasconcelos e Barbassa (2021).

Após a seleção das estratégias/medidas recomendadas para a superação das principais barreiras, estas foram analisadas de forma integrada, com o objetivo de identificar as melhores oportunidades de ação no sentido de avançar na adoção de SUSM no Brasil, com base na experiência dos municípios pesquisados. Foram consideradas como melhores oportunidades de ação as estratégias/medidas que, dentre as recomendadas para superação de alguma das principais barreiras, colaborariam com mais de uma das barreiras avaliadas a serem transpostas.

3 APLICABILIDADE DAS ESTRATÉGIAS AO BRASIL

As entrevistas presenciais foram realizadas em fevereiro e março de 2020 com nove técnicos de carreira das áreas de projetos e obras públicas das prefeituras. Os resultados completos das entrevistas, assim como a aplicabilidade de cada uma das estratégias/medidas para transposição das principais barreiras, são apresentados no Anexo C.

Em uma primeira análise, observa-se que 73,8% das estratégias/medidas avaliadas eram amplamente conhecidas pelos entrevistados. Medidas mais inovadoras, ainda teóricas e não adotadas em maior escala eram as menos conhecidas. É o caso de:

- a) “1.3.2. Manejo adaptativo” (*adaptative management*) (Chaffin et al., 2016), que consiste na adoção de projetos piloto estratégicos e monitorados e aperfeiçoamento das técnicas adotadas, para serem convertidas em políticas mais amplas;
- b) “3.4.3. *Open co-governance*” (Qiao et al., 2018), que é uma forma de governança onde atores públicos e privados atuam conjuntamente na tomada de decisões e coparticipam na implementação das ações definidas; e
- c) “6.1. Pesquisa sobre atitudes públicas sobre manejo de águas pluviais e sobre estruturas de SUSM implantadas” para embasar iniciativas

de conscientização da população sobre o tema (Goulden et al., 2018).

De modo geral, os entrevistados manifestaram interesse em saber mais sobre essas novas estratégias, demonstrando uma busca individual por aprimorar o conhecimento sobre SUSM.

Além disso, 3,7% das estratégias/medidas foram consideradas de fácil implantação, 43,8% de média, e 52,5% de difícil implantação. Nenhuma estratégia/medida foi considerada inadequada ou inviável. As estratégias/medidas mais conhecidas e com as quais os entrevistados já tinham mais experiência (municípios já haviam adotado alguma iniciativa semelhante) foram consideradas, em geral, de mais fácil implantação. Essa observação enfatiza a importância da divulgação e capacitação em SUSM. A partir da opinião dos entrevistados sobre a aplicabilidade das estratégias/medidas (Anexo C), foram discutidas formas para transposição das principais barreiras ao SUSM no Brasil, apresentadas nos subitens a seguir.

3.1 Transposição da barreira “Faltam padrões de projeto e de manutenção”

Para a transposição da barreira “Faltam padrões de projeto e de manutenção” de estruturas de SUSM recomenda-se a adoção de 25 estratégias/medidas essenciais e 14 complementares (Anexo C). Os padrões de projeto e de manutenção são estabelecidos por meio da normatização (estratégia 4), a qual depende diretamente da geração de informações (estratégia 1). Desta forma, a maioria das medidas a serem adotadas para transposição desta barreira está associada a essas duas estratégias.

As medidas relacionadas à estratégia de geração de informações foram, em sua maioria, consideradas de difícil adoção (Anexo C). Apenas as medidas “1.3. Projetos piloto” e “1.3.1. Adoção de

estratégias de SUSM em construções públicas” foram avaliadas como de média dificuldade de implantação. Ambas foram consideradas complementares para a superação dessa barreira; no entanto, apesar de serem uma forma menos direta de obter informações específicas sobre SUSM, podem colaborar significativamente com a geração de informação local e divulgação de SUSM se bem monitoradas e documentadas. Os profissionais entrevistados relataram dificuldade prática de utilização de projetos piloto, especialmente de obter financiamento, por não se tratar de uma atividade fim. Além disso, não faz parte da cultura das prefeituras pesquisadas a construção e o monitoramento de estruturas, o que faz com que alguns projetos pilotos já implantados – como cisternas em escolas, jardins de chuva em praças, trincheiras de infiltração e *wetlands* em Belo Horizonte – não sejam monitorados. Por outro lado, Curitiba estava, à época das entrevistas, com um projeto piloto de secagem *in loco* do material dragado das lagoas dos parques, para facilitar a sua destinação final.

Com relação às medidas vinculadas à normatização, houve uma medida essencial que foi considerada de fácil implantação: “4.3. Controle de quantidade de água de escoamento superficial”. Esse resultado reflete a experiência dos municípios pesquisados que já possuem algum tipo de legislação em vigor para controle de escoamento superficial (ver, por exemplo, Belo Horizonte, 2020; Curitiba, 2007; Porto Alegre, 2014) e, portanto, conseguem visualizar mais facilmente a adoção desta medida. Isso fica evidente ao se comparar a percepção dos entrevistados sobre a dificuldade de implantação das medidas de controle de quantidade e de qualidade da água, visto que as medidas de controle de qualidade (“4.2. Controle de qualidade da água de escoamento superficial” e “4.2.1. Retenção das chuvas frequentes”) foram consideradas de difícil adoção. Os entrevistados argumentaram que não adianta controlar a poluição difusa enquanto houver

problemas de falta de esgotamento sanitário e de resíduos sólidos nos corpos hídricos, realidade relatada por todos os municípios pesquisados. No entanto, o controle de qualidade da água de escoamento superficial pode ser integrado nas estruturas de controle de quantidade de água, por meio de interceptação permanente (Sage et al., 2015) dos primeiros milímetros de chuva (medida 4.2.1).

Outras medidas essenciais relacionadas à normatização do SUSM que foram consideradas de média dificuldade de adoção foram a “4.1. Manual de drenagem urbana que contemple SUSM” e “4.1.1. Estabelecer claramente os objetivos de SUSM”, as quais estão intimamente ligadas e compõem a base da normatização. Neste sentido, os entrevistados relataram que a elaboração do manual em si não seria de muita dificuldade, por não depender de grande investimento financeiro. No entanto, requer o envolvimento coordenado de vários setores, e, conseqüentemente, o comprometimento dos gestores com SUSM, o que é difícil de se conseguir atualmente. Após a elaboração do manual, outros desafios subsequentes foram citados, como a incorporação política, a resistência de adoção por parte dos empreendedores e do próprio poder público municipal, os quais estão relacionados à superação da barreira “Resistência à mudança”.

A partir do andamento das medidas recomendadas, outras serão necessárias e, para tanto, pode-se consultar, no Anexo C, as medidas relacionadas a elas e que seriam requeridas para cada caso específico.

3.2 Transposição da barreira “Falta de capacidade ou experiência”

Para a superação da “Falta de capacidade ou experiência” dos profissionais que lidam com drenagem urbana e, conseqüentemente, com SUSM, recomenda-se a adoção de 36 estratégias/medi-

das essenciais e 19 complementares (Anexo C). A principal estratégia vinculada à superação dessa barreira é a “2. Capacitação”. Ao se avaliarem as medidas vinculadas a essa estratégia, os entrevistados relataram observar maior dificuldade em reunir equipes institucionais capacitadas em SUSM do que de profissionais privados. No âmbito institucional, foi relatada falta de verba para capacitação e dificuldade de manter na instituição o pessoal capacitado, devido à rotatividade de técnicos, em especial quando o mercado de engenharia está aquecido.

Nesse contexto, podem-se priorizar as medidas “2.1. Incluir SUSM nos cursos de formação profissional superior” e “2.2. Treinamento de profissionais da área técnica para SUSM”, as quais foram consideradas de média dificuldade de adoção. A inclusão de SUSM nas diretrizes curriculares da engenharia e a criação de demanda de mercado podem colaborar com esse avanço. As medidas de capacitação aliadas à normatização, requerida para a superação da barreira “Faltam padrões de projeto e de manutenção”, e a existência de leis sobre SUSM, devem, ainda, fomentar a capacitação das equipes institucionais. Além disso, um dos entrevistados pontuou que a adoção de SUSM não depende apenas dos projetistas e de sua capacitação, mas também da legislação e de demandas de clientes, aspectos tratados pelas barreiras “Legislação inadequada”, “Resistência à mudança” e “Falta divulgação e conhecimento”.

3.3 Transposição da barreira “Legislação inadequada”

Para a transposição da barreira “Legislação inadequada” sobre SUSM, a qual está relacionada a todas as outras barreiras (Anexo A), seria útil a adoção de 36 estratégias/medidas essenciais e 35 complementares (Anexo C). Isso significa que mais de 80% das estratégias/medidas levantadas colaborariam com a sua superação, o que indica

a sua complexidade. Entretanto, a estratégia “5. Legislação” é a mais diretamente relacionada e, portanto, foi analisada mais profundamente.

Duas medidas da estratégia 5 foram consideradas de fácil implantação e, portanto, devem ser priorizadas: “5.3. Leis que obrigam a adoção de SUSM em novos empreendimentos e reformas e manutenção de condições de pré-desenvolvimento” e “5.3.2. Contemplar especificidades do governo local sobre projeto e manutenção”. Assim como a medida “4.3. Controle de quantidade de água de escoamento superficial”, a medida 5.3 também já possui iniciativas em todos os municípios pesquisados, o que diminui a sua percepção de dificuldade de adoção. Nos casos dos municípios pesquisados, as leis variam com relação a sua aplicabilidade, mas podem ser usadas como base para serem aprimoradas. Com relação à universalização da obrigatoriedade de adoção de SUSM, o município de Belo Horizonte (2020) é o mais avançado e pode ser usado como referência. No entanto, a medida não resolve o problema das áreas já urbanizadas e com excesso de escoamento superficial, que talvez possa ser amenizado por meio da superação da barreira “Faltam incentivos”.

Com relação à medida “5.3.2. Contemplar especificidades do governo local sobre projeto e manutenção”, apesar de ter sido considerada de fácil implantação, nenhum dos municípios pesquisados tem procedimentos claros de como executá-la, que poderiam servir de referência. Em Porto Alegre, foi relatado que a integração necessária para conhecer as especificidades locais ocorria melhor na época do Departamento de Esgotos Pluviais (DEP - extinto em 2017), o qual contemplava todos os setores relacionados à drenagem sob uma mesma diretoria e facilitava o fluxo de informações. Atualmente, existem comissões multidisciplinares de várias secretarias e setores para discutir os projetos, as quais não integram os setores tão bem quanto o DEP,

mas facilitam o diálogo. Independentemente do fórum, o diálogo entre os setores, incluindo o de planejamento, é fundamental. Outro aspecto relatado nas entrevistas e que dificulta a implantação dessa medida é a percepção, por parte dos entrevistados, de que a drenagem urbana ainda não é considerada importante.

Para aprimorar as leis existentes de modo a contemplar melhor os potenciais benefícios do SUSM, algumas medidas que tratam da adequação da legislação existente e que foram consideradas de média dificuldade de implantação também poderiam ser adotadas: “5.1. Implementar a legislação existente”, “5.1.1. Regulamentação adequada para que a legislação seja colocada em prática”, “5.1.2. Regulamentação baseada em critérios hidrológicos”, “5.2. Incorporar SUSM nas leis pertinentes já existentes”, “5.2.1. Revisar legislação existente para corrigir conflitos com relação à adoção de SUSM” e “5.2.2. Manual de drenagem urbana que contemple SUSM vinculado aos planos diretores”. Para avançar nesse sentido, os gestores precisam ter conhecimento e reconhecer a importância da adoção de SUSM. Os entrevistados também enfatizaram a dificuldade prática de implementação das leis existentes, o que pode ser amenizado pela medida “5.1.1. Regulamentação adequada para que a legislação seja colocada em prática”. Entretanto, foi relatado que falta tempo para a equipe técnica institucional regulamentar as leis, o que poderia ser contornado com a contratação de mais profissionais ou de consultorias para esse propósito.

Com relação à medida “5.1.2. Regulamentação baseada em critérios hidrológicos”, eles são contemplados atualmente de duas formas: i. Por meio do conhecimento das restrições da macrodrenagem, resultados dos planos diretores de drenagem, utilizadas para planejamento de projetos estruturais nas bacias; ii. Nas regulamentações para controle de escoamentos na fonte, onde o dimensionamento das estruturas reque-

ridas e a sua vazão de saída são norteadas pelas condições hidrológicas de antes da ocupação. Em alguns casos, como em Curitiba, o volume de escoamento superficial a ser reservado foi calculado para reter o volume extra a ser gerado pela impermeabilização da área ocupada (Curitiba, 2007). Em Porto Alegre, as leis atuais são baseadas na curva intensidade-duração-frequência menos favorável do município e nos coeficientes de escoamento superficial estabelecidos pelo plano diretor de drenagem (Porto Alegre, 2014).

Os aspectos supracitados de regulamentação inadequada se enquadram nos conflitos das leis existentes para adoção de SUSM (combatidos pela medida “5.2.1. Revisar legislação existente para corrigir conflitos com relação à adoção de SUSM”). Outro exemplo é a cobrança do IPTU progressivo em Curitiba para terrenos sem construções, mesmo que a sua vegetação seja preservada (Curitiba, 2017). Essa medida faz sentido no contexto do combate à ociosidade dos espaços urbanos e especulação imobiliária. Entretanto, é desfavorável para o SUSM, haja vista que esses terrenos poderiam colaborar para o incremento da infiltração em áreas urbanas. Observa-se ainda a questão já relatada da abrangência limitada das leis de controle de quantidade de água de escoamento superficial existentes, tanto no que tange às áreas em que são aplicáveis como ao fato de não contemplarem a qualidade da água.

Nesse sentido, além de dirimir conflitos na legislação atual, seria importante a adoção da medida “5.2. Incorporar SUSM nas leis pertinentes já existentes”. Essa medida consiste na avaliação de oportunidades de inclusão de SUSM nas leis atuais e requer a integração entre setores das prefeituras e o foco nas suas diversas necessidades. Um exemplo relativamente simples que poderia ser adotado é a transformação das áreas de jardins da cidade em estruturas de infiltração (canteiros centrais, rotatórias, faixas vegetadas das calçadas, jardins dentro dos lotes etc), que

se tornariam estruturas multifuncionais e aproveitariam as escassas áreas disponíveis nas áreas urbanas em prol do SUSM. Ao se analisar a cidade com esse olhar, certamente outras oportunidades surgirão.

Para finalizar as medidas propostas para superação da barreira “Legislação inadequada”, o manual de drenagem, que já foi recomendado para a superação da barreira sobre padrões de projeto e manutenção, precisaria ser regulamentado como parte integrante do plano diretor de drenagem ou similar (“5.2.2. Manual de drenagem urbana que contemple SUSM vinculado aos planos diretores”), respaldando tecnicamente os projetistas e o poder público na adoção de SUSM.

3.4 Transposição da barreira “Faltam incentivos”

Para a superação da barreira “Faltam incentivos” recomendam-se 11 estratégias/medidas essenciais e 13 complementares (Anexo C). As principais medidas relacionadas a incentivos estão associadas à legislação (estratégia 5) e são “5.7. Incentivos à adoção de SUSM na fase inicial, seguidos por obrigatoriedade de adoção”, “5.7.1. Incentivos econômicos” e “5.7.2. Prêmios e programas de reconhecimento”, todas consideradas de média dificuldade de implantação. A medida 5.7 foi considerada por diversos entrevistados uma boa alternativa, especialmente os incentivos econômicos (medida 5.7.1) e para áreas já urbanizadas. No entanto, os entrevistados demonstraram preocupação com relação a sua regulamentação e com a eventual perda de arrecadação pelo município, o que poderia gerar resistência por parte dos gestores municipais à proposição dessa medida.

Com relação aos prêmios e programas de reconhecimento (medida 5.7.2), é necessário evidenciar as orientações relacionadas ao SUSM e os benefícios associados a sua adesão, além de

ampla divulgação, para que haja interesse dos empreendedores. Alguns dos municípios pesquisados já possuem iniciativas neste sentido (Belo Horizonte, 2012; Belo Horizonte, 2019; Rio de Janeiro, 2012). No entanto, ainda não foi observado impacto dessas iniciativas na adoção de SUSM, o que poderia ser potencializado com a adoção da medida “6.3. Divulgação de SUSM”, também de média dificuldade de adoção. Propostas de incentivos para resolver casos críticos específicos também podem ser avaliadas.

3.5 Transposição da barreira “Falta planejamento em longo prazo”

Para a transposição da barreira “Falta planejamento em longo prazo” recomenda-se a adoção de 32 estratégias/medidas essenciais e 15 complementares (Anexo C). Pode-se dizer que o planejamento urbano e a forma como ele é comumente conduzido no Brasil é uma questão política, sendo que a falta de continuidade administrativa e visão estratégica dificultam a sua implantação. Essas também foram consideradas barreiras ao SUSM para o Brasil por Vasconcelos et al. (2022), mas apesar de diretamente relacionadas ao planejamento de longo prazo e a sua execução, não foram consideradas entre as mais importantes.

As medidas mais importantes para a superação dessa barreira estão relacionadas à estratégia “5. Legislação”. A maioria dessas medidas foi considerada pelos entrevistados difícil de ser implantada, o que reforça o hiato entre a necessidade de planejamento de longo prazo e a prática atual. Dessa forma, foram priorizadas as medidas de média dificuldade de adoção como um ponto de partida para a superação dessa barreira, a saber: “5.5. Manejo de águas pluviais integrado ao planejamento urbano e em escala de bacia”, “5.5.1.2. Uso de modelagem hidrológica para planejamento integrado” e “5.5.2. Regulação de uso e ocupação do solo que garanta a adoção de SUSM”.

Para implantar a medida 5.5, é necessário que os planos diretores urbano e de drenagem sejam vinculados e se retroalimentem. Uma forma de realizar essa integração é por meio da medida 5.5.2, que consiste na incorporação de SUSM nas leis urbanísticas que regulamentam os padrões de uso e ocupação do solo. Isso já está em prática, de alguma forma, em Porto Alegre, onde as leis sobre controle de escoamento superficial são baseadas nos coeficientes de escoamento superficial estabelecidos pelo Plano Diretor de Drenagem Urbana. À época das entrevistas, as orientações do Plano Diretor de Drenagem Urbana estavam sendo utilizadas para a revisão em andamento do Plano Diretor Ambiental e Urbano do município. Belo Horizonte também segue nessa linha.

Outra forma de possibilitar essa integração é por meio da medida “5.5.1.2. Uso de modelagem hidrológica para planejamento integrado”, a qual já foi amplamente utilizada na elaboração dos planos diretores de drenagem e, segundo os entrevistados, requer comprometimento político para o seu uso constante e efetivo na gestão das águas urbanas. Um aspecto a ser melhorado nas modelagens já realizadas, segundo os profissionais entrevistados, está relacionado a sua calibração, a qual não foi realizada em nenhum dos municípios investigados, por falta de dados de monitoramento. Além da disponibilidade de dados para a calibração, a qualidade dos resultados da modelagem também depende de outros fatores, que devem ser considerados ao se adotar essa medida, como a escolha de um modelo, calibrado e validado, apto a fazer previsões confiáveis, principalmente de eventos extremos.

É importante ponderar que apenas a adoção dessas medidas não seria capaz de superar a barreira em questão, mas poderia colaborar com a mudança de paradigma: de uma visão mais imediatista e local para um planejamento mais amplo, essencial ao avanço do SUSM.

3.6 Transposição da barreira “Resistência à mudança”

Para diminuir a “Resistência à mudança” de paradigma da drenagem urbana convencional para o SUSM recomenda-se a adoção de 37 estratégias/medidas essenciais e 23 complementares (Anexo C). Elas permeiam todas as estratégias apresentadas, devido à complexidade do tema. Assim, as ações para superar essa barreira devem ser integradas e conduzidas em diferentes frentes. As primeiras estratégias/medidas que poderiam ser adotadas, de fácil ou média dificuldade de implantação, são: “1.3. Projetos piloto”, “2. Capacitação”, “5.2.1. Revisar legislação existente para corrigir conflitos com relação à adoção de SUSM”, “5.2.2. Manual de drenagem urbana que contemple SUSM vinculado aos planos diretores”, “5.3. Leis que obrigam adoção de SUSM em novos empreendimentos e reformas e manutenção de condições pré-desenvolvimento”, “5.5.2. Regulação de uso e ocupação do solo que garanta adoção de SUSM”, “5.7. Incentivos à adoção de SUSM na fase inicial, seguidos por obrigatoriedade de adoção”, “6.3. Divulgação de SUSM” e “6.4. Estruturas multifuncionais”. No entanto, apenas a medida 6.4 ainda não havia sido recomendada para a superação das principais barreiras ao SUSM no Brasil, de modo que o trabalho focado na transposição das outras barreiras também resultaria na diminuição da resistência à mudança.

Com relação à medida “6.4. Estruturas multifuncionais”, Belo Horizonte e Curitiba têm alguns reservatórios de detenção em áreas de parque ou com uso concomitante com outras funções, como áreas de lazer. Entretanto, os entrevistados relataram como dificuldade para a adoção de estruturas multifuncionais a falta de informação sobre o seu funcionamento após a implantação. Um exemplo é a questão de segurança e saúde pública em locais que funcionem como reservatórios e áreas de lazer. A falta de informações dificulta a tomada de decisão e a adoção dessas estruturas, dado que o

poder público geralmente não está disposto a assumir tais riscos. A medida “1.3. Projetos piloto”, já recomendada para a transposição da barreira “Faltam padrões de projeto e de manutenção”, poderia colaborar neste sentido.

O município de Porto Alegre avaliava, à época das entrevistas, a possibilidade de integrar aos reservatórios de detenção um pequeno sistema de coleta e tratamento da vazão em tempo seco (esgoto não coletado pelo sistema de esgotamento sanitário), o que seria uma função secundária do reservatório. A coleta e o tratamento da vazão em tempo seco afluente aos reservatórios de detenção – ou mesmo aos corpos hídricos, como em vários locais no município do Rio de Janeiro (Dias e Rosso, 2011) – pode ser uma boa medida para complementar a coleta do esgoto sanitário nos municípios e contribuir com a melhoria da qualidade da água.

3.7 Transposição da barreira “Falta divulgação e conhecimento”

Para a transposição da barreira “Falta divulgação e conhecimento” recomendam-se 22 estratégias/medidas essenciais e 14 complementares (Anexo C). Essa barreira trata especificamente do conhecimento da comunidade sobre SUSM, o que a relaciona com a estratégia “6. Engajamento da comunidade”. Dessa forma, as medidas que poderiam ser adotadas como ponto de partida são: “6.2. Programas de educação e conscientização da população sobre SUSM”, “6.3. Divulgação de SUSM”, “6.4. Estruturas multifuncionais”, todas consideradas de média dificuldade de implantação. Os entrevistados veem a conscientização (medida 6.2) como necessária para a mudança de paradigma e para o comprometimento social, e alguns deles sugeriram que ela fosse realizada por meio das escolas. Em Porto Alegre, à época do DEP, havia programas de educação ambiental e assessoria comunitária com este objetivo, que foram extintos juntamente com o órgão.

Além dessas medidas, a estratégia “8. Fiscalização”, também de média dificuldade de adoção, poderia ser implantada, de modo a reforçar as ações educativas. Para isso, seriam necessários uma equipe, insumos e treinamento direcionados. Segundo os profissionais, a fiscalização consiste em uma despesa contínua com um resultado que não é imediato. Além disso, foram citadas a falta de estrutura do município para fiscalização e a falta de consciência da necessidade de planejar e garantir a manutenção ao longo do tempo. Por isso, normalmente, são priorizadas as obras que dão resultados assim que inauguradas e a fiscalização ocorre apenas motivada por solicitação ou denúncia específica.

4 OPORTUNIDADES PARA EXPANSÃO DE SUSM NO BRASIL

Ao se avaliar de forma integrada as 26 estratégias/medidas recomendadas para a superação das principais barreiras, sumarizadas na Tabela 2, observa-se que 2 delas colaborariam com a superação de 3 das 7 barreiras, e 9 ajudariam na transposição de 2 barreiras. Se fossem adotadas as 2 estratégias/medidas que colaborariam com 3 barreiras, todas as barreiras principais, exceto “Faltam padrões de projeto e de manutenção” e “Falta planejamento em longo prazo”, seriam beneficiadas. No entanto, se as 11 estratégias/medidas que colaborariam com mais de uma barreira fossem implementadas, todas as barreiras principais receberiam alguma colaboração. Ademais, neste cenário, a “Resistência à mudança” teria todas as suas soluções recomendadas adotadas, o que consistiria em um avanço importan-

te para a mudança de paradigma. Assim, considera-se a adoção dessas 11 estratégias/medidas como oportunidades de ação para o avanço de SUSM no Brasil. A sua descrição mais detalhada e exemplos de adoção exitosa dessas estratégias, conduzidas em outros países, podem ser encontrados em Vasconcelos e Barbassa (2021).

É interessante ressaltar que a maioria dos municípios consultados na entrevista, com exceção de São Carlos, consiste em capitais de estados do Sul e Sudeste do país. Por serem capitais, têm maior potencial de influenciar e ajudar outras cidades do mesmo estado, e podem servir como referência em função da maior proximidade entre as equipes técnicas e políticas.

Outro aspecto que deve ser destacado é a importância do Ministério Público (MP) na mobilização dos municípios em direção ao SUSM, normalmente motivado pela cobrança da sociedade. Isso não ocorre necessariamente porque os técnicos dos municípios não queiram adotar estratégias de SUSM, mas, muitas vezes, pelo fato dos obstáculos serem maiores do que a sua capacidade de atuação. A intervenção do MP viabiliza a adoção de SUSM em função de dois aspectos: i. Em termos financeiros, pois, devido à escassez de dinheiro, o atendimento às demandas do MP é priorizado pelos gestores e técnicos; ii. Na escolha de alternativas mais adequadas, haja vista o maior peso atribuído à sustentabilidade ambiental ou aos aspectos sociais, em vez da priorização do menor custo e drenagem convencional. Isso reforça a importância da participação ativa e organizada da comunidade na cobrança do poder público.

Tabela 2 - Estratégias de solução e medidas de implantação recomendadas para expansão de SUSM no Brasil

	Barreiras para as quais as estratégias/medidas foram sugeridas						
	Faltam padrões de projeto e de manutenção	Falta de capacidade ou experiência	Legislação inadequada	Faltam incentivos	Falta planejamento em longo prazo	Resistência à mudança	Falta divulgação e conhecimento
1.3. Projetos piloto	X					X	
1.3.1. Adoção de estratégias de SUSM em construções públicas	X						
2. Capacitação		X				X	
2.1. Incluir SUSM nos cursos de formação profissional superior		X					
2.2. Treinamento de profissionais da área técnica para SUSM		X					
4.1. Manual de drenagem urbana que contemple SUSM	X	X					
4.1.1. Estabelecer claramente os objetivos do SUSM	X	X					
4.2.1. Retenção das chuvas frequentes	X						
4.3. Controle de quantidade de água de escoamento superficial	X						
5.1. Implementar a legislação existente			X				
5.1.1. Regulamentação adequada para que a legislação seja colocada em prática			X				
5.1.2. Regulamentação baseada em critérios hidrológicos			X				
5.2. Incorporar SUSM nas leis pertinentes já existentes			X				
5.2.1. Revisar legislação existente para corrigir conflitos com relação à adoção de SUSM			X			X	
5.2.2. Manual de drenagem urbana que contemple SUSM vinculado aos planos diretores			X			X	
5.3. Leis que obrigam adoção de SUSM em novos empreendimentos e reformas e manutenção de condições pré-desenvolvimento		X	X			X	
5.3.2. Contemplar especificidades do governo local sobre projeto e manutenção			X				
5.5. Manejo de águas pluviais integrado ao planejamento urbano e em escala de bacia					X		
5.5.1.2. Uso de modelagem hidrológica para planejamento integrado					X		
5.5.2. Regulação de uso e ocupação do solo que garanta adoção de SUSM					X	X	
5.7. Incentivos à adoção de SUSM na fase inicial, seguidos por obrigatoriedade de adoção				X		X	
5.7.1. Incentivos econômicos				X			
5.7.2. Prêmios e programas de reconhecimento				X			
6.2. Programas de educação e conscientização da população sobre SUSM							X
6.3. Divulgação de SUSM				X		X	X
6.4. Estruturas multifuncionais						X	X
8. Fiscalização							X

* Destacadas em negrito estratégias/medidas que colaboram com mais de uma barreira

Fonte: Elaborada pelos autores.

5 CONCLUSÕES

A pesquisa visou identificar soluções viáveis ao Brasil para a superação das principais barreiras e ampliação da adoção de SUSM com base na expertise de profissionais de prefeituras com experiência no assunto. Os municípios pesquisados possuíam diferentes experiências, mas algumas ações similares, como “Controle de quantidade de água de escoamento superficial” e “Leis que obrigam a adoção de SUSM em novos empreendimentos e reformas e manutenção de condições de pré-desenvolvimento”. Medidas já adotadas fo-

ram consideradas mais fáceis, o que leva à conclusão de que a experiência influencia a percepção de viabilidade da medida e, portanto, a resistência a sua adoção. Nesse sentido, recomenda-se o uso das experiências exitosas por meio, por exemplo, da criação de uma rede de colaboração que fomente o diálogo entre esses municípios. Além disso, o fato de serem, em sua maioria, capitais de estados, pode facilitar a propagação da sua experiência para os municípios do interior.

Com relação ao aproveitamento das experiências positivas dos municípios pesquisados, algumas se

destacam: a recente universalização da obrigatoriedade de adoção de SUSM em Belo Horizonte; o DEP em Porto Alegre; e a recente busca pela integração entre planejamento urbano e manejo de águas pluviais em Belo Horizonte e Porto Alegre. Ademais, um olhar para a cidade com foco no aproveitamento de oportunidades para a adoção de SUSM também colaboraria com o seu avanço em áreas já urbanizadas e considerando as especificidades locais.

De forma mais ampla, esta pesquisa apontou 11 estratégias/medidas como oportunidades de ação para o avanço de SUSM no Brasil. A adoção destas contemplaria todas as estratégias/medidas recomendadas para a transposição da barreira “Resistência à mudança”, essencial para a mudança de paradigma no manejo das águas pluviais urbanas. Entretanto, sugere-se iniciar o processo de adoção das estratégias/medidas pelas que colaborariam com a transposição de um maior número de barreiras, haja vista que tanto as barreiras como as soluções se inter-relacionam e, portanto, colaboram com o avanço do SUSM como um todo. Neste sentido, as medidas “Leis que obrigam adoção de SUSM em novos empreendimentos e reformas e manutenção de condições pré-desenvolvimento” e “Divulgação de SUSM” colaborariam com a transposição de três barreiras cada uma e seriam, portanto, mais benéficas de serem inicialmente adotadas.

A adoção das estratégias/medidas em etapas e seu monitoramento contribuiriam com o conhecimento sobre SUSM no Brasil. Além disso, essa lógica também pode fomentar o diálogo e a interação entre os setores e atores envolvidos com o manejo das águas pluviais urbanas, fator importante para a efetividade do SUSM. Para o avanço de SUSM no país, é necessário que mais estudos sobre o tema sejam realizados, em especial sobre a documentação e compartilhamento dos esforços empreendidos em municípios brasileiros. É importante pontuar que o recorte de municípios pesquisados pode não representar adequadamente as especificidades locais. Neste sentido,

sugere-se que em trabalhos futuros sejam abordados o cenário e as especificidades do SUSM em outras cidades, ampliando a abrangência de contextos estudados. Além disso, a metodologia de análise de estratégias/medidas apresentada por este artigo pode ser adotada por quaisquer municípios para otimizar os esforços de adoção de SUSM. Independentemente do local, para uso dos resultados desta pesquisa, é necessário avaliar a situação atual e a validade das barreiras indicadas, assim como a aplicabilidade das estratégias/medidas passíveis de serem adotadas.

6 AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Vasconcelos AF e Barbassa AP; **Metodologia:** Vasconcelos AF e Barbassa AP; **Investigação:** Vasconcelos AF; **Redação - Primeira versão:** Vasconcelos AF; **Redação - Revisão & Edição:** Vasconcelos AF, Santos MFN e Barbassa AP; **Aquisição de Financiamento:** Vasconcelos AF e Barbassa AP; **Recursos:** Vasconcelos AF, Santos MFN e Barbassa AP; **Supervisão:** Barbassa AP

8 REFERÊNCIAS

- BALLARD, B.W. et al., 2015. **The SuDS Manual**. CIRIA. Disponível em: <https://www.ciria.org/ItemDetail?iProductCode=C753F&Category=FREEPUBS> Acesso em 12 Mar. 2018.
- BELO HORIZONTE. **Portaria SMMA nº 06, de 2 de maio de 2012**. Dispõe sobre o Regulamento do Programa de Certificação em Sustentabilidade Ambiental – “Selo BH Sustentável” da Secretaria Municipal de Meio Ambiente.
- BELO HORIZONTE. **Lei nº 11.181, de 8 de agosto de 2019**. Aprova o Plano Diretor do Município de Belo Horizonte e dá outras providências.

- BELO HORIZONTE. **Decreto nº 17.273, de 4 de fevereiro de 2020.** Regulamenta os Títulos V a IX da Lei nº 11.181, de 8 de agosto de 2019, sobre parcelamento do solo, ocupação do solo, uso do solo, áreas de interesse ambiental e patrimônio cultural e urbano no Município, e dá outras providências.
- BRASIL, 2011. **Atlas de saneamento 2011.** Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=280933> Acesso em 20 Ago. 2020.
- BRASIL, 2021. **Diagnóstico Temático: Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas.** Disponível em: http://snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ap/2020/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AP_SNIS_2021.pdf Acesso em 8 Mar. 2022.
- BROWN, R.R.; FARRELLY, M.A. Delivering sustainable urban water management: a review of the hurdles we face. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 5, p. 839-846, 2009. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.028>
- CHAFFIN, B.C. et al. A tale of two rain gardens: Barriers and bridges to adaptive management of urban stormwater in Cleveland, Ohio. **Journal of Environmental Management**, 183, p. 431-441, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.025>
- CHANG, N. et al. Global policy analysis of low impact development for stormwater management in urban regions. **Land Use Policy**, v. 70, p. 368-383, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.024>
- CRUZ, M.A.S.; SOUZA, C.F.; TUCCI, C.E.M., 2007. Controle da drenagem urbana no Brasil: avanços e mecanismos para sua sustentabilidade. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. São Paulo: ABRH. **Anais...**
- CURITIBA. **Decreto nº 176, de 20 de março de 2007.** Dispõe sobre os critérios para implantação dos mecanismos de contenção e cheias.
- CURITIBA. **Decreto nº 2.256, de 27 de dezembro de 2017.** Aprova o regulamento do Imposto Predial e Territorial Urbano – IPTU, estabelecendo os critérios de cálculo do valor dos imóveis do Município de Curitiba.
- DHAKAL, K.P.; CHEVALIER, L.R. Managing urban stormwater for urban sustainability: Barriers and policy solutions for green infrastructure application. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 171-181, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.065>
- DIAS, A.P.; ROSSO, T.C.A. Análise dos elementos atípicos do sistema de esgoto – separador absoluto – na Cidade do Rio de Janeiro. **Engevista**, v. 13, n. 3, p. 177-192, Dez. 2011.
- FLETCHER, T.D. et al. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more—The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. **Urban Water Journal**, v. 12, n. 7, p. 525-542, 2015. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>
- GOULDEN, S. et al. From conventional drainage to sustainable stormwater management: Beyond the technical challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 219, p. 37-45, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.066>
- JIANG, Y.; ZEVENBERGEN, C.; FU, D. Understanding the challenges for the governance of China's "sponge cities" initiative to sustainably manage urban stormwater and flooding. **Natural Hazards**, v. 89, p. 521-529, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11069-017-2977-1>
- LI, C. et al. Can stormwater control measures restore altered urban flow regimes at the catchment scale? **Journal of Hydrology**, v. 549, p. 631-653, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.037>
- LOPERFIDO, J.V. et al. Effects of distributed and centralized stormwater best management practices and land cover on urban stream hydrology at the catchment scale. **Journal of Hydrology**, v. 519, p. 2584-2595, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.07.007>
- PARKINSON, J. et al., 2003. **Drenagem Urbana Sustentável—Relatório do Workshop em Goiânia—GO.** Disponível em: http://semarh.se.gov.br/wp-content/uploads/2017/02/drenagem_urbana_no_brasil-workshop_relatorio081003.pdf Acesso em 8 Jan. 2019.
- PORTO ALEGRE. **Decreto nº 18.611, de 9 de abril de 2014.** Regulamenta o controle da drenagem urbana e revoga os itens 4.8.6, 4.8.7 e 4.8.9 do Decreto nº 14.786, de 30 de dezembro de 2004 – Caderno de Encargos do DEP – e o Decreto nº 15.371, de 17 de novembro de 2006.
- QIAO, X.; KRISTOFFERSSON, A.; RANDRUP, T.B. Challenges to implementing urban sustainable stormwater management from a governance perspective: A literature review. **Journal of Cleaner Production**, v. 196, p. 943-952, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.049>
- RASHETNIA, S.; SHARMA, A.; LADSON, A.R.; BROWNE, D.; YAGHOUBI, E. A scoping review on Water Sensitive Urban Design aims and achievements. **Urban Water Journal**, publicado online em 28 de fevereiro de 2022. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2022.2044494>
- RIO DE JANEIRO (Município). **Decreto nº 35.745, de 06 de junho de 2012.** Cria a qualificação QUALIVERDE e estabelece critérios para sua obtenção.
- SAGE, J.; BERTHIER, E.; GROMAIRE, M.C. Stormwater management criteria for on-site pollution control: A comparative assessment of international practices. **Environmental Management**, v. 56, p. 66-80, 2015. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0485-1>
- SOUZA, V.C.B. Gestão da drenagem urbana no Brasil: desafios para a sustentabilidade. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)**, v. 1, n. 1, p. 57-72, 2013.
- STOVIN, V.; ASHLEY, R. SuDS/BMPs/WSUD/SCMs: convergence to a blue-green infrastructure. **Urban Water Journal**, v. 16, n. 6, p. 403, 2019. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2019.1685229>
- VASCONCELOS, A.F. et al. Barriers to sustainable urban stormwater management in developing countries: The case of Brazil. **Land**

Use Policy, v. 112, 105821, 2022 . <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105821>

VASCONCELOS, A.F.; BARBASSA, A.P. Sustainable urban stormwater management in developing countries: integrating strategies to overcome Brazilian barriers. **Urban Water Journal**, publicado online em 25 de agosto de 2021. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2021.1969415>

YING, J.; ZHANG, X.; ZHANG, Y.; BILAN, S. Green infrastructure: systematic literature review. **Urban Water Journal**, publicado online em 13 de abril de 2021. <https://doi.org/10.1080/1331677X.2021.1893202>

ZIMMER, C.A. et al. Low-Impact-Development Practices for Stormwater: Implications for Urban Hydrology. **Canadian Water Resources Journal**, v. 32, n. 3, p. 193-212, 2007.

ANEXO A

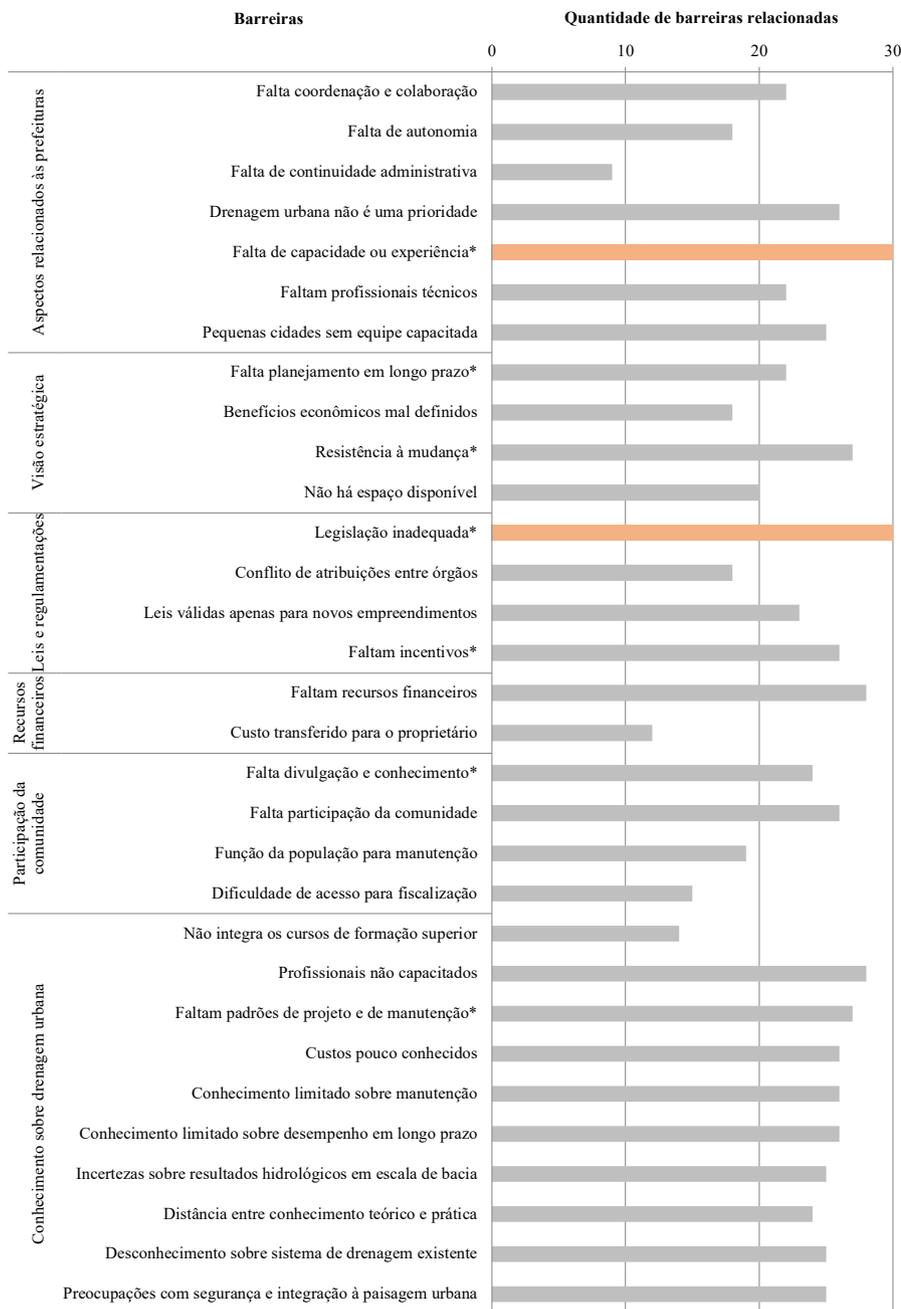


Figura 1ª - Inter-relação entre as barreiras (quantidades) e principais barreiras ao SUSM no Brasil (identificadas com um asterisco) (adaptado de Vasconcelos et al., 2022)

ANEXO B

Tabela 1B - Matriz de correlação entre as principais barreiras ao SUSM no Brasil e as estratégias de solução

Principais barreiras ao SUSM no Brasil	Estratégias de solução							
	1. Geração de informações	2. Capacitação	3. Ferramentas de suporte à decisão	4. Normatização	5. Legislação	6. Engajamento da comunidade	7. Financiamento	8. Fiscalização
1. Faltam padrões de projeto e de manutenção	X	X	X	X	X		X	
2. Falta de capacidade ou experiência	X	X	X	X	X		X	
3. Legislação inadequada	X	X	X	X	X		X	X
4. Faltam incentivos	X		X		X	X	X	X
5. Falta planejamento em longo prazo	X	X	X	X	X		X	
6. Resistência à mudança	X	X	X	X	X	X	X	X
7. Falta divulgação e conhecimento	X	X		X	X	X	X	X
8. Fiscalização							X	

Fonte: adaptado de Vasconcelos e Barbassa, 2021.

ANEXO C

A Tabela 1C apresenta os resultados das entrevistas. As células coloridas categorizam as estratégias/medidas da seguinte forma: azul – amplamente conhecidas; verde – fácil implantação; amarela – média dificuldade de implantação; vermelha – difícil implantação.

Tabela 1C - Aplicabilidade e percepção dos técnicos entrevistados sobre as estratégias/medidas para o município em que trabalham

Estratégias de solução e medidas de implantação	Estratégias de solução							Já ouviu falar? (%)	Dificuldade de implantação (%)				
	1	2	3	4	5	6	7		F	M	D	Inad	Inv
1. Geração de informações	E	E	C	E	E	E	E						
1.1. Conhecimento do sistema existente	E	E	C		E	E		100,0	16,7	33,3	50,0	0,0	0,0
1.1.1. Cadastro das estruturas existentes	E		C					100,0	16,7	33,3	50,0	0,0	0,0
1.1.2. Monitoramento	E		C		C			100,0	16,7	33,3	50,0	0,0	0,0
1.2. Pesquisa e disponibilização de conhecimento local e confiável sobre SUSM	E	E	E		C	E	E	66,7	50,0	0,0	50,0	0,0	0,0
1.2.1. Pesquisa sobre custos e benefícios	E			E	E	E		83,3	33,3	16,7	50,0	0,0	0,0
1.2.2. Pesquisa sobre desempenho em longo prazo	E				E	E		66,7	16,7	16,7	66,7	0,0	0,0
1.2.3. Pesquisas sobre manutenção	E				E	E		83,3	33,3	16,7	50,0	0,0	0,0
1.3. Projetos piloto	C	E	C		C	E	C	83,3	0,0	83,3	0,0	0,0	16,7
1.3.1. Adoção de estratégias de SUSM em construções públicas	C	C			C	C	C	83,3	16,7	50,0	33,3	0,0	0,0
1.3.2. Manejo adaptativo, com adoção de projetos piloto estratégicos e monitorados e aperfeiçoamento das técnicas adotadas, até virarem políticas mais amplas	C	C	C		C	C	C	16,7	0,0	40,0	60,0	0,0	0,0
2. Capacitação	E	E	E		E	E	E	100,0	16,7	66,7	16,7	0,0	0,0
2.1. Incluir SUSM nos cursos de formação profissional superior		E			E	E		50,0	16,7	66,7	16,7	0,0	0,0
2.2. Treinamento de profissionais da área técnica para SUSM	E	E			E	E	E	100,0	50,0	16,7	33,3	0,0	0,0
2.3. Equipes institucionais capacitadas em SUSM	E	E	E		E	E	E	83,3	0,0	50,0	50,0	0,0	0,0
2.3.1. Especialista em drenagem no setor responsável		E	E			E		100,0	33,3	0,0	66,7	0,0	0,0
2.3.2. Equipes profissionais multidisciplinares		E	C			C		100,0	0,0	50,0	50,0	0,0	0,0
2.3.3. Apoio externo às equipes de pequenas cidades		C	C			C		66,7	33,3	16,7	50,0	0,0	0,0

continua...

Tabela 1C - continuação...

Estratégias de solução e medidas de implantação	Estratégias de solução							Já ouviu falar? (%)	Dificuldade de implantação (%)				
	1	2	3	4	5	6	7		F	M	D	Inad	Inv
3. Ferramentas de suporte à decisão	C	E	C	C	C	E							
3.1. Indicadores de sustentabilidade para o manejo de águas pluviais urbanas	C	C	C		C			66,7	16,7	66,7	16,7	0,0	0,0
3.2. Modelagem em escala de bacia	E	C	C		E			100,0	50,0	33,3	16,7	0,0	0,0
3.3. Avaliação e aproveitamento da aptidão de cada espaço para SUSM	E	C						66,7	0,0	50,0	50,0	0,0	0,0
3.4. Diálogo entre os grupos de atores		E	E		E	E	E						
3.4.1. Participação da comunidade na escolha de iniciativas a serem adotadas		C	C	C	C	E	C	100,0	0,0	16,7	66,7	0,0	16,7
3.4.2. Consideração das necessidades dos incorporadores para adoção de SUSM		C	C	C		C		83,3	16,7	50,0	33,3	0,0	0,0
3.4.3. Open co-governance, uma forma de governança onde atores públicos e privados, como empresas e ONGs, atuam conjuntamente na tomada de decisões e coparticipam na implementação das ações definidas		C	C		C	C	C	16,7	0,0	16,7	83,3	0,0	0,0
4. Normatização	E	E	E		E	E	E						
4.1. Manual de drenagem urbana que contemple SUSM	E	E	E		E	E	E	100,0	16,7	66,7	16,7	0,0	0,0
4.1.1. Estabelecer claramente os objetivos do SUSM	E	E	E		E	E	E	83,3	16,7	50,0	33,3	0,0	0,0
4.2. Controle de qualidade da água de escoamento superficial	E	E	E					100,0	0,0	0,0	83,3	0,0	16,7
4.2.1. Retenção das chuvas frequentes	E	E	E					83,3	16,7	33,3	33,3	0,0	16,7
4.3. Controle de quantidade de água de escoamento superficial	E	E	E					100,0	66,7	33,3	0,0	0,0	0,0
4.3.1. Preservação da vazão de pré-ocupação	E	E	E					83,3	50,0	16,7	33,3	0,0	0,0
4.3.2. Recuperação da vegetação em áreas estratégicas	C	C	E					100,0	33,3	16,7	50,0	0,0	0,0
4.4. Procedimentos e rotina de manutenção		E	C			C		100,0	0,0	50,0	50,0	0,0	0,0
4.5. Otimização		C	C			C		66,7	33,3	16,7	50,0	0,0	0,0
4.5.1. Considerar facilidade de manutenção nos critérios de projeto													
4.4. Procedimentos e rotina de manutenção	E	E	E		E	E	E	100,0	20,0	40,0	40,0	0,0	0,0
4.5. Otimização	C	C	C			C							
4.5.1. Considerar facilidade de manutenção nos critérios de projeto	C	C	C			C		100,0	33,3	50,0	16,7	0,0	0,0
4.5.2. Considerar segurança, estética e integração à cidade no projeto	C	E	C			C		100,0	50,0	33,3	16,7	0,0	0,0
4.6. Visão ampla	C	C	C			C							
4.6.1. Abordagem integrada (considera aspectos hidráulicos, hidrológicos, ambientais, sanitários, paisagísticos etc)	C	E	C			C		100,0	50,0	33,3	16,7	0,0	0,0
4.6.2. Renaturalização de rios	C	C						100,0	0,0	16,7	83,3	0,0	0,0
4.6.3. Prever a possibilidade de falha no projeto e projetar redundância para as estruturas mais sensíveis e com maior potencial de impacto em caso de falha	C	C						50,0	0,0	66,7	16,7	16,7	0,0
5. Legislação	E	E	E	E	E	E	E						
5.1. Implementar a legislação existente			E					100,0	16,7	66,7	16,7	0,0	0,0
5.1.1. Regulamentação adequada para que a legislação seja colocada em prática		E	E			E		100,0	33,3	50,0	16,7	0,0	0,0
5.1.2. Regulamentação baseada em critérios hidrológicos		E	E		C			100,0	50,0	33,3	16,7	0,0	0,0
5.2. Incorporar SUSM nas leis pertinentes já existentes		E	E		E	E	E	100,0	16,7	50,0	33,3	0,0	0,0
5.2.1. Revisar legislação existente para corrigir conflitos com relação à adoção de SUSM		E	E		E	E		83,3	0,0	66,7	33,3	0,0	0,0
5.2.2. Manual de drenagem urbana que contemple SUSM vinculado aos planos diretores		E	E		E	E	E	100,0	16,7	66,7	16,7	0,0	0,0
5.3. Leis que obrigam adoção de SUSM em novos empreendimentos e reformas e manutenção de condições pré-desenvolvimento		E	E	E	E	E	E	100,0	66,7	33,3	0,0	0,0	0,0
5.3.1. Legislação deve ser flexível, para contemplar projetos simples e que contemplem processos ecológicos de acordo com os interesses dos grupos de atores			C			C		83,3	33,3	0,0	66,7	0,0	0,0
5.3.2. Contemplar especificidades do governo local sobre projeto e manutenção	C	C	E			C		83,3	66,7	0,0	33,3	0,0	0,0
5.3.3. Requerer SUSM em reformas			C	C	C	C		100,0	33,3	16,7	50,0	0,0	0,0
5.3.4. Garantir políticas de longo prazo			E	E	E	E		100,0	0,0	33,3	66,7	0,0	0,0
5.3.5. Garantir compartilhamento de responsabilidade justo entre os geradores de escoamento superficial	E	E	E	E	E	E	C	83,3	16,7	16,7	66,7	0,0	0,0

continua...

Tabela 1C - continuação...

Estratégias de solução e medidas de implantação	Estratégias de solução							Já ouviu falar? (%)	Dificuldade de implantação (%)				
	1	2	3	4	5	6	7		F	M	D	Inad	Inv
5.4. Integração entre legislação e programa de investimento			E	E	E	E		83,3	16,7	50,0	33,3	0,0	0,0
5.4.1. Fonte estável de recursos em longo prazo			E	E	E	E		100,0	0,0	33,3	66,7	0,0	0,0
5.5. Manejo de águas pluviais integrado ao planejamento urbano e em escala de bacia			E		E			100,0	16,7	66,7	16,7	0,0	0,0
5.5.1. Evitar a transferência de impactos para jusante, na escala de municípios	E	E	E		E			100,0	0,0	0,0	66,7	33,3	0,0
5.5.1.1. Distrito de drenagem (interseção entre o município e os limites da bacia) para gestão integrada na bacia			C					50,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
5.5.1.2. Uso de modelagem hidrológica para planejamento integrado		C	C		C			100,0	16,7	50,0	33,3	0,0	0,0
5.5.2. Regulação de uso e ocupação do solo que garanta adoção de SUSM		E	E		E	E		100,0	33,3	50,0	16,7	0,0	0,0
5.5.2.1. Planejamento de áreas a serem mantidas verdes		C	C		E			100,0	16,7	33,3	50,0	0,0	0,0
5.5.2.2. Desenvolvimento das cidades baseado em critérios hidrológicos		C	C		E			83,3	0,0	33,3	66,7	0,0	0,0
5.5.2.3. Integrar o setor de águas pluviais com os demais atuantes no espaço urbano		E	E					100,0	16,7	50,0	33,3	0,0	0,0
5.5.3. Gestão integrada nos diferentes níveis governamentais		E	E					33,3	0,0	16,7	83,3	0,0	0,0
5.6. Planejamento e apoio à manutenção		E	E		E	E	E	66,7	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0
5.6.1. Plano de manutenção e inspeção, que assegure a responsabilidade do proprietário de manter as estruturas funcionando e o poder público de fazer inspeções de seu adequado funcionamento			E		E			66,7	0,0	33,3	66,7	0,0	0,0
5.6.2. Programa de apoio à manutenção, com disponibilização de informações, lembretes e instruções			C	C	C	E	E	33,3	0,0	33,3	66,7	0,0	0,0
5.7. Incentivos à adoção de SUSM na fase inicial, seguidos por obrigatoriedade de adoção			E	E		C	C	66,7	16,7	50,0	33,3	0,0	0,0
5.7.1. Incentivos econômicos			C	C		C	C	100,0	16,7	50,0	33,3	0,0	0,0
5.7.2. Prêmios e programas de reconhecimento			C	C		C	C	66,7	33,3	50,0	16,7	0,0	0,0
6. Engajamento da comunidade				C		E	E	100,0	0,0	40,0	60,0	0,0	0,0
6.1. Pesquisa sobre atitudes públicas sobre manejo de águas pluviais e sobre estruturas de SUSM implantadas						C	C	20,0	0,0	40,0	60,0	0,0	0,0
6.2. Programas de educação e conscientização da população sobre SUSM				C		E	E	100,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
6.2.1. Capacitar a comunidade para participar das tomadas de decisão						C	C	80,0	0,0	40,0	60,0	0,0	0,0
6.2.2. Capacitação da comunidade para inspecionar o bom funcionamento das estruturas de SUSM						C	C	60,0	0,0	60,0	40,0	0,0	0,0
6.3. Divulgação de SUSM				E		E	E	83,3	33,3	50,0	16,7	0,0	0,0
6.4. Estruturas multifuncionais				C		C	C	100,0	50,0	50,0	0,0	0,0	0,0
6.4.1. Focar nas necessidades de vários setores						C		83,3	0,0	50,0	50,0	0,0	0,0
7. Financiamento	E	E	E	E	E	C	E						
7.1. Cobrança de taxas dos proprietários			C	C			C	83,3	0,0	33,3	33,3	33,3	0,0
7.2. Uso de recursos do fundo municipal			C					100,0	40,0	40,0	20,0	0,0	0,0
7.3. Verba disponibilizada pelos governos federal e estadual para agências regionais responsáveis por infraestrutura e saneamento			C					83,3	0,0	50,0	50,0	0,0	0,0
7.4. Mecanismos de financiamento público, por meio de empréstimos de bancos de fomento			C		C			100,0	0,0	66,7	33,3	0,0	0,0
7.5. Financiamento privado, como o de empresas a quem interesse a adoção de SUSM para o bom funcionamento de suas atividades			C		C			33,3	0,0	16,7	83,3	0,0	0,0
8. Fiscalização			C	C		E	E	83,3	0,0	66,7	33,3	0,0	0,0
8.1. Punição em caso de violação das estratégias de SUSM			C	C		E	E	66,7	0,0	16,7	66,7	16,7	0,0

*1: Faltam padrões de projeto e de manutenção; 2: Falta de capacidade ou experiência; 3: Legislação inadequada; 4: Faltam incentivos; 5: Falta planejamento em longo prazo; 6: Resistência à mudança; 7: Falta divulgação e conhecimento; E: essencial; C: complementar.

Fonte: Elaborada pelos autores.

Arquétipo de governança para sistema de esgotamento sanitário adequado

Governance archetype for adequate sewerage system

• **Data de entrada:**
03/08/2022

• **Data de aprovação:**
15/08/2022

Luciane Dusí Pereira^{1*} | Alexandre Bach Trevisan¹ | Pablo Heleno Sezerino¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.042>

ORCID ID

Pereira LD  <https://orcid.org/0000-0001-7552-1183>

Trevisan AB  <https://orcid.org/0000-0001-7454-2206>

Sezerino PH  <https://orcid.org/0000-0002-2249-0878>

Resumo

O Serviço de Esgotamento Sanitário (SES), para além da infraestrutura necessária, requer instituições capazes de garantir o fornecimento adequado dos serviços. Para tanto, o tema da governança vem ganhando notoriedade no sentido de ser capaz de trazer esse enfoque mais institucional e humano ao tema. Neste trabalho buscou-se desenvolver uma proposta de arquétipo para a governança do SES em quatro etapas: (i) a definição de governança utilizando o Decreto Federal 9.203/2017 e o Referencial para Avaliação de Governança em Políticas Públicas do Tribunal de Contas da União (TCU); (ii) a sistematização da Lei 11.445/2007 atualizada pela Lei 14.026/2020, visando identificar os mecanismos que regem a governança; (iii) a representação trina e multinível da governança; (iv) os atributos atrelados à governança. Trabalhar com a ideia de arquétipo para a governança do SES adequado simplifica a comunicação, tornando-a clara e compreensível aos atores interessados.

Palavras-chave: Governança. Serviço de Esgotamento Sanitário. Política Pública.

Abstract

The Sewerage Service (SES), in addition to the necessary infrastructure, requires institutions capable of guaranteeing the adequate provision of services. Therefore, governance subject has been gaining notoriety in the sense of being able to bring more institutional and human approach. In this work, we sought to develop an archetype proposal for the governance of the SES in four stages: (i) the definition of governance using Federal Decree 9,203/2017 and the Reference for Governance Assessment in Public Policies of the Federal Court of Auditors (TCU); (ii) the systematization of Law 11,445/2007, updated by Law 14,026/2020, aiming to identify the mechanisms that govern governance; (iii) tri-level and multi-level governance representation; (iv) the attributes linked to governance at each application level. Working with the proper SES governance archetype idea simplifies communication, making it clear and understandable to stakeholders.

Keywords: Sewerage Service. Public Policy.

¹ Universidade Federal de Santa Catarina - Florianópolis - Santa Catarina - Brasil.

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

1 INTRODUÇÃO

O sistema de esgotamento sanitário (SES) caracteriza-se como uma infraestrutura básica para prover condições de saúde à população e a preservação ambiental. Em linhas gerais, o SES representa um serviço de grande ramificação na estrutura das cidades, sendo aplicável a todas as residências uni ou multifamiliares, atividades comerciais, públicas e, até mesmo, industriais. Essas atividades demandam um sistema hidrossanitário que permita a coleta do esgoto dos pontos de geração até o sistema de tratamento, passando ou não por uma rede coletora pública, dependendo se o tratamento for coletivo ou no lote. Após tratado, o efluente líquido é direcionado para um corpo receptor e o lodo gerado como subproduto do processo de tratamento segue para um tratamento e disposição final, afora a possibilidade de reúso associada à economia circular. Toda essa pluralidade de estruturas gera um complexo sistema de operação e controle que varia em magnitude, tendo em vista o número da população ou imóveis atendidos. Dentre os modais de esgotamento sanitário, aqueles definidos como “Atendimento Adequado” pelo Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) são: (i) as soluções com rede coletora e tratamento; e (ii) as soluções individuais (no lote), constituídas por fossa séptica e tratamento complementar (BRASIL, 2019).

É preciso lembrar que o Brasil ainda busca a universalização do SES sendo, inclusive, signatário dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) propostos pela Organização das Nações Unidas (ONU). Porém, apesar dos avanços conquistados com o desenvolvimento de tecnologias de tratamento de esgoto, ainda existe um déficit na utilização dos sistemas, resultando em uma parcela considerável da população urbana e rural com um atendimento inadequado. O fornecimento do SES adequado demanda instituições capazes de implantar e operar esse serviço, e somente a construção de infraestruturas de esgotamento

é ineficiente para levar serviços sustentáveis à população (DONDEYNAZ; MORENO; LORENTE, 2012). As abordagens orientadas somente pela engenharia e tecnologia estão atualmente sendo examinadas e têm surgido visões mais integradas que enfatizam a governança, os interesses e as perspectivas dos atores (KOOP et al., 2017).

Neste sentido, a Política Nacional de Saneamento (PNS), aprovada em 2007 por meio da Lei Federal 11.445 e alterada em 2020 por meio da Lei Federal 14.026, fez avançar a concepção do fornecimento do saneamento ao indicar caminhos claros e coordenados para as demandas associadas aos serviços, formalizando ao país uma visão de governança dessa política pública. A partir dessa visão, o Estado convida para compartilhar das suas demandas o segundo e terceiro setores, bem como a sociedade em geral (KISSLER; HEIDEMANN, 2006).

Baseando-se na literatura nacional e internacional referente à governança, é possível identificar diversas perspectivas e abordagens dadas a ela (ROGERS; HALL, 2003; DIAS; CARIO, 2014). Algumas das principais teorias são: governança tradicional, governança multinível, governança digital, governança para o desenvolvimento humano e governança de redes (KISSLER; HEIDEMANN, 2006). Profissionais do saneamento precisam cada vez mais estar familiarizados com questões de governança, na medida que se esforçam para trabalhar de forma mais integrada com outros setores, pois esta não é muito empregada pela comunidade técnica (ROGERS; HALL, 2003). No seu sentido original, o termo governança pública foi usado para se referir às políticas de desenvolvimento que se orientam por elementos como gestão, responsabilidades, transparência e legalidade do setor público, conforme os modelos idealizados por organizações internacionais como a ONU ou a Organization for European Cooperation and Development (OECD). A governança pública está orientada para o bem comum

e estabelece um novo entendimento do Estado como um agente cooperativo, que produz o bem público em conjunto com outros atores (KISSLER; HEIDEMANN, 2006).

Dentro desse tema da governança, o Tribunal de Contas da União (TCU) tornou-se uma instituição de referência no Brasil, desenvolvendo parcerias internacionais, estudos, materiais orientativos e vídeos sobre a governança pública. Nos seus trabalhos, o TCU procurou organizar e sistematizar esse complexo tema em enfoques possíveis de serem compreendidos e absorvidos pelas esferas de governo, dentro da república federativa em que se compõe o país. Como um importante resultado da sua atuação, tem-se o Decreto Federal 9.203 de 2017, que trata sobre a política de governança da administração pública federal direta. Nesse decreto, a governança pública foi definida como “o conjunto de mecanismos de liderança, estratégia e controle postos em prática para avaliar, direcionar e monitorar a gestão, com vistas à condução de políticas públicas e à prestação de serviços de interesse da sociedade” (BRASIL, 2017).

A governança seria uma forma de atuação da máquina pública, onde a gestão das suas atividades é acompanhada pelos atores envolvidos e é por eles direcionada no sentido de promover a eficiência e a eficácia no oferecimento dos serviços públicos. Porém, estruturar os mecanismos de governança não é suficiente para garantir um SES adequado; é preciso uma atuação baseada em princípios por parte dos atores envolvidos. Nesse sentido, Jiménez et al. (2020), ao dissertarem sobre a governança da água, apresentam os atributos que se encarregam de descrever como as funções de governança devem ser desempenhadas.

Dessa forma, a governança pública tornou-se um tema de interesse no âmbito da engenharia sanitária e ambiental pelo fato dela propor a coordenação das demandas existentes para viabilizar um SES adequado. Dentro dessa visão, o objeti-

vo geral dessa comunicação foi apresentar uma proposta de arquétipo para a governança do SES, aplicável à engenharia de forma pragmática. Embora a política possa definir a agenda, as prioridades e a visão, as pessoas precisam de sistemas de governança que deem credibilidade e propriedade à visão política (ROGERS; LLAMAS; MARTÍNEZ-CORTINA, 2006). Inclusive, o estabelecimento de sistemas de governança eficazes tem sido um aspecto fundamental da cooperação para o desenvolvimento há muitos anos, e todos os principais bancos de desenvolvimento, bem como investidores privados, levam cada vez mais em consideração a governança ao avaliar a eficiência e eficácia de seus investimentos (ROGERS; HALL, 2003).

2 METODOLOGIA

Na perspectiva do desenvolvimento de uma proposta de arquétipo para a governança do SES adequado, essa pesquisa foi desenvolvida baseada em quatro diferentes etapas. A Etapa I consistiu em abordar a definição de governança do Decreto Federal 9.203 de 2017 (BRASIL, 2017) e detalhar os seus mecanismos com base no Referencial para Avaliação de Governança em Políticas Públicas, publicado pelo Tribunal de Contas da União (TCU) em 2014 (BRASIL, 2014). Desta forma, os mecanismos de Liderança, Estratégia e Controle foram correlacionados com os oito componentes do modelo do TCU para avaliação da governança em políticas públicas, quais sejam: Institucionalização; Planos e Objetivos; Capacidade Organizacional e de Recursos; Participação; Coordenação e Coerência; Monitoramento e Avaliação; Gestão de Riscos e Controle Interno; e Accountability. Com isso, chegou-se aos componentes dos mecanismos da governança, por meio de um agrupamento realizado pelos autores.

Posteriormente, na Etapa II, foi realizada uma leitura sistematizada da Lei Federal 11.445 de 2007 (BRASIL, 2007), alterada pela Lei Federal 14.026

de 2020 (BRASIL, 2020), com objetivo de identificar no texto legal os elementos dos mecanismos que regem a governança. Na sistematização consideraram-se as características de cada mecanismo e agruparam-se os artigos da lei com os respectivos temas relacionados.

Na Etapa III foi abordada a perspectiva trina e multinível da governança, apoiada na ideia de fractal, termo criado em 1975 por Benoît B. Mandelbrot, onde se representa um objeto em que suas partes separadas repetem os traços do todo completo e em diferentes escalas. Essa representação traz a ideia de que, mesmo ampliando ou reduzindo o foco de observação de um objeto, o resultado irá sempre expressar uma mesma forma, que evidencia uma essência sempre presente. O caráter multinível da governança do SES foi desenvolvido com base nas relações entre os atores interessados, existentes desde o nível intraorganizacional até internacional, passando por toda a estrutura federativa do Brasil.

Por fim, na Etapa IV foram apresentados os atributos que qualificam as ações atreladas ao desenvolvimento dos mecanismos e seus componentes, de forma a produzir os resultados esperados em cada nível de governança. O termo atributo da governança foi trazido por JIMÉNEZ et al. (2020), e adaptado pelos autores com base nos princípios da governança pública estabelecidos no Decreto Federal 9.203 de 2017 (BRASIL, 2017), quais sejam: capacidade de resposta; integridade; confiabilidade; melhoria regulatória; prestação de contas e responsabilidade; e transparência.

3 RESULTADOS

3.1 Abordagem da governança aplicada ao SES

O conceito de governança pública constante no Decreto Federal 9.203 de 2017 (BRASIL, 2017) e aplicado ao SES está associado com um ciclo que atrela a gestão do serviço com a governança e pode ser observado esquematicamente na Fig. 1.

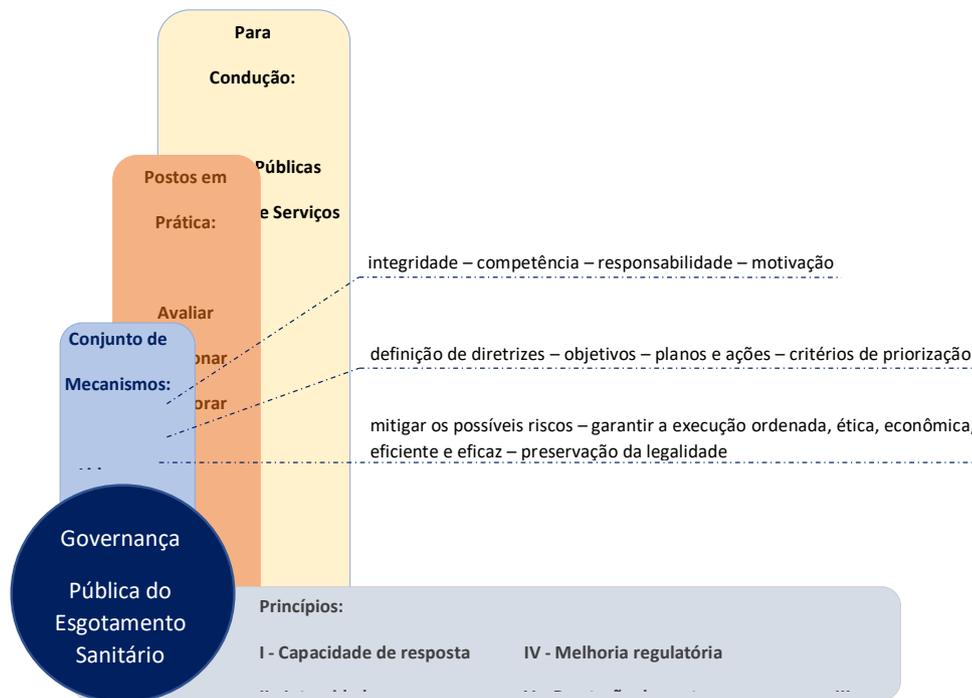


Figura 1 - Representação da governança pública aplicada ao SES, tomando-se por base o Decreto Federal 9.203 de 2017. **Fonte:** Adaptado de Brasil (2017).

Destaca-se, portanto, que governança é uma forma de condução da política pública composta por três mecanismos essenciais: Estratégia, Liderança e Controle, os quais, postos em prática, tendem a garantir a entrega do SES adequado à sociedade.

O mecanismo Estratégia foca em: (i) Planos e objetivos, que visam ao encadeamento do planejamento desde o enfoque estratégico até o operacional; (ii) Institucionalização, que oficializa as normativas do processo, regulamentando como ele deve ocorrer; e (iii) Capacidade organizacional e de recursos das organizações envolvidas, que representa o componente mais ligado à gestão organizacional propriamente dita e visa garantir a sua operacionalização de forma eficiente e eficaz.

Já a Liderança é o mecanismo da governança centrado nas pessoas e foca em: (i) Coordenação e coerência, que aponta para a necessidade de um trabalho conjunto e alinhado entre os diversos atores envolvidos no processo; e (ii) Participação, que convida a população a se inserir nos principais momentos de avaliação e tomada de decisão, bem como mantém um canal de comunicação permanente com a sociedade.

Por último, o mecanismo Controle trata de gerar e disponibilizar informações para a tomada de decisão nos diferentes níveis, sendo composto por: (i) Accountability, que garante a prestação de contas dos trabalhos aos atores interessados e à sociedade em geral; (ii) Monitoramento e avaliação, que gera dados e os disponibiliza em tempo e local adequados para a tomada de decisão; e (iii) Gestão de Riscos e Controle interno, que garante o olhar atento aos riscos e a operação dentro das regras e princípios. Em síntese, apesar de haver uma complexidade de desafios para implementar estas ideias, é possível perceber que a implantação da governança pública do SES contribuiria para a entrega adequada do serviço, conforme preconizada pela Política Nacional de Saneamento - PNS.

Esses três mecanismos e seus respectivos componentes orbitam em torno do conceito central de governança, sendo possível a partir dessa representação destacar instrumentos aplicáveis às características distintas dos municípios brasileiros, a fim de propor uma estratégia de benchmarking. Essa representação torna-se, desta forma, um arquétipo para a compreensão das necessidades e potenciais melhorias da governança local de SES adequado (Fig. 2)

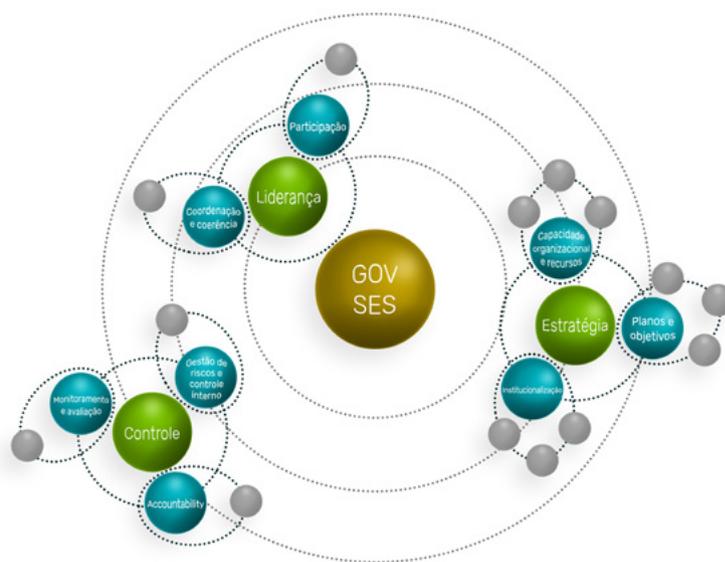


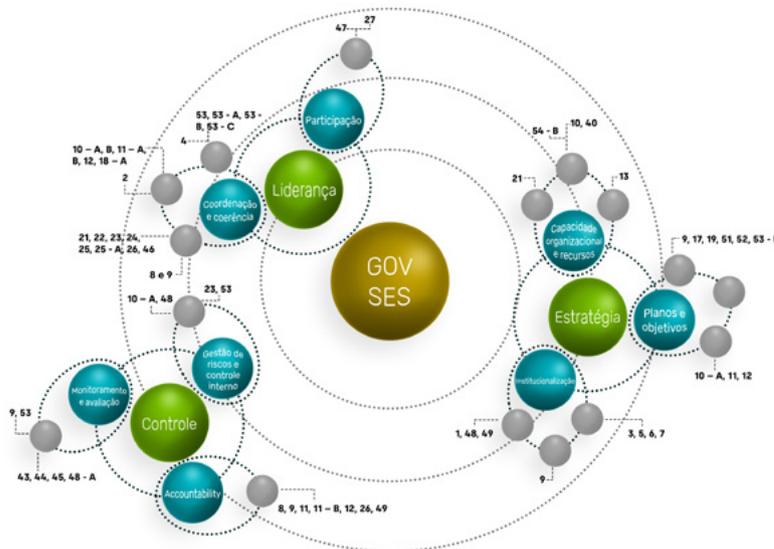
Figura 2 - Arquétipo de governança pública aplicada ao SES adequado.

Nota: Esferas em cinza representam instrumentos relacionados a cada componente dos respectivos mecanismos.

3.2 A governança na política nacional de saneamento

Ao consultar a PNS pode-se observar a preocupação do Legislativo em instituir a sua governança. Percebe-se no texto legal o incentivo para uma maior participação da sociedade, do terceiro setor e do setor privado, alinhados a princípios claros, a uma visão de

planejamento coordenado, a instituição de sistemas de informação em todos os níveis, dentre outros elementos próprios da governança. Sendo assim, não se torna forçada a tentativa de enquadrar essa política ao conceito; pelo contrário, o conceito de governança emerge de seus artigos, conforme pode-se observar esquematicamente a partir da Fig. 3.



Artigos da Lei 11.445 / 14.026	Temas	Componentes	Mecanismos
2	Princípios fundamentais	Coordenação e Coerência	LIDERANÇA
4	Coordenação com RH		
8 e 9	Titularidade dos serviços e deveres		
10, 10 - A, 10 - B, 11, 11 - A, 11 - B, 12, 18, 18 - A	Prestadoras dos serviços, contrato, prestação regionalizada		
21, 22, 23, 24, 25, 25 - A, 26, 46	Agência Reguladora, objetivos, normas a editar	Participação	
53, 53 - A, 53 - B, 53 - C	Comitê Interministerial de SB		
27	Usuários dos Serviços	Institucionalização	ESTRATÉGIA
47	Controle Social		
1, 48, 49	Diretrizes, Objetivos da PNSB		
3, 5, 6, 7	Definições	Planos e Objetivos	
9	Política Municipal de Saneamento		
9, 17, 19, 51, 52, 53 - D	Plano Municipal e Regional de Saneamento	Capacidade Organizacional e de Recursos	
10 - A, 11, 12	Contrato com a Prestadora		
10, 40	Prestadoras dos Serviços		
13	Fundos de Saneamento	Gestão de Riscos e Controle Interno	CONTROLE
21	Agência Reguladora		
29, 30, 31, 35, 36, 37, 38, 39, 41, 42, 50 54 - A, 54 - B	Sustentabilidade econômico-financeira dos serviços	Monitoramento e Avaliação	
10 - A e 48	Riscos		
23, 53	Plano de contas e auditoria	Accountability	
43, 44, 45, 48 - A	Requisitos de Qualidade		
9, 53	Sistema de Informação		
8, 9, 11, 11 - B, 12, 26, 49,	Fiscalização		

Figura 3 - Correlação entre os artigos da Lei Federal 11.445 de 2007 alterada pela Lei Federal 14.026 de 2020 com a proposta de arquétipo do SES adequado.

Nota: Os números indicados nas esferas em cinza representam os artigos das referidas leis que se enquadram aos respectivos componentes e mecanismos.

3.3 O caráter trino e multinível da governança

É importante considerar a implementação conjunta dos três mecanismos do arquétipo, ou seja, estes devem existir desde o início numa proporção equilibrada para que a governança ocorra. Sem esse cuidado, pode faltar algum elemento essencial no que se refere ao monitoramento, direcionamento e avaliação do SES. Em suma, seria um erro focar na implementação plena de um mecanismo para depois trabalhar com outro; o correto seria ir avançando gradativamente com os três simultaneamente. Dito isso, a governança do SES implica na articulação de atores em diferentes níveis, desde um mais próximo da origem do esgoto até outro mais amplo no que se refere às relações internacionais, quando se considera o compromisso com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável - ODS, por exemplo. Dessa forma, a perspectiva trina e multinível da governança relaciona-se com a ideia de fractal.

Nos diferentes níveis, existe uma vasta gama de atores relacionados, dentre os quais: titulares, órgãos municipais, operadoras, agências reguladoras, conselhos de saneamento, usuários, conselhos e associações de classe. Por exemplo, a governança no ambiente intraorganizacional desempenha o papel de garantir a condução da organização quanto a suas responsabilidades no fornecimento do SES adequado. Já a governança aplicada à relação entre as organizações que compartilham responsabilidades pelo SES une essas atividades a uma mesma finalidade. Essas relações intra e inter institucionais estão presentes nos níveis municipal, estadual, nacional e internacional, onde há uma miríade de atores que necessitam ter claros os seus mecanismos de governança, visando à entrega adequada do SES.

Ademais, há a necessidade de integração da política pública de saneamento nas suas quatro

dimensões (água, esgoto, resíduos sólidos e drenagem) e a integração com as outras políticas públicas (saúde, educação, recursos hídricos, de planejamento urbano e rural, unidades de conservação etc.). Trata-se de uma época de grande complexidade em termos de prestação de serviço público, e a governança deles parece ser requisito importante para a conquista do êxito no fornecimento e no tão almejado desenvolvimento sustentável, que carece de ações articuladas, eficientes e eficazes nas cidades.

3.4 Os atributos necessários à governança do SES

por último, a aplicação dos atributos ao arquétipo da governança do SES finaliza a visão proposta neste trabalho. Considera-se que somente é possível chegar aos resultados esperados em cada nível da governança do SES quando se qualificam as ações com base nos atributos, os quais são: integridade, confiabilidade, melhoria regulatória, prestação de contas e responsabilidade; transparência; capacidade de resposta (BRASIL, 2017). Trata-se de introduzir princípios à ação, e a sua influência pode ser esquematicamente visualizada por meio da Fig. 4.

Sendo assim, nada sai como produto ou entra como insumo ao processo da governança sem que seja influenciado pelos atributos. Da mesma forma que uma reação química é influenciada pelo meio onde estão inseridos os átomos, o sucesso da governança do SES depende da vivência dos seus atributos. Trata-se de muitos atores, grande montante de recursos, muita informação para gerenciar e, por fim, uma adequada articulação de procedimentos em épocas de crise. Esse sistema necessita de princípios que norteiem e garantam que as ações estejam visando efetivamente o objetivo comum.

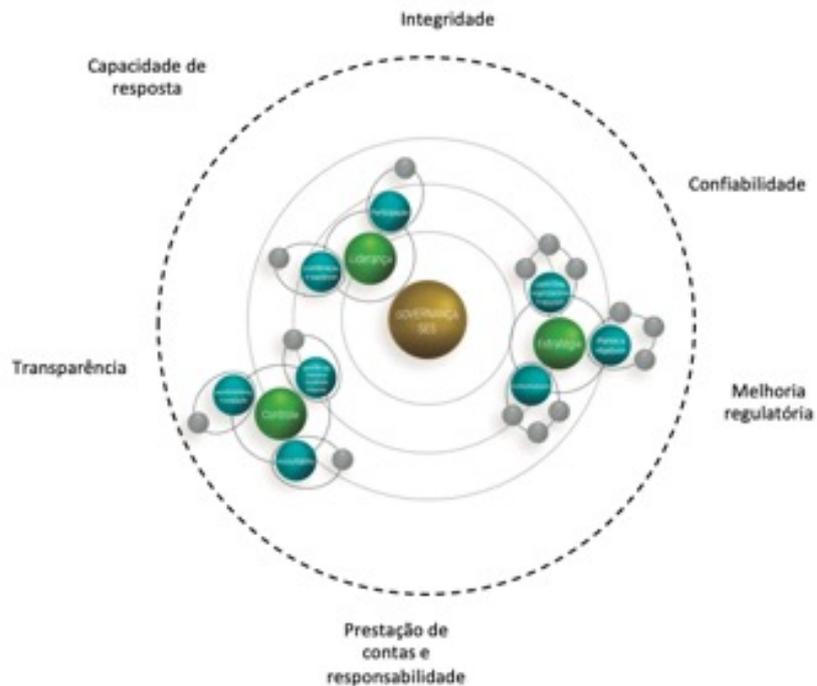


Figura 4 - A proposta de arquétipo do SES adequado, com seus atributos influenciadores.

4 CONCLUSÃO

O reconhecimento e estabelecimento da estrutura básica de governança aplicada ao SES, aqui denominada de arquétipo, exige ampliação de visão em relação à forma com que o setor está constituído, visando ordenar e institucionalizar a articulação dos atores, permitir maior clareza nos instrumentos de controle para avaliar o serviço e direcionar as decisões de forma mais assertiva.

A utilização do conceito de governança do Decreto Federal 9.203 de 2017, ampliado a partir da base teórica desenvolvida pelo TCU (BRASIL, 2014), é uma escolha estratégica por elementos que já fazem parte da estrutura em funcionamento do Estado brasileiro, permitindo a sua representação num modelo conceitual plenamente aplicável, desde que incorporado adequadamente pelos atores.

O uso do arquétipo se demonstrou coerente com a Lei Federal 11.445 de 2007, alterada pela Lei Federal 14.026 de 2020, evidenciando que a es-

trutura legal do saneamento no Brasil observa os componentes da governança, privilegiando diretamente os mecanismos de estratégia e de liderança em relação ao mecanismo controle, o qual é menos abordado nos textos legais. Nesse sentido, destaca-se o fundamental papel da regulação no controle dos SES adequados e da implementação efetiva dos bancos de dados e sistemas de informação desde o nível local, passando pelo nacional até o internacional.

O uso deste arquétipo de governança do SES busca simplificar a comunicação junto aos atores interessados, tornando-a mais clara e compreensível para ser empregada sob as distintas realidades dos municípios brasileiros. Trata-se de um esforço conjunto nos diferentes níveis de organização do saneamento no setor público, privado e terceiro setor, além da integração multissetorial e transversal com os atores e instrumentos que versam sobre os recursos hídricos, meio ambiente, saúde, educação e planejamento urbano.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

BRASIL. Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. **Estabelece as Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico**. Brasília.

BRASIL. Tribunal de Contas da União. República Federativa do Brasil. **Referencial para Avaliação de Governança em Políticas Públicas**. Brasília: Tcu, 2014. 96 p.

BRASIL. Decreto nº 9.203, de 22 de novembro de 2017. **Dispõe Sobre A Política de Governança da Administração Pública Federal Direta, Autárquica e Fundacional**. Brasília.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental / Ministério das Cidades. Ministério do Desenvolvimento Regional (org.). PLANSAB **Plano Nacional de Saneamento Básico**. Brasília: Mdr, 2019. 240 p.

BRASIL. Lei nº 14026, de 15 de julho de 2020. **Atualiza o Marco Legal do Saneamento Básico**. Brasília.

DIAS, Taisa; CARIO, Silvio Antonio Ferraz. Governança Pública: ensaiando uma concepção: ensaiando uma concepção.

Contabilidade, Gestão e Governança. Brasília, p. 89-108. set. 2014.

DONDEYNAZ, C.; CARMONA MORENO, C.; CÉSPEDES LORENTE, J. J. Analysing inter-relationships among water, governance, human development variables in developing countries. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, n. 10, p. 3791-3816, 2012. <https://doi.org/10.5194/hess-16-3791-2012>.

JIMÉNEZ, A. et al. Unpacking water governance: A framework for practitioners. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 3, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12030827>

KISSLER, Leo; HEIDEMANN, Francisco G.. Governança pública: novo modelo regulatório para as relações entre Estado, mercado e sociedade? **Revista de Administração Pública**. Rio de Janeiro, p. 479-499. maio 2006.

KOOP, S. H. A. et al. Assessing the Governance Capacity of Cities to Address Challenges of Water, Waste, and Climate Change. **Water Resources Management**, v. 31, n. 11, p. 3427-3443, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1677-7>

ROGERS, Peter; HALL, Alan W. **Effective Water Governance**. Sweden: Global Water Partnership, 2003. 48 p.

ROGERS, Peter P.; LLAMAS, M. Ramón; MARTÍNEZ-CORTINA, Luis. **Water Crisis: myth or reality?** London: Taylor & Francis Plc., 2006. 344 p.

Remoção de nitrogênio em efluente com baixa relação C/N: uma revisão

Nitrogen removal in effluent with low C/N ratio: a review

• **Data de entrada:**
08/04/2021

• **Data de aprovação:**
23/08/2022

Mário Berni De Marque^{1*} | Luiz Antônio Daniel¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.043>

ORCID ID

De Marque MB  <https://orcid.org/0000-0002-0578-572X>

Daniel LA  <https://orcid.org/0000-0002-1765-4209>

Resumo

A eutrofização de recursos hídricos causada por lançamento de esgoto com compostos nitrogenados tem se tornado uma preocupação cada vez maior na área de saneamento. Desta forma, diversos sistemas de tratamento foram criados e estudados para promover a remoção de matéria orgânica e compostos nitrogenados de efluentes com baixa relação C/N – característico de esgoto sanitário e efluentes de tratamento anaeróbio – por meio de diferentes vias de conversão da amônia em gás nitrogênio. Assim, por meio de buscas em sites de pesquisas acadêmicas com palavras-chave do tema, esta revisão tem por objetivo descrever as principais vias de conversão de amônia em gás nitrogênio em sistemas de tratamento e levantar experiências e aplicações reais de 7 sistemas de tratamento diferentes, sendo eles: Modified Ludzack-Ettinger (MLE), Processo Wurmman (PW), University Cape Town (UCT), Bardenpho (BDP), Alimentação distribuída (AD), Nitrificação Parcial seguida de Anammox (NP-Amx) e Desnitrificação Parcial seguida de Anammox (DP - Amx). A análise dos diferentes estudos e aplicações demonstrou que a remoção de nitrogênio pode ser otimizada ao ajustar parâmetros de projeto e promover condições favoráveis aos microrganismos de interesse. Por fim, certos aspectos devem ser considerados na proposição de novos sistemas para remoção biológica de nitrogênio (RBN), como economia de energia, favorecimento das comunidades bacterianas de interesse, conciliar com a geolocalização dos sistemas e otimizar processos para serem operados de forma simples e eficaz.

Palavras-chave: Pós-tratamento. Tratamento terciário. Remoção biológica de nitrogênio. Esgoto sanitário. Aplicações reais.

Abstract

The eutrophication of water resources caused by the release of sewage with nitrogen compounds has become an increasing concern in sanitation. Several treatment systems have been designed and studied towards promoting the removal of organic matter and nitrogen compounds from effluents with a low C/N ratio, characteristic of sanitary sewage and anaerobic treatment effluents, through different ways of converting ammonia to nitrogen gas. Based on searches in academic research sites with keywords on the subject, this review addresses the main ways of converting ammonia to nitrogen gas in treatment systems and the real experiences and applications of 7 different treatment systems, namely Modified Ludzack-Ettinger (MLE), Wurmman Process (WP), University Cape Town (UCT), Bardenpho (BDP), Distributed Feeding (DF), Partial Nitrification followed by Anammox (PN-Amx) and Partial Denitrification followed by Anammox (PD - Amx). The analysis of different studies and applications has revealed

¹ Universidade de São Paulo - Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) - São Carlos - São Paulo - Brasil.

* **Autor correspondente:** mariodmarque@gmail.com.

nitrogen removal can be optimized by adjusting design parameters and promoting favorable conditions for the microorganisms of interest. Certain aspects such as energy savings, favoring of bacterial communities of interest, reconciliation with the geolocation of systems, and optimization of processes to be operated in a simple and effective way must be considered in proposals of new systems for biological nitrogen removal.

Keywords: Post-treatment. Tertiary treatment. Biological nitrogen removal. Sanitary sewage. Real applications.

1 INTRODUÇÃO

A digestão anaeróbia não é um conceito novo em tratamento de esgoto, sendo aplicada em inúmeros modelos de reatores e sistemas para remoção de matéria orgânica e outros poluentes de esgoto doméstico e efluentes industriais (STRONACH; RUDD; LESTER, 1986; MCCARTY, 1981; CHERNICHARO, 1997; ZEEMAN; LETTINGA,; HULSHOFF 1991; SEGHEZZO et al., 1998; FORESTI, 2001; STAZI; TOMEI, 2018). Diversas vantagens são desfrutadas desse processo, quando comparado ao tratamento aeróbio, como: baixa geração de lodo; produção de biogás; é econômico quanto à implementação e operação; pouca demanda energética pela não necessidade de aeradores e outros aparatos eletromecânicos (LETTINGA et al., 1980; JORDÃO; PESSÔA, 1995; MCCARTY; BAE; KIM, 2011; TONETTI et al., 2018).

Apesar de suas diversas vantagens retratadas, foram relatadas algumas limitações da digestão anaeróbia no tratamento de esgoto sanitário, devido ao remanescente de matéria orgânica no seu efluente e pela diminuta remoção de macronutrientes, como por exemplo, o nitrogênio (NGO et al., 2018; FORESTI; ZAIAT; VALERO, 2006; AIYUK et al., 2006; SCHMIDT; AHRING, 1996).

O nitrogênio pode estar presente no efluente sanitário em sua forma orgânica, íon amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e/ou nitrato (NO_3^-), sendo o segundo em maior abundância (SEDLAK 1991; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005; MOTA; VON SPERLING, 2009) e, quando lançados em corpos hídricos, podem causar sérios impactos

ambientais negativos, como o fenômeno de eutrofização (ESTEVES, 1988; CONLEY et al., 2009).

A eutrofização pode ser definida como incremento de nutrientes no meio aquático, os quais subsidiam o crescimento de produtores primários (como por exemplo fitoplânctons e macrófitas aquáticas) (RAST et al. 1989) e tem por consequência a supressão do oxigênio da água – pela degradação da matéria orgânica e pelo consumo do oxigênio por comunidades bacterianas – e floração de macrófitas aquáticas, algas, cianobactérias, dentre outros vegetais (RAST, 1989; CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006), causando diversos problemas como produção de cianotoxinas, mudança na biodiversidade aquática, aumento do custo para tratamento da água (caso o corpo hídrico seja utilizado para abastecimento humano), redução da transparência da água, dentre outros impactos negativos com relação a aspectos ecológicos, sociais e econômicos (FERREIRA; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JUNIOR. 2015; DODDS; SMITH, 2016).

Visando mitigar tais impactos, diversos sistemas de biorreatores foram criados e aplicados, com intuito de promover a remoção biológica de nitrogênio (RBN) do efluente final proveniente da digestão anaeróbia, utilizando e alternando ambientes aeróbios, anóxicos e anaeróbios para favorecer processos bioquímicos de interesse, a serem aprofundados no referencial teórico desta revisão (KAZMI, 2011; WALIA; KUMAR; MEHROTRA, 2020; ZHANG et al., 2020; ERSAHIN et al. 2019; NIMESHCHANDRA; NAVINCHANDRA; DESAI, 2019; SILVA; DAMIANOVIC; FORESTI, 2018; NGO et al., 2018).

Assim, nesta revisão, serão elencados e examinados 7 sistemas para promover a remoção biológica do nitrogênio presente em efluentes residuários, sendo eles: (1) modified Ludzac-Ettinger (MLE); (2) processo Wurmman (PW); (3) UCT; (4) Bardenpho; (5) alimentação distribuída; (6) nitrificação parcial, seguido por Anammox (NP-Anammox) e (7) desnitrificação parcial seguido de Anammox (DP-Anammox).

Para elaboração do referencial teórico, descrição dos sistemas de RBN e levantamento de trabalhos experimentais realizados no tema (entre os anos 2010 e 2020), foram utilizados os sites de busca acadêmica Google Acadêmico, SciELO e Portal da CAPES com palavras-chave como “remoção de nitrogênio”, “pós-tratamento”, “esgoto sanitário”, “baixa relação C/N”, “nitrificação”, “desnitrificação”, “via curta”, “Anammox”, “sistema de RBN”, dentre outras correlatas, interpolando-as e nos idiomas português e inglês.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A remoção de nitrogênio de águas residuárias pode ser realizada por processos físico-químicos ou pela via biológica, sendo a segunda mais eficaz e, relativamente, mais barata (SIEGRIST, 1996; AHN, 2006). Em reatores para tratamento de esgoto, a principal forma de remover o nitrogênio é pela transformação do nitrogênio amoniacal em gás nitrogênio (RITTMANN; MCCARTY, 2012; METCALF; EDDY, 2016).

Diversas vias podem guinar a remoção do nitrogênio em meio líquido, a depender dos parâmetros e da qualidade do efluente que se tem e que se deseja promover com o tratamento (KHAN et al., 2011; VON SPERLING, 1996). Desta forma, possíveis vias de conversão são apresentadas na Fig. 1 e detalhadas nos itens a seguir. A Tabela 1 sumariza as faixas de valores recomendados de parâmetros para os principais processos de RBN apresentados.

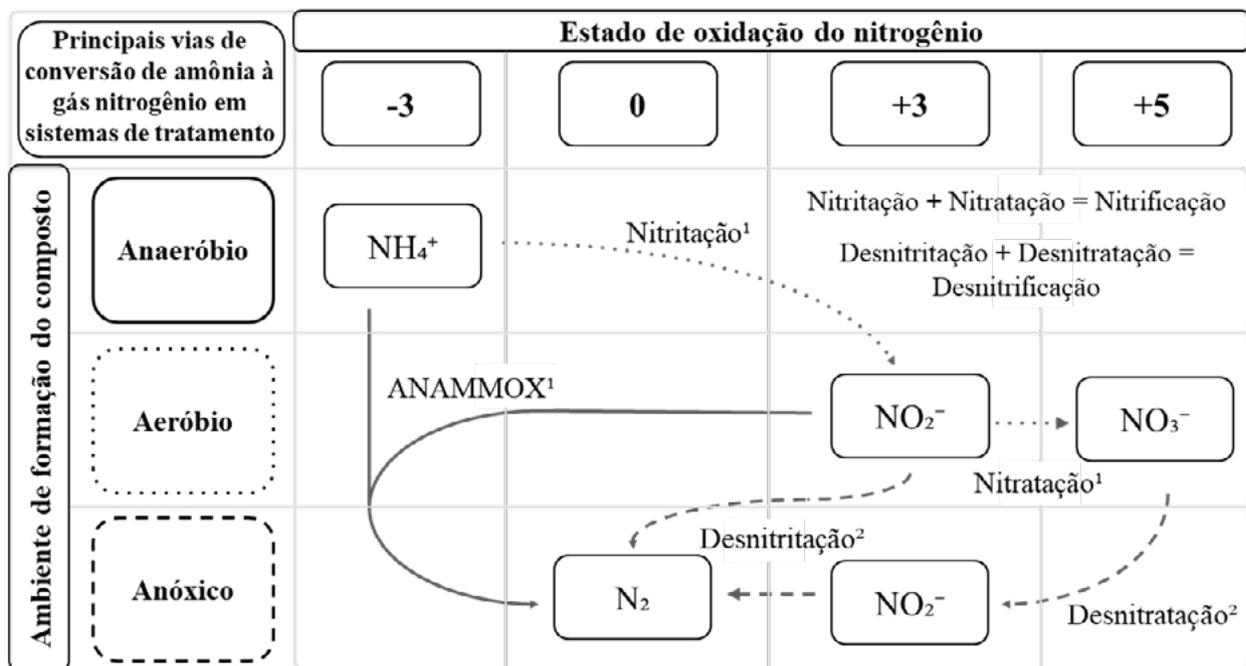


Figura 1 - Principais vias de conversão da amônia em sistemas de remoção biológica de nitrogênio

¹ Utilização de carbono de origem inorgânica para síntese celular; ² Utilização de carbono de origem orgânica para síntese celular.

Fonte: Autoria própria

Tabela 1- Sumário com valores recomendados para fatores de interferência em processos de remoção biológica de nitrogênio

Processos	Faixa de valores recomendados			
	OD ¹ (mg.L ⁻¹)	pH	C/N ²	Temperatura (°C)
Nitritação	0,5 a 1,3	7,5 a 8,0	< 1,0	30 a 40
Nitrificação	2,5 a 4,0	7,0 a 8,0	< 1,0	28 a 33
Desnitrificação	< 0,5	6,5 a 8,0	2,5 a 5,0	20 a 40
NDS ³	1,0 a 2,0	-	2,7 a 4,9	20 a 30
Anammox	< 0,2	7,7 a 8,3	< 2,0	30 a 40

¹ Oxigênio Dissolvido; ² Relação Carbono/Nitrogênio referente a miligrama de Demanda Química de Oxigênio (DQO) por miligrama de Nitrogênio Total (NT); ³ Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas

Fonte: Rittmann e Langeland (1985), Antoniou et al. (1990), Villaverde, Garcia-Encina e Fdz-Polanco (1997), Zhu e Chen (2001), Helmer-Madhok et al. (2002), Kim, Lee e Keller (2006), Chamchoi et al. (2008) e Hamlin et al. (2008)

Ressalta-se que o objetivo do artigo é elencar e abordar a remoção de nitrogênio de efluentes com baixa relação entre carbono e nitrogênio, i.e., efluentes que já passaram por processo de remoção de matéria orgânica em que se observa residual orgânico ou efluentes em que sua origem apresenta valores baixos de relação C/N, característica essa comumente observada em esgoto doméstico e efluente de digestão anaeróbia (MA et al., 2011; LIU et al., 2018; HU et al., 2019).

A seguir, para embasar o estudo dos diversos sistemas de remoção de nitrogênio em efluentes com baixa relação C/N (valores inferiores a 20, como esgoto sanitário e efluente de tratamento prévio), são apresentadas as principais vias de conversão do nitrogênio amoniacal em gás nitrogênio utilizadas em sistema de RBN.

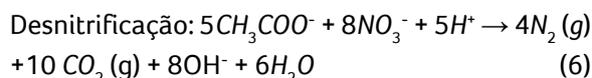
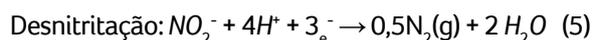
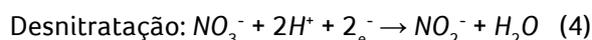
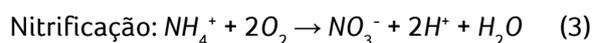
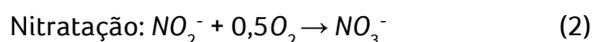
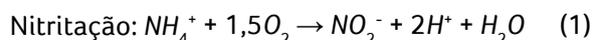
2.1 Nitrificação e desnitrificação convencionais

Nos processos de RBN convencionais (ou via longa), a amônia é oxidada a nitrito e, em seguida, a nitrato, reações essas chamadas de nitritação e nitratação, respectivamente (AHN, 2006; MA et al, 2008). Ao atingir sua forma mais oxidada, o nitrogênio em forma de nitrato é reduzido a gás nitrogênio, utilizando carbono orgânico como doador de elétrons (KNOWLES, 1982; TIEDJE, 1988).

A nitritação é realizada pelas bactérias oxidadoras de amônia (BOA), principalmente, dos gêneros Nitrosomonas, Nitrosococcus, Nitrosos-

pira, Nitrosolobus e Nitrosovibrio (MOTA; VON SPERLING, 2009; CALIJURI, CUNHA, MOCCELLIN, 2013), enquanto a nitratação feita por bactérias oxidadoras de nitrito (BON), em maior parte dos gêneros Nitrobacter, Nitrococcus e Nitrosipina (TESKE et al., 1994; DAIMS; LÜCKE; WAGNER, 2016). A desnitrificação é realizada, em sua maioria, pelos gêneros Alcaligenes, Paracoccus, Pseudomonas, Thiobacillus e Thiosphaera (CIUDAD, 2007; AHN, 2006), que são bactérias aeróbias facultativas, ou seja, na ausência de oxigênio, podem variar entre nitrato e nitrito como receptor de elétrons (RITTMANN; MCCARTY, 2012; HAMLIN et al., 2008).

As reações bioquímicas de nitrificação autotrófica e desnitrificação heterotrófica (utilizando acetato como doador de elétrons), bem como as etapas globais, estão representadas pelas Eq. 1 a 6 (LEMOINE; JOUENNE; JUNTER, 1988; MATĚJŮ et al., 1992; HENZE et al., 2008).



Em sistemas para RBN, a nitrificação e desnitrificação em etapas subsequentes é amplamente discutida e analisada (KUENEN; ROBERTSON, 1994; GONÇALVES et al., 2001; ERSAHIN et al., 2019). Apesar de intensamente aplicado, esse modelo possui limitações operacionais quanto à necessidade de promover elevadas taxas de recirculação entre as unidades – com taxa de recirculação igual a 3 entre compartimentos aerados e anóxicos, o máximo de remoção teórica que o sistema pode alcançar é de 80% –, ao tipo de matéria orgânica disponível e, quando necessário, à adição de uma fonte exógena de carbono para desnitrificação (BAEZA; GABRIEL; LAFUENTE, 2004; RAJASULOCHANA; PREETHY, 2016; ZHANG et al., 2020b).

Outros fatores também podem causar interferência nos processos, como temperatura, relação carbono/nitrogênio (C/N), oxigênio dissolvido (OD), pH, etc. (FOCHT; CHANG, 1975; ANTONIOU et al., 1990; KIM; LEE; KELLER, 2006; ZHANG et al., 2018; CUI et al., 2019).

2.2 Nitrificação e desnitrificação pela via curta

Para simplificar os sistemas e reduzir as demandas energética e operacional, diversos estudos buscam realizar a RBN pela via curta, ou seja, pela nitrificação (Eq. 1), seguida de desnitrificação (Eq. 5) (GUO et al., 2010; MA et al., 2009). Tal modelo operacional pode diminuir em 25% a demanda de oxigênio fornecida ao sistema e reduzir em 40% a geração de lodo (ZHU; CHEN, 2002; SUN et al., 2010).

Para tal, faz-se necessário inibir a ação das BON, impedindo a geração do nitrato a partir do nitrito (ZENG et al., 2010) moldando o sistema de acordo com parâmetros de projeto como temperatura, fornecimento de oxigênio dissolvido no meio e pH (MULDER; VAN KEMPEN, 1997; PENG; ZHU, 2006; ZHANG et al., 2019; ZHANG et al., 2019b), como explicitado na Tabela 1.

Apesar de sensível e complexo, realizar tal procedimento vem se mostrando viável, pelas variações de diferentes fatores biológicos e operacionais que influenciam as atividades metabólicas envolvidas, propiciando ambientes adequados aos microrganismos (ZENG et al., 2013; GE et al., 2014; ZHANG et al., 2018; YUAN et al., 2020).

2.3 Nitrificação e desnitrificação simultâneas

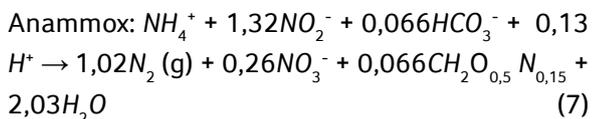
Quando a aplicação da nitrificação e desnitrificação ocorre em uma única unidade, o processo é chamado de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) (KELLER et al., 1997; SILVA; DAMIANOVIC; FORESTI, 2018). Tal método visa incentivar a troca de substratos entre os processos, diminuindo a aplicação de recursos externos, múltiplas unidades e recirculações (AHN, 2006; CANTO et al., 2008), simplificando e barateando a operação dos sistemas de tratamento (MÜNCH; LANT; KELLER, 1996).

Contudo, esse procedimento requer severos cuidados, pois são sistemas sensíveis a grandes variações de carga orgânica e pH (HE; XUE; WANG, 2009), além de necessitar de controle fino no fornecimento de oxigênio ao meio para manter o processo com alta eficiência (CHIU et al., 2007).

2.4 Anammox

Descoberta na década de 90, uma outra via de RBN é pelo processo Anammox (do inglês *anaerobic ammonia oxidation*) (MULDER et al., 1995), que consiste na transformação do nitrogênio amoniacal em nitrogênio gasoso a partir do íon amônia e nitrito em ambiente anóxico (KARTAL; KUENEN; VAN LOOSDRECHT, 2010; CAO et al., 2019). As principais bactérias oxidadoras de amônia anaeróbia (BOAn) são *Candidatus brocadia*, *Candidatus kueningenia*, *Candidatus jettenia* e *Candidatus scalindua* (KUENEN, 2008), e a reação,

com síntese celular, proposta por Strous Kuenen e Jetten (1999), é representada pela Eq. 7.



As vantagens desse processo são a baixa produção de lodo, alta eficiência teórica de remoção de nitrogênio total do meio e a dispensa da aplicação de componentes exógenos e, dependendo do sistema usado, não necessita promover recirculação do efluente, barateando e simplificando o processo (ZHANG et al., 2019c; LI et al., 2020). Entretanto, esse processo possui certas dificuldades operacionais, como manter os microrganismos vivos em meio contendo carbono biodegradável e variações das condições ideais (temperatura, pH, OD, relação entre nitrito e amônia próxima de 1) (SCHEEREN et al., 2011).

3 DESCRIÇÃO DOS SISTEMAS PARA RBN E APLICAÇÕES REAIS

Diversos sistemas de tratamento em fluxo contínuo aproveitam as vantagens de ambientes anaeróbios, anóxicos e aeróbios para promover a remoção de matéria orgânica – destaca-se o ambiente anaeróbio – e compostos nitrogenados – destacam-se os ambientes aeróbio e anóxico – (CHERNICHARO, 2006), sendo aplicada a sistemas de etapa única (único reator) ou em múltiplas etapas (arranjo de 2 ou mais reatores).

Dentre os processos de etapa única, podem-se citar: (1) NDS, processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas, podendo ser aplicada nas rotas convencionais ou curtas; (2) processo CANON, que consiste na remoção completamente autotrófica do nitrogênio pelo nitrito (do

inglês, *Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*); (3) OLAND (*Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification-Denitrification*) é um processo que limita as reações pelo fornecimento de oxigênio ao meio, buscando a via autotrófica de remoção de nitrogênio (PAREDES et al, 2007; BAGCHI; BISWAS; NANDY, 2012). Sistemas em etapa única buscam simplificar a operação, baratear o tratamento e reduzir o uso de insumos ao sistema; entretanto, são sistemas mais instáveis e requerem demasiada atenção e controle dos parâmetros de projeto para manter o bom funcionamento.

Em sistemas de múltiplas etapas, as vias de conversão do nitrogênio são desvinculadas e favorecidas de acordo com as características e especificidades de cada processo, buscando providenciar melhores condições ambientais para os organismos envolvidos. Deste modo, é possível garantir maior estabilidade do sistema e desvinculação de parâmetros de projeto entre as unidades de tratamento como tempo de detenção hidráulico, oxigênio dissolvido, tempo de retenção celular, dentre outros (AHN, 2006).

Dadas as vantagens de operação em sistemas de múltiplas etapas, a seguir, serão descritos 7 sistemas que utilizam alternância de ambiente para promover a RBN de efluentes com baixa relação C/N e, em seguida, serão apresentadas experiências e aplicações relatadas na academia utilizando esses diferentes sistemas de tratamento.

3.1 Modified Ludzack-Ettinger (MLE)

Criado por Ludzack e Ettinger em 1962, foi o primeiro sistema projetado com intuito de promover a RBN, composta por uma região anóxica pré região aeróbia, com recirculação do lodo gerado (Fig. 2a). Tal sistema se mostrou sensível a relações C/N elevadas devido à competição das bac-

térias autotróficas nitrificantes e heterotróficas no compartimento aerado

Por isso, em 1973, Barnard (1973) propôs uma mudança ao modelo MLE, adicionando uma recirculação interna da fase líquida, direcionando maior quantidade de nitrato no ambiente anóxico, incrementando a taxa de desnitrificação e, conseqüentemente, maior remoção de matéria orgânica e nitrogênio total.

3.2 Processo Wurmman (PW)

O sistema proposto por Wurmman (1964) consiste na aplicação da zona de aeração a montante, seguida de zona anóxica com recirculação do lodo final (Fig. 2b). Tal procedimento favorece a nitrificação do nitrogênio amoniacal na primeira etapa do tratamento, seguido por uma unidade que possibilite a desnitrificação.

Neste processo, a desnitrificação pode ocorrer com 3 receptores de elétrons: (1) com a matéria orgânica remanescente do processo aeróbio, (2) via respiração endógena e (3) com fonte externa de carbono, sendo acetato, metanol, glicose e sacarose os principais utilizados (LEE; WELANDER, 1996; DONG et al., 2012).

3.3 University Cape Town (UCT)

Desenvolvido na África do Sul, na Universidade de Cape Town, a qual dá o nome ao sistema (UCT), o processo consiste em 3 estágios, com ambientes anaeróbio, anóxico e aeróbio, em sequência, com recirculação da fase líquida do efluente aeróbio para o reator anóxico e recirculação do lodo para o início do sistema (Fig. 2c).

Desse processo, surgiram diversas variações com intuito de aperfeiçoar e obter maiores taxas de remoção de nitrogênio, dentre elas: (1) MUCT (*Modified University of Cape Town*), que consiste

em compartimentar as fases, utilizar mais unidades para tratamento, realocar recirculações, etc.; (2) VIP (*Virginia Initiative Plant*), implementando recirculação extra do reator anóxico para o reator anaeróbio e destinando o lodo do decantador para o reator anóxico, ao invés de voltar para o início e (3) processos generalizados chamados de A2O (Anaerobic-Anoxic-Oxic), os quais utilizam a mesma sequência de fases, porém com tipos de reatores diferentes, recirculações variadas e/ou alterações em parâmetros de projeto no sistema (LU et al., 2016; WANG et al., 2020).

3.4 Bardenpho (BDP)

O mesmo cientista que aperfeiçoou o sistema MLE, James Barnard, na década de 70, desenvolveu o processo Bardenpho (nome criado pelas 3 primeiras letras das palavras Barnard, *denitrification e phosphorus*) (BARNARD, 1976). O sistema é composto por 4 estágios, sendo eles alternados entre ambientes anóxicos e aeróbios contendo recirculações do segundo estágio (aerado) para o primeiro (anóxico) e do lodo final para o início do sistema (Fig. 2d).

Além da remoção do nitrogênio, o processo (ao qual também leva o nome) é capaz de remover biologicamente o fósforo presente no afluente, pela assimilação do nutriente à biomassa que ocorre na última etapa do sistema (aerada), realizando o descarte da mesma.

3.5 Alimentação distribuída (AD)

A RBN via alimentação distribuída consiste em utilizar regiões pré-anóxicas antes das regiões aeróbias, contendo de 2 a 4 pares de regiões (Fig. 2e)

Nesse sistema, a última parcela que receberá o afluente na zona anóxica é crítica e deve ser bem controlada, pois o nitrato produzido na última zona aeróbia terá maior influência

na concentração do mesmo no efluente final (METCALF; EDDY, 2016).

3.6 Nitrificação Parcial seguida de Anammox (NP-Amx)

Neste sistema em duas etapas, a oxidação da amônia ocorre via nitrificação parcial (NP), oxidando-a a nitrito, seguido de processo Anammox, gerando o nitrogênio gasoso (Fig. 2f). Desta maneira, vantagens são notadas por diminuir o fornecimento de oxigênio ao meio e pela não necessidade de recirculação, diminuindo os gastos operacionais do sistema (LIU; GU; LIU, 2018). Além disso, Strous et al. (1998) apontam a máxima remoção teórica de amônia da água em 89%, utilizando apenas a nitrificação parcial seguida de Anammox.

Li et al. (2020) abordam também as dificuldades quanto ao processo, dentre elas a inibição das bactérias oxidadoras de nitrito, o controle da aeração do sistema e parâmetros como relação carbono/nitrogênio, temperatura, fonte de carbono orgânico, dentre outros que podem interferir na ação biológica das comunidades bacterianas.

3.7 Desnitrificação Parcial seguida de Anammox (DP - Amx)

A Desnitrificação Parcial (DP) seguida de Anammox é uma outra alternativa para remoção de nitrogênio do meio. Neste processo, pode-se utilizar efluente de sistemas de tratamento aerado (como

lodos ativados, lagoas aeradas, dentre outros), devido a sua alta taxa de nitrato no efluente, assim direcionando para a desnitrificação parcial, a qual reduzirá o nitrato a nitrito e, em seguida, direcionado para o processo Anammox, ou, como representado na Fig. 2g, a nitrificação pode ocorrer como última etapa do sistema, necessitando de recirculação do efluente nitrificado à primeira parte do tratamento para promover a desnitrificação parcial, ou desnitrificação (ZHANG et al., 2019b).

Observa-se que, quando ambientes aeróbios são a primeira parte do tratamento, o efluente com nitrogênio nitrificado segue para ambientes anóxicos onde a falta de carbono orgânico limita a desnitrificação total. Alternativas para adicionar fontes de carbono exógeno são: metanol, etanol, acetato, dentre outros ou esgoto *in natura* ou pelos próprios organismos, via respiração endógena, com grandes tempos de detenção hidráulico (VON SPERLING, 2007).

Nos casos em que o ambiente anóxico está a montante, se faz necessário o uso de recirculações entre os compartimentos/unidades provenientes de ambientes aerados, para que o nitrogênio oxidado seja reduzido a gás.

Dentre os sistemas retratados, nota-se diversidade quanto aos números de reatores necessários, demanda de oxigênio, necessidade de recirculação, dentre outros fatores. Desta forma, na Tabela 2, é apresentada uma comparação entre os sistemas retratados e principais fatores de operação e configuração.

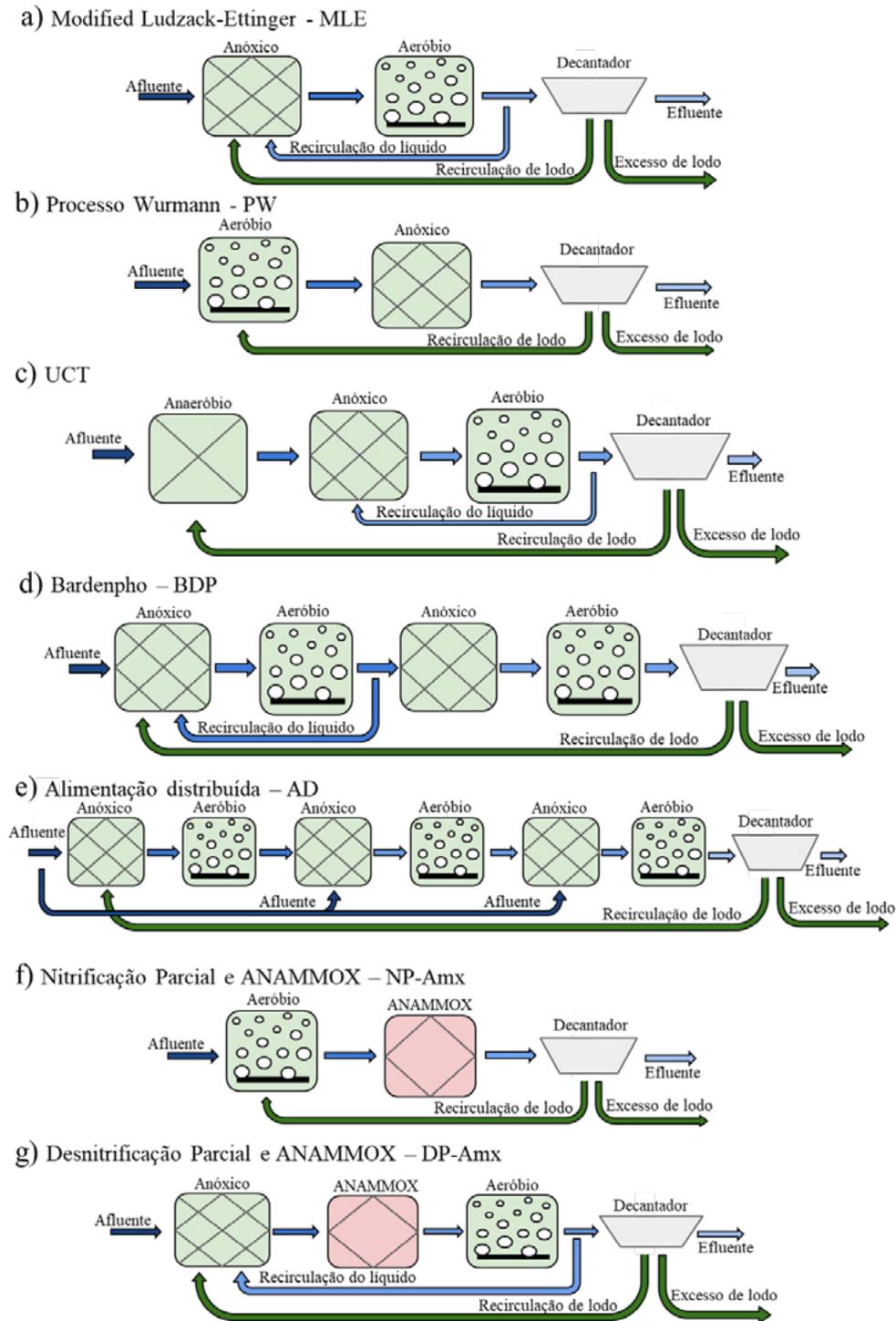


Figura 2 - Representação dos sistemas (a) modified Ludzack-Ettinger, (b) Processo Wurmman, (c) University Cape Town, (d) Bardenpho, (e) Alimentação distribuída, (f) Nitrificação Parcial - Anammox e (g) Desnitrificação Parcial - Anammox

Fonte: Autoria própria

Tabela 2 - Resumo dos fatores aplicados em diferentes sistemas para RBN

Parâmetros e fatores	MLE ¹	PW ²	UCT	BDP ³	AD ⁴	NP-AMX ⁵	DP-AMX ⁶
Alimentação	Esgoto	Esgoto	Esgoto	Esgoto	Esgoto	Esgoto	Esgoto
Número de reatores	2	2	3	4	6 (opcional)	2	3
Sequência de fases	X ⁷ - O ⁸	O - X	A ⁹ - X - O	X - O - X - O	X - O - X - O - X - O	O - X	X - X - O
Lodos Ativados	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Recirculação da fase líquida	Sim	Não	Sim	Sim	Não	Não	Sim
Fornecimento de oxigênio	Médio	Médio	Médio	Alto	Alto	Baixo	Médio
Fonte externa de DQO	Não	Sim	Não	Opcional	Opcional	Não	Não
Biomassa	Suspensa ou aderida	Suspensa ou aderida	Suspensa ou aderida	Suspensa ou aderida	Suspensa ou aderida	Suspensa ou aderida	Suspensa ou aderida
Possíveis substratos no efluente do sistema	Nitrato; nitrito	Amônia; nitrato	Nitrato; nitrito	Nitrato	Nitrato	Amônia; Nitrito; Nitrato	Nitrato
Complexidade de operação	Baixa	Baixa	Média	Alta	Média	Alta	Alta

¹ Modified Ludzack-Ettinger; ² Processo Wurmman; ³ Bardenpho; ⁴ Alimentação distribuída; ⁵ Nitrificação Parcial e Anammox; ⁶ Desnitrificação Parcial e Anammox; ⁷ X: ambiente anóxico; ⁸ O: ambiente aeróbio; ⁹ A: ambiente anaeróbio

Fonte: Sun et al. (2010), Metcalf e Eddy (2016) e Show et al. (2020).

3.8 Experiências e aplicações reais

Diversas experiências e estudos sobre sistemas para promover a RBN foram encontrados na literatura cujo enfoque foi aplicar e compreender os impactos de diferentes condições operacionais, fatores de interferência e parâmetros de projetos – dentre eles, TDH, taxa de recirculação, forne-

cimento de oxigênio, biomassa, tipo de reatores, dentre outros – para remoção de nitrogênio em efluente com baixa relação C/N.

Desta forma, estes estudos foram elencados e estão apresentados na Tabela 3, agregados em tipo de sistema utilizado no experimento.

Tabela 3 - Aplicações de sistemas para remoção biológica de nitrogênio

Sistema	Reator (processo)	Sequência de fase e recirculações ¹	TR ²	TDH (total) ⁴	NT ⁵	Amônia ⁶	DQO ⁷	C/N ⁸	OD ⁹ no O	Temp ¹⁰	Principais conclusões (referência)
			%	horas	Remoção em % (entrada em mg.L ⁻¹)		DQO/NT	mgO ₂ .L ⁻¹	°C		
AD	RC (np)	A(a)/X(rA)/O/ X(a)/O/X(a)/ O (LAX1)	-	- (8)	83,8 (50,3)	99,2 (48,8)	- (254)	3,03	1,5-2	20	Para a RBN via nitrito, a alternância entre fases aeróbias e anóxicas e ajuste fino do TDH proporcionou a estimulação das bactérias oxidadoras de amônia e inibição das bactérias oxidadoras de nitrito, o que promoveu o acúmulo de nitrito no sistema (GE et al., 2014).
DP-Amx	SBR (dp) / UASB (amx)	X/A	-	1 (ciclo)/ 0,5 (1,5)	95 (82,5)	96 (62,5)	86 (191)	2,32	-	19-28	O processo DP-AMX manteve estável após longo tempo de operação (224 dias). O Processo Anammox foi a principal via de remoção de nitrogênio total e o gênero dominante neste processo foi <i>Candidatus Brocadia</i> (CAO et al., 2019).

continua...

Tabela 3 - Continuação...

Sistema	Reator (processo)	Sequência de fase e recirculações ¹	TR ²	TDH (total) ⁴	NT ⁵	Amônia ⁶	DQO ⁷	C/N ⁸	OD ⁹ no O	Temp ¹⁰	Principais conclusões (referência)
			%	horas	Remoção em % (entrada em mg.L ⁻¹)			DQO/NT	mgO ₂ .L ⁻¹	°C	
DP-Amx	SBR (np) / SAD - UASB (amxdn)	(X(a)/O)/A(a)	-	1,5/3/2,7 (7,2)	97,1 (54,8)	99 (54,8)	78 (171,1)	3,12	1	19-28/30	Bactérias Anammox e bactérias desnitrificantes possuem relação sinérgica para remoção de nitrogênio em efluentes com baixa relação C/N (DENG et al., 2020).
MLE	EABF (n/d)	X/O (rX)	550	8/4 (12)	86,9 (80,85)	97,6 (75,2)	85,3 (219,5)	1,2	3,5	23,5	Pelo sequenciamento genético, os gêneros <i>Thiobacillus</i> e <i>Denitratisoma</i> foram dominantes no ambiente anóxico e o gênero <i>Saprospiraceae</i> foi dominante no ambiente aeróbio. Ademais, os gêneros <i>Nitrosomonadaceae</i> , <i>Nitrospira</i> , <i>Ferritrophicum</i> e <i>Acidovorax</i> foram as comunidades dominantes no ciclo do nitrogênio e do ferro (HU et al., 2019).
MLE	RC (np)	X/O (rX, LA)	200/50	2,4/7,1 (9,5)	70,3 (78,2)	99 (76,9)	- (232,6)	2,97	0,52	21	A nitrificação foi obtida controlando baixos níveis de OD (0,4 a 0,7 mg/L) e pode ser destruída elevando o OD para 2 a 3 mg/L. Após redução do OD para níveis desejados, são necessários elevados tempos de retenção celular para acumular nitrito significativamente. O acúmulo de nitrito pode prejudicar a sedimentabilidade do lodo (MA et al., 2009).
MLE	RC (np/d)	X/O (rX, LA)	200/100	6/6 (12)	14,8 (60)	97,7 (60)	- (360)	6	4	28	O sucesso da nitrificação foi atingida pela transição da nitrificação total para nitrificação parcial, controlando o OD no sistema. A baixa concentração de OD e existência de biofilme contribuiu para melhor eficiência da NDS na remoção de nitrogênio (XU et al., 2016).
MLE	RC (np/d)	X/O (rX, LA)	200/100	6,6/6,6 (13,2)	42,6 (60)	87,6 (60)	- (360)	6	1,5	28	
MLE	RC (np/d)	X/O (rX, LA)	200/100	7,2/7,2 (14,4)	69,5 (60)	94,6 (60)	92 (360)	6	1	28	
MLE	RC (np/d)	X/O (rX, LA)	200/100	7,2/7,2 (14,4)	83,1 (60)	95,4 (60)	92 (360)	6	1	28	
MLE (mod)	RC (n/d) / OSA	A/X(a)/O (rX, LA)	147/80	6/-/- (-)	78,5 (39,2)	97,08 (26,0)	- (269)	6,86	2-3	-	O incremento da relação C/N favorece a remoção de nitrito via desnitrificação (NIKPOUR et al., 2020).
MLE (mod)	WC (n/d)	X/O (rX)	300	2,1/6,4 (8,5)	49,8 (52,76)	83,5 (50,20)	87,7 (308)	3,2	3,02-4,34	-	As melhores taxas de remoção de nitrogênio, amônia, nitrito e matéria orgânica foram alcançadas onde havia maior diversidade e riqueza microbiana (LAI et al., 2020).
NP-Amx	ABR (np) / UASB (amx)	O (LA) / A	-	4,6/1,4 (6)	88,4 (45,87)	- (44,3)	- (44,4)	0,97	0,2	27-30	A nitrificação pode ser iniciada rapidamente com incremento de biomassa e limitação de oxigênio (<0,2 mg/L). Ademais, a razão de nitrito e amônia no efluente do reator de nitrificação pode ser mantida em aproximadamente 1,0 com ajuste da taxa de aeração (MA et al., 2011)
NP-Amx	CAR (np) / CSTR (amx)	(X/O)/A	-	-	90 (36,4)	- (35,8)	45 (42)	1,15	3,8	7-16	Mesmo em temperaturas baixas (<10 °C), manteve-se excelente remoção de nitrogênio. O processo Anammox foi o limitante na remoção de nitrogênio (LIU et al., 2018).

continua...

Tabela 3 - Continuação...

Sistema	Reator (processo)	Sequência de fase e recirculações ¹	TR ²	TDH (total) ⁴	NT ⁵	Amônia ⁶	DQO ⁷	C/N ⁸	OD ⁹ no O	Temp ¹⁰	Principais conclusões (referência)
			%	horas	Remoção em % (entrada em mg.L ⁻¹)			DQO/NT	mgO ₂ .L ⁻¹	°C	
NP-Amx	SBR (np) / UASB (amx)	A1/O/X/A2 (rA2)	100	0,17/2,25/0,75/0,8 (4)	91,7 (-)	99 (66,9)	- (284)	4,25	1,5	25	A taxa de conversão da amônia e a taxa de acumulação de nitrato seguiram cinética de ordem zero. Ademais, foi proposta uma equação para calcular o tempo de aeração ideal para sistemas de aeração intermitente (TANG et al., 2016).
PW (mod)	RC (np)	A/O/X (LA, LAX)	100/100	4/4/8 (16)	95,60 (56,19)	- (55,41)	96,53 (180,14)	3,19	2	22	As bactérias predominantes no sistema de RBN foram <i>Rhodocyclaceae</i> , <i>Saprosiraceae</i> e <i>Comamonadaceae</i> . Ademais, o incremento da relação C/N demonstrou piora na remoção de DQO e interferiu na remoção de Nitrogênio total (ZHANG et al., 2018).
PW (mod)	RC (np)	A/O/X (LA, LAX)	100/100	4/4/8 (16)	97,24 (51,52)	- (50,71)	96,99 (207,08)	4	2	22	
PW (mod)	RC (np)	A/O/X (LA, LAX)	100/100	4/4/8 (16)	91,4 (33,19)	- (32,3)	89,74 (170,6)	5,14	2	22	
PW (mod)	RC (np)	A/O/X (LA)	100	3,1/3,9/7 (14)	92 (30,19)	95,8 (29,9)	72,9 (133,1)	4,41	1,0-2,0	-	O processo de nitrificação foi impulsionado ao adicionar meio suporte suspensos para as comunidades bacterianas (ZHAO et al. 2018).
UCT	RC (n/d)	A/O/X (LA)	100	2/2/4 (8)	65,4 (50)	89,2 (50)	- (300)	6	0,4	28	Sob concentrações baixas de OD e curtos TDHs, a amônia foi removida via NDS na fase aeróbia e via desnitrificação do nitrato na fase anóxica (LIU et al., 2013).
UCT	RC (n/d)	A/O/X (LA)	100	2/4/2 (8)	90,0 (50)	95,1 (50)	- (300)	6	1,2	28	
UCT	RC (n/d) / MBR	A/X(rA)/O (LAX)	100/400	8,1/3,9/8,1 (20,1)	31,5 (99,2)	80,1 (-)	72,9 (411)	4,14	-	20	O decaimento da relação C/N (10 para 5) resultou em diminuição da remoção de nitrogênio. Ao operar sistemas com baixa relação C/N, estratégias podem ser tomadas para aprimorar a remoção de nitrogênio como adição de fonte externa de carbono e ajuste de recirculações (MANNINA et al., 2016).
UCT	RC (n/d) / MBR	A/X/O (rX, LA)	200/200	2,5/3,5/6 (12)	84,6 (56,6)	99 (40,1)	95,5 (264,8)	4,68	3	27-30	O desempenho do tratamento não foi afetado pela variação do TDH da fase aeróbia de 6 para 12 horas. A melhor condição de operação foi observada com TDH de 12 horas e recirculação interna e externa de 200% (FALAHTI-MARVAST; KARIMI-JASHNI, 2015).
UCT	RC (np)	A/X1(rA)/X2/O (rX2, LAX2)	120/300/80	0,9/0,9/1,7/2,6 (6)	83 (71,1)	99 (70,3)	75 (157,8)	2,07	0,3-0,5	23-28	O curto TDH e baixas concentrações de OD favoreceram a nitratação. Ademais, foi obtida clara correlação entre o número e a porcentagem de bactérias oxidadoras de amônia com acúmulo de nitrato (ZENG et al., 2013).
UCT (mod)	RC (n/d) / BAF (n)	A/X/O(LA)/O(rX)	100/200	0,8/5/1,7/0,5 (8)	77,0 (72,1)	99,6 (68,1)	87,1 (357,2)	4,95	1,5-2/5-6	15	O incremento da recirculação proporcionou maior eficiência na remoção de nitrogênio do sistema, entretanto, elevou significativamente o gasto energético (CHEN et al., 2011).
UCT (mod)	RC (n/d) / BAF (n)	A/X/O(LA)/O(rX)	100/100	0,8/5/1,7/0,5 (8)	64,9 (70,9)	99,6 (67)	87,6 (359,1)	5,06	1,5-2/5-6	15	

continua...

Tabela 3 - Continuação...

Sistema	Reator (processo)	Sequência de fase e recirculações ¹	TR ²	TDH (total) ⁴	NT ⁵	Amônia ⁶	DQO ⁷	C/N ⁸	OD ⁹ no O	Temp ¹⁰	Principais conclusões (referência)
			%	horas	Remoção em % (entrada em mg.L ⁻¹)			DQO/NT	mgO ₂ .L ⁻¹	°C	
UCT (mod)	RC (n/d) / BAF (n)	A/X/O(LA) /O(rX)	100/400	0,8/5/1,7/0,5 (8)	87,0 (73,3)	99,6 (69,9)	86,8 (387,2)	5,28	1,5-2/5-6	15	O incremento da recirculação proporcionou maior eficiência na remoção de nitrogênio do sistema, entretanto, elevou significativamente o gasto energético (CHEN et al., 2011).
UCT (mod)	RC (n/d) / BAF (n)	A/X/O(LA) /O(rX)	100/300	0,8/5/1,7/0,5 (8)	82,0 (70,6)	99,7 (67,2)	89,5 (374,1)	5,3	1,5-2/5-6	15	
UCT (mod)	RC (n/d) / MBR	A/X1(rA)/O1(rX1)/X2/O2(LA)	150/250/75	2,2/2,9/4,0/2,2/2,2 (13,5)	75,70 (39,91)	99 (39,91)	- (258,69)	6,48	-	-	A adição de Fe(II) ao tanque anóxico resultou em melhores eficiências de remoção de TN e TP do que aquelas alcançadas pela adição de Fe(II) ao tanque pós-anóxico (ZHANG et al., 2020).
UCT (mod)	RC (np)	X1/A(a)/X2/O (rX2, LA)	300/80	0,8/1,7/2,5/5,0 (10)	60 (73,7)	95 (69,4)	- (177,5)	2,53	1,5-2,5	22	A combinação de curtos TDHs com baixas concentrações de OD foi eficaz para promover a nitrificação, como reportado em (d). Baixo OD não prejudicou a sedimentabilidade do lodo (ZENG et al., 2010).
UCT (mod)	RC (np)	X1/A(a)/X2/O (rX2, LA)	400/80	1,3/2,5/3,8/7,5 (15,1)	42 (73,7)	51 (69,4)	- (177,5)	2,53	0,3-0,5	22	
UCT (mod)	RC (np)	A/X/O (rX, LA)	-/-	2,3/2,3/4,6 (9,2)	47 (73,7)	95 (69,4)	- (177,5)	2,53	0,1-2,5	22	Configuração de sistema com zona pré-anóxica obteve melhores resultados quando comparado com o mesmo sistema sem zona pré-anóxica. Acúmulo de nitrito foi obtido por meio de baixo TDH na fase aerada e baixo fornecimento de OD (0,3 a 0,5 mg/L) (ZENG et al., 2011).
UCT (mod)	RC (np)	X1/A(a)/X2/O (rX2, LA)	-/-	0,8/1,7/2,5/5,0 (10)	60,7 (73,7)	95 (69,4)	- (177,5)	2,53	0,1-2,5	22	

¹ quando não indicado, a alimentação (a) ocorre no primeiro compartimento; ² Taxas de Recirculações e de LA respectivamente com a sequência de fases; ⁴ Tempo de Detenção Hidráulico respectivamente por fase; ⁵ Nitrogênio Total; ⁶ Nitrogênio Amônia; ⁷ Demanda Química de Oxigênio; ⁸ Relação Carbono/Nitrogênio referente ao afluente; ⁹ Oxigênio Dissolvido; ¹⁰ Temperatura.

A - anaeróbio; X - anóxico; O - aeróbio; LA - lodos ativados (quando não indicado, o lodo retorna ao início do processo); np - via nitrificação parcial; dp - via desnitrificação parcial; amx - via Anammox; n - nitrificação; d - desnitrificação; a - alimentação (quando não indicado, ocorre na primeira fase); r - recirculação do efluente (indicando o local destinado); mod - modificado.

UCT - University of Cape Town; MBR - Membrane Bio-Reactor; MLE - Modifield Ludzack Ettinger; OSA - Oxidic Settling Anaerobic Process; BAF - Biological Aerated Filter; ABR - Anaerobic Baffled Reactor; UASB - Up-flow Anaerobic Sludge Blanket; SBR - Sequencing Batch Reactor; SAD - Simultaneous Anammox and Denitrification; CAR - Columnar Airlift Reactor; RC - Reator Compartmentado; BAS - Biofiltro Aeróbio Submerso.

Nota-se que diversos fatores interferem na eficiência de remoção dos compostos nitrogenados, dentre eles, o TDH, as recirculações da fase líquida, fornecimentos de oxigênio e disponibilidade de carbono na relação C/N.

O TDH é um parâmetro de projeto que deve ser aplicado nos sistemas, buscando favorecer a comunidade bacteriana de interesse. Desta forma, baixos TDHs, apesar de desejados para otimizar o tratamento, podem não ser vantajosos para re-

moção dos substratos – como observado no experimento de Liu et al. (2013) e Marvast e Jashni (2015), na Tabela 3 –, enquanto elevados TDHs inviabilizam o tratamento pela demanda de recursos para instalação dos sistemas (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

Para gerar acúmulo de nitrito no sistema – seja para remoção do nitrogênio pela via curta (nitrificação e desnitrificação), NDS ou Anammox – os trabalhos de Ma et al. (2009), Zeng et al. (2010),

Zeng et al. (2011), Ma et al. (2011), Zeng et al. (2013), Ge et al. (2014) e Xu et al. (2016) (Tabela 3) constataram que curtos TDHs e baixas concentrações de OD favoreceram o processo de nitrificação, cuja taxa de conversão segue cinética ordem zero (TANG et al., 2016).

A presença de matéria orgânica no meio favorece processos que a utilizam como receptores de elétrons no metabolismo, promovendo também maiores eficiências de remoção de carbono. Com relação à desnitrificação, Mannina et al. (2016) e Nikpour et al. (2020) constataram que o incremento da relação C/N favorece o processo de redução do nitrato a gás nitrogênio. Os estudos apontam como estratégias a adição de fontes externas de carbono, ajustes de recirculações ou incremento de TDHs.

Contudo, quando sistemas que buscam favorecer bactérias autotróficas, como caso das nitrificantes e das Anammox, esse substrato pode propiciar o crescimento de bactéria heterotróficas que competirão por espaço e substrato no interior do reator (GE et al., 2014; DENG et al., 2020). Por isso, se faz necessário o controle desta variável para promover o processo de interesse.

Ma et al. (2009) indicaram que o acúmulo de nitrito (em condições com baixo OD) pode prejudicar a sedimentabilidade do lodo presente no reator; entretanto, Zeng et al. (2010) constataram que o baixo OD não prejudicou a sedimentabilidade do lodo.

Analisando o aspecto da recirculação, Chen et al. (2011) constataram que o incremento da taxa de recirculação da fase líquida do meio aerado para o anóxico aumentou a eficiência de remoção de nitrogênio total, quando aplicado a 100, 200 e 300% e uma leve queda em 400%. Apesar da alta eficiência, os autores observaram que a demanda energética para elevadas taxas de recirculação desfavorece o sistema como um todo, devido ao alto consumo de energia elétrica, quando

aplicado em maiores escalas. Resultados similares foram obtidos por Marvast e Jashni (2015) e Zhang et al. (2020).

Em análise microbiológica, os trabalhos de Zhang et al. (2018) e Hu et al. (2019) constataram predominância do gênero Saprospiraceae, além dos gêneros *Rhodocyclaceae*, *Comamonadaceae*, *Thiobacillus* e *Denitratisoma*. Contudo, Lai et al. (2020) afirmam que as melhores taxas de remoção de compostos nitrogenados ocorrem quando há maior riqueza e diversidade microbiana.

O fornecimento de oxigênio ao meio varia conforme o processo que se busca favorecer, ou seja, a remoção via nitrificação seguida de desnitrificação, demanda mais oxigênio do que por NDS, remoção via nitrito ou sistemas que utilizam do processo Anammox, como constatam Zanetti et al. (2012).

4 CONCLUSÃO

Com o levantamento bibliográfico desta revisão, foi possível identificar as principais vias de conversão da amônia em nitrogênio gasoso e estas aplicadas em diversos sistemas para promover a remoção biológica de nitrogênio em efluentes com baixa relação C/N (como por exemplo esgoto sanitário e efluentes de digestão anaeróbia).

Valores baixos da relação C/N ($C/N < 10$) favorecem as vias de conversão do nitrogênio amoniacal em gás nitrogênio, em que é requerida baixa quantidade ou ausência de matéria orgânica, como por exemplo a nitrificação e desnitrificação pela via curta ou processo Anammox. No entanto, maiores valores da relação C/N ($C/N > 10$) podem dispensar o uso de carbono externo ao sistema – por meio de recirculações ou alimentações distribuídas – para favorecer a síntese celular e/ou para as reações bioquímicas em que a matéria orgânica é utilizada como doadora de elétrons, como caso da desnitrificação.

Pela análise dos estudos elencados, foi observado que, ao longo do tempo, os trabalhos buscaram otimizar a operação dos sistemas, reduzir os gastos em energia e recursos externos ao próprio efluente e aprofundar nos processos e particularidades de interesse de cada sistema operado, em conjunto com as vias de conversão de nitrogênio escolhidas. Ressalta-se a importância de haver diferentes sistemas para RBN pois, segundo Khan et al. (2011), não existe um melhor sistema que atenda a todas as necessidades, e sim diversas opções para atender diferentes demandas de tratamento.

Desta forma, alguns aspectos devem ser levados em consideração na formulação de novos sistemas de RBN, sendo eles: (1) economia de energia, propiciando sistemas que não necessitem de elevadas recirculações da fase líquida e/ou menor fornecimento de oxigênio ao meio; (2) sistemas que conciliem a remoção de outros nutrientes como o fósforo e poluentes emergentes; (3) favorecimento do TRC das comunidades bacterianas de crescimento lento, como é o caso das bactérias autotróficas; (4) conciliar sistemas de tratamento com os locais onde são implantados, usufruindo dos recursos e técnicas para melhor aproveitamento do tratamento e (5) otimizar sistemas cujos os processos são complexos para serem operados de forma simples e proporcionar maior adesão da tecnologia.

Assim, aprofundar na compreensão das diversas formas de tratamento, bem como as interferências dos parâmetros de projetos nos sistemas, torna-se fundamental para elaboração de novos sistemas com elevadas eficiências de remoção de nitrogênio dos efluentes com baixa relação C/N.

5 AGRADECIMENTOS

Às pessoas e estrutura do Laboratório de Tratamento Avançado e Reúso de Águas (LATAR) do Departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS) da

Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) da Universidade de São Paulo (USP) pelo apoio técnico.

6 FONTE DE FINANCIAMENTO

Esta pesquisa foi financiada pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), no processo 19/25630-3.

7 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Introdução: De Marque MB; **Referencial teórico:** De Marque MB; **Investigação:** De Marque MB; **Redação – Primeira versão:** De Marque MB; **Redação – Revisão e Edição:** De Marque MB e Daniel LA; **Aquisição de Financiamento:** Daniel LA; **Supervisão:** Daniel LA.

8 REFERÊNCIAS

- AIYUK, S.; FORREZ, I.; LIEVEN, D. K.; VAN HAANDEL, A.; VERSTRAETE, W. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates—A review, *Bioresource Technology*, Volume 97, Issue 17, 2006, Pages 2225-2241, ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.05.015>.
- AHN, Young-Ho. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review. *Process Biochemistry*, v. 41, n. 8, p. 1709-1721, 2006.
- ANTONIOU, P.; HAMILTON, J.; KOOPMAN, B.; JAIN, R.; HOLLOWAY, B.; LYBERATOS, G.; SVORONOS, S.A. Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. *Water Research*, Volume 24, Issue 1, 1990, Pages 97-101, ISSN 0043-1354, [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90070-M](https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90070-M).
- BAEZA, J.A; GABRIEL, D.; LAFUENTE, J. Effect of internal recycle on the nitrogen removal efficiency of an anaerobic/anoxic/oxic (A2/O) wastewater treatment plant (WWTP). *Process Biochemistry*, Volume 39, Issue 11, 2004, Pages 1615-1624, ISSN 1359-5113, [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00300-5](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00300-5).
- BAGCHI, S.; BISWAS, R.; NANDY, T.; Autotrophic Ammonia Removal Processes: Ecology to Technology, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42:13, 1353-1418, 2012. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.556885>
- BARNARD, J. L. Biological denitrification. *Water Pollution Control*, v. 72, n. 6, p. 705-720, 1973.
- BARNARD, James L. A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process. *Water Sa*, v. 2, n. 3, p. 136-144, 1976.

- CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F.; MOCCELLIN, J. **Fundamentos Ecológicos e Ciclos Naturais**. Capítulo 7. Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão, org: Maria do Carmo Calijuri Davi Gasparini Fernandes Cunha. Elsevier Editora Ltda. 2013
- CALIJURI, M. C.; ALVES, M. A. S.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: Ed. Rima. 109 p. vol. 1. 2006
- CANTO, C. S. A.; RODRIGUES, J. A. D.; RATUSZNEI, S. M.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Feasibility of nitrification/denitrification in a sequencing batch biofilm reactor with liquid circulation applied to post-treatment. **Bioresource Technology**, Volume 99, Issue 3, 2008, Pages 644-654, ISSN 0960-8524, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.12.040>.
- CAO, Shenbin; DU, Rui; PENG, Yongzhen; LI, Baikun; WANG, Shuying. Novel two stage partial denitrification (PD)-Anammox process for tertiary nitrogen removal from low carbon/nitrogen (C/N) municipal sewage. **Chemical Engineering Journal**. Volume 362. 2019. Pages 107-115. ISSN 1385-8947. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.12.160>.
- CHAMCHOI, N.; NITISORAVUT, S.; SCHMIDT, J. E. Inactivation of ANAMMOX communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and denitrification. **Bioresource Technology**, v.99, p.3331-3336, 2008.
- CHEN, Y.; PENG, C.; WANG, J.; LIU, Y.; ZHANG, L.; PENG, Y. Effect of nitrate recycling ratio on simultaneous biological nutrient removal in a novel anaerobic/anoxic/oxic (A2/O)-biological aerated filter (BAF) system. **Bioresource Technology**. Volume 102, Issue 10. 2011. Pages 5722-5727. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.02.114>.
- CHERNICHARO, C. A. L. Post-Treatment Options for the Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5(1), 73-92, 2006. doi:10.1007/s11157-005-5683-5
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFGM, v. 5, 1997.
- CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; BRESSANI RIBEIRO, T. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(4), 649-679, 2015. doi:10.1007/s11157-015-9377-3
- CHIU, Y. LEE, L. CHANG, C. CHAO, A. C. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, Volume 59, Issue 1, 2007, Pages 1-7, ISSN 0964-8305, <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2006.08.001>.
- CIUDAD, G.A.B. **Nitrificación-desnitrificación vía nitrito en reactores de discos rotatorios bajo dos modalidades de operación: continua y secuenciada**. Departamento de Engenharia Química. Instituto de Agroindústria, Universidad de La Frontera, Temuco. 2007.
- CONLEY, D. J.; PAERL, H. W.; HOWARTH, R. W.; BOESCH, D. F.; SEITZINGER, S. P.; HAVENS, K. E.; LIKENS, G. E.. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, 323(5917), 1014-1015. 2009.
- 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**, Volume 293, 2019, 122006, ISSN 0960-8524, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122006>.
- DAIMS, Holger; LÜCKER, Sebastian; WAGNER, Michael. A New Perspective on Microbes Formerly Known as Nitrite-Oxidizing Bacteria. *Trends in Microbiology*, Volume 24, Issue 9, 2016, Pages 699-712, ISSN 0966-842X, <https://doi.org/10.1016/j.tim.2016.05.004>.
- DENG, S.; PENG, Y.; ZHANG, L.; WU, L. Advanced nitrogen removal from municipal wastewater via two-stage partial nitrification-simultaneous anammox and denitrification (PN-SAD) process. **Bioresource Technology**. Volume 304. 2020. 122955. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122955>.
- DODDS, Walter K.; SMITH, Val H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland Waters**, v. 6, n. 2, p. 155-164, 2016.
- ERSAHIN, M. E.; OZGUN, H.; DERELI, R. K.; VAN LIER, J. B. **Post treatment of anaerobic effluents: common applications and future perspectives for municipal wastewater treatment**, Post Treatments of Anaerobically Treated Effluents, Vinay Kumar Tyagi, Abid Ali Khan, Ng Wun Jern, Anwar Khursheed, A. A. Kazmi. 2019.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência Ltda., 1988. 575p.
- FALAHTI-MARVAST, H.; KARIMI-JASHNI, A. Performance of simultaneous organic and nutrient removal in a pilot scale anaerobic-anoxic-oxic membrane bioreactor system treating municipal wastewater with a high nutrient mass ratio, **International Biodeterioration & Biodegradation**. Volume 104, 2015, Pages 363-370, ISSN 0964-8305, <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.07.001>.
- FERREIRA, C. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. Eutrofização: aspectos conceituais, usos da água e diretrizes para a gestão ambiental. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aquidabã, v.6, n.1, p.65-77, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.6008/SPC2179-6858.2015.001.0006>.
- FOCHT, D.D.; CHANG, A.C. Nitrification and Denitrification Processes Related to Waste Water Treatment. Editor(s): D. Perlman, *Advances in Applied Microbiology*, Academic Press, Volume 19, 1975, Pages 153-186, ISSN 0065-2164, ISBN 9780120026197, [https://doi.org/10.1016/S0065-2164\(08\)70428-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2164(08)70428-3).

- FORESTI, E. Perspectives on anaerobic treatment in developing countries. **Water Sci. Technol.** 1 October 2001; 44 (8): 141–148. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0485>
- FORESTI, E.; ZAIAT, M., VALERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. Reviews in **Environ. Sci. and Bio/Technol.**, v. 5, n. 1, p. 3-19, 2006.
- GE, S.; PENG, Y.; QIU, S.; ZHU, A.; REN, N. Complete nitrogen removal from municipal wastewater via partial nitrification by appropriately alternating anoxic/aerobic conditions in a continuous plug-flow step feed process. **Water Research**, 55, 95-105. 2014.
- GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C.A.L.; NETO, C.O.A., SOBRINHO, P.A.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme.** In: CHERNICHARO, C.A.L. (coordenador). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. PROSAB/FINEP, 1ª ed. Rio de Janeiro: Segrac, 2001.
- GUO, Cheng Hong; STABNIKOV, Viktor; IVANOV, Volodymyr. The removal of nitrogen and phosphorus from reject water of municipal wastewater treatment plant using ferric and nitrate bioreductions. **Bioresource technology**, v. 101, n. 11, p. 3992-3999, 2010.
- HAMLIN, H.J.; MICHAELS, J. T.; BEAULATON, C. M.; GRAHAM, W. F.; DUTT, W.; STEINBACH, P.; LOSORDO, T. M.; SCHRADER, K. K.; MAIN, K. L. Comparing denitrification rates and carbon sources in commercial scale upflow denitrification biological filters in aquaculture. **Aquaculture Engineering**, v. 38, 2008. p. 79-92.
- HE, Sheng-bing; XUE, Gang; WANG, Bao-zhen. Factors affecting simultaneous nitrification and de-nitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. **Journal of Hazardous Materials**. Volume 168. Issues 2–3. 2009. Pages 704-710. ISSN 0304-3894. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.099>.
- HELMER-MADHOK, C.; SCHMID, M.; FILIPOV, E.; GAUL, T.; HIPPEN, A.; ROSENWINKEL, K.H.; SEYFRIED, C.F.; WAGNER, M.; KUNST, S. (2002) Deammonification in biofilm systems: population structure and function. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 1-2, p. 223-231.
- HENZE, M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; EKAMA, G.A.; BRDJANOVIC, D. **Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design.** London: IWA Publishing, p. 112, 139, 2008.
- HU, Z.; LIU, J.; ZHENG, W.; LI, D.; LIU, Y.; YAO, H. Highly-efficient nitrogen removal from domestic wastewater based on enriched aerobic/anoxic biological filters and functional microbial community characteristics. **Journal of Cleaner Production**, 238, 117867. 2019.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** Rio de Janeiro: ABES, 3. ed. 1995.
- KARTAL, B.; KUENEN, J.G. v; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Sewage treatment with anammox. **Science**, v. 328, n. 5979, p. 702-703, 2010.
- KELLER, J.; SUBRAMANIAM, K.; GÖSSWEIN, J.; GREENFIELD, P.F. Nutrient removal from industrial wastewater using single tank sequencing batch reactors. **Water Science and Technology**, Volume 35, Issue 6, 1997, Pages 137-144, ISSN 0273-1223, [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00104-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00104-2).
- KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V. K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 12, p. 1232–1251, 2011. Elsevier B.V.
- KIM, Dong-jin; LEE, Dong-ig; KELLER, Jürg. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. **Bioresource Technology**, Volume 97, Issue 3, 2006, Pages 459-468, ISSN 0960-8524, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.03.032>.
- KNOWLES, Roger. **Denitrification. Microbiological reviews**, v. 46, n. 1, p. 43, 1982.
- KUENEN, J.G. Anammox bacteria: from discovery to application. **Nat. Rev. Microbiol.**, 6 (4) 2008, pp. 320-326.
- KUENEN, J. G.; ROBERTSON, L. A. Combined nitrification-denitrification processes, **FEMS Microbiology Reviews**, Volume 15, Issue 2-3, October 1994, Pages 109–117, <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.1994.tb00129.x>
- LAI, C.; SUN, Y.; GUO, Y.; CAI, Q.; YANG, P. Removal of organic and nitrogen in a novel anoxic fixed-bed/aerobic fluidized-moving bed integrated with a constructed wetland bio-reactor (A/O-FMCW). In **E3S Web of Conferences** (Vol. 167, p. 01001). EDP Sciences. 2020.
- LEE, N. M.; WELANDER, T. The effect of different carbon sources on respiratory denitrification in biological wastewater treatment. **Journal of fermentation and bioengineering**, v. 82, n. 3, p. 277-285, 1996.
- LEMOINE, D., JOUENNE, T.; JUNTER, G.A. Reduction of nitrate by *Pseudomonas putrefaciens* entrapped in composite agar layer/microporous membrane structures. **Biotechnol Lett** 10, 399–402. 1988. <https://doi.org/10.1007/BF01087437>
- LETTINGA, G., VAN VELSEN, A.F.M., HOBMA, S.W., DE ZEEW, W. AND KLAPWIJK, A. Use of the Up-flow Sludge Blanket (USB) concept for biological waste water treatment, specially for anaerobic treatment. **Biotechn. Bioeng.**, 22, 699–734, 1980.
- LETTINGA, G.; HULSHOFF, L. W. P. UASB-Process Design for Various Types of Wastewaters. **Water Sci Technol** 1 October 1991; 24 (8): 87–107. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.1991.0220>

- LI, J.; LI, J.; PENG, Y.; WANG, S.; ZHANG, L.; YANG, S.; LI, S. Insight into the impacts of organics on anammox and their potential linking to system performance of sewage partial nitrification-anammox (PN/A): A critical review. **Bioresource Technology**. Volume 300. 2020. 122655. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122655>.
- LIU, Y.; GU, J.; LIU, Y. Energy self-sufficient biological municipal wastewater reclamation: Present status, challenges and solutions forward. **Bioresource Technology**. Volume 269. 2018. Pages 513-519. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.104>.
- LIU, G.; XU, X.; ZHU, L.; XING, S.; CHEN, J. Biological nutrient removal in a continuous anaerobic-aerobic-anoxic process treating synthetic domestic wastewater. **Chemical Engineering Journal**. Volume 225. 2013. Pages 223-229. ISSN 1385-8947. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.01.098>.
- LIU, W., YANG, D., SHEN, Y. WANG, J. Two-stage partial nitrification-anammox process for high-rate mainstream deammonification. **Appl Microbiol Biotechnol**. 102, 8079-8091. 2018. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9207-y>
- LU, L.; QIU, L.; ZHANG, S.; WANG, J.; XIE, K. Research Progress of Nitrogen and Phosphorus Removal in Municipal Sewage. In: **2015 4th International Conference on Sustainable Energy and Environmental Engineering**. Atlantis Press, 2016. p. 512-516.
- LUDZACK, F. J.; ETTINGER, M. B. Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen. **Journal Water Pollution Control Federation**, p. 920-931, 1962.
- MA, B.; ZHANG, S.; ZHANG, L.; PENG, Y.; WANG, J.; WANG, S.; PENG, Y. The feasibility of using a two-stage autotrophic nitrogen removal process to treat sewage. **Bioresource Technology**. Volume 102. Issue 17. 2011. Pages 8331-8334. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.06.017>.
- MA, J.; PENG, Y.; WANG, L.; WANG, S. Effect of temperature on denitrification and profiles of pH during the process. **China Environmental Science**, v. 28, n. 11, 2008
- MA, Y.; PENG, Y.; WANG, S.; YUAN, Z.; WANG, X. Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant. **Water Research**, 43(3), 563-572. 2009.
- MANNINA, G.; CAPODICI, M.; COSENZA, A.; DI TRAPANI, D. Carbon and nutrient biological removal in a University of Cape Town membrane bioreactor: Analysis of a pilot plant operated under two different C/N ratios. **Chemical Engineering Journal**, 296, 289-299. 2006.
- MATĚJŮ, Vít; ČIŽINSKÁ, Simona; KREJČÍ, Jakub; JANOCH, Tomáš. Biological water denitrification—A review. **Enzyme and Microbial Technology**, Volume 14, Issue 3, 1992, Pages 170-183, ISSN 0141-0229, [https://doi.org/10.1016/0141-0229\(92\)90062-5](https://doi.org/10.1016/0141-0229(92)90062-5).
- MCCARTY, P.L., One hundred years of anaerobic treatment. En *Anaerobic Digestion*. Eds. Hughes, D.E. et.al., **Elsevier Biomedical Press**, Amsterdam, New York, Oxford. 1981. 3- 22p.
- MCCARTY, Perry L.; BAE, Jaeho; KIM, Jeonghwan. Domestic Wastewater Treatment as a Net Energy Producer—Can This be Achieved? **Environmental Science & Technology** 2011 45 (17), 7100-7106. DOI: 10.1021/es2014264.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. Inc. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5th. ed. Porto Alegre. 1980 p. 2016.
- MOTA, Francisco Suetônio Bastos; VON SPERLING, Marcos. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. 428 p.. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, ABES, 2009.
- MULDER, A.A. VAN DE GRAAF, L.A. ROBERTSON, J.G. KUENEN. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor, **FEMS Microbiology Ecology**, Volume 16, Issue 3, March 1995, Pages 177-183, <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1995.tb00281.x>
- MULDER, J.W.; VAN KEMPEN, R. N-removal by SHARON. **Water Quality International**, v.2, p.30-31, 1997.
- MÜNCH, Elisabeth V.; LANT, Paul; Keller, JÜRIG. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. **Water Research**, Volume 30, Issue 2, 1996, Pages 277-284, ISSN 0043-1354, [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00174-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00174-3).
- NGO, H. H., KHAN, M. A., GUO, W., PANDEY, A.; LEE, D.-J. Non-conventional Anaerobic Bioreactors for Sustainable Wastewater Treatment. **Water and Wastewater Treatment Technologies**, 265-295, 2018. doi:10.1007/978-981-13-3259-3_13
- NIKPOUR, B.; YENGEJEH, R. J.; TAKDASTAN, A.; HASSANI, A. H.; ZAZOULI, M. A. The investigation of biological removal of nitrogen and phosphorous from domestic wastewater by inserting anaerobic/anoxic holding tank in the return sludge line of MLE-OSA modified system. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, 1-10. 2020.
- PAREDES, D.; KUSCHK, P.; MBWETTE; T. S. A.; STANGE, F.; MÜLLER, R. A.; KÖSER, H. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment—a review. **Engineering in Life Sciences**, v. 7, n. 1, p. 13-25, 2007.
- PENG, Y., ZHU, G. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway. **Appl Microbiol Biotechnol**, 73, 15-26 (2006). <https://doi.org/10.1007/s00253-006-0534-z>
- RAJASULOCHANA, P.; PREETHY, V. Comparison on efficiency of various techniques in treatment of waste and sewage water – A comprehensive review. **Resource-Efficient Technologies**, Volume 2, Issue 4, 2016, Pages 175-184, ISSN 2405-6537, <https://doi.org/10.1016/j.refit.2016.09.004>.
- RAST, W.; HOLLAND, M.; RYDING, S. **Eutrophication management framework for the policy-maker**. França: UNESCO, 1989.

- RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. **Environmental biotechnology: principles and applications**. Tata McGraw-Hill Education, 2012.
- RITTMANN B.; LANGE LAND W. "Simultaneous denitrification with nitrification in singlechannel oxidation ditches". **Journal of Water Pollution Control Federation**, 57, 4, pp. 300-308. 1985.
- SHELLINKHOUT, A.; LETTINGA, G.; VAN VELSEN, A. F. M.; LOUWE KOOIJMANS, J.; RODRIGUEZ PASSA, G. The application of the UASB-reactor for the direct treatment of domestic wastewater under tropical conditions. In Proc. **Seminar Anaerobic Treatment of Sewage**, M.S. Switzenbaum (ed.). Univ. Massachusetts, Amherst, MA, USA (pp. 259-276). 1985.
- SCHEEREN, Marina B. et al. O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 1289-1297, 2011.
- SCHMIDT, J.E.; AHRING, B.K. Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Biotechnol. Bioeng.**, 49: 229-246. 1996. doi:10.1002/(SICI)1097-0290(19960205)49:3<229::AID-BIT1>3.0.CO;2-M
- SEDLAK, R. I. **Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice**. CRC press, 1991.
- SEGHEZZO, Lucas; ZEEMAN, Grietje; VAN LIER, Jules B.; HAMELERS, H.V.M.; LETTINGA, Gatzke. A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Bioresource Technology**, Volume 65, Issue 3, 1998, Pages 175-190, ISSN 0960-8524, [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00046-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00046-7).
- SHOW, K-Y., YAN, Y., YAO, H., GUO, H., LI, T., SHOW, D-Y., CHANG, J-S., LEE, D-J., Anaerobic granulation: a review of granulation hypotheses, bioreactor designs and emerging green applications, **Bioresource Technology**. 2020, doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122751>
- SIEGRIST, H. Nitrogen removal from digester supernatant-comparison of chemical and biological methods. **Water science and Technology**, v. 34, n. 1-2, p. 399, 1996.
- SILVA, Bruno Garcia; DAMIANOVIC, Márcia Helena Rissato Zamariolli; FORESTI, Eugenio. Effects of intermittent aeration periods on a structured-bed reactor continuously fed on the post-treatment of sewage anaerobic effluent. **Bioprocess And Biosystems Engineering**, Springer-verlag GmbH Germany, v. 41, n. 8, p.1115-1120, <https://doi.org/10.1007/s00449-018-1940-1>,ago. 2018.
- STAZI, Valentina; TOMEI, Maria Concetta. Enhancing anaerobic treatment of domestic wastewater: State of the art, innovative technologies and future perspectives. **Science of The Total Environment**, v. 635, p. 78-91, 2018.
- STRONACH S.M., RUDD T., LESTER J.N. Toxic Substances in Anaerobic Digestion. In: Anaerobic Digestion Processes in Industrial Wastewater Treatment. **Biotechnology Monographs**, vol. 2. Springer, Berlin, Heidelberg, 1986. https://doi.org/10.1007/978-3-642-71215-9_5.
- STROUS, M.; HEIJNEN, J.J.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Appl. Microbiol. Biotechnol.**, 50 (5), pp. 589-596. 1998
- STROUS, M.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. Key Physiology of Anaerobic Ammonium Oxidation. **Applied and Environmental Microbiology**. Jul 1999, 65 (7) 3248-3250; DOI: 10.1128/AEM.65.7.3248-3250.1999
- SUN, S.; NÀCHER, C. P.; MERKEY, B.; ZHOU, Q.; XIA, S.; YANG, D.; SUN, J.; SMETS, B. F. Effective Biological Nitrogen Removal Treatment Processes for Domestic Wastewaters with Low C=N Ratios: A Review. **Environmental Engineering Science**. Feb 2010. 111-126. <http://doi.org/10.1089/ees.2009.0100>
- TANG, X.; YANG, Q.; LI, J.; PENG, Y.; XU, Z.; HE, J. Semi-nitrification process producing optimum influent for anammox process in treatment of domestic wastewater. **Chemosphere**. Volume 152. 2016. Pages 55-61. ISSN 0045-6535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.118>.
- TESKE, A; ALM, E; REGAN, J M; TOZE, S; RITTMANN, B E; STAHL, D A. Evolutionary relationships among ammonia- and nitrite-oxidizing bacteria. **Journal of Bacteriology** Nov 1994, 176 (21) 6623-6630; DOI: 10.1128/jb.176.21.6623-6630.1994
- TIEDJE, James M. **Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium**. Biology of anaerobic microorganisms, v. 717, p. 179-244, 1988.
- TONETTI, A. L., DUARTE, N. C., FIGUEIREDO, I. C. S.; BRASIL, A. L. (2018). **Alternativas para o gerenciamento de lodo de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos de áreas rurais**. Labor E Engenharia, 12(1), 145-152. <https://doi.org/10.20396/labore.v12i1.8649680>
- NIMESHCHANDRA, V. V., NAVINCHANDRA, C. S.; DESAI, K. R. Performance of UASB post treatment technologies for sewage treatment in surat city. **Oriental Journal of Chemistry**, 35(4), 1352-1359, 2019. doi:<http://dx.doi.org/10.13005/ojc/350415>
- VILLAVARDE, S.; GARCIA-ENCINA, P. A.; FDZ-POLANCO, F. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. **Water Research**, v. 31, n. 5, p. 1180-1186, 1997.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1996. 243p
- VON SPERLING, Marcos. **Activated sludge and aerobic biofilm reactors**. IWA publishing, 2007.
- VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Biological wastewater treatment in warm climate regions. **IWA publishing**, 2005.
- WALIA, R., KUMAR, P.; MEHROTRA, I. Post-treatment of effluent from UASB reactor by surface aerator. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**

17, 983–992 (2020). <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02351-1>

WUHRMANN K. Nitrogen removal in sewage treatment processes, **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, 15:2, 580–596. 1964 DOI: 10.1080/03680770.1962.11895576

WANG, Y.; DU, Z.; LIU, Y.; WANG, H.; XU, F.; LIU, B.; ZHENG, Z. The nitrogen removal and sludge reduction performance of a multi-stage anoxic/oxic (A/O) biofilm reactor. **Water Environ Res**, 92: 94–105. 2020. doi:10.1002/wer.1188

YUAN, C.; PENG, Y.; JI, J.; WANG, B.; LI, X.; ZHANG J. Q. Advanced nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater via simultaneous enhanced biological phosphorus removal and semi-nitrification (EBPR-SN) combined with anammox. **Bioprocess Biosyst Eng** 43, 2039–2052 (2020). <https://doi.org/10.1007/s00449-020-02392-8>

ZANETTI, L.; FRISON, N.; NOTA, E.; TOMIZIOLI, M.; BOLZONELLA, D.; FATONE, F. Progress in real-time control applied to biological nitrogen removal from wastewater. A short-review. **Desalination**, v. 286, p. 1–7, 2012.

ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrient cycle at community level. **Water Science and Technology**, Volume 39, Issue 5, 1999, Pages 187–194, ISSN 0273-1223. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00101-8](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00101-8).

ZENG, W.; LI, L.; YANG, Y.; WANG, S.; PENG, Y. Nitrification and denitrification of domestic wastewater using a continuous anaerobic–anoxic–aerobic (A2O) process at ambient temperatures. **Bioresource Technology**, 101(21), 8074–8082. 2010.

ZENG, W.; LI, L.; YANG, Y.; WANG, X.; PENG, Y. Denitrifying phosphorus removal and impact of nitrite accumulation on phosphorus removal in a continuous anaerobic–anoxic–aerobic (A2O) process treating domestic wastewater. **Enzyme and Microbial Technology**. Volume 48, Issue 2. 2011. Pages 134–142. ISSN 0141-0229. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2010.10.010>.

ZENG, W.; WANG, X.; LI, B.; BAI, X.; PENG, Y. Nitrification and denitrifying phosphorus removal via nitrite pathway from domestic wastewater in a continuous MUCT process. **Bioresource Technology**. Volume 143. 2013. Pages 187–195. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.002>.

Zhang F, Peng Y, Wang S, Wang Z, Jiang H. Efficient step-feed partial nitrification, simultaneous Anammox and denitrification

(SPNAD) equipped with real-time control parameters treating raw mature landfill leachate. **J Hazard Mater** 364:163–172, 2019b. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.09.066>

ZHANG, Z.; XU, C.; ZHONG, D.; HAN, Y.; HAN, H.; ZHENG, M.; ZHU, H. Enhanced nitrogen removal of coal pyrolysis wastewater with low COD to nitrogen ratio by partial nitrification–denitrification bioprocess assisted with polycaprolactone. **Environ Sci Pollut Res** 26, 21655–21667, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05416-3>

ZHANG, C.; XU, X.; YUAN, L.; MAO, Z.; LI, W. Performance enhancement by adding ferrous to a combined modified University of Cape Town and post-anoxic/aerobic-membrane bioreactor. **Chemosphere**, Volume 243, 2020, 125300, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125300>.

ZHANG, T.; WANG, B.; LI, X.; ZHANG, Q.; WU, L.; HE, Y.; PENG, Y. Achieving partial nitrification in a continuous post-denitrification reactor treating low C/N sewage. **Chemical Engineering Journal**. Volume 335. 2018. Pages 330–337. ISSN 1385-8947. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.188>.

ZHANG, M.; WANG, S.; JI, B.; LIU, Y. Towards mainstream deammonification of municipal wastewater: Partial nitrification-anammox versus partial denitrification-anammox. **Science of The Total Environment**. Volume 692. 2019c. Pages 393–401. ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.293>.

ZHANG, Miao; SONG, Tianxin; ZHU, Chenjie; FAN, Yajun; SOARES, Ana; GU, Xiaodan; WU, Jun. Roles of nitrate recycling ratio in the A2/O - MBBR denitrifying phosphorus removal system for high-efficient wastewater treatment: Performance comparison, nutrient mechanism and potential evaluation. **Journal of Environmental Management**, Volume 270, 2020b, 110887, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110887>.

ZHANG, T.; WANG, B.; LI, X.; ZHANG, Q.; WU, L.; HE, Y.; PENG, Y. Achieving partial nitrification in a continuous post-denitrification reactor treating low C/N sewage. **Chemical Engineering Journal**. Volume 335. 2018. Pages 330–337. ISSN 1385-8947. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.09.188>.

ZHAO, W.; HUANG, Y.; WANG, M.; PAN, C.; LI, X.; PENG, Y.; LI, B.. Post-endogenous denitrification and phosphorus removal in an alternating anaerobic/oxic/anoxic (AOA) system treating low carbon/nitrogen (C/N) domestic wastewater. **Chemical Engineering Journal**, 339, 450–458. 2018.

ZHU, Songming; CHEN, Shulin. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters. **Aquacultural Engineering**, v. 26, n. 4, p. 221–237, 2002.

Potencial de geração de biocombustíveis e biorremediação de microalgas cultivadas em efluente doméstico tratado

Bioremediation and biofuel generation potencial of microalgae cultivated in treated domestic wastewater

- **Data de entrada:** 02/10/2020
- **Data de aprovação:** 23/08/2022

Emanuel Júnior Silva Soares^{1*} | Amanda Myrna de Meneses e Costa¹ | Natália Ferreira Silva¹ | Whelton Brito dos Santos¹ | Thiago Santos de Almeida Lopes² | Lyanne Cibely Oliveira de Sousa¹ | Weruska Brasileiro Ferreira¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.044>

ORCID ID

Soares EJS  <https://orcid.org/0000-0002-9224-2079>
Costa AMM  <https://orcid.org/0000-0001-9332-5581>
Silva NF  <https://orcid.org/0000-0001-6419-8878>

Santos WB  <https://orcid.org/0000-0002-2956-8260>
Lopes TSA  <https://orcid.org/0000-0002-0270-6133>
Sousa LCO  <https://orcid.org/0000-0001-5676-1202>
Ferreira WB  <https://orcid.org/0000-0003-2381-3883>

Resumo

A presente pesquisa objetivou verificar o potencial de produção de biocombustível e capacidade de biorremediação das microalgas *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus acuminatus* e *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER cultivadas em efluente doméstico tratado por Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB). Foram realizados cultivos com variação de exposição luminosa e pH; posteriormente, fez-se suplementação com efluente de reator UASB. Constatou-se melhor desenvolvimento celular em meios alcalinos e com elevada exposição à luz, porém não houve diferença significativa em termos de produtividade de biomassa. Nos cultivos suplementados, a *C. vulgaris* obteve remoção de 62,95% de DQO, teor de lipídios de 18,14% e maior produtividade média. A *S. acuminatus* promoveu remoção de 32,80% de DQO e teor lipídico de 10,42%. Por seu turno, a *D. tertiolecta* BUTCHER evidenciou inadaptabilidade ao meio. Em relação ao potencial de biorremediação, não foi verificada diferença significativa entre as espécies.

Palavras-chave: *Chlorella vulgaris*. *Scenedesmus acuminatus*. *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER. Lipídios. Efluente de reator UASB. Remoção de carga orgânica.

Abstract

The present research aimed to verify the biofuel production potential and bioremediation capacity of *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus acuminatus* e *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER microalgae cultivated in domestic wastewater, treated in an Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor (UASB). Cultures were produced with light exposure and pH variation, and afterwards UASB reactor wastewater was supplemented. It was verified a better cell development in alkaline medium with high light exposure, however, there was no significant difference in biomass productivity. In supplemented cultures, *C. vulgaris* presented 62,95% COD removal, 18,14% lipid content and overall higher productivity. *S. acuminatus* produced 32,80% COD removal and 10,42% lipid content. *D. tertiolecta* BUTCHER did not adapt to the medium. Bioremediation potential had no considerable difference among the species.

Keywords: *Chlorella vulgaris*. *Scenedesmus acuminatus*. *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER. Lipids. UASB reactor wastewater. Organic load removal.

¹ UEPB - Universidade Estadual da Paraíba - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

² UFCG - Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

* **Autor correspondente:** emanuel.junior.902@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Atualmente o mundo enfrenta vários desafios, a exemplo da crise energética global. Em consequência disso tem-se a necessidade de desenvolver novas fontes de energia baseadas em princípios sustentáveis e que propiciem a conservação dos recursos naturais. Nesse cenário, as microalgas surgem como uma alternativa para os problemas energéticos atuais.

Segundo Nascimento et al. (2016), as microalgas se configuram como microrganismos clorofilados que convertem, a partir da fotossíntese, o dióxido de carbono (CO_2) em metabólitos e produtos químicos, como proteínas, polissacarídeos e lipídios. Essas características, somadas ao acúmulo de biomassa em curtos períodos, as destacam como uma vantajosa matéria-prima para produção de biocombustíveis e as tornam objeto de estudo de inúmeros pesquisadores na comunidade científica.

A versatilidade desses microrganismos com seus arcabouços biotecnológicos também permite que atuem no tratamento de efluentes, junto com bactérias simbióticas, e na biorremediação de metais pesados e nutrientes, como nitrogênio e fósforo, os quais podem provocar a eutrofização dos meios aquáticos naturais quando presentes em altas concentrações (SRIRAM; SEENIVASAN, 2012).

Entretanto, devido aos custos de produção e recuperação da biomassa algal, o cultivo de microalgas em larga escala para geração de biocombustíveis ainda é considerado economicamente impeditivo, em comparação a outras culturas utilizadas (FRANCISCO, 2016; MATTHIENSEN, 2016).

Uma forma para otimizar a produção de biomassa é agregar o efluente proveniente do tratamento anaeróbico de esgoto doméstico a partir de reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) aos meios de culturas sintéticos das microalgas,

já que o efluente apresenta grande carga de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, uma vez que processos de digestão anaeróbia apresentam esse aspecto, além de possuir uma baixa concentração de oxigênio dissolvido (ALMEIDA et al, 2018), fatores que podem provocar eutrofização dos corpos hídricos impossibilitando sua deposição no meio ambiente.

Além de adequar-se como substrato, o efluente ainda pode passar por um processo de biorremediação, visto que uma das características do metabolismo microalgal é a capacidade de converter tanto nutrientes como metais pesados em compostos mais sustentáveis (DIAS et al., 2019).

Nessa perspectiva, o presente trabalho visa avaliar o potencial lipídico para geração de biocombustíveis e de biorremediação de três espécies de microalgas – *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus acuminatus* e *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER – cultivadas em efluentes de tratamento anaeróbio de esgoto doméstico..

2 METODOLOGIA

2.1 Cultivo das microalgas

Foram avaliadas três espécies de microalgas: *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus acuminatus* e *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER.

O cultivo da *Chlorella vulgaris* foi realizado no meio sintético Bold's Basal Medium (BBM), recomendado pelo *Culture Collection of Algae and Protozoa* (CCAP) de Cambridge. A *Scenedesmus acuminatus* foi cultivada no meio *Wright's Cryptophyte* (WC), desenvolvido por Guillard e Lorenzen (1972). Já o cultivo da *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER foi efetuado em meio F/2, desenvolvido por Guillard (1975).

Cada cultivo teve duração total de 192 horas e foi conduzido em ambiente climatizado a $26^\circ\text{C}\pm 2$, onde controlou-se a disponibilidade luminosa

por meio de lâmpadas com potência fixa de 40 W. Para as montagens dos sistemas foram utilizados Erlenmeyers de 500 mL, acoplados a aeradores para favorecer a homogeneização e oxigenação dos cultivos.

2.2 Variação das condições do cultivo

A variação dos parâmetros influenciadores no desenvolvimento das microalgas ocorreu em quatro etapas. A princípio, foi avaliada a influência da luminosidade, utilizando intervalos de 6, 12, 18 e 24 horas de luz diária, determinando-se um período ótimo de exposição. Nessa fase não houve alteração do pH dos meios.

Na segunda etapa foram mantidas as condições ideais de tempo de exposição à luz para cada microalga, determinadas na fase anterior, e realizou-se a variação do pH inicial dos cultivos na faixa entre 5,5 e 8,5 (em intervalos de 1,0), fazendo uso das soluções de ácido clorídrico e hidróxido de sódio para a mudança de pH. Além disso, realizaram-se cultivos sem alteração do pH dos meios WC, BBM e F/2, sendo 9,0; 7,0 e 7,23; respectivamente.

A terceira etapa da pesquisa consistiu na suplementação dos cultivos com efluente doméstico tratado em reator UASB, em diferentes proporções com relação aos meios sintéticos. Foram adotadas as proporções de 20, 30, 50, 70, 80 e 100% para *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus acuminatus* e de 25, 50, 75 e 100% para a *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER.

Por fim, na quarta e última etapa, foi realizada a extração dos lipídios nos cultivos que apresentaram melhor adaptabilidade das microalgas à suplementação de efluente de reator UASB, bem como dos cultivos conduzidos apenas com os meios sintéticos (WC, BBM e F/2).

2.3 Parâmetros avaliados

O crescimento microalgal foi estimado por meio de contagens a cada 24 horas, durante as 192 horas de cultivo, realizadas em triplicata nas câmaras de Neubauer com o microscópio óptico, e expresso em células.mL⁻¹. Além disso, foram determinados os parâmetros cinéticos velocidade específica máxima de crescimento ($\mu_{\text{máx}}$) e tempo de geração (t_g), calculados pelas Eq. 1 e 2, respectivamente.

$$\mu_{\text{máx}} = \frac{\ln(x) - \ln(x_i)}{(t - t_i)} \quad (1)$$

$$t_g = \frac{\ln(2)}{\mu_{\text{máx}}} \quad (2)$$

Onde: $\mu_{\text{máx}}$ = velocidade específica máxima de crescimento (h⁻¹); x = concentração celular (células.mL⁻¹); x_i = concentração celular inicial (células.mL⁻¹); t_i = tempo inicial referente à fase exponencial (h); t = tempo final referente à fase exponencial (h); e t_g = tempo de geração (h).

A produtividade de biomassa foi determinada por alíquotas de 50 mL colhidas no primeiro e no último dia de cultivo, centrifugadas a uma rotação de 4000 rpm durante 8 minutos. O sedimentado foi colocado em cápsulas de porcelana, levado para estufa a 55°C e mantido até remoção total da umidade. A produtividade foi definida como a razão entre a diferença da biomassa seca final e inicial pelo tempo de cultivo, expressa por g.L⁻¹.dia⁻¹.

Para os cultivos acrescidos de efluente de reator UASB, foi verificado o potencial de biorremediação das microalgas. Para isso, foi utilizada a DQO, determinada pelo método titulométrico por refluxo conforme descrito pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*

(APHA; AWWA; WPCF, 2012) e o resultado foi expresso em termos de remoção, conforme a Eq. 3.

$$\%DQO = \frac{DQO_i - DQO_f}{DQO_i} \times 100 \quad (3)$$

Onde: %DQO é a eficiência ou percentual de remoção de DQO pelo cultivo; DQO_i e DQO_f os valores de DQO no início e no final do cultivo (em mg.L^{-1}), respectivamente.

2.4 Quantificação do teor lipídico

Para análise do teor lipídico utilizaram-se fotobiorreatores de 10 L, fazendo suplementação dos cultivos com meio de cultura e efluente de reator UASB, obtendo-se biomassa seca por meio dos processos de centrifugação e secagem descritos anteriormente.

Os lipídios foram determinados por meio da metodologia adaptada por Folch, Lees e Sloane Stanley (1957), que consiste em submeter amostras de 2 g de biomassa seca à extração por meio de uma mistura de clorofórmio e metanol (2:1) seguida de evaporação do solvente em estufa a 105°C . Devido à resistência da parede celular das microalgas, a metodologia foi adaptada e a esta introduziu-se uma etapa de rompimento celular, com o uso de banho ultrassônico. O teor de lipídios foi quantificado pela Eq. 4.

$$\% \text{ Lipídio} = \frac{V_{\text{finf}} (M_f - M_i)}{5M} \quad (4)$$

Onde: V_{finf} é o volume do extrato da fase inferior; M_f a massa final do béquer com lipídios; M_i a massa do béquer seco; e M a massa da amostra.

2.5 Análise estatística

A diferença entre a produtividade das espécies de microalgas para os experimentos de luminosidade, pH e suplementação com efluente de UASB, bem como suas respectivas remoções de DQO, foi avaliada a partir da análise de variância (ANOVA), quando observada normalidade dos dados, e pelo teste Kruskal-Wallis (KW-H), uma vez que não foi verificada uma distribuição normal dos dados. A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilks. Quando detectadas diferenças significativas entre as espécies, aplicou-se o teste de comparação múltipla de Tukey a um nível de significância de 5%. Para essas análises foi utilizado o software Statística 12.0 (STATSOFT, 2011).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Cultivos com diferentes tempos de exposição à luminosidade

A Fig. 1 apresenta o crescimento das microalgas nos diferentes tempos de exposição à luminosidade. Verificou-se que os cultivos com menor tempo de exposição apresentaram maior fase estacionária, que corresponde a um lento crescimento nos primeiros dias após o inóculo, uma vez que as microalgas apresentam maior crescimento na presença de maiores períodos de iluminação (CHIRANJEEVI; MOHAN, 2016).

Para a *Chlorella vulgaris* e a *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER, as exposições de 12, 18 e 24 h à luz proporcionaram um rápido desenvolvimento exponencial, diferentemente da *Scenedesmus acuminatus*, que apresentou expresso crescimento celular nas exposições a 12 e 18 h.

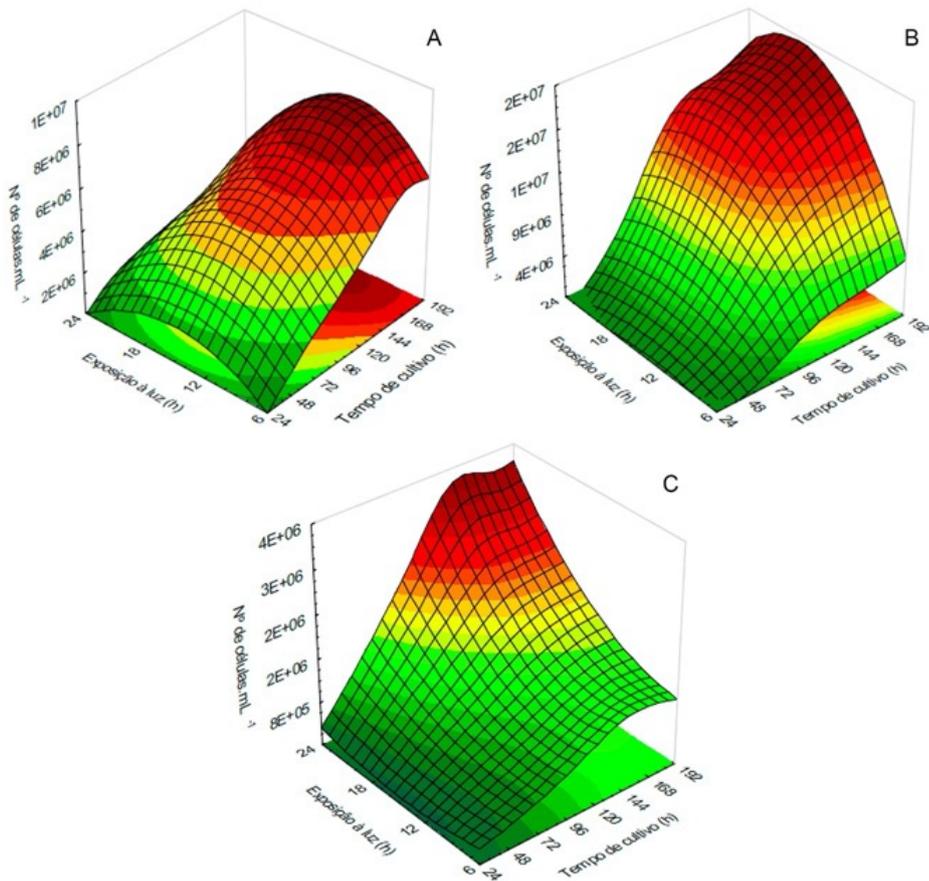


Figura 1 - Crescimento da *Scenedesmus acuminatus* (A), *Chlorella vulgaris* (B) e *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER (C) nos cultivos com diferentes tempos de exposições à luminosidade

Em relação à produtividade microalgal, a *Scenedesmus acuminatus* apresentou maiores valores médios, seguido pela *Chlorella vulgaris* e a *Dunaliella tertiolecta*

BUTCHER. No entanto, não foi observada diferença significativa entre as microalgas ($F(2;9) = 0,384$, $p = 0,6914$), como pode ser observado na Fig. 2.

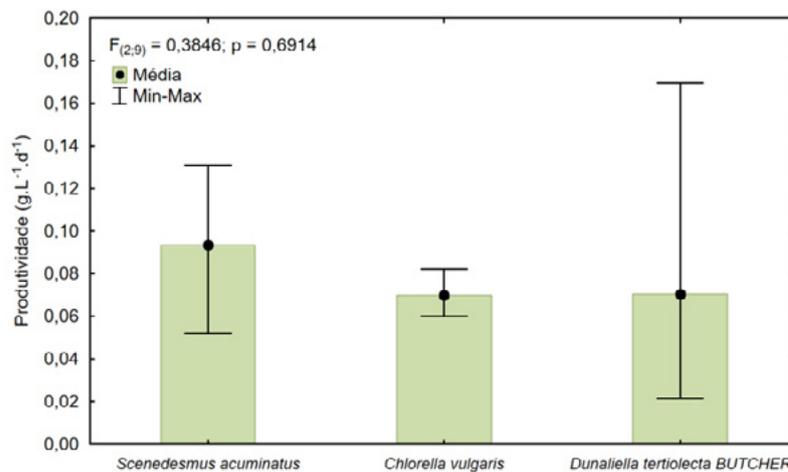


Figura 2 - Variação da produtividade de biomassa da *Scenedesmus acuminatus*, *Chlorella vulgaris* e *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER nos cultivos com diferentes tempos de exposições à luminosidade

A *Scenedesmus acuminatus* atingiu a produtividade de $0,1311 \text{ g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ quando cultivada em 24 h de exposição, onde observaram-se os melhores resultados para $\mu_{\text{máx}}$ e t_g , $0,0420 \text{ h}^{-1}$ e 16,50 h, respectivamente. A *Chlorella vulgaris* obteve maior produtividade ($0,0844 \text{ g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$) quando exposta a 12 h de luz, com $\mu_{\text{máx}}$ de $0,0517 \text{ h}^{-1}$ e t_g igual a 13,41 h. A *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER também apresentou maior produtividade ($0,1697 \text{ g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$) no intervalo de 12 h; contudo, a maior $\mu_{\text{máx}}$ ($0,0292 \text{ h}^{-1}$) e menor t_g (23,74 h) foram observadas no cultivo de 18 h de exposição à luminosidade.

Para as três espécies, o intervalo de 6 h de luz influenciou negativamente a produtividade, evidenciando a natureza autotrófica das mesmas. Isso foi constatado a partir do retardo na $\mu_{\text{máx}}$ e da elevação do t_g . Apesar disso, a *Chlorella vulgaris* e a *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER apresentaram baixas produtividades quando expostas ao fotoperíodo de 24 h por ocorrência da fotoinibição, como evidenciado por Yeesang e Cheirsilp (2011), que ao avaliarem parâmetros influenciadores na produção lipídica de microalgas, constataram que, em alta intensidade luminosa e condições ricas em nitrogênio, a fotossíntese é interrompida devido à fotoinibição, prejudicando a produtividade das mesmas.

Considerando o tempo médio de luz solar no Nordeste brasileiro como sendo 12 h por dia (ANEEL, 2002), adotou-se esse fotoperíodo como o ideal para o cultivo das três espécies de microalgas nas etapas subsequentes, uma vez que a *Scenedesmus acuminatus* foi favorecida nesse tempo de exposição, apresentando produtividade de $0,0956 \text{ g.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, assim como a *Chlorella vulgaris* e a *Dunaliella tertiolecta*, que também apresentaram melhores resultados nesse intervalo. Além disso, a escolha desse tempo de exposição minimiza os custos do processo, já que não de-

manda a utilização de iluminação artificial para os cultivos em escala industrial.

3.2 Cultivos com variação de pH

Os resultados do crescimento celular para os cultivos com variação de pH e 12 h de exposição à luminosidade podem ser observados na Fig. 2. Percebe-se que nos cultivos com pH abaixo da neutralidade, favoreceu-se o crescimento apenas da *Chlorella vulgaris*, diferentemente de quando submetidas a cultivos alcalinos, onde obteve-se satisfatório desenvolvimento celular para todas as espécies. Segundo Costa (2018), as microalgas podem alterar o pH do meio, tornando-o adequado para melhores desenvolvimentos. Esse ajuste depende da espécie e pode ocorrer para pH básico, comportamento observado neste estudo para a *Dunaliella tertiolecta* e a *Scenedesmus acuminatus*, como também para pH ácido, condição evidenciada pela *Chlorella vulgaris*.

A produtividade média para os cultivos com variação de pH foi similar para as três espécies, em torno de $0,08 \text{ g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (Fig. 4), não sendo observada diferença significativa ($p = 0,439$ e $\text{KW-H}_{(2;14)} = 1,646$). No entanto, a *Scenedesmus acuminatus* teve maior produção de biomassa ($0,0956 \text{ g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$) no cultivo com pH 9,0 (natural do meio). Suas maiores $\mu_{\text{máx}}$ foram de $0,0374$ e $0,0360 \text{ h}^{-1}$ e menores t_g de 18,53 e 19,25h para os pH de 8,5 e 9,0, respectivamente. A *Chlorella vulgaris*, embora tenha apresentado a produtividade de $0,0942 \text{ g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ no cultivo com pH 6,5, apresentou t_g elevado (18,19 h) quando comparado com o cultivo de pH 7,0 (natural do meio) ($t_g = 13,41 \text{ h}$), sendo observada uma produtividade de $0,0823 \text{ g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$. O cultivo com pH 6,5 intensificou a $\mu_{\text{máx}}$ e reduziu o t_g da *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER, porém a maior produção de biomassa foi de $0,1697 \text{ g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ no cultivo em pH 7,23 (natural do meio).

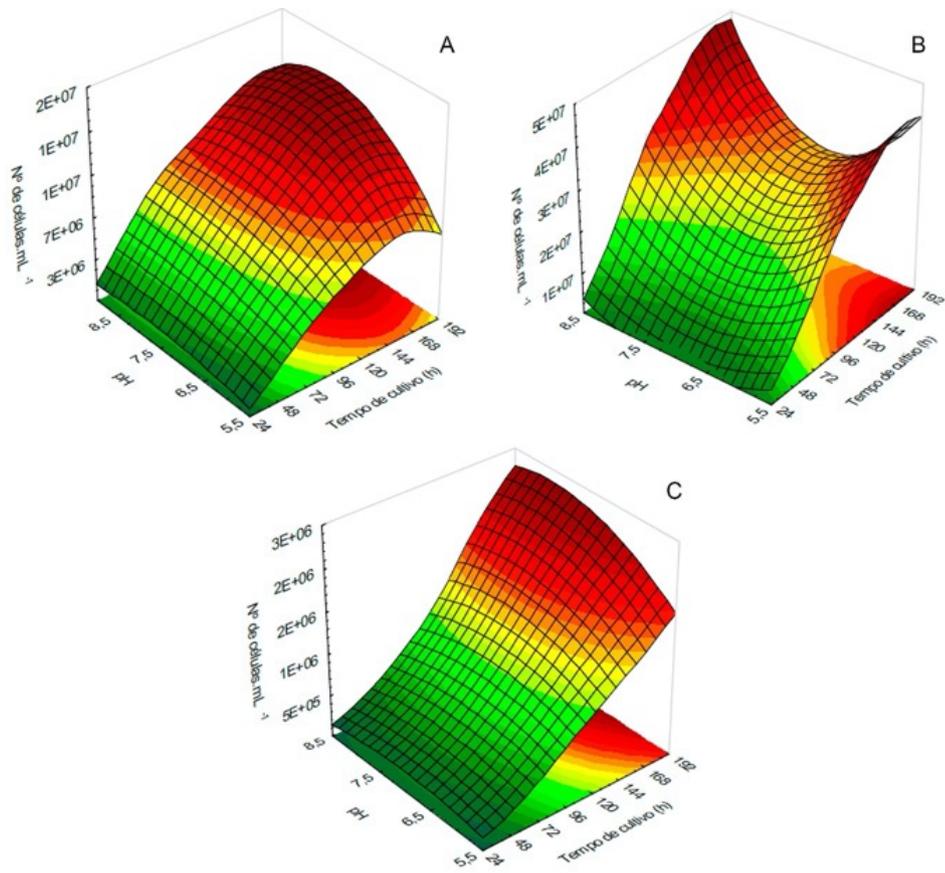


Figura 3 - Crescimento da *Scenedesmus acuminatus* (A), *Chlorella vulgaris* (B) e *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER (C) nos cultivos com variação de pH

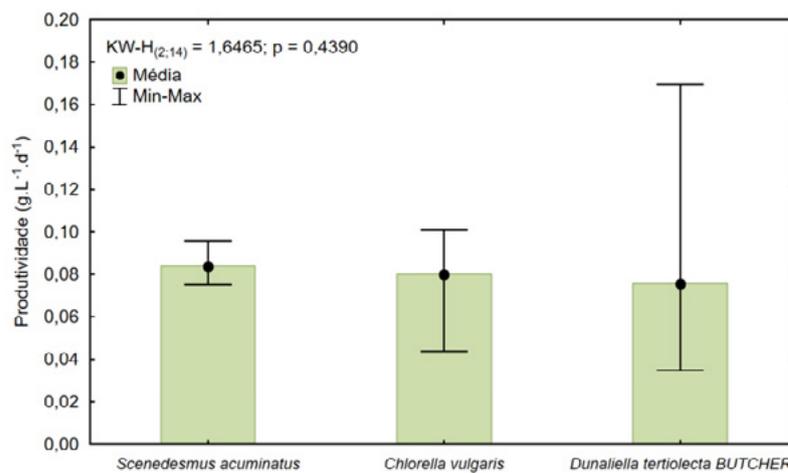


Figura 4 - Variação da produtividade de biomassa da *Scenedesmus acuminatus*, *Chlorella vulgaris* e *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER nos cultivos com variação de pH

De forma geral, os cultivos sem alteração de pH apresentaram excelentes produtividades de

biomassa; assim sendo, definiu-se como condição ótima de cultivo para cada microalga os

pH 9,0, 7,0 e 7,23 para a *Scenedesmus acuminatus*, *Chlorella vulgaris*, e *Dunaliella tertiolecta*, respectivamente, com 12 horas de exposição à luminosidade.

3.3 Cultivos com suplementação de efluente de reator UASB e potencial de biorremediação das microalgas

Na terceira etapa, os cultivos foram suplementados com efluentes de reator UASB. O crescimento celular das microalgas é apresentado na Fig. 5.

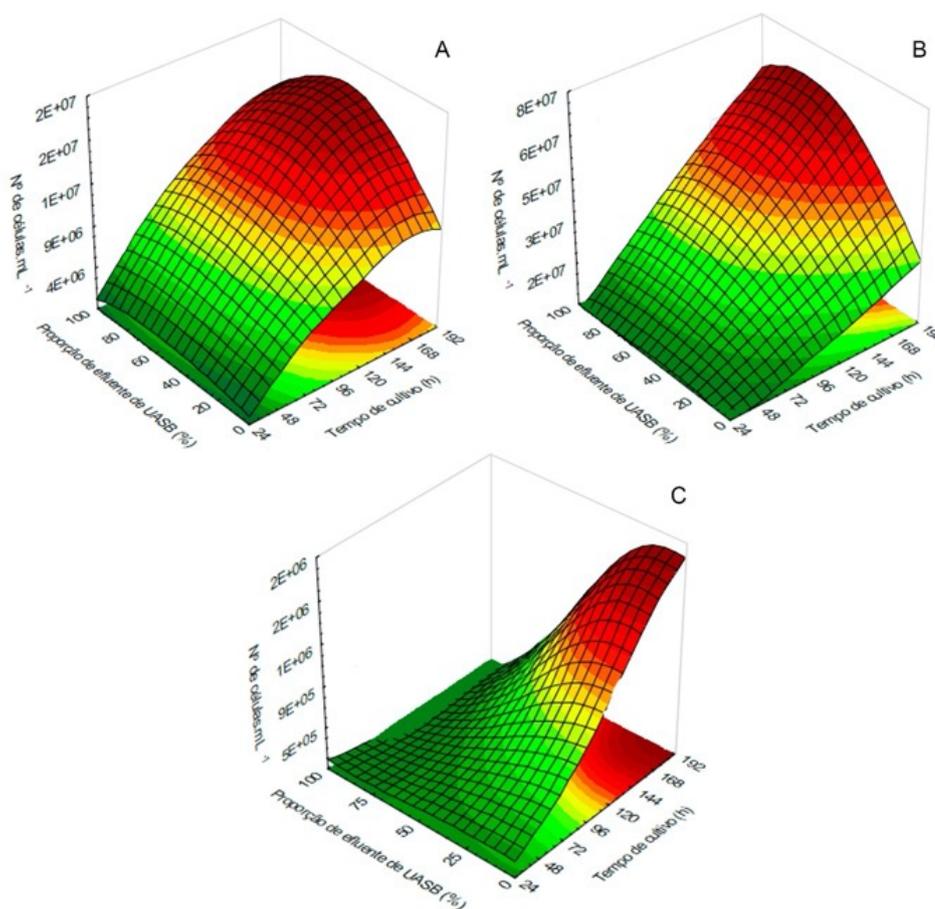


Figura 5 - Crescimento da *Scenedesmus acuminatus* (A), *Chlorella vulgaris* (B) e *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER (C) nos cultivos com suplementações de efluente de reator UASB

Conforme ilustrado na Fig. 5, as espécies *Scenedesmus acuminatus* e *Chlorella vulgaris* apresentaram desenvolvimento satisfatório, inclusive para a condição de 100% de efluente. Isso evidencia a disponibilidade de componentes necessários para o crescimento das microalgas (CHO et al., 2011), que se adaptaram ao efluente de reator UASB. Do mesmo modo, Torres (2014) ao cultivar a *Chlorella* sp. nesse meio alternativo, observou ótima adaptação

de crescimento da espécie, justificada pela rápida multiplicação do número de células sem interferências ou possíveis limitações presentes no efluente. Frigon et al. (2013), ao cultivarem *Scenedesmus* sp.-AMDD em águas residuárias de esgoto doméstico com objetivo de avaliar a produção de metano a partir de microalgas, também evidenciaram o potencial desse gênero em relação às demais espécies estudadas na pesquisa, devido a sua facilidade de cultivo

e elevados rendimentos de biomassa, como observado no presente estudo.

Por outro lado, a *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER teve seu crescimento inibido com o aumento da proporção de efluente, e isso pode ser atribuído ao fato de a matéria orgânica contida no efluente ser de complexa assimilação. Além disso, por ser uma microalga de natureza salina, seu desenvolvimento pode ser dificultado ao acrescentar o efluente, uma vez que é necessária uma salinidade ideal de 30 ppt do meio para seu crescimento (LIU; YILDIZ, 2018).

Em relação à produtividade de biomassa para os cultivos com suplementação de efluente de reator UASB, foi observado que há diferença significativa entre as espécies ($p = 0,017$ e $KW-H_{(2;19)} = 8,194$). As microalgas *Chlorella vulgaris* e *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER diferem entre si (teste de Tukey, $p > 0,05$), com valores médios de produtividade de $0,1400$ e $0,0462 \text{ g.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$, respectivamente (Fig. 6). Por sua vez, a *Scenedesmus acuminatus* não apresentou diferença significativa com as demais espécies.

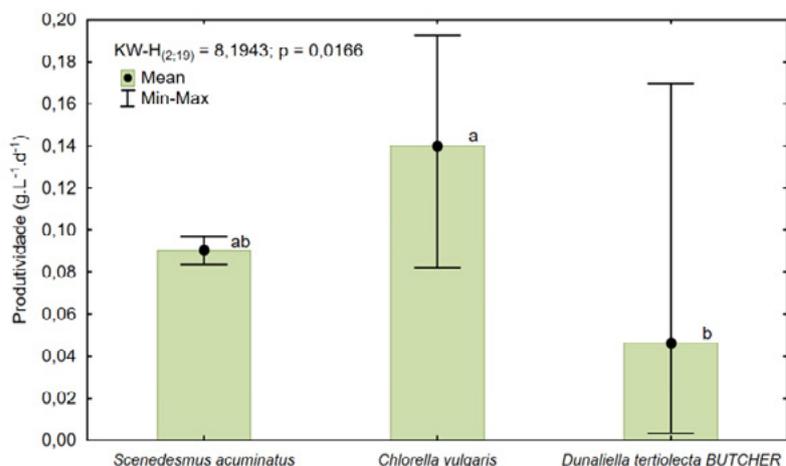


Figura 6 - Variação da produtividade de biomassa da *Scenedesmus acuminatus*, *Chlorella vulgaris* e *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER nos cultivos com suplementação de efluente de reator UASB

Espécies com a mesma letra não diferem significativamente ($p > 0,05$) pelo teste de Tukey.

A adição de efluente de reator UASB não ocasionou mudanças substanciais nos parâmetros $\mu_{\text{máx}}$ e t_g da *Scenedesmus acuminatus* e da *Chlorella vulgaris*, o que corrobora a adaptação dessas espécies ao meio alternativo. A *Chlorella vulgaris* obteve produtividades superiores às de quando cultivada apenas em meio sintético. Por outro lado, ao passo que se adicionou efluente de reator UASB, constatou-se a inadaptabilidade da espécie *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER, que gerou a diminuição da $\mu_{\text{máx}}$ ($0,0048 \text{ h}^{-1}$) e aumento do t_g ($144,41 \text{ h}$) em cultivo com 100% de efluente.

O potencial de biorremediação das microalgas foi avaliado por meio da remoção de DQO, sen-

do observadas maiores remoções em suplementação de 80% de efluente para a *Scenedesmus acuminatus*, onde ocorreu 32,80% de remoção de DQO. A *Chlorella vulgaris*, quando cultivada em 50% de efluente, removeu 62,95% da carga orgânica, e a *Dunaliella tertiolecta* em 25% do efluente removeu 40,23%. No entanto, não foi verificada diferença significativa para a remoção de DQO entre as microalgas ($p = 0,068$ e $F_{(2;13)} = 3,317$), conforme a Fig. 7. Isso implica que as microalgas apresentam similares potenciais de biorremediação de carga orgânica contida em efluentes domésticos tratados em reator UASB.

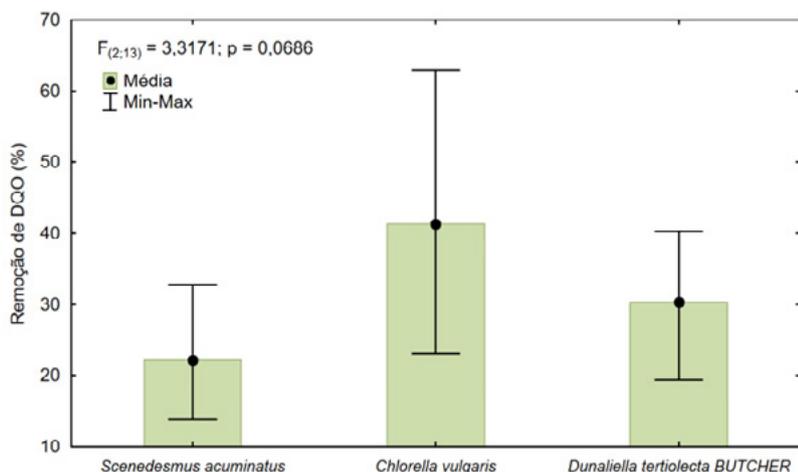


Figura 7 - Variação da remoção de DQO para a *Scenedesmus acuminatus*, *Chlorella vulgaris* e *Dunaliella tertiolecta BUTCHER* nos cultivos com suplementação de efluente de reator UASB

Destaca-se que, por se tratar de um efluente de pós-tratamento, a carga orgânica contida no meio é de complexa remoção, pois a matéria orgânica de fácil degradação é removida a partir da atividade de bactérias no processo de tratamento com reator UASB, restando produto mineralizado de difícil assimilação por microrganismos (VON SPERLING, 2016). Apesar disso, percebe-se o potencial de biorremediação das microalgas, principalmente da *Chlorella vulgaris* com remoção superior a 60% de DQO.

Herrera et al. (2018) explicitaram que a *Chlorella vulgaris* removeu de 64,99 a 81,80% da matéria orgânica contida em água residuárias de esgoto doméstico; já Gómez e Giraldo (2016), ao utilizarem essa espécie para o tratamento de vinhaça, perceberam uma remoção de 30,92%. Nota-se que os resultados de Herrera et al. (2018) foram mais próximos do percebido neste estudo, uma vez que esses autores também utilizaram água residuária como meio alternativo.

Por fim, utilizando como critérios de escolha da condição ótima para os cultivos com suplementação de efluente de reator UASB a maior produtividade de biomassa e remoção de DQO em um curto intervalo de tempo, fazendo uso do máximo

de efluente possível, foram definidas as seguintes condições ideais para cada microalga: *Scenedesmus acuminatus* em efluente de reator UASB puro, a *Chlorella vulgaris* em 50% do efluente e a *Dunaliella tertiolecta BUTCHER* em 25%.

3.4 Produção lipídica

Os cultivos que configuraram condição ótima na etapa de suplementação de efluente de reator UASB para cada microalga seguiram para o processo de extração lipídica, bem como os cultivos realizados nos meios sintéticos puros.

A *Scenedesmus acuminatus* apresentou 11,0% de conteúdo lipídico quando cultivada no meio WC e 10,42% para cultivo em 100% de efluente de reator UASB. Já a *Chlorella vulgaris* desenvolveu teores de 14,70% em BBM e 18,14% em cultivo contendo 50% de efluente de reator UASB. A *Dunaliella tertiolecta BUTCHER* acumulou 10,64% de lipídios para o cultivo com meio F/2 puro e 8,13% quando adicionados 25% de efluente.

Almeida (2011) afirma que o crescimento da biomassa microalgal ocasiona aumento da produção lipídica e que este está intimamente ligado a alterações na concentração de nutrientes

presentes no meio. No entanto, uma maior porcentagem de lipídios foi observada nos cultivos desenvolvidos em meios sintéticos, quando comparados aos suplementados com efluente de reator UASB, exceto para a *Chlorella vulgaris*, que demonstra adaptabilidade a condições adversas (50% de efluente de reator UASB), conferindo a característica de sintetizar os nutrientes contidos nos efluentes anaeróbios.

Rosales, Rodríguez e Ballen-Segura (2018), ao analisarem o crescimento da *Scenedesmus sp.* em águas residuárias de curtumes, obtiveram uma produção lipídica de 28,82%, resultado acima do atingido neste estudo em decorrência do efluente utilizado ser de natureza industrial. Já Ruiz-Marin, Mendoza-Espinosa e Stephenson (2010), ao cultivarem *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus obliquus* em um fotobiorreator tratando águas residuárias domésticas, alcançaram porcentagem lipídica entre 10-11%. Fré (2016), ao cultivar a *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER no meio F/2, obteve 10,21%, resultado semelhante ao atingido neste trabalho devido ao fato de o cultivo também ter sido feito em meio sintético que apresenta alta salinidade.

4 CONCLUSÕES

Ao considerar como critérios maior velocidade específica, menor tempo de geração, elevado desenvolvimento celular, boa evidência em termos do teor lipídico e capacidade para biorremediação, percebeu-se que a *Chlorella vulgaris* tem características que a tornam mais aplicável em cultivos com efluente de reator UASB.

Embora a *Scenedesmus acuminatus* apresente comportamento e resultados semelhantes ao da *Chlorella vulgaris*, o discreto conteúdo lipídico quantificado e o baixo potencial de biorremediação explicitaram que essa espécie possui limitações para este tipo de cultivo.

O mesmo pode ser afirmado para a *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER que, no geral, apresentou discreto desempenho devido à dificuldade de assimilação dos nutrientes contidos no efluente de reator UASB, além da baixa salinidade contida neste meio alternativo, ao passo que esta espécie possui natureza salina.

5 AGRADECIMENTOS

Ao Laboratório de Referência em Tecnologias de Águas (LARTECA) vinculado ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), onde desenvolveu-se a pesquisa, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Soares EJS, Costa AMM, Silva NF, Santos WB; **Metodologia:** Soares EJS, Costa AMM, Silva NF, Santos WB; **Investigação:** Soares EJS, Costa AMM, Silva NF, Santos WB; **Redação - Primeira versão:** Soares EJS, Costa AMM; **Redação - Revisão & Edição:** Santos WB, Lopes TSA, Sousa LCO, Ferreira WB; **Recursos:** Ferreira WB; **Supervisão:** Ferreira WB.

7 REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, P. G. S.; RIBEIRO, T. B.; SILVA, B. S.; AZEVEDO, L. S.; CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 6: Qualidade do efluente. *DAE*. v. 66, n. 24, p. 90 – 108, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.043>
- ALMEIDA, R. E. O. **Efeito das condições ambientais na produtividade lipídica da *Dunaliella tertiolecta* BUTCHER**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Instituto Superior de Engenharia do Porto, Porto, 2011.
- ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica). **Atlas de energia elétrica do Brasil**. Brasília: ANEEL, 2002. Disponível em: http://www2.aneel.gov.br/arquivos/pdf/livro_atlas.pdf. Acesso em: 23 jul. 2020.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2012.

CHIRANJEEVI, P.; MOHAN, S. Venkata. Critical parametric influence on microalgae cultivation towards maximizing biomass growth with simultaneous lipid productivity. **Renewable Energy**, 2016. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.renene.2016.03.063>

CHO, S.; LUONG, T.T.; LEE, D.; OH, Y-K.; LEE, T. Reuse of effluent water from municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production. **Bioresource Technology**. v.102, p. 8639-8645. 2011. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.biortech.2011.03.037>

COSTA, M. H. J. **Cultivo de microalgas em efluente da piscicultura visando a obtenção de biomassa com potencial proteico para aplicação em ração animal**. 65f. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2018.

DIAS, G., et al. Biorremediação de efluentes por meio da aplicação de microalgas-uma revisão. **Química Nova**, v. 42, n. 8, p. 891-899, 2019. <https://doi.org/doi.org/10.21577/0100-4042.20170393>

FOLCH, J.; LESS, M.; SLOANE STANLEY, G. H. A. A simple method for the isolation and purification of total lipides from animal tissues. **J. Biol. Chem.** v. 226, n. 1, p.497-509, 1957.

FRANCISCO, S. A. **Recuperação de microalgas cultivadas em efluente de tratamento anaeróbio de esgoto por processo de coagulação-floculação**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.

FRÉ, N. C. **Influência das condições de cultivo da microalga Dunaliella tertiolecta BUTCHER na produção de carotenoides e lipídios**. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

FRIGON, J.; MATTEAU-LEBRUN, F.; ABDU, R. H.; MCGINN, P. J.; O'LEARY, S.; GUIOT, S. R. Screening microalgae strains for their productivity in methane following anaerobic digestion. **Applied Energy**. v. 108. p. 100-107, 2013. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.02.051>

GÓMEZ, E. A. O.; GIRALDO, M. J. V. **Evaluación del uso de la microalga Chlorella vulgaris en el tratamiento de aguas industriales (Vinazas)**. 30f. Universidad Nacional Abierta y a Distancia. Colombia, 2016.

GUILLARD, R. R. L. Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates. In: SMITH, WL & MH CHANLEY (Eds.) **Culture of Marine Invertebrate Animals**. 3. ed. New York: Plenum, p. 29-60, 1975.

GUILLARD, Robert RL; LORENZEN, Carl J. Yellow-green algae with chlorophyllide c12. **Journal of Phycology**, v. 8, n. 1, p. 10-14, 1972. <https://doi.org/doi.org/10.1111/j.1529-8817.1972.tb03995.x>

HERRERA, J. A. S.; MALO, B. O. M.; ARÉVALO, J. C. C.; FERNÁNDEZ, D. R. Evaluación a nivel laboratorio de la capacidad de remoción

de materia orgánica de Chlorella vulgaris en las aguas residuales de la PTAR Salitre. **Journal of the Faculty of Sciences and Engineering**, v. 8, n. 1, p. 34-42, 2018. <https://doi.org/doi.org/10.21789/22561498.1368>

LIU, Y.; YILDIZ, I. The effect of salinity concentration on algal biomass production and nutrient removal from municipal wastewater by Dunaliella salina. **International Journal Energy Research**, v. 42, n. 9, p. 1-10, 2018. <https://doi.org/doi.org/10.1002/er.3967>

MATTHIENSEN, A. Tratamento de dejetos suínos com microalgas. In: **Agroenergia em revista: microalgas**. 10. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2016. p. 26-31.

NASCIMENTO, R. C. et al. Avaliação do cultivo de microalgas em fotobiorreatores de placas planas para a produção de biomassa e biorremediação de efluente da agroindústria de óleo de palma. In: Encontro de Pesquisa e Inovação da Embrapa Agroenergia, 3., 2016, Brasília. **Anais...** Brasília: Embrapa, 2016, p. 103-109.

NICOLAU, P. B. Microrganismos e crescimento microbiano. **REA - Ciências da Vida, Ambiente e Sustentabilidade**. 2014

ROSALLES, A. G.; RODRÍGUEZ, C. D.; BALLEEN-SEGURA, Y. M. Remoción de contaminantes y crecimiento del alga Scenedesmus p. en aguas residuales de curtiembres, comparación entre células libres e inmovilizadas. **Ingeniería y ciencia**. v. 14, n. 28, p. 11-34, 2018. <https://doi.org/doi.org/10.17230/ingciencia.14.28.1>

RUIZ-MARIN, A.; MENDOZA-ESPINOSA, L. G.; STEPHENSON, T. Growth and nutrient removal in free and immobilized green algae in batch and semi-continuous cultures treating real wastewater. **Bioresource Technology**. v. 101, n. 1, p. 58-64, 2010. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.biortech.2009.02.076>

SANTOS, B. **Estratégias para aumentar a produtividade de biomassa de microalgas com carbono orgânico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

SRIRAM, S.; SEENIVASAN, R. Microalgae Cultivation in Wastewater for Nutrient Removal. **Journal of Algal Biomass Utilization**. v. 3, n. 2, p. 9- 13, 2012.

STATSOFT, Inc. (2011). STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com.

TORRES, H.S.J. **Cultivo de microalgas em efluente de tratamento anaeróbio de esgoto**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2014.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgoto. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v. 2. 2. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2016. 211 p.

YEESANG, C.; CHEIRSILP, B. Effect of nitrogen, salt, and iron content in the growth medium and light intensity on lipid production by microalgae isolated from freshwater sources in Thailand. **Bioresource Technology**. v. 102, p. 3034-3040, 2011. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.013>

Avaliação legal e prática da aplicação de águas residuárias tratadas no solo no contexto do reúso de água no Brasil

Legal and practical assessment of the application of treated wastewater in the soil in the context of water reuse in Brazil

- **Data de entrada:**
06/07/2022
- **Data de aprovação:**
23/08/2022

Clara Bandeira de Carvalho¹ | Suetônio Mota¹ | Ana Sílvia Pereira Santos² |
André Bezerra Dos Santos^{1*}

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.045>

ORCID ID

Carvalho CB  <https://orcid.org/0000-0002-3418-3605>
Mota S  <https://orcid.org/0000-0001-6061-4539>

Santos ASP  <https://orcid.org/0000-0001-7823-9837>
Santos AB  <https://orcid.org/0000-0002-3395-8878>

Resumo

O reúso de água é considerado uma importante ferramenta de gestão hídrica. No entanto, apenas 4,9% da água utilizada no Brasil é reutilizada, a maior parte em atividades com risco de lançamento das águas residuárias tratadas (ART) no solo. Neste artigo foi feita uma análise de 6 legislações brasileiras regulamentadoras do uso de ART que apresentam valores para os padrões de reúso, assim como suas exigências para o monitoramento dos impactos no solo. Também foram analisados estudos de dispersão de poluentes no solo. Concluiu-se que, apesar de haver um avanço nas normas de reúso no país, é necessária a sua ampliação a fim de promover a disseminação dessa prática. Os valores de referência adotados pelas legislações são discrepantes e alguns são altamente restritivos e não condizentes com a realidade socioeconômica brasileira. Poucas normas indicam preocupação com a qualidade do solo quando há a disposição das ART e nenhuma especifica um método de avaliação da dispersão de poluentes no solo.

Palavras-chave: Padrão de qualidade. Contaminação do solo. Dispersão de poluentes. Esgoto sanitário. Irrigação. Agricultura.

Abstract

Water reuse is considered an important water management tool. However, in Brazil, only 4.9% of the water used is reused, most of it in activities with the risk of releasing treated wastewater (TWW) into the soil. In this article, an analysis was made of 6 Brazilian legislations that regulate the TWW use and that present values for reuse standards and their requirements for monitoring impacts on the soil. Studies on the dispersion of pollutants in the soil were also analyzed. It was concluded that besides the advance in reuse standards, an expansion is necessary to promote the dissemination of the practice in the country. The reference values adopted by the legislations are discrepant, and some are highly restrictive and inconsistent with the Brazilian socio-economic reality. Few legislations indicate a concern with soil quality when TWW is available, and none specify a method for evaluating the dispersion of pollutants in the soil.

Keywords: Quality standard. Soil contamination. Disposal of pollutants. Sanitary wastewater. Irrigation. Agriculture.

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

² Faculdade de Engenharia da Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ) - Rio de Janeiro - Rio de Janeiro - Brasil.

* **Autor correspondente:** andre23@ufc.br.

1 INTRODUÇÃO

A escassez de água é um fator cada vez mais preocupante, sendo considerada um dos maiores desafios para o desenvolvimento sustentável (SGROI, VAGLIADASHI e ROCCARO, 2018). Esse fenômeno pode ser caracterizado pelo aspecto quantitativo, ou seja, pela própria falta de água em si, fator influenciado pelo aumento populacional em perspectiva mundial, assim como pelo aumento nos padrões de consumo de água por aqueles que têm acesso (SGROI, VAGLIADASHI e ROCCARO, 2018; TORETTA et al., 2020). Adicionalmente, a preocupação pode ser avaliada pelo aspecto qualitativo, pela deterioração da qualidade dos recursos hídricos experimentada nas últimas décadas, o que está relacionado ao lançamento de águas residuárias sem tratamento e ao descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos e industriais, fertilizantes, pesticidas, entre outros (TORETTA et al., 2020).

No Brasil, esse cenário se torna mais crítico devido à distribuição irregular dos recursos hídricos ao longo do território, o que leva ao estresse hídrico em algumas regiões. Em 2018, a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) registrou 2.516 episódios de seca no país, o que afetou cerca de 43 milhões de pessoas, a maioria na região Nordeste (SANTOS e VIEIRA, 2020). Os usos de água mais relevantes estão associados à irrigação, abastecimento urbano e industrial, referentes a 50%, 25% e 10%, respectivamente, do volume total de água retirada das bacias hidrográficas do país em 2020, de um total de $1.947 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (ANA, 2021).

De forma a buscar alternativas de uso racional da água, considerando ainda a redução dos impactos ambientais acarretados pela disposição inadequada de efluentes em corpos hídricos, o uso de águas residuárias tratadas (ART) surge como uma importante ferramenta de gestão hídrica. Neste caso, as ART são comumente aplicadas para fins não potáveis, como irrigação paisagística e agrícola, recarga de aquíferos, lavagens de ruas e veículos, entre

outros. Ressalta-se que até mesmo o uso potável (direto e indireto) vem ganhando destaque em todo o mundo, frente aos cenários cada vez mais graves de escassez hídrica (SANTOS et al., 2022).

Estima-se que apenas 50% das águas residuárias geradas no mundo sejam tratadas, das quais somente 11% são utilizadas (JONES et al., 2021). No Brasil, o reúso de água alcança valores absolutos de 50,5 bilhões de litros ao ano (ANA, 2021). Ressalta-se que embora sejam inúmeras as vantagens do reúso para a gestão integrada de recursos hídricos e saneamento, essa prática encontra barreiras para o seu desenvolvimento na rejeição psicológica natural dos usuários, nos riscos associados ao uso de ART e na falta de amparo legal que regule e dê segurança a sua aplicação (SANTOS et al., 2020). O demonstrativo atual do reúso de água em diferentes regiões do mundo é apresentado na Fig. 1.

De maneira geral, a segurança está relacionada à proteção da saúde pública e do meio ambiente (solo e águas subterrâneas), podendo ser garantida em função de padrões de qualidade de água que cientificamente comprovam esta relação. Porém, em nível nacional, ainda não há uma legislação com definição de padrões para a prática geral de reúso de água, embora recentemente tenha sido publicada a Resolução nº 503/2021 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2021), para uso de algumas modalidades de efluentes industriais. Corroborando o cenário de falta de amparo legal, poucos estados brasileiros, como é o caso de Bahia, Ceará, São Paulo, Minas Gerais e Rio Grande do Sul, definiram padrões legais para a regulamentação da prática (SANTOS et al., 2020). Mais recentemente, a Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (ADASA) publicou sua Resolução nº 5, de 09 de maio de 2022, que estabelece diretrizes para o aproveitamento ou reúso de água não potável em edificações no Distrito Federal (DISTRITO FEDERAL, 2022).

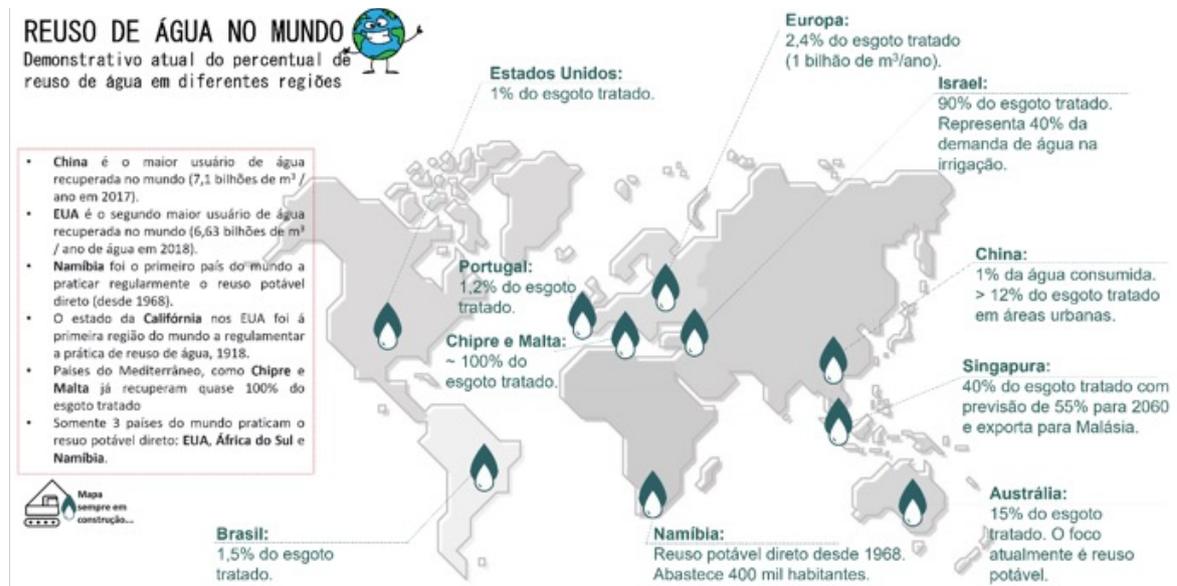


Figura 1 - Demonstrativo atual do reúso de água em diferentes regiões do mundo.

Fonte: RdA (2022).

1.1 Uso de águas residuais tratadas no Brasil

O uso de ART é uma importante ferramenta de gerenciamento hídrico que visa garantir a segurança em um cenário de aumento do consumo de água em todo o planeta, aliado à deterioração da qualidade dos corpos hídricos e às crises hídricas cada vez mais rígidas e frequentes (SGROI, VAGLIADASHI e ROCCARO, 2018). Esse uso pode ser definido como a recuperação de águas residuárias de modo a utilizá-las em atividades na cidade ou no campo, tendo como requisito a adequação da qualidade da água ao uso almejado, garantindo a segurança sanitária e ambiental (SANTOS et al., 2020).

Uma classificação para a prática do reúso pode ser em: reúso indireto não-planejado da água, reúso indireto planejado da água, reúso direto planejado das águas e reciclagem de água (CARVALHO, 2021). Outra maneira de classificar o uso de ART é em uso potável e não potável. A Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH, 2005), estabeleceu modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não

potável de água, definindo as seguintes categorias: fins urbanos; fins agrícolas e florestais; fins ambientais; fins industriais; e aquicultura.

Em relação ao reúso de água para fins potáveis, o Brasil ainda não regulamentou a prática, uma vez que esta é associada a riscos de contaminação, devido à qualidade dos efluentes utilizados, que podem conter organismos patogênicos e contaminantes associados à origem do efluente, e compostos químicos que podem ser formados durante o tratamento ou que podem ser liberados do aquífero ou do sistema de distribuição (CARVALHO, 2021). Todavia, o lançamento das águas residuárias em corpos hídricos, por vezes até *in natura*, caracteriza o reúso potável indireto não planejado, quando há captação para abastecimento a jusante do lançamento, sem que haja tempo hábil para autodepuração e decaimento bacteriano.

O reúso potável indireto planejado é comum em várias regiões do mundo, embora o potável direto ainda esteja restrito a três países, atualmente: Namíbia, África do Sul e Estados Unidos (SANTOS et al., 2022). Todavia, o uso não potável de ART é consolidado em diversos países, por apresentar

riscos baixos, se comparado com a modalidade anterior. Essa prática é adotada para usos industriais, agrícolas, urbanos, entre outros (CARVALHO et al., 2021).

Carvalho (2021) aponta que o planejamento, a implantação e a operação de sistemas de uso de ART trazem uma série de benefícios, sendo comum a todas as modalidades a minimização das descargas de águas residuárias em corpos hídricos e a conservação do solo e dos recursos subterrâneos. A redução da pressão em corpos de água, o fornecimento em longo prazo de uma fonte segura de abastecimento de água para usuários que sofrem com a escassez e a minimização da necessidade de fertilizantes (pela reciclagem de nutrientes) também são vantagens importantes da prática (CARVALHO, 2021).

Ainda assim, para que a prática se desenvolva mais no Brasil, é necessário um árduo e constante trabalho de ampliação. A falta de incentivo por parte dos órgãos de gestão, a resistência dos usuários e a insuficiência de amparo normativo que forneça garantias técnicas e legais aos produtores e consumidores da ART podem ser causas do baixo índice brasileiro de 1,5% de ART utilizada em relação ao esgoto tratado no país (SANTOS e VIEIRA, 2020).

Conforme já mencionado, considerando documentos mandatórios legais que envolvam padrões de qualidade de água para as diferentes modalidades de reúso de água, o Brasil conta somente com a recém-publicada Resolução CONAMA nº 503/2021, e os documentos sub-federais dos estados da Bahia (2010), Ceará (2017), São Paulo (2017 com atualização em 2020), Minas Gerais (2020) e Rio Grande do Sul (2020), além do Distrito Federal (2022), embora este último seja para uso específico em edificações. Ainda, o programa INTERÁGUAS - Programa de Desenvolvimento do Setor Água, lançado em 2018, pelo governo federal, apresentou em seu Produto III,

diretrizes, padrões de qualidade de água e sugestões de tecnologias de tratamento de águas residuárias para alcance de qualidades compatíveis com as diversas modalidades de reúso de água nos setores público e privado do país (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2018). Porém, trata-se de um documento orientativo, sem força legal.

Ressalta-se que a Resolução CONAMA nº 503/2021 estabelece critérios para uso somente de efluentes industriais, provenientes do setor de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias, para fins de fertirrigação. Apesar de representar um avanço em termos nacionais, a resolução ainda é muito restrita no que diz respeito aos usos permitidos e à origem das águas residuárias, o que gera uma lacuna quanto a legislações que determinam padrões de qualidade para uso de ART no país.

Ainda, ao se abordar a preocupação com a contaminação do solo a partir da aplicação de ART, há que se destacar que a maioria dos documentos legais aqui mencionados não aborda este conteúdo, ou o incorporam aos padrões, de maneira indireta. No entanto, a contaminação do solo é uma consequência real, que pode trazer diversos agravos à qualidade da sua matriz, das águas subterrâneas e da produção agrícola da região que recebe esta aplicação.

1.2 Contaminação do solo a partir da aplicação de águas residuais tratadas

Muitos dos usos de ART envolvem o seu lançamento no solo, o que representa riscos de contaminação deste pelo acúmulo de compostos (a depender da qualidade da água residuária e da estrutura do solo), além de contaminação das águas subterrâneas pela lixiviação de solutos, alteração das características físico-químicas do solo e diminuição de sua fertilidade (ANDRADE et al., 2018; OFORI et al., 2021). Dessa forma, percebe-se a necessidade da avaliação do com-

portamento do solo ante a aplicação de ART, o que pode ser feito por meio de estudos de Modelagem da Dispersão de Contaminantes no Solo. Tradicionalmente, esse estudo completo deve ser iniciado com o levantamento dos parâmetros de transporte de cada contaminante, usualmente: coeficiente de dispersão (D), coeficiente de retardamento (R) e dispersividade (λ) do contaminante no solo.

Essa fase de levantamento dos parâmetros é experimental e trabalhosa; ainda, experimentos realizados com ART são escassos na literatura, mas imprescindíveis para o estudo de uso de ART (CARVALHO, 2021). Ademais, valores de D, R e λ são dados de entrada de *softwares* que utilizam fluidodinâmica computacional para modelar a pluma de contaminação. Nestes casos, as simulações são feitas a partir da variação da concentração do contaminante (CC) na ART, o tempo e a vazão de aplicação, com a finalidade de determinar a máxima CC possível na ART para evitar a contaminação de águas subterrâneas ou saturação do solo.

O presente trabalho, com o objetivo de realizar uma avaliação sobre os padrões de qualidade de água envolvidos com os aspectos legais e normativos atualmente em vigência no país para aplicação da prática de reúso de água, levou em consideração as questões relacionadas ao monitoramento do solo. Neste caso, avaliou-se a abordagem de controle de contaminação do solo nos documentos legais/normativos estudados, considerados como os existentes no território nacional relacionados à temática.

Dessa forma, nos próximos itens serão abordadas discussões sobre i) aspectos legais e seus respectivos padrões de qualidade de água; ii) monitoramento do solo para uso de águas residuárias

tratadas no Brasil; e iii) modelos para estudo da dispersão de poluentes no solo.

2 ASPECTOS LEGAIS E PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA

Nos estados brasileiros que desenvolveram legislações para regulamentar o uso de ART foram estabelecidos valores para os padrões de reúso, definidos de acordo com as diferentes modalidades de aplicação das ART. As categorias de uso das ART, assim como as especificações, podem ser encontradas na Tabela 1.

Vale destacar que a maioria das legislações aqui abordadas classifica os usos em categorias que envolvem, de maneira geral, graus de restrição. Usos nas categorias “limitado” ou “restrito” envolvem padrões de qualidade de água mais lenientes para a ART, na medida em que o acesso de usuários é controlado. De maneira oposta, categorias denominadas “amplo” ou “irrestrito” envolvem padrões mais restritivos, ao considerar um menor controle de acesso dos usuários. Para os casos de irrigação agrícola, o mesmo raciocínio pode ser adotado, porém considerando os tipos de culturas, as suas formas de consumo e crescimento, além dos métodos de irrigação. Por fim, o nível de restrição e a consequente qualidade da ART para as diferentes modalidades de reúso de água estão intimamente relacionados ao risco de contaminação.

Uma vez que as legislações que abordam o uso de ART dentro dos processos industriais afirmam que a qualidade da água é de responsabilidade do empreendedor (havendo exceção apenas para os usos que envolvam lançamento direto dentro do empreendimento), os usos industriais não foram abordados no presente trabalho.

Tabela 1 - Características gerais das categorias de uso de águas residuárias tratadas adotadas nas regulamentações abordadas.

Regulamentação	Modalidade	Características
Bahia (2010)	Reúso agrícola e florestal	<i>Categoria A:</i> irrigação, inclusive hidroponia, de qualquer cultura incluindo produtos alimentícios consumidos crus. <i>Categoria B:</i> irrigação, inclusive hidroponia, de produtos alimentícios não consumidos crus e não alimentícios, forrageiras, pastagens, árvores, revegetação e recuperação de áreas degradadas.
Ceará (2017)	Reúso urbano	Utilização de água de reúso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil e combate a incêndio.
	Reúso agrícola e florestal	Utilização de água de reúso para irrigação na produção agrícola e cultivo de florestas plantadas, tendo ainda como subproduto a recarga de lençol subterrâneo.
	Reúso ambiental	Utilização de água de reúso para implantação de projetos de recuperação ambiental.
	Reúso industrial	Utilização de água de reúso em processos, atividades e operações industriais.
São Paulo (2020)	Reúso na aquicultura	Utilização de água de reúso para a criação de animais ou para o cultivo de vegetais aquáticos.
	Reúso urbano	<i>Classe A:</i> irrigação paisagística; lavagem de logradouros e espaços públicos e privados; construção civil; desobstrução de galerias; lavagem de veículos; combate a incêndio. <i>Classe B:</i> todos os anteriores, exceto combate a incêndio.
Rio Grande do Sul (2020)	Reúso agrícola e florestal	Aplicação de água de reúso para produção agrícola, cultivo de florestas plantas e recuperação de áreas degradadas.
	Reúso industrial	Utilização não potável de água de reúso em processos, atividades e operações industriais.
	Reúso urbano	<i>Classe A:</i> água de reúso destinada à irrigação paisagística em locais de acesso irrestrito, lavagem de logradouros públicos e lavagem de veículos. <i>Classe B:</i> água de reúso destinada à irrigação paisagística em locais de acesso limitado ou restrito, ao abatimento de poeira, aos usos na construção civil e em estações de tratamento de efluente e à desobstrução de redes de esgoto pluvial e/ou cloacal.
Minas Gerais (2020)	Reúso agressilvipastoril	<i>Ampla:</i> Fertirrigação superficial, localizada ou por aspersão. Limitado: Fertirrigação superficial ou localizada, evitando-se contato da água de reúso com o produto alimentício.
	Reúso ambiental	Aplicação de água para reúso em projetos de recuperação florística ou de áreas degradadas, para fertirrigação superficial, localizada ou aspersão, desde que o acesso a estas áreas seja controlado.
	Reúso industrial	Reúso de água em operações e processos industriais, uso na construção civil, mineração, processos de produção e demais atividades em suas expertises;
	Reúso urbano	<i>Ampla:</i> Lavagem de pátios, logradouros ou outros com exposição similar; lavagem de veículos comuns; descargas sanitárias. Limitado: Lavagem de veículos especiais e externa de trens e aviões, controle de poeira, combate a incêndio, desobstrução de galerias.
Brasil (2021)	Reúso para fertirrigação	<i>Fertirrigação:</i> técnica de adubação que utiliza a água de irrigação ou efluentes para levar nutrientes ao solo, que compreende em aplicar qualquer elemento químico de interesse agrônomico, sendo estes de origem orgânica ou inorgânica via água de irrigação.
Distrito Federal (2022)	Reúso de água não potável	<i>Usos previstos:</i> descarga de bacias sanitárias e mictórios; lavagem de logradouros, pátios, garagens e áreas externas; lavagem de veículos; irrigação para fins paisagísticos; e uso ornamental (fontes, chafarizes e lagos).

Fonte: Adaptado de Santos et al. (2020); Bahia (2010); Ceará (2017); São Paulo (2020); Rio Grande do Sul (2020); Minas Gerais (2020); Brasil (2021); Distrito Federal (2022).

2.1 Usos Urbanos

Os principais parâmetros abordados quanto ao reúso para fins urbanos nas legislações nacionais e discutidos neste trabalho são apresentados na Tabela 2. Os parâmetros que foram exigidos apenas pela legislação do Ceará para fins urbanos com utilização de efluentes não sanitários não foram analisados neste trabalho, sendo esses: temperatura, materiais sedimentáveis, óleos minerais, óleos vegetais e gorduras animais, materiais flutuantes, cor aparente, sulfeto, nitrogênio amoniacal total, sulfato, DQO, cianeto total, cianeto livre e boro.

No que diz respeito ao uso urbano, a classificação do grau de restrição é realizada pelas leis de Minas Gerais e Rio Grande do Sul e se referem à

possibilidade de contato da água residuária com indivíduos em circulação. Uma divisão também é realizada por São Paulo, mas não é estabelecido a que se refere a distinção de classes; no entanto, para usos restritos, não é permitida a utilização das águas residuárias para combate de incêndios.

Para usos urbanos, os valores de pH estabelecidos pelas legislações são semelhantes, assim como ovos de helmintos e condutividade elétrica. As legislações do Ceará e de Minas Gerais determinam o mesmo padrão de coliformes termotolerantes para fins menos restritivos, no valor de 10^3 NMP·100mL⁻¹. Já para usos com possibilidade de contato direto com indivíduos (o que exige uma qualidade melhor da água), a Organização Mun-

dial de Saúde (OMS) estabelece um valor máximo de 200 NMP·100mL⁻¹ (OMS, 1989), sendo esse mesmo valor estabelecido pelas resoluções do Rio Grande do Sul e de São Paulo, para usos mais amplos, e do Distrito Federal, de maneira geral.

O estado de São Paulo considera parâmetros específicos para uso em irrigação paisagística, já

que há contato direto com o solo, sendo esses: cloreto, condutividade elétrica, razão de adsorção de sódio e boro. A legislação determina padrões diferentes para sólidos suspensos totais, turbidez e cloro, considerando-se casos de filtração por membrana ou não.

Tabela 2 - Parâmetros para uso de ART para fins urbanos.

Parâmetros		Valores Máximos							
		CE	RS		SP		MG		DF
		- ^c	A	B	A	B	Am	L	-
pH	-	6-8,5	-	-	6-9	6-9	6-9	6-9	6-9
SST	mg·L ⁻¹	-	-	-	NA ou 0,5 _{FM}	30	-	-	-
Turbidez	NTU	-	-	-	2 ou 0,2 _{FM}	-	-	-	5,0
Coliformes	mg·100mL ⁻¹	5.000 1.000 ^a	200	1.000	ND	200 _{Clor} 120 _{E.coli}	1.000	10.000	200 _{E.coli}
Ovos de helmintos	ovo·L ⁻¹	-	1	NA	1 _{helm} 0,1 _{Asc}	1 _{helm} 0,1 _{Asc}	1	1	-
Cloro	mg·L ⁻¹	-	-	-	> 1 ou > 0,5 _{FM}	> 1	-	-	0,5-5,0
Cloreto	mg·L ⁻¹	-	-	-	106 ^a	350 ^a	-	-	-
DBO	mg·L ⁻¹	-	-	-	10	30	-	-	20
CE	dS·m ⁻¹	3	3	3	0,7 ^a	3 ^a	-	-	3,2
Boro	mg·L ⁻¹	-	-	-	0,7 ^a	2 ^a	-	-	-
RAS ^b	-	-	12 ^a	12 ^a	3 ^a	3-9 ^a	-	-	-

Legenda: SST = Sólidos suspensos totais; Cloro = Cloro residual total; Coliformes = coliformes termotolerantes; DBO = Demanda bioquímica de oxigênio; CE = Condutividade elétrica; RAS = Razão de adsorção de sódio; A = Classe ou categoria A; B = classe ou categoria B; Am = Amplo; L = Limitado; NA = não se aplica; Helm = helmintos; Asc = *Ascaris*; FM = Filtração por membrana; ^a Para irrigação paisagística; ^b Condições específicas nas legislações. ^c Efluentes sanitários. **Fonte:** Ceará (2017); São Paulo (2020); Rio Grande do Sul (2020); Minas Gerais (2020); Distrito Federal (2022).

2.2 Usos agrícolas e florestais

Os parâmetros relacionados ao uso para fins agrícolas e florestais estão apresentados na Tabela 3. Por sua vez, a Tabela 4 apresenta os padrões dispostos na Resolução CONAMA nº 503/2021, para uso

de águas residuárias para fertirrigação. Vale ressaltar que a legislação nacional também exige o cumprimento dos parâmetros e valores máximos estabelecidos na Resolução CONAMA nº 430/2011, art. 16, II, que não são abordados neste trabalho.

Tabela 3 - Parâmetros para uso de ART para fins agrícolas e florestais ou agrossilvopastoris.

Parâmetros		Valores Máximos					
		BA		CE	RS	MG ^d	
		A	B	- ^b	-	Am	L
pH	-			6-8,5	6-9	6-9	6-9
Coliformes termotolerantes	NMP·100mL ⁻¹	1.000	10.000	ND ^a ou 10 ³	10.000	10.000	1.000.000
Ovos de helmintos	ovo·L ⁻¹	1	1	ND ^a ou 1	1	1	1
CE	dS·m ⁻¹	0,2-3 ^c	0,2-3 ^c	3	0,2-2,9 ^c	> 0,5	> 0,5
RAS	-	0-40	0-40	15	0-12	3	3

Legenda: CE = Condutividade elétrica; RAS = Razão de adsorção de sódio; A = Classe ou categoria A; B = classe ou categoria B; Am = Amplo; L = Limitado; ND = não detectado; ^a Cultura a ser consumida crua; ^b Para efluentes sanitários; ^c Condições específicas associadas com a RAS. **Fonte:** Bahia (2010); Ceará (2017); Rio Grande do Sul (2020); Minas Gerais (2020).

Inicialmente, destaca-se que em relação ao uso para fins agrícolas, Bahia e Minas Gerais classificam os usos de acordo com as culturas a serem irrigadas. E, embora a legislação do estado do Ceará não defina categorias, há uma diferenciação somente para os parâmetros “coliformes termotolerantes” e “ovos de helmintos” para o caso de culturas consumidas cruas.

Tabela 4 - Parâmetros Resolução CONAMA nº 503/2021 para fertirrigação com uso de águas residuárias de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias.

Parâmetros		Valores Máximos
pH	-	5 – 9
Óleos minerais	mg·L ⁻¹	20
Óleos vegetais e gorduras animais	mg·L ⁻¹	50
<i>E. coli</i>	NMP·100mL ⁻¹	1.000 ^a ou 10.000 ^b

Legenda: ^a Cultura a ser consumida crua com contato da parte comestível e do solo; ^b Outras culturas e pastagens.

Fonte: Brasil (2021).

No estado da Bahia, a classificação é realizada de acordo com a forma de consumo da cultura, se esta se dá da forma crua ou não, com padrões distintos para cada categoria. No estado de Minas Gerais, o uso é denominado agrossilvipastoril e apresenta uma categorização referente ao contato com as culturas alimentícias, sendo proibido o reúso para produção de alimentos consumidos crus. Esses níveis de restrição mais acentuados para as culturas consumidas na forma crua estão relacionados à maior possibilidade de contaminação microbiológica de usuários que consomem os alimentos irrigados com ART (SANTOS et al., 2020).

No entanto, estudos de Rebelo et al. (2020) e Lima et al. (2021) demonstram que a aplicação de metodologias de avaliação de risco, considerando o uso de multibarreiras (físicas, química e biológicas), podem reduzir consideravelmente o risco, mesmo no caso de consumo das culturas em cru. Ao se considerar métodos de irrigação

que levam ao entendimento de maior risco de contaminação (e.g. sulcos e inundação) também podem apresentar risco aceitável, levando-se em consideração tanto as multibarreiras, como o tipo de cultura consumida após descascamento, processamento e cozimento, como é o caso do arroz (LIMA et al., 2022).

Nos casos dos parâmetros pH, ovos de helmintos e condutividade elétrica, as legislações apresentam padrões semelhantes. Quanto aos valores máximos para coliformes termotolerantes nas ART, a legislação cearense é a mais restritiva, exigindo que não sejam detectados para irrigação de culturas consumidas cruas e cuja parte consumida tenha contato direto com a ART; para as demais culturas o padrão é 10³ NMP·100mL⁻¹, sendo esse valor dez vezes inferior ao determinado pelas demais. Apesar de os valores restritivos indicarem preocupação com a contaminação das culturas agrícolas, dos operadores, do solo e dos consumidores, ressalta-se que valores altamente restritivos podem inviabilizar a adoção de práticas de reúso, uma vez que tornam mais dispendiosos os processos de tratamento (SANTOS et al., 2020). Ainda, os métodos e sistemas de irrigação podem ser mais relevantes do que a própria forma de consumo, já que os receptores mais susceptíveis ao risco, inicialmente, podem ser os agricultores.

2.3 Usos ambientais e aquíicultura

Quanto ao uso de ART para fins ambientais, apenas as legislações do Ceará e de Minas Gerais determinam padrões que são apresentados na Tabela 5. Os dois documentos apresentam usos semelhantes, sendo a do Ceará menos específica quanto às aplicações. A legislação de Minas Gerais é menos restritiva quanto à indicação de contaminação fecal, sendo estabelecido o valor de 10⁶ NMP·100mL⁻¹ para coliformes termotolerantes, valor cem vezes maior que a do Ceará.

A resolução do Ceará é o único documento regulador, dentre os contemplados neste trabalho, que aborda os usos da ART para aquicultura. Ressalta-se que a aquicultura é de grande relevância para as atividades econômicas do Brasil

e, segundo Bastos et al. (2008), o Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), indicou padrão de coliformes termotolerantes de 10^3 e 10^4 org·100mL⁻¹, para água afluyente ao tanque e dentro do tanque, respectivamente.

Tabela 5 - Parâmetros para reúso com fins ambientais e para aquicultura.

Parâmetros		Valores Máximos		
		Ambiental		Aquicultura
		CE	MG	CE
pH	-	6,0–8,5	6,0–9,0	6,0–8,0
Coliformes termotolerantes	CT·100mL ⁻¹	10.000	1.000.000	1.000
Ovos de helmintos	ovo·L ⁻¹	1	1	ND
CE	dS·m ⁻¹	3	-	3
Temperatura	°C	-	-	40

Legenda: Coliformes = coliformes termotolerantes; CE = condutividade elétrica; ND = não detectado.

Fonte: Ceará (2017); Minas Gerais (2020).

3 MONITORAMENTO DO SOLO PARA USO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS TRATADAS NO BRASIL

Apesar de todas as legislações estudadas permitirem modalidades de uso de ART que envolvam o lançamento dos efluentes no solo, nem todas abordam aspectos regulamentadores quanto à proteção do mesmo.

A legislação da Bahia condiciona o uso das ART para fins agrícolas e/ou florestais a um projeto produzido por profissional habilitado que determine critérios e procedimentos para as áreas de aplicação, sendo estabelecido que a taxa de aplicação das ART deve ser definida com base na qualidade física, química e físico-química das mesmas, não estabelecendo, no entanto, valores norteadores. Ademais, essa legislação é pioneira, no Brasil, ao estabelecer que o solo no qual será lançada a água residuária deve ser caracterizado e monitorado periodicamente com valores definidos com base na Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009. A Resolução CONAMA nº 420/2009 dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas

contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

Já a legislação do Ceará exige, para usos nos quais haja o lançamento de ART no solo, a elaboração de um relatório contendo: I - diagnóstico do solo com perfil, granulometria, teor de matéria orgânica, avaliação de taxa de infiltração/absorção e teor de metais constantes no Anexo II; II - teor total dos metais constantes no Anexo I, para o efluente; III - frequência e método de aplicação do efluente no solo; IV - declividade do local; V - nível e qualidade do lençol freático; VI - modelagem da dispersão; e VII - laudo conclusivo, com a anotação de responsabilidade técnica de um profissional habilitado, atestando a viabilidade ambiental do lançamento proposto. Tal legislação é a única que condiciona o lançamento da ART no solo à apresentação da modelagem de dispersão dos contaminantes no solo; apesar disso, não apresenta nenhum termo de referência quanto a sua elaboração (CEARÁ, 2017).

A legislação do Rio Grande do Sul exige que em áreas onde se deseje aplicar o lançamento de ART para fins agrícolas e florestais deve ser realizada, no primeiro licenciamento, uma análise do solo

que contemple os parâmetros: percentual de sódio trocável, condutividade elétrica, argila, pH, índice SMP, P, K, matéria orgânica, Al, Ca, Mg, H+Al, capacidade de troca catiônica, saturação de bases e saturação de alumínio e enxofre, Cu, Zn, Mn, Na, B, Ca, Ni, Pb, Hg, As, Mo, Se, V, Co, Ba, cromo hexavalente e cromo trivalente. Após essa primeira análise, o monitoramento da área será com base em análises anuais do solo (que incluam parâmetros estabelecidos pelo órgão licenciador). Ademais, a regulamentação também define que, para a utilização das ART, devem ser disponibilizados registros operacionais com informações sobre o volume aplicado no período, área efetiva de aplicação, distribuição, método, taxa de aplicação do efluente nas áreas, medidas de controle para minimizar o risco de contaminação em eventuais inconformidades e monitoramento.

Apesar de não apresentar exigências específicas quanto à análise do solo, a legislação de Minas Gerais é a única das normas estaduais que estabelece como padrão a prática de fertirrigação em detrimento à irrigação (SANTOS et al., 2020). O uso da prática sugere preocupação com a qualidade do solo, uma vez que implica na aplicação de doses de ART que promovam o atendimento das necessidades nutricionais de espécies vegetais, sem, entretanto, comprometer a qualidade do solo e das águas subterrâneas e o desenvolvimento das plantas (MINAS GERAIS, 2020; SANTOS et al., 2020).

A Resolução CONAMA n° 503/2021, apresenta, dentre as novidades, um capítulo exclusivo

para caracterização e manejo do solo. A legislação exige que antes da primeira aplicação dos efluentes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos ou graxaria, sejam determinadas as características do solo, a seguir: I - análise de interesse agrônômico: pH, condutividade elétrica, matéria orgânica, P, K, Ca, Mg, Al, S, Na, B, Cu, Fe, Zn, Mn, H+Al; II - análise física: teores de areia, argila e silte; e III - ensaio de infiltração de água no solo.

Além disso, a resolução nacional também descreve aspectos da metodologia de monitoramento do solo, como a implantação de uma estação de monitoramento para cada 50 ha da área, e a coleta de amostras em três extratores de solução em profundidades com variação de 0 a 90 cm. Outro ponto relevante é que, além de condicionar o reúso à apresentação de um projeto agrônômico com definição, dentre outras, da taxa de aplicação do efluente, a legislação exige que essa mesma taxa seja reduzida caso a concentração dos elementos presentes na Tabela 6 supere os valores apresentados, ou caso a concentração de cobre e zinco alcance 80% do valor de prevenção do solo estabelecido na Resolução CONAMA n° 420/2009.

Bahia, São Paulo, Minas Gerais, Rio Grande do Sul e Brasil trazem considerações quanto aos valores de razão de adsorção de sódio das ART, por representar uma informação importante quanto à salinidade e permeabilidade do solo.

Tabela 6 - Valores recomendados na Resolução CONAMA n° 503/2021 para concentração de nitrogênio, potássio, fósforo e enxofre no solo.

Elemento	Muito baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito alto
N ($\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$)	-	0 – 7,9	8,0 – 14,9	$\geq 15,0$	-
K ($\text{mmolc}\cdot\text{dm}^{-3}$)	0 – 0,7	0,8 – 1,5	1,6 – 3,0	3,1 – 5,9	$\geq 6,0$
P ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)	0 – 5,9	6,0 – 14,9	15,0 – 40,0	41,0 – 79,9	$\geq 80,0$
SO ₄ ²⁻ -S ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)	-	0 – 4,9	5 – 9,9	$\geq 10,0$	-

Legenda: N = nitrogênio; K = potássio; P = fósforo; e SO₄²⁻-S = teor de sulfato.

Fonte: Brasil (2021).

Valores de referência para cloro são adotados apenas pelas legislações de São Paulo e do Rio Grande do Sul. Esse parâmetro é relevante já que, em determinadas quantidades na ART lançada, pode prejudicar a estrutura do solo assim como no desenvolvimento das culturas (SANTOS et al., 2020).

Ressalta-se que, com exceção da resolução do Ceará, que traz no seu anexo II um conjunto de parâmetros orgânicos e inorgânicos, nenhuma das legislações apresentadas neste tópico determina valores limites de saturação do solo para contaminantes, nem exige modelagem da dispersão dos contaminantes lançados. Outra legislação a realizar a determinação de valores máximos para substâncias orgânicas no solo é a Resolução CONAMA nº 375/2006. A resolução nacional define procedimentos e critérios para o uso agrícola de lodo gerado em estações de tratamento de esgoto sanitário, estabelecendo padrões para compostos inorgânicos e agentes patogênicos possivelmente presentes no lodo utilizado, assim como diversos parâmetros a serem monitorados e as metodologias de amostragem e caracterização do lodo e do solo.

No entanto, para que o lançamento de ART seja possível, é necessário o estudo dos possíveis impactos gerados pela atividade, como, por exemplo, a contaminação do solo com consequente degradação da qualidade das águas subterrâneas. Uma vez que a movimentação de contaminantes no solo se dá por fenômenos de transporte de massa, torna-se importante o conhecimento dos mecanismos de transporte que dependem de três fatores principais, como: o meio poroso (solo), a substância poluente (soluto) e as condições ambientais do meio (THOMÉ e KNOP, 2006). São muitas as variáveis que afetam esses três fatores, e para que se possa ter uma avaliação da dispersão dos poluentes no solo e nas águas subterrâneas, podem ser utilizadas medidas de campo, modelagem física, modelagem elétrica ou modelagem matemática.

Uma ferramenta importante para auxiliar a tomada de decisões quanto ao lançamento de ART no solo é a modelagem do transporte e da retenção dos poluentes no meio poroso (OLIVEIRA et al., 2010). Para isso, é necessária a caracterização dos processos de sorção dos poluentes pelo solo e a obtenção de parâmetros utilizados nas equações de transporte de contaminantes. Os parâmetros podem ser obtidos por diversos métodos, com destaque aos ensaios de deslocamento miscível unidimensional em colunas de solo que são utilizados há bastante tempo e que permitem estabelecer condições de densidade e porosidade similares às de campo, provendo uma simulação adequada à situação real de lançamento (THOMÉ e KNOP, 2006). Alguns estudos têm sido conduzidos associando ensaios de deslocamento em colunas de solo a modelos matemáticos específicos, o que possibilita entender o comportamento dos solutos no meio poroso (ANDRADE et al., 2018; BASSO e KIANG, 2017; CARVALHO et al. 2021).

4 MODELOS PARA ESTUDO DA DISPERSÃO DE POLUENTES NO SOLO

4.1 Introdução

Para que o lançamento de ART seja possível, é necessário o estudo dos possíveis impactos gerados pela atividade, como, por exemplo, a contaminação do solo com consequente degradação da qualidade das águas subterrâneas. Dessa forma, torna-se importante o conhecimento dos mecanismos e parâmetros de transporte dos contaminantes envolvidos (THOMÉ e KNOP, 2006). A movimentação de contaminantes no solo se dá por fenômenos de transporte de massa. Estes dependem de três fatores principais, como: o meio poroso (solo), a substância poluente (soluto) e as condições ambientais do meio (THOMÉ e KNOP, 2006). As variáveis que afetam esses três fatores são diversas, e para que se possa ter uma avaliação da dispersão dos poluentes, sob a forma de soluto, no solo e nas águas

subterrâneas podem ser utilizadas medidas de campo, modelagem física, modelagem elétrica ou modelagem matemática.

Segundo Oliveira et al. (2013), uma ferramenta importante para auxiliar a tomada de decisões quanto ao lançamento de águas residuárias no solo é a modelagem do transporte e da retenção dos poluentes no meio poroso. Para isso é necessária a caracterização dos processos de sorção dos poluentes pelo solo e a obtenção de parâmetros utilizados nas equações de transporte de contaminantes no solo.

As águas residuárias podem ser fontes valiosas de macro e micronutrientes, como, por exemplo: nitrogênio (N), potássio (K), fósforo (P), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn) e cobre (Cu) (OFORI et al., 2021), em concentrações que variam de acordo com a origem da AR. Estudos comprovam que o lançamento de ART no solo pode representar o incremento da concentração desses compostos na matriz do solo (GANJEGUNTE et al., 2017). A utilização de ART no solo pode ser uma importante ferramenta na redução do uso de fertilizantes, uma vez que garante a qualidade dos solos aráveis, para os quais uma redução de nutrientes pode afetar negativamente a produção dos alimentos (GANJEGUNTE et al., 2017).

Cada nutriente tem um papel importante no desenvolvimento das plantas. O nitrogênio é essencial para processos fisiológicos e biológicos das plantas e está presente na composição das proteínas, ácidos nucléicos e outros metabólitos das culturas. No solo, o elemento pode ser obtido na forma orgânica (proteínas, açúcares e outros) ou inorgânica (amônio, nitrito, nitratos e outros). O fósforo também se destaca quanto à importância para o crescimento da vegetação. Ele se diferencia de outros elementos por se fixar no solo e assim possuir baixa disponibilidade para absorção das plantas. O potássio também influencia no crescimento da vegetação, e está

disponível no solo nas formas solúvel, trocável e não trocável (OFORI et al., 2021). Já os micronutrientes participam em menor escala de processos físicos e químicos no solo e no metabolismo das plantas, sendo necessários em quantidades menores que os macronutrientes.

A capacidade do solo de armazenar carbono orgânico e matéria orgânica (MO) depende de fatores como uso do solo, composição da vegetação, pluviometria do local e teor de nutrientes do solo. Essa característica influencia outros indicadores, como a estabilidade do solo e a capacidade de retenção de contaminantes e nutrientes (BERNARDES et al., 2020). As águas residuárias podem ser fontes de matéria orgânica por apresentarem, em sua maioria, alto teor de carbono (OFORI et al., 2021). Bernardes et al. (2020) apontam que, em solos pobres em MO, o lançamento de ART (ou não tratadas) pode provocar o aumento das concentrações de MO, fenômeno não identificado em solos com conteúdo já considerado em níveis adequados. Isso também foi observado por Farhakhani et al. (2018), que atestaram uma mudança na composição da MO do solo.

Quando há acúmulo de sais na solução do solo, diz-se que o solo está salinizado. O mesmo pode acontecer nas águas subterrâneas. A salinidade causa um estresse osmótico à vegetação, por promover a redução na disponibilidade de água e nutrientes, o que interfere no crescimento e rendimento das culturas (OFORI et al., 2010). Esse parâmetro é considerado um dos mais importantes no que diz respeito ao lançamento de ART no solo, uma vez que o teor de sais nas águas pode acarretar a salinização temporal ou de longo prazo do solo e das águas subterrâneas (OFORI et al., 2021). A sodicidade diz respeito ao teor relativo de sódio solúvel e trocável do solo. O excesso de sódio trocável no solo e a baixa concentração de sais solúveis podem acarretar a dispersão e expansão das argilas, o que prejudica a estrutura do solo e outras características

como a permeabilidade, a capacidade de retenção de água e contaminantes, dentre outros. Para avaliar se um solo é ou não salino ou sódico, parâmetros que podem ser utilizados são a condutividade elétrica (CE), que segundo Ofori et al. (2021) é uma medida da salinidade do solo, e o percentual de sódio trocável. Por esse motivo, é importante avaliar a presença de sais nas águas residuárias. Abd-Elwahed (2019) afirma que o lançamento em longo prazo de água residuária no solo pode desencadear a elevação da salinidade e sodicidade do solo, especialmente águas ricas em sódio, apresentando um aumento de até 103% da CE e de até 52,3% da PST com o uso de esgoto doméstico.

Os metais pesados são um grupo com poucas definições, cujo acúmulo no solo representa sérios riscos para o meio ambiente e para a saúde humana, pois indicam um potencial de contaminação da água, dos solos e dos sedimentos. Também podem ser elementos tóxicos para seres humanos, plantas e animais, sendo acumulados através da cadeia alimentar (CHERFI et al., 2015). Os mais comumente encontrados são chumbo, cromo, arsênio, zinco, cádmio, cobre, mercúrio e níquel (CARVALHO, 2019). Quanto ao metabolismo vegetal, os metais pesados podem causar fitotoxicidade, impactar a fotossíntese, a abertura estomática e as comunidades microbianas (OFORI et al., 2021). Já para a saúde humana, os metais representam riscos, uma vez que alguns podem causar câncer e outros podem afetar os sistemas nervoso, enzimático, esquelético, circulatório, imunológico ou endócrino e órgãos vitais (CHERFI et al., 2015). Os solos naturalmente apresentam pequenas quantidades de metais pesados em sua composição, com uma alta capacidade de retenção para eles. Isso faz com que haja um acúmulo dos elementos no meio ambiente é a ação antrópica, que pode gerar uma alteração da sua disponibilidade no meio (OLIVEIRA et al., 2010). Algumas variáveis que podem alterar a mobilidade dos metais pesados

no solo são a forma em que o metal se encontra no solo, a capacidade de troca catiônica do solo, estrutura do solo, vegetação, concentração de nutrientes, teor de matéria orgânica, temperatura e pH (CARVALHO, 2021).

Os íons que se movimentam no solo são chamados solutos. Esses elementos podem ser absorvidos pelos vegetais presentes no meio, lixiviar para camadas mais profundas e ser precipitados (SANTOS et al., 2010; BASSO e KIANG, 2017). Alguns fatores que afetam o deslocamento dos solutos no solo são: características do líquido percolante (densidade, concentração, polaridade, solubilidade, volatilidade etc.), propriedades físico-químicas do solo e condições ambientais do meio poroso que influenciam os parâmetros de transporte dos solutos (SANTOS et al., 2010; SILVA et al., 2012).

Uma ferramenta importante para avaliar os impactos ambientais e os riscos de contaminação do meio ambiente quando há lançamento de ART no solo é o estudo do transporte de solutos no solo, pois, em conjunto com o uso de modelos matemáticos, podem ser conhecidas características de íons específicos, como a maneira que interagem com os componentes do meio e sua movimentação e persistência no solo.

Os processos físicos de deslocamento de solutos e substâncias químicas no solo são controlados pelos fenômenos de advecção e dispersão hidrodinâmica (difusão molecular e dispersão mecânica). Esses fenômenos são influenciados pelas características locais, como condutividade hidráulica e umidade do solo, capacidade de troca catiônica do solo, pH, granulometria, estrutura e grau de estratificação do perfil do solo (OLIVEIRA et al., 2010).

No transporte por advecção, os contaminantes seguem o fluxo natural do líquido e se movem junto com a massa da água. Nesse mecanismo há uma relação direta com a velocidade do fluxo

hidráulico (OLIVEIRA et al., 2010). No mecanismo prevalece o movimento através dos macroporos e esse não influencia a concentração dos contaminantes na solução percoladora (CONCIANI, 2016).

Já a dispersão hidrodinâmica dos contaminantes se dá pelos fenômenos de difusão molecular e a dispersão mecânica, processos responsáveis pelo espalhamento das substâncias no solo e subsequente uniformização de suas concentrações no solo.

A difusão molecular é um processo espontâneo no qual há o espalhamento das espécies químicas quando há diferença de concentração, passando da zona com maior concentração para a zona com menor concentração (OLIVEIRA et al., 2010). Esse mecanismo de transporte não depende da velocidade do fluido e é o predominante nos meios porosos nos quais a velocidade é mais lenta (CONCIANI, 2016). Por sua vez, o processo de dispersão mecânica é decorrente das variações da velocidade do fluido no interior dos poros em relação à velocidade média de água nos poros (BASSO; KIANG, 2017). Esse processo acontece pelo movimento da água e ocorre tanto em fluxo longitudinal como em fluxo tangencial, provocando um espalhamento do material.

Os processos químicos possuem naturezas variadas. Estes apresentam interações complexas, de difícil separação do contaminante e dependem das propriedades do solo e da solução percoladora. A sorção determina a movimentação e a persistência dos contaminantes no solo e possui influência sobre o retardamento do avanço da pluma de contaminação do solo. O mecanismo pode acontecer de forma física e/ou química (CARVALHO, 2021). No processo físico, as cargas elétricas superficiais das partículas de solo vão fazer com o que o soluto fique aderido. Esse fenômeno pode se dar pela: atração e repulsão eletrostática segundo a Lei de Coulomb, interações dipolo-dipolo, forças de Van der Waals e pontes

de hidrogênio (CONCIANI, 2016). Já o outro caso, quando há uma interação química, caracteriza um fenômeno de difícil reversão, uma vez que as ligações entre o soluto e os átomos superficiais costumam ser covalentes. A sorção é mais comum com matéria orgânica e em argilominerais, que apresentam maior capacidade de troca iônica que os siltes e areias (CONCIANI, 2016). Segundo Carvalho (2021), a partir desse conhecimento é possível concluir que solos com maiores teores de argila e matéria orgânica possuem maior capacidade de retenção. A dessorção caracteriza os processos reversíveis de sorção. Nela, cátions e ânions são liberados na solução líquida, em função das características do meio, da redução na concentração da substância no líquido percolador, e da competição do soluto com outro composto com maior potencial de adsorção (CARVALHO, 2021).

4.2 Parâmetros de transporte de contaminantes

O uso de modelos de simulação é importante para a compreensão dos processos de transporte de solutos no solo. Nesses modelos, são utilizados parâmetros que descrevem a relação solo-soluto, sendo alguns: coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D), número de Peclet (Pe) e fator de retardamento (R) (CARVALHO, 2021).

O parâmetro D é um parâmetro físico, expresso em área por tempo, que descreve os processos de difusão molecular e de dispersão mecânica, uma vez que não podem ser separados no transporte de contaminantes em meios porosos (GENUCHTEN e WIERENGA, 1986).

O número de Peclet é utilizado para auxiliar o entendimento sobre a influência de cada processo na dispersão hidrodinâmica. Esse parâmetro é adimensional e compara os dois transportes (CARVALHO, 2021). De acordo com modelo proposto por Ribeiro e Ehrlich (1994), números de

Peclet menores que 1 indicam a predominância da difusão molecular e valores maiores que 1 a da dispersão mecânica.

O parâmetro R, por sua vez, descreve as interações entre contaminantes e solo e inclui os processos sorcivos. Para a determinação desse parâmetro pode ser utilizado o ensaio de sorção ou a análise da curva de eluição obtida em colunas de lixiviação (OLIVEIRA et al., 2010). De acordo com Valocchi (1984), esse fator representa a relação de defasagem entre a velocidade de avanço do soluto reativo e a velocidade média da água no poro, o que indica a capacidade de retenção do solo para determinado composto.

A equação que rege o fenômeno do transporte de contaminantes no solo é a apresentada na Eq. 1 e envolve os fenômenos descritos acima: sorção, dispersão, advecção, e as possíveis reações dos contaminantes com o solo ao longo do tempo.

$$\frac{C}{C_o} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{Rx-vt}{\sqrt{4DRt}} \right) - \left(1 + \frac{vx}{D} + \frac{v^2t}{DR} \right) e^{(vx/D)} \operatorname{erfc} \left(\frac{Rx+vt}{\sqrt{4DRt}} \right) \right] + \sqrt{\frac{v^2t}{\pi DR}} e^{-\frac{(Rx-vt)^2}{4DRt}} \quad (1)$$

Em que:

C = concentração do soluto na solução efluente (mg.L⁻¹);

C_o = concentração da solução deslocadora (mg.L⁻¹);

R = fator de retardamento;

x = comprimento da coluna de solo (cm);

t = tempo (h);

D = coeficiente de dispersão hidrodinâmica (cm².h⁻¹);

v = velocidade média da solução na coluna de solo (cm.h⁻¹);

erfc = função erro complementar.

Já a dispersividade do meio poroso é um parâmetro ligado diretamente às características do próprio solo.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{B_d}{\theta} \frac{\partial C^*}{\partial t} + \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_{rxn} \quad (1)$$

Em que:

C = concentração do soluto na fase líquida;

t = tempo;

D_L = coeficiente de dispersão longitudinal;

v_x = velocidade média da água subterrânea;

B_d = densidade volumétrica do aquífero;

θ = quantidade de umidade ou porosidade do meio saturado;

C* = quantidade de soluto sorvido por unidade de massa sólida;

rxn = subscrito que indica reação química ou biológica (outra que não sorção).

Genuchten e Wierenga (1986) apresentaram uma solução analítica da equação de transporte apresentada na Eq. 2.

Diversos são os métodos de determinação dos parâmetros físicos de transporte. Pode-se dar destaque aos ensaios de deslocamento miscível unidimensional em colunas de solo por serem utilizados há bastante tempo e por permitirem condições de densidade e porosidade do solo similares às de campo, provendo uma simulação adequada à situação real de lançamento de ART (THOMÉ e KNOP, 2006). Alguns estudos têm sido conduzidos para avaliar a mobilidade de solutos no solo utilizando ensaios de deslocamento em colunas de solo (ANDRADE et al., 2018; BASSO e KIANG, 2017; CARVALHO et al. 2021; OLIVEIRA et al., 2010), associados aos modelos matemáticos apresentados acima, o que possibilita entender o comportamento dos solutos no meio poroso. Na Tabela 7 são apresentados alguns dos parâmetros obtidos em diversos estudos sobre o tema.

4.3 Ensaio em colunas de lixiviação e análise de curvas BTC

O ensaio em colunas de lixiviação diz respeito à percolação de uma solução do contaminante através de uma coluna cilíndrica preenchida com uma amostra deformada ou indeformada de solo da área estudada. São coletadas amostras do líquido efluente, em intervalos pré-definidos, para análise das concentrações dos contaminantes avaliados. A partir dos valores de concentração do contaminante ao passar pela coluna de solo (C) e da concentração inicial do contaminante na solução deslocadora (C0) é possível obter a cur-

va de chegada (breakthrough curves, BTC), que expressa em gráfico a concentração relativa do contaminante (C/C0) em função do número de volume de poros da solução coletada após passar pela coluna de solo. O experimento pode se dar tanto em fluxo descendente como em ascendente. E, para se estabelecer o regime permanente, pode ser iniciado com a percolação de água destilada. Em estudo publicado por Conciani (2016) são apresentados possíveis comportamentos das curvas de chegada (Fig. 2), que podem indicar características da relação entre o contaminante e o solo.

Tabela 7 - Estudos relacionados à determinação de parâmetros de mobilidade de contaminantes no solo.

Metal	Classificação textural do solo	R	D (cm ² .h-1)	Ajuste (r ²)	Estudo
Cádmio	Resíduo da Construção Civil	3,49	32,92	-	Moreira et al. (2010)
	Franco arenoso	0,98	52,25	0,97	Oliveira et al. (2010)
	Muito argiloso	3,34	19,53	0,99	Oliveira et al. (2010)
	Argiloso arenoso	5,9	0,04	-	Conciani (2016)
Cálcio	Franco argiloso arenoso	1,70	64,19	-	Santos et al. (2010)
	Franco arenoso	1,67	270,12	-	Santos et al. (2010)
	Arenoso	1,51	391,78	-	Santos et al. (2010)
	Argiloso	1,98	41,46	-	Matos et al. (2013)
	Franco argiloso arenoso	1,27	9,01	-	Matos et al. (2013)
	Muito argiloso	1,11	0,54	-	Matos et al. (2013)
Chumbo	Arenoso	0,56	4304,17	0,85	Carvalho et al. (2021)
	Resíduo da Construção Civil	7,48	37,64	-	Moreira et al. (2010)
	Argiloso arenoso	25,2	0,18	-	Conciani (2016)
Cobre	Resíduo da Construção Civil	6,4	37,64	-	Moreira et al. (2010)
	Argiloso arenoso	11,3	0,10	-	Conciani (2016)
Fósforo	Franco arenoso	2,1	1,74	-	Mahmood-Ul-Hassan, Rashid e Rafique (2011)
Lítio	Argiloso	1,32	48,48	0,99	Oliveira et al. (2013)
	Franco argiloso	0,73	3,83	0,99	Oliveira et al. (2013)
	Muito argiloso	0,83	22,81	0,99	Oliveira et al. (2013)
Magnésio	Franco argiloso arenoso	2,02	90,95	-	Santos et al. (2010)
	Arenoso	1,91	276,90	-	Santos et al. (2010)
	Argiloso	1,49	12,67	-	Matos et al. (2013)
	Franco argiloso arenoso	0,85	15,05	-	Matos et al. (2013)
	Muito argiloso	0,75	0,15	-	Matos et al. (2013)
	Franco arenoso	1	1,48	-	Mahmood-Ul-Hassan, Rashid e Rafique (2011)
Potássio	Arenoso	5,22	1,42	-	Basso e Kiang (2017)
	Franco argiloso arenoso	1,69	45,96	-	Santos et al. (2010)
	Arenoso	1,25	268,83	-	Santos et al. (2010)
	Argiloso	1,40	4,09	0,99	Silva et al. (2012)
	Argiloso	1,63	6,76	-	Matos et al. (2013)
	Franco argiloso arenoso	2,17	3,44	-	Matos et al. (2013)
	Muito argiloso	1,43	1,22	-	Matos et al. (2013)
	Arenoso	1,12	13,61	-	Andrade et al. (2018)
	Arenoso	1,67	512,50	0,95	Carvalho et al. (2021)

continua...

Tabela 7 - Continuação...

Metal	Classificação textural do solo	R	D (cm ² .h ⁻¹)	Ajuste (r ²)	Estudo
Sódio	Franco argiloso arenoso	2,33	144,91	-	Santos et al. (2010)
	Arenoso	1,48	216,04	-	Santos et al. (2010)
	Argiloso	2,03	464,22	0,98	Silva et al. (2012)
	Arenoso	1,68	27,60	-	Andrade et al. (2018)
	Arenoso	0,65	854,17	0,96	Carvalho et al. (2021)
Zinco	Resíduo da Construção Civil	5,97	26,34	-	Moreira et al. (2010)

Fonte: Adaptado de Carvalho (2021). R = fator de retardamento e D = coeficiente de dispersão hidrodinâmica

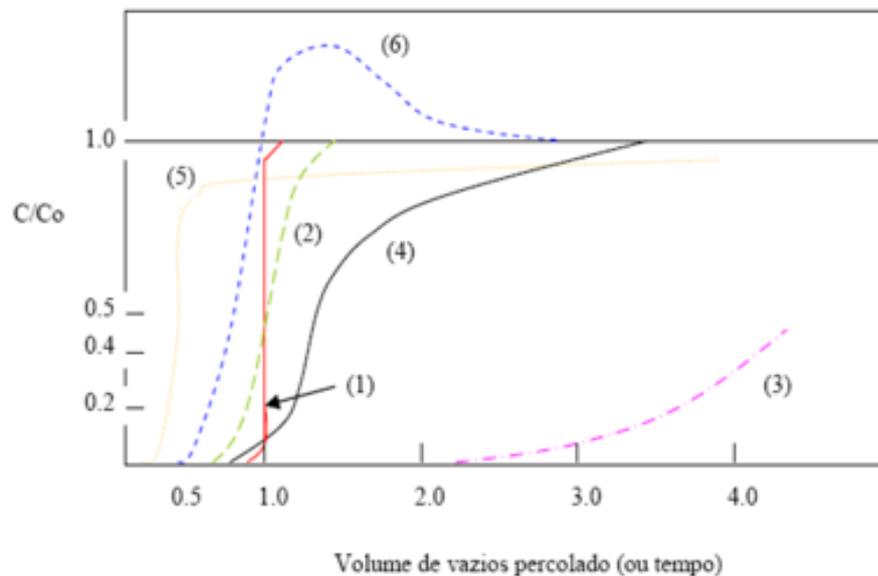


Figura 2 - Modelos de curva de chegada.

Fonte: Conciani (2016). C = concentração do contaminante ao passar pela coluna de solo e C₀ = concentração inicial do contaminante na solução deslocadora.

Na Fig. 2, o transporte advectivo uniforme e não disperso é representado pela curva (1); nesse transporte a concentração do contaminante na saída da coluna é igual à concentração de entrada para o primeiro volume de poros percolado, ponto no qual se entende que toda a água do solo foi deslocada pelo líquido percolador. Por sua vez, um movimento dispersivo (que apresenta tendência ao espalhamento da pluma de contaminação) é representado pela curva (2), visto que o composto já pode ser detectado antes de 1 volume poroso, em uma concentração relativa menor que um. Já a curva (3) mostra um forte processo adsorcivo, pois representa compostos que são completamente retidos pelo solo até o segundo volume poroso; solutos com esse

comportamento costumam apresentar altos valores de retardamento. A curva (4) indica que, por mais que haja chegada de contaminante antes de 1 volume poroso, há algum retardamento, comportamento que pode representar um fluxo através de canais, com espécies químicas que reagem com o solo, podendo haver equilíbrio através da difusão. A análise da curva (5) indica que o fluxo do líquido através do solo é rápido, com solutos que não reagem com o meio poroso, passando rapidamente pela coluna; um solo com esse comportamento atingirá lentamente o equilíbrio por meio da difusão nos microporos. E, por fim, o fenômeno da dessorção é representado pela curva (6); nesse processo, a concentração dos compostos na saída da coluna de solo se

torna maior do que na entrada (CONCIANI, 2016; CARVALHO, 2021).

Nielsen e Biggar (1962) afirmam que o retardamento na velocidade de avanço do soluto em relação à velocidade média de avanço da solução percoladora pode ser identificado quando a curva de efluente se apresentar deslocada para a direita, ou seja, quando na curva a concentração relativa de 0,5 está à frente de 1 volume poroso. Esse comportamento indica que ao escoar através do perfil do solo, parte do soluto é adsorvida, sinalizando um fator de retardamento maior que a unidade. A partir desta análise se constata que, para a relação C/Co de 0,5, quanto mais o valor de volume de poros percolados se distancia de 1, maior é a interação soluto-solo (MATOS et al., 2013).

5 CONCLUSÕES

Há um avanço na regulamentação do reúso de água em todo o mundo. Todavia, no Brasil ainda é necessária a ampliação e o incentivo para que a prática possa estar vastamente desenvolvida e disseminada. Assim, foi possível concluir que é importante o estímulo dos órgãos de gestão, um trabalho educador dos usuários quanto aos usos e possibilidades, e a consolidação de um amparo normativo que promova segurança técnica e legal aos produtores e consumidores da ART condizente com a realidade do tratamento de esgoto nacional.

Concluiu-se, também, que existe uma grande diferença entre os padrões de qualidade adotados pelas regulamentações de Bahia (2010), Ceará (2017), São Paulo (2020), Rio Grande do Sul (2020), Minas Gerais (2020), Brasil (2021) e Distrito Federal (2022), alguns com exigências altamente restritivas que não condizem com a realidade socioeconômica do Brasil. Padrões mais flexíveis podem garantir segurança tanto em relação à saúde pública como em relação à contaminação de solo e águas subterrâneas, cienti-

ficamente comprovado, desde que obedçam a práticas adequadas e responsáveis de uso.

Apesar da maioria dos usos de ART envolver o lançamento no solo, poucas são as legislações que demonstram preocupação direta com a dispersão dos poluentes e manutenção da qualidade do solo e das águas subterrâneas. Ademais, pelo fato de não haver nenhum método consolidado de avaliação da dispersão de poluentes no solo, há uma grande complexidade em exigir a aplicação de metodologias de monitoramento nas legislações atualmente em vigor no país.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Carvalho CB, Santos AB; **Investigação:** Carvalho CB; **Orientação:** Santos AB; **Redação:** Carvalho CB, Mota S, Santos ASP, Santos AB.

7 REFERÊNCIAS

- ABD-ELWAHED, M. S. Effect of long-term wastewater irrigation on the quality of alluvial soil for agricultural sustainability. *Annals of Agricultural Sciences*, v. 64, p. 151-160, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.aos.2019.10.003>
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Relatório pleno, Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2021**. Brasília: ANA, 2021.
- ANDRADE, C.W.L. et al. Simulation of sodium and potassium dynamics by the HYDRUS 2D model in a haplic planosol via residue water. *Engenharia Agrícola*, v. 38, n.36, p.874-884, 2018. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n6p874-884/2018>
- BAHIA. Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídrico (CONERH) n. 75. Estabelece procedimentos para disciplinar a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e/ou florestal. *Diário Oficial do Estado*. 2010.
- BASSO, J.B.; KIANG, C. H. Retardamento e dispersão hidrodinâmica de cobre, potássio e cloreto em solos residuais do subgrupo itararé no estado de São Paulo. *Águas Subterrâneas*, v. 31, n.1, p.117-133. 2017. <https://doi.org/10.14295/ras.v31i1.28638>
- BASTOS, R.K.X.; KIPERSTOK, A.; CHERNICHARO, C.A.L.; FLORENCIO, L.; MONTEGGIA, L.O.; SPERLING, M. Von, AISSE, M.M.; BEVILACQUA, P. D.; PIVELLI, R.P. Subsídios à regulamentação do

- reúso da água no Brasil. **Revista DAE**, v. 50. 2008. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.016>
- BRASIL. Resolução CONAMA nº. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. 2006.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº. 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**. 2009.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**. 2011.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº. 503, de 14 de dezembro de 2021. Define critérios e procedimentos para o reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias. **Diário Oficial da União**. 2021.
- CARVALHO, C. B.; PEREIRA, E. L., DOS SANTOS, A. B. Mobilidade de contaminantes em solos arenosos após a aplicação de águas residuárias tratadas produzidas em indústria siderúrgica. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 26, n.5, p. 816-828, 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200339>
- CARVALHO, C. B. **Estudos de mobilidade de contaminantes no solo e de confiabilidade para avaliar o uso de águas residuárias tratadas em indústrias siderúrgicas**. 80 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2021.
- CEARÁ. Resolução n. 02 do Conselho Estadual Do Meio Ambiente (COEMA), 02 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. **Diário Oficial do Estado**, 21 de fevereiro de 2017.
- CONCIANI, R. **Estudo Comparativo da Mobilidade de Contaminantes Inorgânicos em Solos Laterítico e Não Laterítico**. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2016, 86 p.
- DISTRITO FEDERAL. Resolução n. 05 da Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (ADASA), 09 de maio de 2022. Estabelece diretrizes para o aproveitamento ou reúso de água não potável em edificações no Distrito Federal. **Diário Oficial do Estado**, 10 de maio de 2022.
- GANJEGUNTE, G.; et al. Effects of treated municipal wastewater irrigation on soil properties, switchgrass biomass production and quality under arid climate. **Ind. Crop. Prod.**, v. 99, p. 60–69. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.01.038>
- GENUCHTEN, M. T.; WIERENGA, P. J. Solute dispersion coefficients and retardation factors. In: **Methods of soil analysis, Part 1**. Madison: American Society of Agronomy - Soil Science Society of America, p. 1025-1054. 1986. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c44>
- JONES, E. R.; et al. Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. **Earth System Science Data**, v. 13, p. 237–254. 2021. <https://doi.org/10.5194/essd-13-237-2021>
- LIMA, M. A. M.; SANTOS, A.S.P.; VIEIRA, J.M.P. Irrigação com água de reúso no Brasil: aplicação do modelo semiquantitativo de avaliação de risco microbiológico para saúde humana. **Revista Gesta**, v. 9, n. 2, p. 71-86. 2021. <https://doi.org/10.9771/gesta.v9i2.45534>
- LIMA, M.A.M.; SANTOS, A.S.P.; REBELO, A.; LIMA, M.M.; VIEIRA, J.M.P. Water reuse in Brazilian rice farming: Application of semiquantitative microbiological risk assessment. **Water Cycle**, v. 3, p. 56-64. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2022.04.003>
- MAHMOOD-UL-HASSAN, M.; RASHID, M.; RAFIQUE, E. Nutrients transport through variably structured soils. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 57, p.331-340, 2011. <https://doi.org/10.1080/00380768.2011.559576>
- MATOS, A. T.; GARIGLIO, H.A.A.; MONACO, P. A.V. L. Deslocamento miscível de cátions provenientes da vinhaça em colunas de solo. **Rev. Bras. de Eng. Agríc. e Amb.**, v.17, n.7, p.743–749, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000700008>
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Recursos Hídrico (CERH) n. 65. Diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados. **Diário Oficial do Estado**. 2020.
- MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Elaboração de proposta do plano de ações para instituir uma política de reúso de efluente sanitário tratado no Brasil**, 2018. Disponível em: <produto6_plano_de_acoes_e_politica_de_reuso.pdf (mdr.gov.br)>. Acesso em: mar. 2022.
- MOREIRA, D. A. et al. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de metais pesados em resíduos da construção civil e demolição. **Rev. Ambi. & Água**, v. 5, n. 2, p. 77-86. 2010. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.138>
- NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W. Miscible displacement: III, Theoretical considerations. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.26, p.216-221. 1962. <https://doi.org/10.2136/sssaj1962.03615995002600030010x>

- OFORI, S.; PUSKACOVA, A.; RUZICKOVÁ, I.; WANNER, J. Treated wastewater reuse for irrigation: Pros and cons. **Science of the Total Environment**, v. 760, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144026>
- OLIVEIRA, F. C.; et al. Adsorção e deslocamento do íon cádmio em solos do cerrado. **Rev. Bras. de Eng. Agríc. e Amb.**, v.14, n.8, p.848–855. 2010. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000800009>
- RDA – Reúso de Água. **Mapa esquemático do percentual de reúso de água em diferentes regiões do mundo**. Disponível em: <<https://reusodeagua.org/producao-de-dados/>>. Acesso em: abr. de 2022.
- REBELO, A.; QUADRADO, M.; FRANCO, A.; LACASTA, N.; MACHADO, P. Water reuse in Portugal: New legislation trends to support the definition of water quality standards based on risk characterization. **Water Cycle**, v. 1, p. 41–53. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.05.006>
- RIBEIRO, S. G. S., EHRLICH, M. Discussão a respeito da modelagem da dispersão hidrodinâmica em meios porosos. In: Simpósio sobre Geotecnia de Aterros para Disposição de Resíduos, COPPE/UFRJ, pp. 2.29–2.36, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 1994. **Anais...**
- RIO GRANDE DO SUL. Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) n. 419. Critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais no Estado do Rio Grande do Sul. **Diário Oficial do Estado**. 2020.
- SANTOS, A. S. P.; GONÇALVES, R.F.; MELO, M.C.; LIMA, M.A.M.; ARAUJO, B.M. Uma análise crítica sobre os padrões de qualidade de água de uso e de reúso no Brasil. **Sustinere**, v. 8, p. 437–462, 2020. <https://doi.org/10.12957/sustinere.2020.48976>
- SANTOS, A. S. P.; PACHAWO, V.; MELO, M. C.; VIEIRA, J. M. P. Progress on legal and practical aspects on water reuse with emphasis on drinking water – an overview. **Water Supply**, v. 22, n. 3, p. 3000–3014. 2022. <https://doi.org/10.2166/ws.2021.412>
- SANTOS, A. S. P.; VIEIRA, J. M. P. Reúso de água para o desenvolvimento sustentável: aspectos de regulamentação no Brasil e em Portugal. **Revista Gesta**, v. 8, n. 1, p. 50–68. 2020. <https://doi.org/10.9771/gesta.v8i1.36462>
- SANTOS, J. S. et al. Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura. **Rev. Bras. de Eng. Agríc. e Amb.**, v. 14, n. 11, p. 1226–1233. 2010. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010001100013>
- SÃO PAULO. Resolução conjunta SES/SIMA n. 1/2020. Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário. **Diário Oficial do Estado**. 2020.
- SGROI, M.; VAGLIADASHI, F. G.A.; ROCCARO, P. Feasibility, sustainability and circular economy concepts in water reuse. **Environmental Science & Health**, v. 2, p. 20–25. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.01.004>
- THOMÉ, A.; KNOP, A. Movimento de Contaminantes no Solo. In: II Simpósio Nacional de Uso da Água na Agricultura, Passo Fundo, 2006. **Anais...**
- TORRETTA, V.; KATSOYIANNIS, I.; COLLIVIGNARELLI, M. C.; BERTANZA, G.; XANTHOPOULOU, M. Water reuse as a secure pathway to deal with water scarcity. **MATEC Web of conferences**, v. 305. 2020. <https://doi.org/10.1051/mateconf/202030500090>
- VALOCCHI, A.J. Describing the transport of ion-exchanging contaminants using an effective Kd approach. **Water Resources Research**, v. 20, p. 499–503. 1984. <https://doi.org/10.1029/WR020i004p00499>
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Health guidelines for use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Geneva: WHO, 1989.

Overview sobre a estrutura legal e administrativa do reúso no Brasil

Overview about the legal and administrative framework for reuse in Brazil

• **Data de entrada:**
23/12/2020

• **Data de aprovação:**
29/08/2022

Giulliana Karine Gabriel Cunha^{1*} | Sansara Félix Pereira¹ | Amanda Sousa Araujo¹ |
Silvânia Lucas dos Santos¹ | Juliana Delgado Tinoco¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.046>

ORCID ID

Cunha GKG  <https://orcid.org/0000-0001-7438-3233>

Pereira SF  <https://orcid.org/0000-0002-4521-7823>

Araujo AS  <https://orcid.org/0000-0002-8982-9661>

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

Tinoco JD  <https://orcid.org/0000-0001-9517-2320>

Resumo

A crescente demanda de consumo de água gera estresse sobre os recursos hídricos disponíveis, sendo necessária a busca por soluções que auxiliem no equilíbrio entre a oferta e demanda de água. Assim, uma das principais possibilidades para mitigar a escassez hídrica e promover a gestão sustentável dos recursos hídricos é a recuperação e reutilização de águas residuárias. No Brasil, apesar de haver várias aplicações de reúso, ainda há condições consideradas limitantes para o avanço dessas práticas. Nesse contexto, esta revisão identifica o arcabouço legal, a aceitação social e os incentivos econômicos como os principais obstáculos relacionados ao reúso de efluentes tratados no Brasil e apresenta as possíveis soluções para contornar esses fatores. Por fim, são apresentadas perspectivas e recomendações que visam à expansão dos sistemas de reúso no país.

Palavras-chave: Esgoto. Legislação. Custos. Aceitação pública.

Abstract

The growing demand for water consumption creates stress on the available water resources, and the search of solutions that balance water supply and demand is necessary. Thus, one of the main possibilities for water scarcity mitigation and to promote sustainable water resources management is the recovery and reuse of wastewater. In Brazil, although there are several reuse applications, there are still limiting conditions for the advancement of these practices. In this context, this review identifies the legal framework, social acceptance and economic incentives as the main obstacles related to the reuse of treated effluents in Brazil and presents the possible solutions to circumvent these factors. Ultimately, perspectives and recommendations aiming to increase reuse systems in the country are presented.

Keywords: Sewer. Legislation. Costs. Public acceptance.

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Norte - Natal - Rio Grande do Norte - Brasil.

* **Autora correspondente:** giullianakarine12@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O elevado crescimento populacional associado à urbanização acelerada e ao desenvolvimento econômico gera altas demandas de consumo de água (SANCHEZ et al., 2020; UMAPATHI, CHONG e SHARMA, 2013). Esses fatores, atrelados ao estresse hídrico em conjunto com as mudanças climáticas, têm se tornado uma preocupação global (Hanjra et al., 2012), sendo um desafio equilibrar a gestão sustentável dos recursos hídricos e o crescimento econômico em ascensão (WANG e WANG, 2020). Dessa forma, intensifica-se a busca por fontes alternativas de água, como o uso de águas pluviais e o reúso de água (ANTUNES, THIVES e GHISI, 2016; PURNELL et al., 2020; REVITT, ERIKSSON e DONNER, 2011).

As previsões indicam que, até o ano de 2050, é possível que a população mundial seja de 9 bilhões de pessoas (OECD, 2012), aumentando, assim, as demandas e conseqüentemente o consumo per capita de água (SANCHEZ et al., 2020). Para esse período, o consumo global de água pode ter um aumento em até 55%, considerando que esse valor representa uma relação média para diferentes categorias de uso. Estima-se que para este mesmo ano o setor industrial aumente seu consumo de água em até 400%, agravando ainda mais a situação. (FAO, 2015; OECD, 2012). Portanto, com uma demanda elevada de consumo, os sistemas de reúso podem ser considerados uma fonte alternativa de água, principalmente para os setores industrial e agrícola.

Apesar do conhecimento das vantagens relacionadas ao reúso de águas, ainda há dificuldades para a expansão da sua prática no Brasil, originando lacunas para os estudos e pesquisas nessa área. Uma das dificuldades sobre a utilização de águas de reúso é a aceitação por parte da população, que em sua maioria detém o entendimento errôneo de que águas provenientes de reúso são impróprias para qualquer tipo de aplicação. Essa rejeição é derivada, sobretudo, da carência de informação sobre as

tecnologias de tratamento de esgoto e as possíveis práticas do reúso, bem como da falta de confiança nos prestadores de serviço de saneamento (MUKHERJEE e JENSEN, 2020; ORMEROD e SCOTT, 2013). Em casos bem-sucedidos de ampliação da aceitação pública, as autoridades têm trabalhado de maneira preventiva, adotando transparência nas ações, monitoramento intensivo e consultas públicas, verificando que atuar de forma corretiva a uma reação negativa do público minimiza a confiança da população (MUKHERJEE e JENSEN, 2020).

A falta de confiabilidade no reúso de águas também está relacionada a casos em que a mídia coloca em dúvida a confiança dos prestadores de serviços responsáveis pelo tratamento, principalmente quando relacionados aos potenciais riscos à saúde humana na prática do reúso que devem ser considerados (PURNELL et al., 2020). O risco à população está associado principalmente aos microorganismos patogênicos e às doenças de veiculação hídrica, representados geralmente pelos indicadores fecais. Por isso, a aplicação dos sistemas de reúso deve ser realizada de forma planejada e segura, tendo por base as regulamentações estabelecidas de monitoramento, uma vez que se recomenda a ocorrência de ações de reúso de forma consciente, para que a sua prática ofereça o menor risco possível.

No Brasil, a temática de reúso se identifica ainda como uma novidade; apenas recentemente teve destaque, em nível federal, na Lei 14.026/2020. Antes desse período a discussão era incipiente, principalmente quando comparada a outros países como a Califórnia, onde as questões e os debates se encontram avançados. Além disso, o Brasil não possui recurso financeiro específico destinado à prática de reúso, caracterizando mais um empecilho para o desenvolvimento das ações de reúso de águas em território nacional. Desse modo, o objetivo deste trabalho é avaliar algumas limitações relativas à aplicação do reúso de águas no Brasil e determinar as possíveis soluções para viabilizar e estimular a sua prática.

2 LIMITAÇÕES NA APLICAÇÃO DO REÚSO DE ÁGUAS NO BRASIL

2.1 Legislação

Existe uma série de fatores que tornam a aplicação do reúso incipiente no Brasil (FARIA et al., 2016), especialmente pela histórica carência de políticas públicas que priorizem o reúso de águas como um instrumento de gestão de recursos hídricos. A Lei nº 9.433/1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, não contemplava ações de reúso; apenas em 2020 com a Lei 14.026, que institui o novo marco legal do saneamento, a temática teve destaque. Antes disso havia apenas orientações para o reúso, que não ganharam relevância no país, dificultando a difusão e aplicação segura de ações de reúso no Brasil ao longo desses anos.

No país, ainda não há normalização específica destinada ao reúso, o que se tem praticado é a adoção de padrões internacionais, orientações técnicas produzidas por instituições privadas e diretrizes que tentam viabilizar as ações de reúso de água. No entanto, essas práticas não tornam o reúso obrigatório. Além disso, ainda são limitadas as regulamentações que definem padrões para os parâmetros de qualidade da água proveniente de reúso. Os estados de São Paulo, Minas Gerais, Ceará, Rio Grande do Sul e Bahia são os únicos que possuem regulamentação para o reúso de água com padrões definidos. A Tabela 1 apresenta alguns documentos vigentes, de cunho regulamentar, sobre as condutas de reúso de água no Brasil.

Tabela 1 - Documentos regulamentadores da prática de reúso de água no Brasil.

Documento regulador	Esfera	Resumo	Classificação
Resolução CNRH Nº 54/2005	Nacional	Estabelece critérios para a prática de reúso direto não potável. Determina o reúso de águas abrangendo as modalidades de reúso para fins urbanos, agrícolas e florestais, ambientais, industriais e aquicultura.	Diretrizes e critérios gerais
NBR 13.969/1997	Nacional	Norma que trata de tanques sépticos. Considera o aproveitamento de efluentes tratados como uma opção de destinação final. Trata especificamente de reúso local do efluente do tratamento tipicamente doméstico.	Padrões de qualidade para lançamento de efluente tratado nas águas superficiais
Resolução CONAMA Nº 503/2021	Nacional	Estabelece critérios e procedimentos para a prática de reúso, em sistemas de fertirrigação, de efluentes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias.	Padrões para estabilização de efluentes industriais
Resolução CNRH Nº 121/2010	Nacional	Define diretrizes e critérios para o reúso direto não potável de água para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas.	Diretrizes e critérios gerais
Produto VI do Programa Interáguas/2017	Nacional	Apresenta um plano de ações para implantar uma política de uso de efluente sanitário tratado no Brasil, com metas de curto, médio e longo prazos, além de propor cenários em esfera nacional, integrados às políticas, leis e programas de saneamento e recursos hídricos.	Relatório técnico
	46 ± 1,0	108 ± 7,5	nd
Decreto Nº 47.403/2020	Estadual - Rio de Janeiro	Dispõe sobre a política de reúso de água para fins não potáveis no estado do Rio de Janeiro.	Diretrizes gerais
Norma Técnica			
CETESB P4.002	Estadual - São Paulo	Estabelece critérios e procedimentos de efluentes e lodos fluidos de indústrias cítricas para aplicação no solo agrícola.	Padrões para a estabilização de efluentes e lodos fluidos industriais
Lei Nº 9.439/2010	Estadual - Espírito Santo	Dispõe sobre a obrigatoriedade dos postos de combustíveis, lava-jatos, transportadoras, empresas de ônibus e locadoras de veículos instalarem equipamentos para tratamento e reúso da água utilizada na lavagem de veículos.	Obrigatoriedade de lei
Resolução CONERH Nº 75/2010	Estadual - Bahia	Estabelece procedimentos para disciplinar a prática de reúso direto não potável da água na modalidade agrícola e/ou florestal.	Parâmetros recomendados para o reúso agrícola e/ou florestal

continua...

Tabela 1 - Continuação...

Documento regulador	Esfera	Resumo	Classificação
Lei N° 7.424/2016	Estadual - Rio de Janeiro	Fica obrigada a utilização de água de reúso pelos órgãos integrantes da administração pública estadual direta, das autarquias, das fundações instituídas ou mantidas pelo poder público, das empresas nas quais o capital do estado do Rio de Janeiro tenha participação, bem como pelas demais entidades por ele controladas direta ou indiretamente.	Obrigatoriedade de lei
Lei N° 16.033/2016	Estadual - Ceará	Dispõe sobre a política de reúso de água não potável no estado do Ceará, abrangendo as modalidades para fins urbanos, agrícolas, ambientais, industriais e aquicultura. Sendo o reúso dependente da caracterização do efluente a ser tratado, identificação da atividade que admite o reúso e a identificação da qualidade do efluente requerido para cada atividade descrita. Ainda, a atividade de reúso de água não potável está condicionada a outorga.	Diretrizes e critérios gerais
Resolução CONSEMA N°419/2020	Municipal - Porto Alegre	Estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais no Estado do Rio Grande do Sul.	Padrões de qualidade para a água de reúso para fins urbanos, agrícolas e florestais
Resolução conjunta SES/SMA/SSRH N°1/2017	Estadual - São Paulo	A Resolução conjunta disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de estações de tratamento de esgoto sanitário e estabelece parâmetros.	Padrões de qualidade para a água de reúso de acordo com a restrição do uso
Deliberação Normativa n° 65/2020	Estadual - Minas Gerais	Regulamenta o reúso direto de água não potável proveniente de estações de tratamento de esgotos de sistemas públicos e privados.	Padrões de qualidade para águas de reúso de acordo com a modalidade de uso
Lei N° 2.856/2011	Municipal - Niterói	Edificações ficam obrigadas a incentivar o reúso da água por meio da reciclagem dos constituintes dos efluentes das águas cinzas servidas das edificações, com o objetivo de induzir a conservação do uso racional da água, para que a gestão dos recursos hídricos possa propiciar o uso múltiplo das águas. Estabelece parâmetros de qualidade de águas cinzas.	Padrões de qualidade para águas cinzas tratadas
Lei N° 4.593/2013	Municipal - Caicó	Recomenda critério de padrões de qualidade para água de reúso a ser usada nas atividades agrícolas, urbanas e de piscicultura.	Padrões de qualidade para águas de reúso de acordo com a modalidade de uso
Resolução Conjunta SVDS/SMS N°9/2014	Municipal - Campinas	Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para o reúso direto não potável de água, proveniente de estações de tratamento de esgoto de sistemas públicos para fins de usos múltiplos no município de Campinas.	Diretrizes e critérios gerais
Lei N°10.840/2015	Municipal - Belo Horizonte	Dispõe sobre reúso de água em edificações públicas e privadas. As edificações prediais, residenciais, comerciais e industriais ficam obrigadas a adotar o reúso da água por meio da reciclagem dos constituintes dos efluentes das águas cinzas servidas das edificações, com o objetivo de induzir a conservação do uso racional da água, para que a gestão dos recursos hídricos possa propiciar o uso múltiplo das águas.	Padrões de qualidade para águas cinzas tratadas

A maioria das normativas, seja na esfera nacional, estadual ou municipal, dispõe sobre a obrigatoriedade e incentivo do reúso ou especifica a modalidade de reúso como proposta ao uso racional da água. Por exemplo, São Paulo foi o primeiro estado brasileiro a implementar regras para o reúso de água não potável, apenas considerando essa atividade quando o estado vivenciou uma grave crise hídrica. Algumas legislações estabelecem parâmetros, como a Resolução Conjunta do estado de São Paulo, a Resolução COEMA do Ceará e as leis municipais de Niterói, Belo Horizonte e Caicó.

Uma das limitações das legislações vigentes no país se apresenta nas diferenças entre os parâ-

metros de qualidade da água de reúso, de modo que algumas normativas são extremamente restritivas, enquanto outras são abrangentes, ou seja, os valores são discrepantes. Isso torna difícil a propagação das leis de reúso no país, principalmente quando um estado ou município deseja utilizar como base uma legislação já existente, os respectivos gestores e técnicos não conseguem aplicar de acordo com sua localidade.

Em alguns casos, a utilização dos padrões internacionais não representa a realidade onde está sendo aplicado o reúso, ou seja, podem ser rigorosos ou até mesmo abrangentes quanto aos parâmetros que estão sendo praticados em de-

terminada localidade. Em um país heterogêneo como o Brasil, é necessário considerar as características de cada região na elaboração das legislações, por isso o levantamento de dados e estudos é imprescindível para que a aplicação do reúso seja compatível com a realidade local. Em alguns casos, quando os padrões se apresentam demasiadamente restritivos, a aplicação do reúso se torna inviável economicamente, o que dificulta a expansão do reúso.

A ausência de padrões nacionais mais específicos e eficientes para o reúso de água impede o avanço de sua aplicação no Brasil. Dessa forma, é fundamental a criação de um instrumento que possa expandir a inclusão de padrões de qualidade da água eficientes nos estados e municípios, para que tenham orientações para aplicação do reúso em suas localidades, bem como na identificação dos parâmetros adequados a sua realidade local. A expansão aqui mencionada não está relacionada a quantidade de padrões, mas sim a expansão de padrões eficientes em todo território nacional.

Além disso, é primordial considerar padrões de qualidade em cada modalidade específica de reúso. Por exemplo, para o reúso agrícola, deve-se considerar parâmetros do solo, como o teor de metais pesados, já que estes são bioacumuladores, e dessa forma podem se acumular ao longo da cadeia trófica. A degradação do solo já é apontada no Brasil como uma limitação da aplicação de reúso eficiente. Essa limitação pode ser devido à falta de aspecto legal que não apresenta critérios suficientes e eficientes sobre a degradação do solo.

2.2 Aceitação Pública

Apesar das vantagens associadas à prática de reúso e a sua aplicação em diversos países e esferas, ainda existem dificuldades para o seu emprego. A falta de aceitação social e de apoio da

população são algumas dificuldades apresentadas para aplicação do reúso (HURLIMANN et al., 2008; SALGOT, 2008) e advêm do pouco conhecimento dos benefícios associados ao possível uso do efluente após o tratamento e da preocupação quanto à segurança e higiene, e da falta de confiabilidade na prestadora de serviços de saneamento (MUKHERJEE & JENSEN, 2020).

HURLIMANN et al. (2008) verificaram algumas variáveis que contribuem para a satisfação e a confiabilidade da população para utilizar águas provenientes de reúso de efluentes tratados. A comunicação com a companhia de água e esgoto, assim como a confiança nos prestadores de serviços, a qualidade do efluente tratado, o conhecimento dos riscos referentes às águas de reúso e o custo financeiro associado são aspectos que devem ser discutidos com a população para que possam entender e adquirir uma percepção positiva sobre o reúso. O debate sobre os impactos positivos e a transparência em todo o processo da aplicação do sistema de reúso são alguns pontos debatidos que têm auxiliado no aumento da aceitação social (GARCIA-CUERVA, BERGLUND e BINDER, 2016).

A falta de transparência e confiabilidade nas autoridades e prestadoras de serviços de saneamento são um ponto primordial para não aceitação do reúso. Quando a população não tem confiança na prestadora, principalmente quando a confiabilidade é colocada em questão, por exemplo, pela mídia com casos em que os padrões não estão sendo obedecidos (MUKHERJEE & JENSEN, 2020). Dessa forma, a população tende a ter uma resistência para a aplicação de reúso. Alguns estudos já apontam que a transparência das autoridades e concessionárias em conjunto com consultas a população tem ajudado a aumentar a confiabilidade, e conseqüentemente, aumentando a aceitação pública (DOLNICAR & HURLIMANN, 2010; FIELDING et al., 2019; ROSS et al., 2014). Além disso, a aplicação de ações preventivas, antes mesmo de

uma exposição de não conformidade dos padrões, tem auxiliado a aumentar a confiança da população nas prestadoras de serviços (MUKHERJEE & JENSEN, 2020); de modo geral, o que se percebe é que a falta de comprometimento das concessionárias leva à não adoção do reúso (HARRIS-LOVETT et al., 2015).

O uso de alguns termos específicos ajuda a provocar repulsa por parte da população à utilização de água de reúso. Furlong et al. (2019) verificaram que a aceitação pública é maior quando o termo “água purificada” é empregado, em vez de “efluente”. Devido ao sentimento de repulsa, a população tende a distanciar-se das águas de reúso, consequentemente apoiam a reutilização de águas para indústria, paisagismo e descarga de vasos sanitários, no entanto desconsideram para fins potáveis (RADCLIFFE, 2018). Ainda no seu estudo, Radcliffe (2018) verificou que na Austrália, em épocas de escassez hídrica, houve um aumento da aceitação pública para fins potáveis; no entanto, quando a situação foi regularizada, houve um declínio na aceitação. Nesse caso, a aceitação pública estava condicionada a casos de seca severa.

Ainda na abordagem social, vale destacar a importância do estabelecimento de políticas públicas relacionadas ao reúso de águas (CAPARRÓS-MARTÍNEZ et al., 2020), com foco na tomada de decisão colaborativa, diminuindo o foco na promoção de questões e linguagem tecnocientífica para o planejamento (MORGAN & GRANT-SMITH, 2015).

Portanto, a aceitação social deve ser considerada para que haja um aumento da implementação do reúso. Isso pode ser feito por meio da participação da população nas tomadas de decisões, da transparência em relação à conformidade dos padrões, e de ações de educação ambiental nos locais onde se implementam sistemas de reúso, com o objetivo de sensibilizar a sociedade sobre os benefícios dessa prática sustentável.

2.3 Custos e Financiamento

Embora haja conhecimento dos benefícios ambientais e econômicos agregados à utilização da água de reúso, ainda existem alguns empecilhos que identificam a sua prática no Brasil como incipiente. Assim, precisam ser extintos para a maior difusão das práticas de reúso em território nacional. Nesse caso, investimentos são imprescindíveis e a falta de incentivos econômicos em âmbito federal se constitui em um obstáculo, uma vez que o país não detém recurso financeiro exclusivo às ações de reúso de água. Essa lacuna, relacionada à viabilidade financeira, pode ser suprida mediante a consideração do reúso na composição de custos da tarifa de esgoto, bem como da cobrança adequada pelo uso dos recursos hídricos.

Com o intuito de elaborar uma solução à crescente demanda por água potável no município de Natal-RN, Da Silva (2019) analisou a viabilidade econômica de um sistema de reúso de águas residuárias tratadas aplicado à recarga artificial de aquífero, por meio de bacias de infiltração. Essa proposta foi comparada à instalação de uma adutora convencional de água, a partir de mananciais localizados em bacias vizinhas. Com base nos cálculos dos custos totais a valor presente dos dois cenários apresentados, os resultados do estudo indicaram que os custos de implantação e operação do sistema de reúso com lagoas de infiltração (R\$ 0,20/m³) são significativamente inferiores aos custos referentes à implantação de uma adutora de água (R\$ 1,06/m³), com o objetivo de atender à ampliação do abastecimento da cidade de Natal/RN. Portanto, para esse projeto em específico, o sistema de reúso com bacias de infiltração para promover o aumento da recarga de aquífero é uma alternativa viável, em aspectos econômicos e ambientais; uma vez que sua aplicação acarreta em redução de custos, além de minimizar o consumo nas reservas de água e proporcionar destino adequado

às águas residuárias tratadas, atenuando os impactos ambientais e à saúde pública.

Além dos custos utilizados nos cálculos do estudo, futuramente poderá ser considerada a cobrança pelo uso da água, que ainda não é praticada no estado do Rio Grande do Norte, aumentando assim o custo unitário da alternativa na qual são implantadas adutoras convencionais de água para atender o aumento da demanda de água potável. No entanto, alguns estados brasileiros, como Ceará e Minas Gerais, têm implantado tarifas relacionadas à captação da água bruta de acordo com o uso desejado, reconhecendo a água como um bem de valor e incentivando o seu uso racional. Dessa forma, busca-se a implementação da cobrança pelos usos dos recursos hídricos em esfera nacional, fazendo com que essa prática se torne uma ferramenta propulsora para a prática de reúso de efluentes tratados.

O Ceará é um dos estados que já estabelecem um modelo tarifário pelos usos, sujeitos a outorga, dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos (CEARÁ, 2019). A cobrança é efetivada por meio do decreto nº 33.024 de 2019, cujo artigo 3º define as tarifas de acordo com o tipo de usuário de água bruta. Para a categoria industrial, apresentada no inciso II deste artigo, tem-se que o valor da tarifa cobrada pelo uso da água é definido tanto para a captação e adução realizadas pela companhia de saneamento como para a situação em que a captação em mananciais e a adução são atribuídas ao usuário de forma total ou parcial. Para a primeira configuração, o valor do metro cúbico de água é definido em R\$ 2,81 aproximadamente, enquanto para a segunda determina-se o valor de R\$ 0,82/m³. Assim, a tarifa atribuída às etapas de captação e adução de água bruta é de R\$ 1,99/m³, sendo esse valor referente, de forma simplificada, aos casos nos quais não há cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

Na estimativa de custos realizada pelo estudo da Confederação Nacional da Indústria (CNI, 2017)

para o fornecimento de água de reúso completo não potável para fins industriais na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), os custos estimados foram divididos em duas alternativas de acordo com o comprimento total da linha de distribuição de água. A linha por gravidade de ambas as alternativas possui 5 km de extensão, ao passo que a linha de recalque da Alternativa A tem extensão de 4 km e a da Alternativa B, 8 km. Considerando uma vazão industrial de 50 L/s, tem-se que, para a alternativa A, o custo estimado relativo ao sistema de reúso completo é de R\$ 2,28/m³, enquanto para a alternativa B é de R\$ 2,68/m³, aproximadamente (CNI, 2017).

Desse modo, verifica-se que o custo unitário associado ao sistema de reúso, independentemente da alternativa adotada, é superior ao custo relacionado às instalações de captação e adução de água bruta (R\$ 1,99/m³), condição na qual não se cobra pelo uso do recurso hídrico; no entanto, é inferior à tarifa quando há cobrança pelo uso da água bruta (R\$ 2,81/m³). Portanto, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos pode ser considerada um incentivo à expansão das práticas de reúso de águas residuárias tratadas, uma vez que a aplicação de ações de reúso minimiza os custos e, conseqüentemente, maximiza os lucros dos setores que as implantam. Além disso, os valores provenientes da cobrança pelo uso da água podem ser aplicados em programas e intervenções incluídos nos Planos Estaduais de Recursos Hídricos; assim, verifica-se a importância da inserção de projetos de sistemas de reúso nesses planos.

Além da consideração da cobrança pelo uso dos recursos hídricos como incentivo à ampliação do reúso de efluentes tratados no Brasil, a inclusão de ações de reúso na definição das tarifas cobradas pelos prestadores de serviços também deve ser avaliada. A maioria das companhias de saneamento cobra uma tarifa, referente aos serviços de água e esgotamento sanitário, apenas com o

objetivo de garantir a viabilidade financeira dos prestadores de serviços para sustentar a operação e manutenção do sistema (NEVER e STEPPING, 2018). Esse aspecto pode ser observado no Brasil, onde a composição de custos, relativa à definição da tarifa cobrada pelos serviços de água e esgoto, não considera os custos relacionados a ações de reúso do efluente tratado. Assim, a inserção na tarifa de custos direcionados para o setor de reúso é apontada como um incentivo para a expansão da sua prática nas companhias de saneamento do país, uma vez que estas deterão recursos financeiros específicos.

3 APLICAÇÃO DO REÚSO EM REGIÕES SEMIÁRIDAS E SUAS DIFICULDADES

As regiões semiáridas, de maneira geral, possuem características como: altas temperaturas, precipitações intensas em um curto espaço de tempo e balanço hídrico negativo, o que ocasiona déficit hídrico em períodos de seca prolongada, afetando o abastecimento de água e o atendimento das demandas. Além disso, há um número expressivo de pessoas que não possuem rede coletora e/ou não são beneficiadas pela rede coletora de esgoto; esse número chega a 55 milhões (SNIS, 2019).

Os dejetos gerados pela população não atendida pela rede coletora de esgoto são dispostos em fossas sépticas, sumidouros, valas abertas ou diretamente nos solos. Essas alternativas de disposição do efluente podem contaminar o lençol freático da região, principalmente nos solos de regiões semiáridas, que são caracterizados por serem rasos e pouco desenvolvidos (PEREIRA e DANTAS NETO, 2014). Outro agravante dessa situação é a disposição final do efluente pelas estações de tratamento de esgoto. Devido ao regime de chuva e aos eventos de seca prolongada, não existem rios perenes que sejam receptores do efluente; assim, a disposição é feita diretamente no solo.

Com a falta de água para atender às demandas, o reúso de águas se torna uma necessidade para que possa ocorrer o desenvolvimento nessas regiões, como por exemplo para a agricultura, que é a principal fonte de renda da população do semiárido nordestino do Brasil. Nos períodos de estiagem e seca prolongada, a execução dessa atividade se torna um desafio para os agricultores que dependem dela para sua subsistência (SALGADO et al., 2018). Nesse contexto, diversos estudos foram desenvolvidos com o intuito de viabilizar tecnologias acessíveis de tratamento de esgoto em áreas rurais para serem utilizadas na agricultura familiar (MAYER et al., 2020; RIBEIRO et al., 2012; SALGADO et al., 2018). Portanto, o uso de efluente tratado na agricultura torna-se promissor, devido à presença de nutrientes essenciais para as culturas, como pode ser visto na Tabela 2 nos estudos de Salgado et al. (2018), Barreto et al. (2013), Leal et al. (2009) e Oliveira Marinho et al. (2014).

Mayer et al. (2020) aplicaram um sistema de coleta, tratamento de esgoto e reúso para agricultura familiar na zona rural do estado da Paraíba. O sistema é composto por caixa de gordura, tanque de equalização, reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB), duas lagoas de polimento em paralelo e reservatório de água de reúso com destino ao sistema de irrigação. A remoção da matéria orgânica atingiu uma eficiência de 78%, com baixa remoção de nutrientes, sendo eficiente para aplicação no meio agrícola. Além disso, a implementação e a manutenção são de fácil operação, e os custos são acessíveis à realidade financeira local, tornando essa tecnologia uma solução adequada para o reúso na agricultura familiar.

Nesse contexto, a Tabela 2, apresenta pontos positivos e negativos na aplicação do reúso na irrigação no Nordeste brasileiro. De maneira geral, o reúso agrícola nessas regiões apresenta baixo custo, fácil implementação e os efluentes produzidos pelas tecnologias demonstram boa qualida-

de sanitária e viabilidade agrônômica. No entanto, como dificuldade foram encontrados pontos que afetam a fertilidade e segurança do solo que devem ser inseridos nos requisitos de qualidade

para evitar potenciais impactos na produtividade e fertilidade do solo, e possíveis riscos à saúde humana pela disseminação de contaminantes biológicos e químicos (EPA, 2012; WHO, 2006

Tabela 2 - Pontos positivos e dificuldades em exemplos de reúso no Brasil

Local	Tipo de Reúso	Tratamento do Efluente	Pontos positivos	Dificuldades	Referência
Petrolândia, PE	Agrícola	UASB + Tanque de equalização	Aumento dos macronutrientes, resultando numa maior produtividade na cultura da melancia.	Remoção de sólidos suspensos totais pouco expressiva, causando entupimento nos gotejadores. Para uso irrestrito seria necessária uma maior remoção de DBO e NH_4^+ .	(SALGADO et al., 2018)
Recife, PE	Agrícola	UASB + Lagoa de Polimento	O reúso de efluente de esgoto doméstico tratado na irrigação da cultura das mudas de eucalipto em viveiro mostrou-se viável agronomicamente.	A viabilidade econômica precisa ser estudada.	(SILVA et al., 2015)
Cubati, PB	Agrícola	Caixa de gordura + Tanque de equalização + UASB + 2 lagoas de polimento	Baixo custo de implementação, fácil operação e monitoramento, além de fonte de água e nutrientes para produção agrícola.	O acesso ao saneamento básico rural por meio da tecnologia proposta necessita de investimentos, seja de origem pública ou privada.	(MAYER et al., 2020)
Campina Grande, PB	Agrícola	UASB + Wetland UASB + Leito de Brita UASB + Lagoa de Polimento	Efluente produzido nas lagoas de polimento apresentou boa qualidade sanitária, podendo ser usado na irrigação irrestrita segundo a OMS.	O efluente na lagoa de polimento apresentou baixa concentração de nutrientes. O sistema <i>wetland</i> e leito de brita apresentaram efluente com altas concentrações de coliformes termotolerantes, sendo impróprio para uso agrícola.	(SOUSA et al., 2005)
Campina Grande, PB	Agrícola	Tratamento preliminar	O aporte de P das águas residuais foi significativo para a nutrição das plantas de mamona.	Incremento de Na^+ em todo o perfil do solo.	(BARRETO et al., 2013)

4 PERSPECTIVAS FUTURAS PARA O REÚSO DE EFLUENTES TRATADOS NO BRASIL

A importância do reúso de águas é evidenciada em todo o mundo, tanto no meio técnico como no acadêmico. No entanto, as iniciativas de reúso ocorrem de forma natural em alguns países, os quais possuem legislações definidas, como os Estados Unidos, ao passo que em outros a viabilidade das ações de reúso está relacionada tradicionalmente à necessidade, como no Brasil; onde as práticas de reúso geralmente se destacam há ocorrência de cenários de demanda crescente por água, poluição dos recursos hídricos e recorrência de períodos de seca e escassez hídrica. Esse contexto também se aplica às legislações sobre reúso no país, as quais são elaboradas e desenvolvidas em esfera estadual e/ou muni-

cipal conforme a demanda diante de situações preocupantes, ou seja, a prática de reúso de água é categorizada como uma ação corretiva e não preventiva, como deveria. Para converter essa condição, faz-se necessária a criação de legislações de competência federal, que determinem, por exemplo, a obrigatoriedade de estados e/ou municípios criarem suas próprias legislações para a água de reúso, de acordo com as circunstâncias locais variadas, caracterizando uma conduta preventiva.

Apesar dos benefícios, para a saúde pública e o meio ambiente, associados ao reúso, a sua aplicabilidade não é considerada trivial, podendo ocorrer sem planejamento e de forma desorganizada e, conseqüentemente, acarretar riscos aos ecos-

sistemas, quando as normas referentes a reúso não são cumpridas. Portanto, é primordial a existência de arcabouço legal que apresente, de forma inequívoca, os critérios para o licenciamento ambiental dos projetos de reúso, por meio da definição dos limites e padrões de qualidade que os efluentes tratados devem atingir para a sua aplicação segura, abrangendo as diversas categorias de uso possíveis. Essa medida deve ser considerada necessidade no Brasil durante as revisões dos normativos existentes e a elaboração dos futuros, uma vez que a maioria das legislações vigentes no país sobre reúso carece de transparência nos padrões de qualidade a serem cumpridos pelos projetos de reúso de efluentes tratados.

As soluções técnicas para o reúso existem e, de fato, funcionam, representando tecnologias economicamente viáveis na busca por alternativas à água potável. No entanto, não há regulamentações para a institucionalização do reúso, no âmbito nacional, e que compreendam as possíveis modalidades de uso de águas, dificultando a implementação de novos projetos de reúso. Além disso, as legislações municipais e estaduais não concordam entre si, algumas não refletem a realidade local devido à elevada exigência em relação aos padrões de qualidade da água de reúso, aumentando os custos de instalação e operação da tecnologia de tratamento, enquanto outras apresentam valores mais flexíveis para os parâmetros adotados. Assim, verifica-se a necessidade das legislações relacionadas a reúso, no Brasil, seguirem um padrão, representado pelas legislações de caráter menos restritivo.

Existe ainda resistência por parte da população e, inclusive, dos gestores quanto ao reúso no Brasil. A inserção da sociedade nas aplicações de reúso é imprescindível para que haja tanto a aceitação como a eficiente aplicação dos projetos de reúso, que atendam às necessidades da população beneficiária. Essa compreensão deve ocorrer em todas as etapas do projeto, desde a fase de concepção

até a implementação e o posterior monitoramento, e pode ser realizado por meio da formação de um comitê consultivo, além da promoção de palestras educacionais sobre as possibilidades de reúso e os projetos a serem executados, assim como reuniões entre representantes públicos, gestores e cidadãos. A ampla divulgação dos sistemas de reúso em funcionamento no país também é uma medida que pode ser empregada com o intuito de possibilitar a maior aceitação da população em relação a projetos de reúso futuros.

Em âmbito nacional, outra ação a ser implementada com o objetivo de estimular o avanço dos projetos de reúso é a cobrança pelo uso da água, tornando-a um bem valorado. Consequentemente, o uso ocorrerá de forma racional e os sistemas de reúso irão apresentar viabilidade econômica quando comparados aos processos convencionais de captação e adução em recursos hídricos. No entanto, para essa medida ser aplicada de forma efetiva, deve-se considerar o consentimento dos usuários, bem como dos gestores e governantes.

Assim, como evidenciado nesta revisão, a aplicação do reúso no Brasil ainda é incipiente, e a expansão de suas práticas depende principalmente dos avanços nos quesitos normativos e da aceitação pública. Além disso, o país precisa desenvolver a percepção sobre reúso uma medida preventiva, e não apenas como solução em períodos de escassez hídrica.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

ALVES, P.F.S., DOS SANTOS, S.R., KONDO, M.K., DIAS ARAÚJO, E., DE OLIVEIRA, P.M., 2018. Maize fertigation with treated sanitary wastewater: Growth and yield. **Eng. Sanit. e Ambient.** 23, 833–839. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018136152>

- ANTUNES, L.N., THIVES, L.P., GHISI, E., 2016. Potential for potable water savings in buildings by using stormwater harvested from porous pavements. **Water (Switzerland)** 8. <https://doi.org/10.3390/w8040110>
- BARRETO, A.N., DO NASCIMENTO, J.J.V.R., DE MEDEIROS, E.P., DA NÓBREGA, J.A., Bezerra, J.R.C., 2013. Changes in chemical attributes of a Fluvent cultivated with castor bean and irrigated with wastewater. **Rev. Bras. Eng. Agric. e Ambient.** 17, 480–486. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000500003>
- CUTOLO, S.A., PIVELI, R.P., SANTOS, J.G., MONTES, C.R., SUNDEFELD, G., CAMPOS, F., GOMES, T.M., MELFI, A.J., 2012. Parasitological risk assessment from wastewater reuse for disposal in soil in developing countries. **Water Sci. Technol.** 65, 1357–1367. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.012>
- DA SILVA, T.C., 2019. **Viabilidade ambiental e econômica do reúso de águas residuárias tratadas para recarga artificial de aquífero: estudo de caso em aquífero litorâneo.** Insituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte.
- DE AQUIM, P.M., HANSEN, É., GUTTERRES, M., 2019. Water reuse: An alternative to minimize the environmental impact on the leather industry. **J. Environ. Manage.** 230, 456–463. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.077>
- DE GOIS, E.H.B., RIOS, C.A.S., COSTANZI, R.N., 2015. Evaluation of water conservation and reuse: A case study of a shopping mall in southern Brazil. **J. Clean. Prod.** 96, 263–271. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.097>
- DE MELO RIBEIRO, F.H., NAVAL, L.P., 2019. Reuse alternatives for effluents from the fish processing industry through multi-criteria analysis. **J. Clean. Prod.** 227, 336–345. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.110>
- DE OLIVEIRA MARINHO, L.E., FILHO, B.C., ROSTON, D.M., STEFANUTTI, R., TONETTI, A.L., 2014. Evaluation of the productivity of irrigated eucalyptus grandis with reclaimed wastewater and effects on soil. **Water. Air. Soil Pollut.** 225. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1830-8>
- DOLNICAR, S., HURLIMANN, A., 2010. Water alternatives — who and what influences public acceptance? **J. Public Aff.** 11, 49–59. <https://doi.org/10.1002/pa>
- FAO, 2015. **FAO Statistical Pocketbook 2015, Food and Agriculture Organization of the United Nations.** <https://doi.org/978-92-5-108802-9>
- FIELDING, K.S., DOLNICAR, S., SCHULTZ, T., 2019. Public acceptance of recycled water. **Int. J. Water Resour. Dev.** 35, 551–586. <https://doi.org/10.1080/07900627.2017.1419125>
- FURLONG, C., JEGATHEESAN, J., CURRELL, M., IYER-RANIGA, U., KHAN, T., BALL, A.S., 2019. Is the global public willing to drink recycled water? A review for researchers and practitioners. **Util. Policy** 56, 53–61. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2018.11.003>
- GARCIA-CUERVA, L., BERGLUND, E.Z., BINDER, A.R., 2016. Public perceptions of water shortages, conservation behaviors, and support for water reuse in the U.S. **Resour. Conserv. Recycl.** 113, 106–115. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.006>
- HANJRA, M.A., BLACKWELL, J., CARR, G., ZHANG, F., JACKSON, T.M., 2012. Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. **Int. J. Hyg. Environ. Health** 215, 255–269. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.10.003>
- HARRIS-LOVETT, S., BINZ, C., SEDLAK, D., KIPARSKY, M., TRUFER, B., 2015. Beyond User Acceptance: A Legitimacy Framework for Potable Water Reuse in California. **Environ. Sci. Technol** 49, 7552–7561. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00504>
- HURLIMANN, A., HEMPHILL, E., MCKAY, J., GEURSEN, G., 2008. Establishing components of community satisfaction with recycled water use through a structural equation model. **J. Environ. Manage.** 88, 1221–1232. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.06.002>
- LEAL, R.M.P., HERPIN, U., FONSECA, A.F. DA, FIRME, L.P., MONTES, C.R., MELFI, A.J., 2009. Sodicity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. **Agric. Water Manag.** 96, 307–316. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.08.009>
- LUIS CAPARRÓS-MARTÍNEZ, J., RUEDA-LÓPE, N., MILÁN-GARCÍA, J., DE PABLO VALENCIANO, J., 2020. Public policies for sustainability and water security: The case of Almeria (Spain). **Glob. Ecol. Conserv.** 23. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01037>
- MAYER, M.C., BARBOSA, R. DE A., LAMBAIS, G.R., MEDEIROS, S. DE S., VAN HAANDEL, A.C., DOS SANTOS, S.L., 2020. Tecnologia de tratamento de esgoto: uma alternativa de saneamento básico rural e produção de água para reúso agrícola no Semiárido Brasileiro, In: Gramkow, C. (Org) (Ed.), **Investimentos Transformadores Para Um Estilo de Desenvolvimento Sustentável: Estudos de Casos de Grande Impulso (Big Push) Para a Sustentabilidade No Brasil.** CEPAL, pp. 103–120.
- MORGAN, E.A., GRANT-SMITH, D.C.C., 2015. Tales of science and defiance: the case for co-learning and collaboration in bridging the science/emotion divide in water recycling debates. **J. Environ. Plan. Manag.** 58, 1770–1788.
- MUKHERJEE, M., JENSEN, O., 2020. Making water reuse safe: A comparative analysis of the development of regulation and technology uptake in the US and Australia. **Saf. Sci.** 121, 5–14. <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2019.08.039>
- NEVER, B., STEPPING, K., 2018. Comparing urban wastewater systems in India and Brazil: Options for energy efficiency and wastewater reuse. **Water Policy** 20, 1129–1144. <https://doi.org/10.2166/wp.2018.216>
- ORMEROD, K.J., SCOTT, C.A., 2013. Drinking Wastewater: Public Trust in Potable Reuse. **Sci. Technol. Hum. Values** 38, 351–373. <https://doi.org/10.1177/0162243912444736>

- PEREIRA, R.A., DANTAS NETO, J., 2014. Efeito das atividades agro-pastoris sobre os atributos físico-químicos de três classes de solos de uma bacia hidrográfica no semiárido brasileiro. **Bol. Goia. Geogr.** **34**, 169–188.
- PURNELL, S., HALLIDAY, A., NEWMAN, F., SINCLAIR, C., EBDON, J., 2020. Pathogen infection risk to recreational water users, associated with surface waters impacted by de facto and indirect potable reuse activities. **Sci. Total Environ.** **722**, 137799. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137799>
- RADCLIFFE, J.C., 2018. Evolution of water recycling in Australian cities since 2003. **Water Sci. Technol.** **792–802**. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.362>
- REVITT, D.M., ERIKSSON, E., DONNER, E., 2011. The implications of household greywater treatment and reuse for municipal wastewater flows and micropollutant loads. **Water Res.** **45**, 1549–1560. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.027>
- RIBEIRO, M.C. DE F., ROCHA, F.A., SANTOS, A.C. DOS, SILVA, J.O. DA, PEIXOTO, M. de F.S.P., Paz, V.P. da S., 2012. Crescimento e produtividade da mamoneira irrigada com diferentes diluições de esgoto doméstico tratado. **Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambient.** **16**, 639–646. <https://doi.org/10.1590/s1415-43662012000600008>
- ROSS, V.L., FIELDING, K.S., LOUIS, W.R., 2014. Social trust , risk perceptions and public acceptance of recycled water: Testing a social-psychological model. **J. Environ. Manage.** **137**, 61–68. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.039>
- SALGADO, V.C., DE SOUZA FILHO, E.J., GAVAZZA, S., FLORENCIO, L., KATO, M.T., 2018. Watermelon cultivation in the semi-arid irrigated with different heights of treated domestic sewage. **Eng. Sanit. e Ambient.** **23**, 727–738. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018161706>
- SALGOT, M., 2008. Water reclamation, recycling and reuse: implementation issues. **Desalination** **218**, 190–197. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.09.035>
- SANCHEZ, G.M., TERANDO, A., SMITH, J.W., GARCÍA, A.M., WAGNER, C.R., MEENTEMEYER, R.K., 2020. Forecasting water demand across a rapidly urbanizing region. **Sci. Total Environ.** **730**, 139050. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139050>
- SILVA, R.J., GAVAZZA, S., FLORENCIO, L., NASCIMENTO, C.W.A., KATO, M.T., 2015. Cultivo de mudas de eucalipto irrigadas com esgoto doméstico tratado. **Eng. Sanit. e Ambient.** **20**, 323–330. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152201502000084883>
- SOUSA, J.T. DE, VAN HAANDEL, A.C., CAVALCANTI, P.F.F., FIGUEIREDO, A.M.F. de, 2005. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Eng. Sanit. e Ambient.** **10**, 260–265. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522005000300011>
- UMAPATHI, S., CHONG, M.N., SHARMA, A.K., 2013. Evaluation of plumbed rainwater tanks in households for sustainable water resource management: A real-time monitoring study. **J. Clean. Prod.** **42**, 204–214. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.006>
- WANG, Q., WANG, X., 2020. Moving to economic growth without water demand growth -- a decomposition analysis of decoupling from economic growth and water use in 31 provinces of China. **Sci. Total Environ.** **726**, 138362. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138362>

A redução da DBO na despoluição de córregos urbanos e sua percepção no cotidiano dos moradores: caso Curso d'água Tenente Rocha (2021)

The reduction of BOD in the depollution of urban streams and its perception in the daily lives of the residents: case of the Tenente Rocha Watercourse (2021)

• **Data de entrada:**
06/02/2022

• **Data de aprovação:**
16/05/2022

Marcio Salgado^{1*} | José Luiz Negrão Mucci¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.047>

ORCID ID

Salgado M  <https://orcid.org/0000-0002-3980-5995>

Mucci JLN  <https://orcid.org/0000-0002-5215-084X>

Resumo

O Curso d'água Tenente Rocha, situado na Zona Norte da capital paulista, tem sido beneficiado pelo Programa Córrego Limpo (PCL) desde 2007, sendo considerado atualmente despoluído tanto pela Prefeitura de São Paulo como pela Sabesp. Entretanto, fatores locais associados à reincidência de cargas pontuais e difusas têm causado alterações significativas na qualidade de suas águas. Desenvolveu-se uma pesquisa exploratória de caráter qualitativo, com o objetivo de analisar a perspectiva dos moradores em relação à redução da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), efetivada no processo de despoluição do Córrego Tenente Rocha. Foi evidenciado que, após as ações iniciais do PCL no Curso d'água Tenente Rocha, houve uma redução no indicador DBO, o qual se manteve abaixo de 30mg/L; na média mensal, em contrapartida, os resultados da pesquisa apontaram que na opinião de 95% dos moradores entrevistados, a percepção é de que o referido curso d'água não se encontra despoluído.

Palavras-chave: Despoluição de córregos urbanos. Programa Córrego Limpo. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

Abstract

The Tenente Rocha Watercourse, located in the North Zone of São Paulo, has benefited from the Programa Córrego Limpo (PCL) since 2007, and is currently considered unpolluted by both the São Paulo City Hall and Sabesp. However, local factors associated with the recurrence of point and diffuse loads have caused significant changes in the quality of its waters. An exploratory qualitative research was carried out, with the objective of analyzing the resident's perspective regarding the reduction of the Biochemical Oxygen Demand (BOD) effected in the depollution process of the Tenente Rocha Stream. It was evidenced that after the initial actions of the PCL in the Tenente Rocha Watercourse, there was a reduction in the BOD indicator, which remained below 30mg/L, in the monthly average, on the other hand, the research results showed that in the opinion of 95% of the interviewed residents, the perception is that the referred watercourse is not unpolluted.

Keywords: Depollution of urban streams. Clean Stream Program. Biochemical Oxygen Demand (BOD).

¹ Universidade de São Paulo - Faculdade de Saúde Pública - São Paulo - São Paulo - Brasil.

* **Autor correspondente:** msmarciosalgado@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O conceito técnico-higienista adotado na gestão dos corpos hídricos superficiais da capital paulista levou tanto ao afastamento da sociedade da linha d'água como à degradação da saúde ambiental dos corpos hídricos superficiais. Os rios e seus afluentes foram canalizados e tamponados, e suas várzeas cederam lugar a áreas impermeabilizadas, sem reservas para o amortecimento de cheias. A execução de obras associadas ao sistema de drenagem implementado nas bacias transformou o ambiente natural, ocultando grande parte da trama capilar hídrica. FREIRE (2018) ressalta que o emprego do método de canalização nos rios e córregos da capital paulista, embora tenha possibilitado a incorporação das várzeas, alterou drasticamente a relação dos moradores da cidade com as águas superficiais.

Segundo JACOBI, SILVA-SÁNCHEZ e FRACALANZA (2015), as moradias que não possuíam sistema de saneamento passaram a utilizar rios e córregos como descarga de seus dejetos, levando à contaminação por décadas dos corpos d'água urbanos. É consenso que o contato com águas contaminadas acaba por impactar a qualidade de vida da população afetada, constituindo uma questão de saúde pública. Conforme aponta a World Health Organization (WHO), o saneamento inadequado é a maior causa de doenças infecciosas como cólera, tifo e diarreia, salientando ainda que cerca de 80% de todas as doenças que afetam os países em desenvolvimento provêm da água de má qualidade (WHO, 2019).

A falta de um planejamento ordenado na ocupação resultou, entre outros problemas, na expansão da mancha urbana, conduzindo ao esvaziamento do centro da cidade de São Paulo e ao crescimento da periferia (CBH-AT, 2019). Dentre as áreas pressionadas por conflitos ambientais,

as ocupações irregulares ao redor de represas, como a Billings e a Guarapiranga na RMSP, impõem desafios na questão da disponibilidade hídrica, devido à contaminação desses mananciais por lançamentos de esgotos domésticos in natura. Ou seja, a poluição dos corpos d'água não se restringe mais somente aos rios, mas estende-se aos mananciais, principalmente aqueles cuja função é de abastecimento urbano. O entorno das represas é uma área que deveria ter sua proteção garantida pela Lei Estadual nº 9.866, a qual estabelece normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas de mananciais (SÃO PAULO, 1997).

No panorama atual, DI GIULIO e VASCONCELLOS (2014) ressaltam que a capital paulista exemplifica os principais desafios encontrados nos ambientes urbanos, como ocupação de margens dos rios, lançamentos de resíduos em cursos d'água, ocupação de encostas, saneamento básico insuficiente, habitações insalubres, trânsito, ruído e poluição. Hoje, na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), os esgotos domésticos são os maiores causadores da poluição das águas superficiais, seguidos da poluição difusa e industrial.

A poluição antrópica advinda do desenvolvimento urbano, além da perda de qualidade das águas superficiais causou ainda a subtração de ambientes ripários¹, o que, entre outros problemas, conduziu à degradação dos serviços ecossistêmicos prestados à população. JACOBI e SILVA-SÁNCHEZ (2012), analisando a prestação de serviços ecossistêmicos pelos corpos d'água superficiais urbanos, entendem que seja necessária uma visão que considere os rios como sistemas socioambientais prestadores de serviços ecossistêmicos, além de objeto paisagístico e fonte de abastecimento.

¹ Ripário – Ao longo das margens dos rios e cursos d'água. (ODUM e BARRET, 2007).

A sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos prestados pelo ambiente natural nos aglomerados urbanos está diretamente relacionada à conscientização da relevância destes pela sociedade, bem como ao tipo de uso que esta faz dos elementos naturais presentes no meio. De acordo com TOLFFO e GIATTI (2018), citando diversos autores, são vários os benefícios dos serviços prestados pelos ecossistemas derivados da presença de vegetação arbórea e áreas verdes livres no meio urbano, dentre eles: psicológicos, controle da poluição do ar, redução de ruídos, lazer, recreação, interação social, abrigos para a fauna urbana, redução das ilhas de calor, além de diminuição do efeito estufa através do sequestro de carbono.

O papel da população na zeladoria desses ambientes prestadores de serviços ecossistêmicos, como córregos e rios urbanos, é de extrema relevância, sendo um dos pilares do processo de recuperação dessas áreas. PAGANINI (2020) pontua que as ações de saneamento devem ser implantadas respeitando-se a realidade de cada local, levando-se em consideração a diversidade cultural dos moradores, os quais devem ter uma participação ativa nesse processo, desde a concepção do projeto. O saneamento ambiental vem se consolidando no Estado de São Paulo com a premissa de que não basta apenas disponibilizar obras hidráulicas para automaticamente alcançar seus benefícios ambientais, já que as medidas de saneamento podem ter até seus efeitos anulados por fatores comportamentais ou ambientais.

1.1 O Projeto Córrego Limpo (PCL)

FRACALANZA e CAMPOS (2006) salientam que, a partir da década de 1990, houve mudança no ponto de vista da sociedade em relação às águas na RMSP, passando a existir não só uma visão sanitária, mas de preocupação com a degradação dos corpos hídricos. Dentro dessa visão, surgiram projetos de despoluição como o Projeto

Tietê e o Projeto Córrego Limpo (PCL) da Sabesp. O PCL realiza intervenções técnico-sanitárias em cursos d'água da RMSP, atuando no controle de cargas pontuais e empregando o monitoramento do indicador Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Em complemento, o programa adota uma parceria colaborativa com as lideranças das bacias, buscando a conscientização e o envolvimento dos moradores na gestão da qualidade das águas superficiais urbanas.

1.2 Estudo de Caso: Córrego Tenente Rocha

O Córrego Tenente Rocha possui 3,6 km de extensão, apresenta vazão aproximada de 32L/s, influenciando a vida de cerca de 40.000 pessoas (SÃO PAULO, 2012). O curso d'água em estudo está localizado no Distrito de Santana, Zona Norte do Município de São Paulo. Seu trecho inicial possui cerca de 1,3 km, o qual se encontra tamponado, restando aproximadamente 2,3 km de percurso com margens abertas, o qual atravessa a área residencial do Bairro Vila Bianca, prosseguindo então em direção ao Aeroporto do Campo de Marte, e desaguando no Rio Tietê. A microbacia hidrográfica do Córrego Tenente Rocha está localizada à margem direita do Rio Tietê e está contida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 06 (UGRH-06) da Bacia do Alto Tietê, Sub-Bacia Penha-Pinheiros. A distribuição e a coleta de esgotos, na área da referida microbacia, é gerenciada pela Unidade de Negócios Norte-MN da Sabesp.

Em área contígua ao Córrego Tenente Rocha, existe um fragmento de Mata de Várzea (vide Fig. 1 e 2), remanescente de Mata Atlântica (SÃO PAULO, 2017b). A referida Mata de Várzea é habitat de espécies comuns, como o marreco pé-vermelho (*Amazonetta brasiliensis*) (vide Fig. 3), e ainda de espécies em risco de vulnerabilidade no Estado de São Paulo, como o gavião-asa-detalha (*Parabuteo unicinctus*) (vide Fig. 4) (SÃO PAULO, 2017a; SÃO PAULO, 2010).



Figura 1 – Área de Mata de Várzea atravessada por trecho do Córrego Tenente Rocha, no destaque em azul.
 Fonte: Adaptado de Barbon e Daffara (2017).

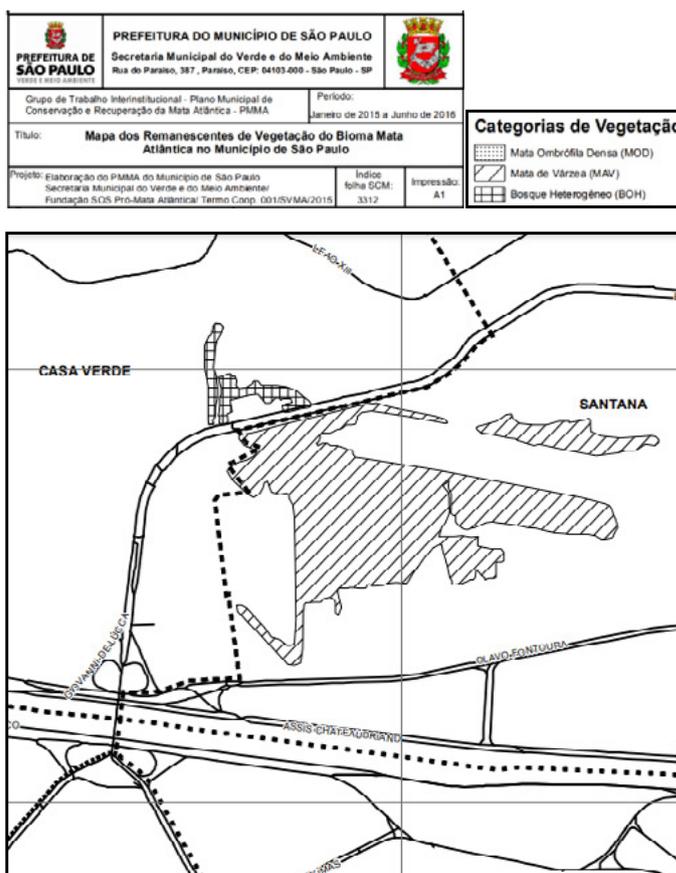


Figura 2 – Mata de Várzea do entorno do Córrego Tenente Rocha, conforme Mapa dos Remanescentes de Vegetação do Bioma Mata Atlântica no Município de São Paulo.
 Fonte: Adaptado de PMSP (2016)



Figura 3 - Marrecos pé-vermelho (*Amazonetta brasiliensis*), nas margens do Córrego Tenente Rocha.
Fonte: Elaboração do autor, Salgado (2019).



Figura 4 - Indivíduo jovem de gavião-asa-de-telha (*Parabuteo unicinctus*) avistado na área de Mata de Várzea do entorno do Córrego Tenente Rocha.
Fonte: PMSP (2017).

O Curso d'água Tenente Rocha recebeu, no ano de 2007, a infraestrutura necessária para a implantação do Programa Córrego Limpo (PCL), e desde então é considerado despoluído, tanto pela Prefeitura como pela Sabesp (SÃO PAULO, 2020; SABESP, 2007). Em contraponto, a presença de cargas pontuais, como lançamentos de esgotos, tem sido registrada no trecho do Córrego Tenente Rocha que atravessa a Vila Bianca (vide

Fig. 5). Além disso, conforme dados coletados, as águas oriundas do trecho tamponado já mostram indícios da presença de poluentes. De acordo com a Associação dos Engenheiros da Sabesp, é fato que cursos d'água canalizados podem conter ligações clandestinas de esgotos ocultas sob a infraestrutura urbana, impedindo que se atinja uma despoluição total em um trecho completo de determinado curso d'água (AESABESP 2017).



Figura 5 - Registro de despejo de poluentes em trecho do Córrego Tenente Rocha na altura da rua Tupiguaés.

Fonte: Elaboração do autor, Salgado (2021).

Conforme aponta o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (SIGRH), nas bacias hidrográficas em que a qualidade dos corpos d'água esteja em desacordo com os usos pretendidos, metas progressivas de melhoria da qualidade das águas devem ser estabelecidas, para efetivação das respectivas classes (SIGRH, 2014). Nesse aspecto, a Resolução CONAMA 357/2005 representou um avanço ao considerar que o enquadramento das águas deve expressar metas finais a serem alcançadas, podendo ser fixadas metas progressivas intermediárias, obrigatórias, para a sua efetivação (BRASIL, 2005).

Ressalta-se que o trecho do Rio Tietê que percorre a área da Zona Norte de São Paulo, bem como seus afluentes locais (os córregos: Mandaiqui, Carandiru, Baruel e Tenente Rocha), encontram-se enquadrados na Classe 4, ou seja, sem limites para a DBO (SÃO PAULO, 1977). Dessa forma, entende-se que em afluentes urbanos, como o Córrego Tenente Rocha, a implementação de um plano de metas progressivas (vide Fig. 6), alinhado às diretrizes do PCL, poderia produzir resultados mais eficazes e permanentes na melhoria dos padrões das águas superficiais da capital paulista.

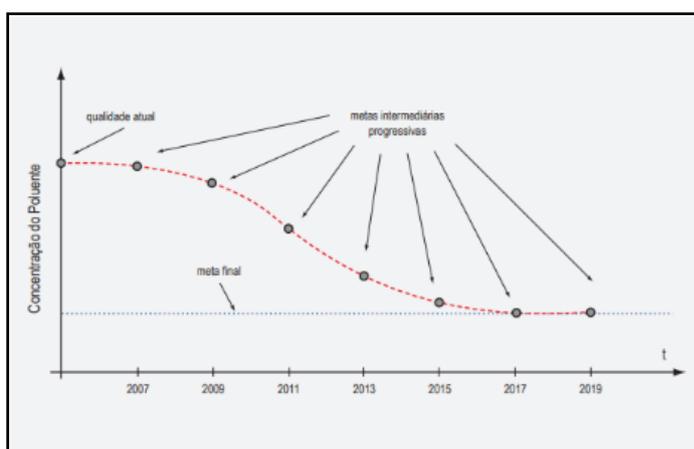


Figura 6 - Exemplificação de metas progressivas. Fonte: Adaptado de ANA, 2007.

Em adição à questão do despejo de esgotamento sanitário nas bacias contribuintes, outro fator que agrava a condição ambiental de afluentes dos rios de centros urbanos é a poluição de origem difusa, uma vez que esta provém de atividades que depositam poluentes de forma esparsa sobre a área de contribuição de uma bacia, dificultando a identificação de suas fontes. Segundo SILVA (2013), apesar da notória importância da influência da carga difusa, o problema da poluição dos cursos d'água sempre se popularizou em torno das fontes de poluição pontuais e, apesar dos bons resultados obtidos nas bacias contempladas pelo PCL, estas

não se encontram completamente despoluídas, tendo em vista que o programa em questão se baseia no controle de cargas pontuais.

No caso do entorno do Córrego Tenente Rocha, é possível encontrar resíduos domésticos dispostos de modo inadequado na via de escoamento, bem como sobras de construção civil, que agravam o processo de assoreamento do curso d'água (vide Fig. 7). Ademais, existe a questão do descarte de entulhos clandestinos, que são abandonados por moradores alheios ao bairro, e tem se tornado um fator prejudicial para os residentes locais.



Figura 7 - Assoreamento em trecho do Córrego Tenente Rocha.

Fonte: Elaboração do autor, Salgado (2019).

2 OBJETIVOS

A bacia do Córrego Tenente Rocha apresentou melhora no aspecto de suas águas, após ter sido beneficiada pela intervenção técnico-sanitária do PCL, porém a reincidência de cargas pontuais e difusas tem causado alterações expressivas no padrão de suas águas. Após as intervenções iniciais do PCL, foi constatada uma redução no indicador DBO, o qual se manteve abaixo de 30mg/L na média mensal.

Dentro desse contexto, este estudo teve como objetivo verificar se a redução nos valores do parâmetro DBO seria suficiente para garantir o suces-

so do processo de despoluição do Córrego Tenente Rocha, na percepção dos moradores do entorno.

3 PROCESSOS METODOLÓGICOS

No estudo de caso do Córrego Tenente Rocha, foi desenvolvida uma pesquisa de natureza exploratória, de caráter qualitativo, focando no envolvimento social na gestão da qualidade de cursos d'água urbanos, em forma de estudo de caso coletivo. Foram empregadas entrevistas estruturadas, junto aos moradores da Vila Bianca. Esse tipo de entrevista baseia-se em um roteiro de pergun-

tas previamente definidas e aplicadas igualmente aos candidatos. Foi utilizado um questionário contendo 15 perguntas abertas, sem opções de resposta. As perguntas abertas são exploratórias por natureza e fornecem dados qualitativos, proporcionando ao pesquisador um panorama sobre

todas as opiniões relacionadas a um tema com o qual ele não tem familiaridade. Elas se caracterizam ainda por proporcionar ao entrevistado uma resposta individualizada, construída com suas próprias palavras. As questões empregadas nas entrevistas estão descritas no Quadro 1:

Quadro 1- Questões Socioambientais

Questões Socioambientais
1 - Você sabia que o Córrego Tenente Rocha é beneficiado desde 2007 por ações de recuperação ambiental através do Programa Córrego Limpo, realizado pela Sabesp e a Prefeitura de São Paulo?
2 - Você acha que o Córrego Tenente Rocha se encontra despoluído? Caso entenda que ele permanece poluído, em sua opinião, quais seriam os motivos que levam o córrego a continuar nesta condição?
3 - Você costuma passear próximo às margens do córrego em momentos de lazer? Por quê?
4 - Caso você presenciasse alguma atividade clandestina que prejudique a qualidade da água do córrego, você comunicaria esse tipo de ocorrência às autoridades responsáveis? Por quê?
5 - Em ocorrências de chuvas fortes, as águas costumam ultrapassar os limites do córrego, chegando às residências? Se você acha que isso ocorre, em sua opinião, por que acontecem esses eventos?
6 - Para você, qual a importância de ser efetuada a regularização das ligações das residências à rede de esgotos da Sabesp?
7 - Você sabia que a Sabesp realiza monitoramento da qualidade de água do Córrego Tenente Rocha mensalmente? Qual a importância deste monitoramento para você?
8 - Você acredita que a liderança da AMVB costuma ter uma comunicação adequada com a Sabesp e a Subprefeitura local, recebendo esclarecimentos e orientações sobre a despoluição do Córrego Tenente Rocha? Qual é a importância dessa comunicação para você?
9 - A AMVB tem realizado atividades de Participação Comunitária junto à Sabesp (como por exemplo, fóruns e reuniões), elaborando propostas para manter o córrego despoluído? Dê sua opinião sobre a importância dessas atividades.
10 - São realizadas atividades de conscientização ambiental, como por exemplo, mutirões de limpeza, contando com apoio da Subprefeitura do bairro? Qual a importância dessas atividades para você?
11 - Você tem conhecimento de que o grupo de mídia social (WhatsApp®) 'O esgoto que virou peixe' foi criado com o objetivo de trocar informações e esclarecimentos entre os moradores da AMVB e a Sabesp, a fim de manter o córrego despoluído? Em sua opinião, qual a importância de receber esclarecimentos e orientações por meio de um grupo de WhatsApp®?
12 - A poluição por carga difusa pode ter origem diversa, como por exemplo sobras de feiras livres, resíduos de reformas em imóveis, lixo deixado nas calçadas, descarte de móveis e eletrodomésticos nas margens do córrego. Você tem recebido orientações da Sabesp ou da Subprefeitura do bairro sobre boas práticas ambientais, para que seja reduzida a poluição por carga difusa no Córrego Tenente Rocha? Qual a importância destas orientações para você?
13 - Em um trecho do Córrego Tenente Rocha, na altura da rua Tupiguáes, tem sido observado despejo de volume de esgoto através de galeria. Você recebeu algum esclarecimento da Sabesp ou da Subprefeitura do bairro sobre as possíveis causas e ações tomadas diante desse fato? Qual sua opinião a respeito dessas ocorrências de despejos no córrego?
14 - Você sabia que as obras realizadas ao longo da rua Tenente Rocha, iniciadas no 2º semestre de 2020, têm como objetivo a substituição da elevatória de esgotos e fazem parte do Programa de Despoluição do Rio Tietê?
15 - Em sua opinião, você acha que houve comunicação adequada aos moradores da AMVB, sobre a necessidade e o benefício dessas obras? Por quê?

As entrevistas foram realizadas no período de 15 de novembro de 2020 a 20 de março de 2021 em um universo considerado de 300 residências, estimado por meio de imagens do *Google Maps*®. A amplitude da amostra teve seu fechamento em um total de 64 entrevistados, equivalente a 21,33% do universo especificado. Para iniciar a execução das entrevistas da pesquisa de campo,

estabeleceu-se contato com a liderança do bairro, comparecendo a uma reunião da Associação de Moradores da Vila Bianca (AMVB), onde foi explanado o teor da pesquisa a ser conduzida e o interesse em entrevistar os residentes, com a finalidade de compreender melhor o contexto local. As entrevistas foram transcritas, mantendo-se a originalidade do discurso e as súmulas

das respostas foram organizadas de forma sistemática em diferentes categorias interpretadas como dados da pesquisa.

Para a consecução das entrevistas foi empregado um questionário composto de 15 perguntas abertas, complementadas com o perfil socioeconômico dos entrevistados, os quais tinham idade mínima de 18 anos. Na primeira parte foram obtidos os dados demográficos referentes a idade, escolaridade, profissão e tempo de moradia no local. Um pré-teste do questionário foi aplicado em indivíduos típicos em relação ao universo pesquisado, a fim de verificar-se a adequação do instrumento empregado.

O fechamento amostral envolveu a constatação de escasseamento de novos tipos de enunciados na categorização. A ferramenta utilizada para definir a suficiência da amostragem nesta pesquisa foi a saturação teórica, compreendida como o momento do trabalho de campo no qual a coleta de informações esgota a possibilidade de conhecimento do objeto de estudo (FONTANELLA et al., 2011).

Considerando-se a situação da pandemia mundial na época de realização das entrevistas devido ao novo coronavírus SARS-CoV-2, o roteiro seguido baseou-se em entrevistas conduzidas em parte presencial e em parte por meio do aplicativo de mídia social WhatsApp®, seguindo-se o protocolo de restrições de contato social preconizado pelas diretrizes da Prefeitura Municipal de São Paulo (PMSP) em vigência.

A pesquisa foi complementada por revisão bibliográfica e pesquisa documental. Foram requisita-

das informações à Sabesp (Unidade de Negócios Norte), por meio do serviço de Solicitações de Informações ao Cidadão (SIC), do governo do Estado de São Paulo disponível no site: www.sic.sp.gov.br. Procedeu-se ainda a caracterização do entorno do Córrego Tenente Rocha, em seu trecho de margens abertas, na fase pós-intervenção das ações do PCL, por meio da coleta de registros fotográficos e depoimentos dos residentes.

No tocante à qualidade das águas do Curso d'água Tenente Rocha, foram avaliados os dados secundários fornecidos pela Sabesp, referentes ao parâmetro da DBO. É válido ressaltar que a DBO foi escolhida pois esse é o indicador empregado pela referida companhia de saneamento em seu monitoramento dentro do PCL; desta forma, o presente estudo busca aproximar-se o máximo possível do que o programa técnico-sanitário avalia.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Dados relativos às entrevistas - Tema: Poluição

Questão 2 - Você acha que o Córrego Tenente Rocha se encontra despoluído? Caso entenda que ele permanece poluído, em sua opinião, quais seriam os motivos que levam o córrego a continuar nessa condição?

Na opinião de 95% dos moradores entrevistados, o Córrego Tenente Rocha não se encontra despoluído. Em resposta à questão complementar (quais seriam os motivos que levam o córrego a continuar poluído), os resultados são apresentados na Fig. 8:

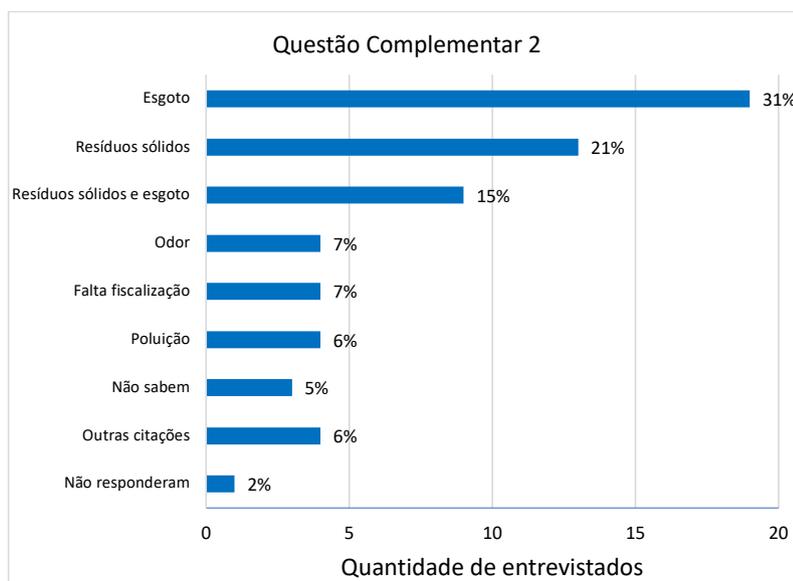


Figura 8 - Motivos que levam o córrego a permanecer poluído, na opinião dos moradores.

As respostas dos entrevistados se alinham ao estudo realizado por RAMIRES JR et al. (2015), onde concluiu-se que o descarte inadequado de lixo e entulho, bem como o lançamento de esgoto *in natura*, despontam entre os principais problemas na manutenção dos córregos contemplados pelo PCL. No caso do Córrego Tenente Rocha, o estudo demonstrou que há presença de lixo flutuante na linha d'água, bem como lançamentos contínuos de dejetos em trecho próximo à altura da rua Tupiguaés. Inclusive, como citado antes, as águas já demonstram sinais de poluição e mau cheiro desde o início do trecho de margens abertas, ou seja, supõe-se que o córrego seja receptor de esgotos, primariamente, em sua parte tamponada, anterior à Vila Bianca. Com relação ao mau cheiro, diversos moradores em seus depoimentos reclamam da presença desse fator nos dias mais quentes, bem como em épocas de estiagem, relacionando diretamente o odor ruim com a percepção de que o córrego se encontra poluído.

Conforme citado anteriormente, a PMSP e a Sabesp afirmam que o Córrego Tenente Rocha foi entregue despoluído aos moradores desde o ano 2007, uma vez que foram atingidas as metas

do PCL, mantendo a DBO em valores abaixo de 30mg/L (SÃO PAULO, 2020; SABESP, 2007). Porém, mesmo com os resultados alcançados em relação ao referido parâmetro, o Córrego Tenente Rocha permanece enquadrado na Classe 4, sem limites para carga orgânica (BRASIL, 2005). Entende-se, dessa forma, que não é razoável classificar um curso d'água como despoluído apenas pela concentração da DBO detectada. Assim entende-se que um monitoramento mais abrangente poderia ser adotado, empregando outros indicadores além da DBO no controle da poluição. É válido salientar que nesta pesquisa não se avaliou o Índice de Desempenho da Qualidade (IDQ), ou outros parâmetros, pois no monitoramento das águas do córrego em questão foi empregado pela Sabesp o indicador DBO.

No Córrego Tenente Rocha, o monitoramento da qualidade da água produz uma medição de um determinado parâmetro, em um momento instantâneo e, considerando que o valor de 30mg/L de DBO é obtido a partir de uma média mensal, ao longo do dia esse parâmetro pode oscilar significativamente; assim, presume-se que atender

30mg/L na média como meta seja insuficiente na manutenção da despoluição de um curso d'água.

Conforme os resultados obtidos, a percepção concreta de 95% dos moradores se contrapõe à afirmação, tanto da Sabesp como da PMSP, quando consideram o Córrego Tenente Rocha despoluído. Esse entendimento dos entrevistados alinha-se aos dados técnicos do histórico da DBO, haja vista os registros de eventos mensais desse parâmetro, que evidenciaram valores muito acima da média de 30mg/L.

4.2 Tema: Serviços Ecossistêmicos

Questão 3 - Você costuma passear próximo às margens do córrego em momentos de lazer? Por quê?

Nesta questão, 75% dos moradores responderam 'sim', enquanto outros 20% responderam 'não', e ainda 5% não responderam.

Em resposta à pergunta complementar 'Por quê', os resultados foram divididos em duas análises: A - Os motivos dos moradores para passear junto ao córrego; e B - Os motivos dos moradores para não passear. As análises são apresentadas, respectivamente, na Fig. 9 e no Quadro 2.

Inicialmente, para os 75% dos moradores que responderam 'sim' (costumam passear no entorno do córrego), a resposta da questão complementar para 22% deles foi o fator 'proximidade', para outros 22% foi 'local agradável' e para 15% 'lazer', conforme Fig. 9.

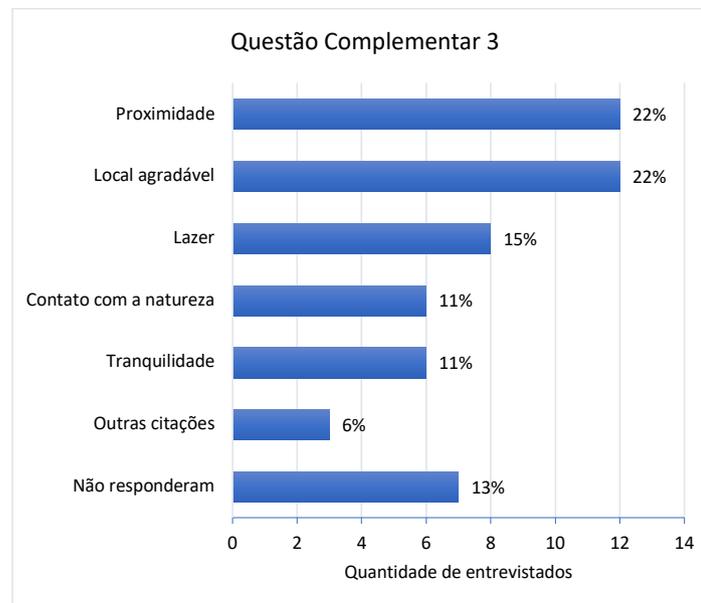


Figura 9 - Motivos que levam os moradores a passear próximo ao córrego.

Já em relação aos 20% dos entrevistados que disseram que não costumam passear próximo ao córrego, as respostas deles à questão comple-

mentar são apresentadas conforme Quadro 2. Ressalta-se que outros 5 moradores não responderam à presente questão.

Quadro 2 -Respostas dos moradores apontando os motivos pelos quais não passeiam próximo ao córrego.

“Eu prefiro a parte de cima..., por causa do cheiro mesmo.”
“Porque não é um lugar agradável como paisagem e exala odor.”
“Porque pra lá é muito deserto né (sic)?”
“Para momentos de lazer prefiro outras vias mais atraentes.”
“Eu cuido aqui da área em frente à minha casa.”
“Porque por acaso ele está ao lado.”
“Porque nós andamos mais na (avenida) Braz Leme mesmo.”
“Por causa do cheiro forte.”

Dessa forma, em que pese o fato de que 20% dos entrevistados tenham respondido que não passeiam às margens do córrego em estudo, de acordo com a análise dos resultados, 75% dos moradores afirmaram passear com frequência às margens do curso d’água. Ponderando-se que toda a extensão das margens do Córrego Tenente Rocha possui cobertura arbórea e arbustiva, tornando-a um corredor verde e também que existe a presença de um fragmento de Mata de Várzea, remanescente de Mata Atlântica contíguo ao citado curso d’água, presume-se que a área em questão proporciona aos moradores diversos benefícios inerentes aos serviços ecossistêmicos. Ademais, conforme assinala a World Health Organization (WHO, 2017), as áreas verdes e outras soluções baseadas na natureza proporcionam uma elevação da qualidade dos ambientes ur-

banos, promovendo modos de vida sustentáveis, aprimorando tanto a saúde como o bem-estar dos residentes do meio urbano.

Assim, entende-se que os serviços ecossistêmicos presentes no entorno do curso d’água exercem influência positiva no cotidiano dos moradores. Esse resultado se alinha com um estudo sobre a conexão entre as áreas verdes urbanas e o bem-estar físico e psicológico de frequentadores feito por VUJCIC et al. (2019), onde esses autores constatam que visitas frequentes às áreas verdes urbanas trazem benefícios notáveis à saúde e ajudam a manter contato com a natureza, demonstrando ainda que os frequentadores acreditam que árvores, paisagens e elementos de água proporcionam efeitos positivos em seu bem-estar mental.

4.3 Dados Relativos à DBO

Com base nas informações fornecidas da Nota Técnica NT/MNEE-02/2020 (SABESP, 2020) foram analisados os valores do indicador DBO no Córrego Tenente Rocha em dois intervalos de tempo: período 1, entre março de 2007 e dezembro de 2013 (vide Fig. 10); e período 2, entre janeiro de 2014 e abril 2021 (vide Fig. 11). Os resultados apontaram que a DBO sofreu variações abruptas em ambos os períodos.

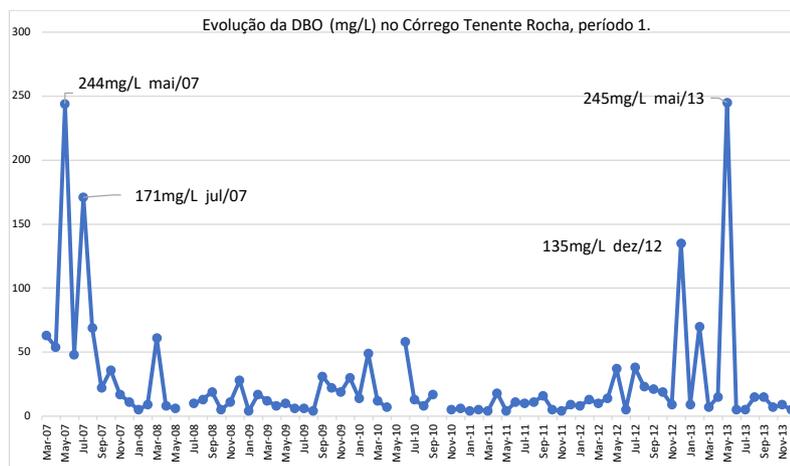


Figura 10 - Evolução da DBO no Córrego Tenente Rocha, Zona Norte de São Paulo, no período de março de 2007 a dezembro de 2013.

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados fornecidos pela SABESP (2020).

A existência de determinados registros muito elevados de DBO na linha do tempo pode ter relação com a influência da sazonalidade a que o curso d'água está sujeito, tanto nos meses de estiagem como nos meses onde há maior precipitação pluviométrica. Nos meses de estiagem, tende a ocorrer redução da vazão do córrego em questão, com a conseqüente elevação na concentração de poluentes, o que pode ter influenciado os seguintes registros: 244mg/L em maio de 2007, 171mg/L em julho de 2007 e 245mg/L em maio de 2013, no período 1 e agosto de 2017 (160mg/L) e julho de 2020 (125mg/L), no período 2.

Já nos meses de eventos de chuvas acentuadas sobre a bacia, após algum período seco, pode ocorrer maior acúmulo de carga difusa nas

águas que chegam ao córrego, tendendo a elevar os valores da DBO, como observado no mês de dezembro de 2012 (135mg/L) do período 1. Todavia, entende-se que mesmo considerando o fenômeno da sazonalidade a que o córrego está sujeito, as variações evidenciadas na DBO foram enormes e não se repetem em outros momentos, dentro do intervalo total de 14 anos analisado.

Conforme informação da Sabesp, o *outlier* de 428mg/L, ocorrido em junho de 2019, teve como causa a execução de ações de desassoreamento no leito do curso d'água (SABESP, 2020). É válido ressaltar que nos meses de junho de 2008; maio de 2010; outubro de 2010 e janeiro de 2016 os respectivos valores da DBO não foram registrados devido à inviabilidade da coleta.

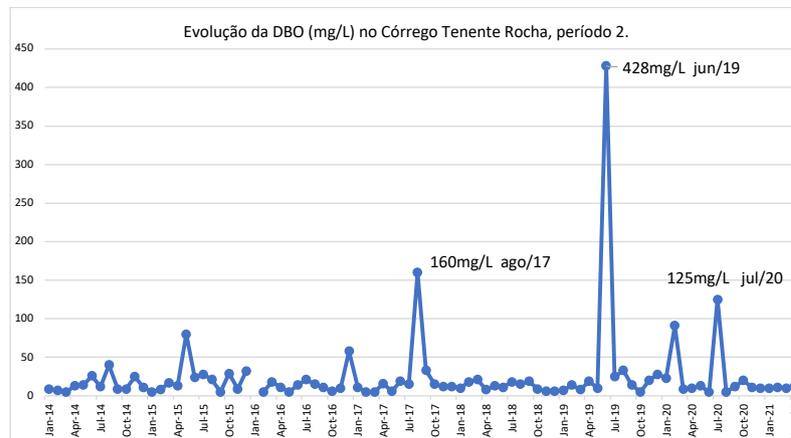


Figura 11 – Evolução da DBO no Córrego Tenente Rocha, Zona Norte de São Paulo, no período de janeiro de 2014 a abril de 2021. **Fonte:** Elaborado pelo autor a partir de dados fornecidos pela SABESP (2020).

A média da DBO no Córrego Tenente Rocha, referente ao período 1, manteve-se em 26,68mg/L; já no período 2 a média observada foi de 23,87mg/L, o que aponta uma leve tendência de queda do indicador, com relação ao primeiro período. Considerando a análise dos dados pós-intervenção monitorados no período total, ou seja, de março de 2007 a abril de 2021, os resultados indicaram uma DBO média de 25,21mg/L, sinalizando a manutenção desse parâmetro em níveis

inferiores a 30mg/L, permanecendo dentro dos objetivos do PCL.

De acordo com as diretrizes estabelecidas pelo referido programa, entende-se que houve melhoria na qualidade das águas no Córrego Tenente Rocha. A DBO, que em maio de 2006, antes do início das ações de intervenção do PCL, era de 101mg/L, em 2008 passou a 5mg/L (SABESP, 2008). Em contraponto, foram evidenciadas nos gráficos alterações significativas nos valores da DBO, variações que se

somam àquelas não capturadas pelo monitoramento, o qual é realizado apenas mensalmente, e que se alinham à percepção de águas poluídas, observadas pelos moradores em seu cotidiano.

5 CONCLUSÃO

Embora haja evidências de melhora no indicador de carga orgânica avaliado, com a média dos valores se mantendo abaixo de 30mg/L de DBO, essa meta arbitrada pela Sabesp mostrou-se insatisfatória em refletir as reais condições das águas do córrego na percepção dos residentes. Essa constatação se deve em parte à existência de variações diárias na carga de poluentes a que o curso d'água está sujeito, e que não são registradas no monitoramento mensal. Presume-se que manter a DBO em uma média mensal de 30mg/L seja insuficiente para atender às expectativas da população, uma vez que, na opinião de 95% dos moradores entrevistados, o Córrego Tenente Rocha não se encontra despoluído.

Presume-se que após 14 anos de intervenção de um programa técnico-sanitário, como o PCL, em um curso d'água, os residentes do entorno tenham a expectativa de interagir com o córrego, sem que ele apresente lançamentos de esgotos, lixos flutuantes e odores fétidos, panorama este mais alinhado com a perspectiva de um curso d'água despoluído, como afirmam a Sabesp e a Prefeitura de São Paulo.

Portanto, tendo em vista essas considerações, entende-se que o Programa Córrego Limpo poderia ser aprimorado, incluindo em suas diretrizes ações tais como:

- 1- Aumento na frequência dos monitoramentos da DBO;
- 2- Ampliação da gama de indicadores de qualidade nos cursos d'água monitorados;
- 3- Aplicação de metas progressivas no processo de desempenho das águas dos cursos d'água; e

- 4- Revisão da meta de 30mg/L de DBO na média mensal, considerando que deva ser analisado o custo marginal necessário para atingir índices menores de DBO, uma vez que isso possa vir a limitar a capacidade de investimento em ações semelhantes e em córregos que estejam em condições ainda mais desfavoráveis.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

Associação dos Engenheiros da SABESP - AESABESP – **Revista SA-NEAS**. A importância da recuperação de córregos e matas ciliares, São Paulo, ano X, ed. 60, p. 05-15, dez/fev 2017. Disponível em: <<http://www.aesabesp.org.br/arquivos/saneas/saneas60.pdf>>. Acesso em: 03 mai. 2019.

BRASIL - Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, alterada pela resolução 410/2009 e pela 430/2011. 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.

CBH-AT - Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. **Plano de Bacia Hidrográfica do Alto Tietê**: resumo executivo. São Paulo: **Fundação Agência da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (FABHAT)**. 2019. Disponível em: <<https://comiteat.sp.gov.br/wp-content/uploads/2020/02/Resumo-Executivo-PBH-AT-2018.pdf>>. Acesso em: 03 set. 2020.

DI GIULIO, G. M.; VASCONCELLOS, M. P. Contribuições das ciências humanas para o debate sobre mudanças ambientais: um olhar sobre São Paulo. **Revista Estudos Avançados**, São Paulo. v. 28, n. 82, p. 45, 2014.

FONTANELLA, B. J. B. et al. Amostragem em pesquisas qualitativas: proposta de procedimentos para constatar saturação teórica. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro. v. 27, n. 2, p. 388-394, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2011000200020>

FRACALANZA, A. P.; CAMPOS, V. C. O. Produção social do espaço urbano e conflitos pela água na Região Metropolitana de São Paulo. **São Paulo em perspectiva**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 32-45, 2006.

FREIRE, A. R. **As várzeas urbanas de São Paulo: o processo de ocupação e transformação das várzeas dos Rios Tietê, Pinheiros e Tamanduateí**. 2018 - Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

- JACOBI, P. R.; SILVA-SÁNCHEZ, S. Políticas de recuperação de rios urbanos na cidade de São Paulo – Possibilidades e Desafios. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais**, São Paulo, v. 14, n. 2, p.121, nov. 2012. <https://doi.org/10.22296/2317-1529.2012v-14n2p119>
- JACOBI, P. R.; SILVA-SÁNCHEZ, S.; FRACALANZA, A.P. Governança da água e inovação na política de recuperação de recursos hídricos na cidade de São Paulo. **Cadernos Metrópole**, São Paulo, v. 17, n. 33, pp. 61-81, mai. 2015. <https://doi.org/10.1590/2236-9996.2015-3303>
- ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. Tradução da 5ª Ed. São Paulo, Cengage Learning, 2007.
- PAGANINI, W. S. Vamos falar sobre saneamento. **Jornal da USP**. São Paulo, 02 abr. 2020. Disponível em: <<https://jornal.usp.br/artigos/vamos-falar-sobre-saneamento/>>. Acesso em: 06 mai. 2021.
- RAMIRES JUNIOR S. P.; NEVES, S. S.; RUIZ, M. S.; GALLARDO, A. L. C. F.; CÔRTEZ, P. L.; CERÂNTOLA, A. P. C. Governança colaborativa aplicada à gestão de conflitos socioambientais na despoluição de córregos na cidade de São Paulo. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, Taubaté/SP, v. 11, n. 1, p. 113-134, 2015.
- SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Situação dos Córregos, 2007**. Disponível em: <[http://www.sabesp.com.br/sabesp/filesmng.nsf/61DE181E78FA31AD-832572FA00757E0F/\\$File/situacao_corregos.pdf](http://www.sabesp.com.br/sabesp/filesmng.nsf/61DE181E78FA31AD-832572FA00757E0F/$File/situacao_corregos.pdf)>. Acesso em: 20 abr. 2019.
- _____. **Notícias – Resultados do primeiro ano Programa Córrego Limpo**, 2008. Disponível em: <http://www.sabesp.com.br/CalandraWeb/CalandraRedirect/?temp=6&proj=sabesp&pub=T&nome=documento_noticias&db=&docid=A45888B-848582F5083257417007478AB>. Acesso em: 29 out. 2020.
- _____. **Córrego Tenente Rocha: Nota Técnica - NT/MNEE-02/2020**. São Paulo, 2020.
- SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. São Paulo, 23 nov. 1977, Caderno 1. p. 1. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1977/decreto-10755-22.11.1977.html>>. Acesso em: 14 set. 2021.
- _____. Lei nº 9.866, de 28 de novembro de 1997. Dispõe sobre diretrizes e normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional do Estado de São Paulo e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 28 nov. 1997, nº 230. p.1.
- _____. Decreto nº 56.031, de 20 de julho de 2010. Declara as Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas, as quase Ameaçadas, as Colapsadas, Sobreplotadas, Ameaçadas de Sobreexploração e com dados insuficientes para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 21 jul. 2010, Seção 1, p.3.
- SÃO PAULO (Município). **Dados do programa Córrego Limpo 2012**. 2012. Prefeitura de São Paulo. Disponível em: <https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/planejamento/escola_de_formacao/arquivos/cursos/presenciais/corrego_limpo.pdf>. Acesso em: 20 abr.2019.
- _____. **Memorial Parque Campo de Marte 2017**. 2017. Disponível em: <https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/ANEXO%2004%20-%20MEMORIAL%20DESCRITIVO_CAMPO%20DE%20MARTE_ESTUDO%20PRELIMINAR_R03.pdf>. Acesso em: 06 fev. 2019.
- _____. Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica (PMMA) – Mapeamento dos Remanescentes do Bioma Mata Atlântica no Município de São Paulo 2017. 2017. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, SP, 16 dez. 2017, p. 62 (235) – 27. Disponível em: <<http://www.docidasp.imprensaoficial.com.br/RenderizadorPDF.aspx?ClipID=2S8S13R22G0EQe4PG-56FM5GQRDC>>. Acesso em: 23 set. 2019.
- _____. **Programa Córrego Limpo 2020**. 2020. Disponível em: <https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/licenciamento/desenvolvimento_urbano/participacao_social/comissao_de_seguranca_hidrica/index.php?p=300890>. Acesso em: 05 jun. 2021.
- SIGRH – Plano de Bacias Hidrográficas - **Enquadramento dos Corpos de Água em Classes segundo os Usos Preponderantes**. 2014. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/arquivos/enquadramento/PBH_Enquad_p_CBHs_nov14.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2020.
- SILVA, J. C. A. **Recuperação de córregos urbanos através do controle de cargas pontuais e difusas – estudo de caso: Córrego Ibiraporã e do Sapê**. 2013. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- TOLFFO, F. A.; GIATTI, L. L. A contribuição das áreas verdes e parques para a saúde ambiental das cidades. In GÜNTHER, W. R.; DI GIULIO, G. M. (Org.). **Ambiente urbano e sustentabilidade: desafios e oportunidades**. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP, 2018, p. 12-13. <https://doi.org/10.11606/9788588848283>
- VUJICIC, M. et al. Connection between urban green áreas and visitor’ physical and mental well-being. **Urban Forestry & Urban Greening**. v. 40, p. 299-307, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.028>
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Urban Green Spaces: A Brief for Action**. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, 2017.
- _____. **Sanitation**. 2019. Disponível em: <<https://www.who.int/topics/sanitation/en/>> Acesso em: 27 jun. 2019. Acesso em: 27 jun. 2019.

Proposição de uma solução simplificada do modelo da coluna rígida de água para a modelagem do esvaziamento de adutoras

Simplified solution proposal for the rigid water column model for the emptying of water pipelines modelling

• **Data de entrada:**

11/03/2022

• **Data de aprovação:**

29/08/2022

Vicente de Castro Sanders Neto¹ | Bruno Araújo Paiva¹ | João Marcelo Costa Barbosa¹ | Marco Aurelio Holanda de Castro¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.048>

ORCID ID

Sanders Neto VC  <https://orcid.org/0000-0002-1106-0880>

Paiva BA  <https://orcid.org/0000-0002-6971-6184>

Barbosa JMC  <https://orcid.org/0000-0003-0559-0516>

Castro MAH  <https://orcid.org/0000-0001-5134-7213>

Resumo

Este trabalho tem como objetivo propor uma solução simplificada para o modelo da coluna rígida de água aplicado ao esvaziamento de condutos forçados sem admissão de ar. O problema consiste na análise da expansão de uma bolsa de ar enclausurada a montante de uma tubulação inclinada, durante o esvaziamento da coluna líquida que escoar a jusante por uma válvula esfera. Os dados dos experimentos 1, 2, 7 e 10 do trabalho de Coronado-Hernández (2019) e de Fuertes-Miquel et al. (2019) foram utilizados para aplicação e comparação dos resultados obtidos por meio da solução simplificada proposta, assim como pelo método de Euler, Heun e Runge-Kutta. A análise dos resultados teve o auxílio de indicadores, como o Desvio Nash-Sutcliffe, Desvio Quadrático Médio e Desvio Relativo. Após a válvula de jusante do experimento estar plenamente aberta, os desvios relativos passam a estabilizar e/ou reduzir ao longo do tempo de simulação. Ademais, o Método de Euler retornou resultados com menos acurácia comparado aos dados experimentais. Os métodos de Heun e Runge-Kutta possuem os melhores indicadores. Pode-se concluir que, na maioria dos cenários analisados, a solução simplificada retorna indicadores melhores em relação ao Método de Euler.

Palavras-chave: Solução Simplificada. Método da Coluna Rígida de Água. Esvaziamento.

Abstract

This paper aims to propose a simplified solution to the rigid water column model applied to the forced conduits emptying process without air admission. The problem consists in the analysis of an entrapped air pocket at upstream end of a sloped pipeline, during the liquid column emptying that flows through a downstream ball valve. The data of experiments 1, 2, 7 and 10 from the papers of Coronado-Hernández (2019) and Fuertes-Miquel et al. (2019) were applied and compared with the obtained data of the simplified solution and the Euler, Heun and Runge-Kutta Methods. The results analysis was carried out with indicators like Nash-Sutcliffe Error, Root Square Mean Error and Relative Error. After the downstream valve is totally open, the relative errors are stabilizing and/or reducing throughout the time simulation. Also, the Euler Method returned results with less accuracy compared with the experimental data. The Heun and Runge-Kutta Methods had the best indicator results. We can conclude that, in most analyzed scenarios, the simplified solution returns better indicators results in relation to the Euler Method.

Keywords: Simplified Solution. Rigid Water Column Model. Emptying Process.

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

* **Autor correspondente:** vicentecsneto@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

A operação de uma adutora de água bruta é realizada mediante a utilização de equipamentos que promovam a integridade do sistema. A manutenção, durante essa operação, contempla as manobras de enchimento (ROMERO et al., 2020; ZHOU et al., 2018, 2020) e esvaziamento (BESHARAT et al., 2018; CORONADO-HERNÁNDEZ et al., 2018; LAANEARU et al., 2012, 2015) de trechos da adutora para substituição de tubulações e equipamentos de proteção contra os transitórios hidráulicos.

A NBR 12215-1 orienta que as simulações hidráulicas devem apresentar o dimensionamento das tubulações, bombas, proteção aos transitórios hidráulicos, condição de operação com vazão máxima e mínima, enchimento, esvaziamento e eventuais manobras operacionais (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2017). Um projeto de adutora bem dimensionado no Regime Permanente e mal dimensionado em relação aos equipamentos de proteção (Regime Transiente) resulta em problemas de golpe de aríete e (SANDERS NETO et al., 2020) e cavitação nas tubulações (PAIVA et al., 2021). Da mesma forma, ocorrem problemas durante a operação de adutoras quando não há o dimensionamento considerando o enchimento e esvaziamento do sistema.

Durante o enchimento de adutoras, limita-se a vazão de recalque para o enchimento lento da tubulação, de modo que o ar enclausurado seja purgado a jusante do sistema por meio dos dispositivos, como válvulas ventosas (IGLESIAS-REY et al., 2014). Por outro lado, é necessário o esvaziamento parcial de determinados trechos para a realização de trocas de tubulações ou equipamentos (FUERTES-MIQUEL et al., 2019). O processo de esvaziamento deve envolver a admissão de ar no sistema para a drenagem da água através da descarga de fundo. Quando a pressão ab-

soluta do trecho em esvaziamento é submetida a um valor abaixo da pressão atmosférica (CORONADO-HERNÁNDEZ et al., 2018), sem admissão de ar no sistema, a bolsa de ar formada a montante induz uma pressão de sucção que impede a drenagem completa da tubulação.

Em relação ao regime transiente em condutos forçados, contemplam-se os fenômenos muito rápidos: Golpe de Aríete, Cavitação, Separação da Coluna Líquida e também os rápidos: enchimento e esvaziamento. O modelo da coluna elástica (BARBOSA; CASTRO, 2014; FERREIRA et al., 2016) prediz tais fenômenos incluindo metodologias para cada tipo de fenômeno. O modelo da coluna rígida de água despreza a variação da massa específica do fluido e da tubulação (PARMAKIAN, 1963).

A obtenção de uma solução analítica simplificada do modelo da coluna rígida de água pode gerar resultados aproximados à modelagem por meio de métodos numéricos de valor inicial: Método de Euler, Método de Heun, Método de Runge Kutta de Quarta Ordem (STERZA; BRANDI, 2016). A simulação de enchimento e esvaziamento não é comumente realizada nos projetos de adutora, embora a NBR 12215-1 de 2017 oriente a realização desse estudo. Com isso, justifica-se a simplificação da solução do modelo da coluna rígida de água, de modo a tornar mais práticos os estudos por parte dos projetistas e gerar mais assertividade no dimensionamento e na implementação de equipamentos de proteção e operação do sistema. Segundo Fuertes-Miquel et al. (2019), há muitos estudos considerando o enchimento de adutoras e poucos estudos considerando o esvaziamento com a formação de bolsas de ar enclausuradas em tubulações. Portanto, este trabalho visa atender a essa necessidade, trazendo uma nova ótica sob o modelo da coluna rígida de água por meio de uma solução simplificada.

1.1 O Modelo Bifásico para o Esvaziamento de Adutoras

Para a simulação de esvaziamento de adutoras, os modelos bifásicos podem ser utilizados para a modelagem das operações de enchimento e esvaziamento (FUERTES-MIQUEL et al., 2019). Tais modelos levam em consideração a integração de um modelo de fase líquida (água) com o modelo de fase gasosa (ar / vapor de água) em um regime hidráulico transiente.

Na fase líquida, considerando o estudo de adutoras, a água em temperatura ambiente é tratada como fluido líquido do sistema. Os modelos dinâmicos e inerciais são utilizados para simular o regime transiente da coluna líquida da tubulação (ABREU et al., 1999; FUERTES-MIQUEL et al., 2019). Dentre esses modelos, existem dois tipos que caracterizam o fenômeno: o modelo da coluna elástica de água e o modelo da coluna rígida de água.

O Modelo da Coluna Elástica de Água, ou Modelo do Golpe de Aríete, é um modelo dinâmico inercial elástico, caracterizado por regimes transientes muito rápidos. As equações que compõem o modelo são (CHAUDHRY, 2014):

- Equação da Quantidade de Movimento (ou Equação do Momentum)

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + gA \frac{\partial H}{\partial x} + \frac{fQ|Q|}{2DA} = 0 \quad (1)$$

- Equação da Continuidade (ou Equação da Conservação de Massa)

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{a^2}{gA} \cdot \frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad (2)$$

onde: g = aceleração gravitacional [$L.T^{-2}$]; a = celeridade [$L.T^{-1}$]; A = área da secção nominal da

adutora [L^2]; f = fator de atrito; t = tempo [T]; D = diâmetro interno do conduto forçado [L]; Q = vazão volumétrica [$L^3.T^{-1}$] e H = carga piezométrica [L].

Segundo Fuertes-Miquel et al. (2019), fazendo-se a consideração de que a elasticidade do ar na tubulação é maior do que a elasticidade da água do material do tubo, pode-se considerar que a celeridade, $a \rightarrow \infty$ (a celeridade tende ao infinito com a consideração de um sistema rígido) ou $\partial H / \partial t \rightarrow 0$. Com isso, a Eq. (2) torna-se:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \rightarrow Q = Q(t) \quad (3)$$

Considerando-se o fluxo hidráulico uniforme na Eq. 1, ocorre o Modelo da Coluna Rígida de Água, ou Modelo de Oscilação de Massa, caracterizado por regimes transientes rápidos. Esse modelo (Eq. 4) assume que o material das paredes da tubulação seja rígido e que a água seja um fluido incompressível (PARMAKIAN, 1963):

$$\Delta H + \frac{fL}{2gDA^2} \cdot Q|Q| = -\frac{L}{gA} \frac{dQ}{dt} \quad (4)$$

onde: ΔH = Variação da Carga Piezométrica do Sistema [L] e L = Comprimento da coluna líquida no conduto forçado [L].

Na fase gasosa, calcula-se o comprimento da coluna gasosa por meio da Eq. 5, de modo a compor o cálculo da pressão da bolsa de ar clausurada à montante da coluna líquida conforme a Eq. 5.

$$L_e = L_{e,0} - \int_0^t v_{H_2O} \cdot dt \quad (5)$$

onde: L_e = Comprimento final da coluna líquida [L]; $L_{e,0}$ = Comprimento inicial da coluna líquida [L] e v_{H_2O} = Velocidade do esvaziamento da coluna líquida [$L.T^{-1}$].

Por se tratar de um regime transiente rápido, a expansão da bolsa de ar durante o esvaziamento da tubulação é calculada com base na primeira lei da termodinâmica ($\delta E_{int} = W + \delta Q$), por um processo adiabático de um gás ideal diatômico (no caso do ar). Deste modo, a energia interna, E_{int} [$M.L.^2.T^{-2}$], desse processo termodinâmico realiza apenas trabalho, W [$M.L.^2.T^{-2}$], sem transferência de calor Q_T [$M.L.^2.T^{-2}$], possibilitando a utilização da equação do processo politrópico (Eq. 6):

$$p_1^* \cdot (\nabla_{ar})^k = p_{1,0}^* \cdot (\nabla_{ar,0})^k \quad (6)$$

onde: k = é a razão entre os calores específicos do gás ideal, índice politrópico; $p_{1,0}^*$ = é a pressão absoluta inicial da bolsa de ar [$M.L^{-1}.T^{-2}$]; $\nabla_{ar,0}$ = é o volume inicial da bolsa de ar [L^3]; p_1^* = é a pressão absoluta da bolsa de ar após o esvaziamento

$$\frac{dv_{H_2O}}{dt} = \frac{p_1^* - p_{atm}^*}{\rho_{H_2O} \cdot L_e} + g \cdot \frac{\Delta z_1}{L_e} - f \cdot \frac{v_{H_2O} |v_{H_2O}|}{2D} - \frac{R_v g A^2 v_{H_2O} |v_{H_2O}|}{L_e} \quad (7)$$

onde: Δp^* = é a variação da pressão absoluta [$M.L^{-1}.T^{-2}$]; p_{atm}^* = é a pressão atmosférica absoluta [$M.L^{-1}.T^{-2}$]; Δz = é a variação da cota geométrica [L]; Δz_1 = é a variação da cota geométrica da interface ar-água [L]; γ = é o peso específico [$M.L^{-2}.T^{-2}$]; ρ_{H_2O} = é a massa específica da água [$M.L^{-3}$] e R_v = é o coeficiente de resistência da válvula de jusante [$L^{-5}.T^2$].

$$A = \frac{p_1^* - p_{atm}^*}{\rho_{H_2O} \cdot L_e} \quad B = g \cdot \frac{\Delta z_1}{L_e} \quad C = \frac{f}{2D} \quad D = \frac{R_v g A^2}{L_e} \quad (8)$$

[$M.L^{-1}.T^{-2}$] e ∇_{ar} = é o volume da bolsa de ar após o esvaziamento [L^3].

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Solução simplificada do Método da Coluna Rígida de Água para a modelagem do esvaziamento de condutos forçados

A partir da Eq. 4, considera-se a continuidade $Q = A \cdot v_{H_2O}$, para analisar a coluna de água em função da velocidade do esvaziamento da tubulação. Também, faz-se a consideração de que a variação da carga piezométrica, $\Delta H = (\Delta p^*) / \gamma + \Delta z$, é a variação da carga de pressão absoluta e da cota geométrica do problema. Com isso, a equação (4) pode ser representada pela EDO do modelo da coluna Rígida de Água para Oscilação de Massa (Eq. 7):

Conforme a Fig. 1, considerando um modelo pistão de escoamento da coluna líquida, a válvula de jusante que controla o esvaziamento possui o coeficiente de resistência, R_v , variável para cada inclinação de θ , em radianos. Também pode variar em função do tempo de abertura da válvula.

Substituindo-se o lado direito da igualdade da Eq. 7 em quatro termos distintos A, B, C e D, tem-se:

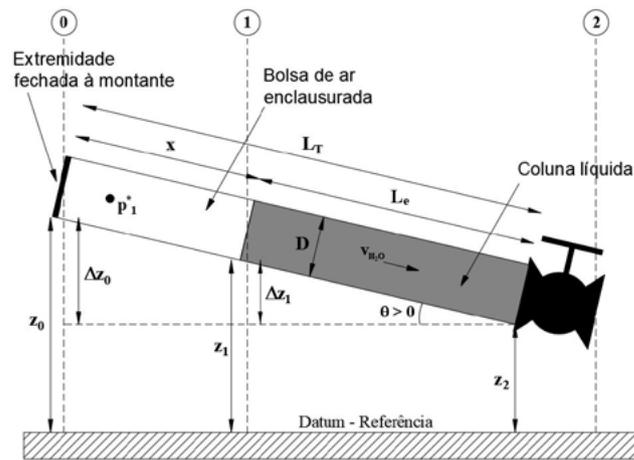


Figura 1 - Vista esquemática do modelo de esvaziamento do conduto forçado com extremidade fechada de montante e válvula jusante. Adaptado de Fuertes-Miquel et al. (2019).

Substituindo as Eq. 8 na Eq. 7, tem-se:

$$\frac{dv_{H_2O}}{dt} = A + B - C \cdot (v_{H_2O})^2 - D \cdot (v_{H_2O})^2 \quad (9)$$

Simplificando-se a Equação (9) em termos X e Y, tem-se:

$$\frac{dv_{H_2O}}{dt} = X - Y \cdot (v_{H_2O})^2 \quad (10)$$

Sendo a Eq. 10 uma EDO separável, tem-se a solução analítica na Eq. 11:

$$v_{H_2O} = \frac{\sqrt{XY}}{Y} \cdot \frac{(e^{2t\sqrt{XY}} - 1)}{(e^{2t\sqrt{XY}} + 1)} \quad (11)$$

Com base na Eq. 5, determina-se o comprimento da coluna líquida solucionando o somatório infinitesimal com o auxílio da integração numérica sob a regra trapezoidal (Eq. 12):

$$L_e = L_{e,0} - \sum_{i=0}^n \frac{(v_{H_2O,i} + v_{H_2O,i+1})}{2} \cdot \Delta t \quad (12)$$

onde: $v_{H_2O,n}$ = é a velocidade do esvaziamento da coluna líquida no passo de tempo anterior

[L.T⁻¹] e $v_{H_2O,n+1}$ = é a velocidade do esvaziamento da coluna líquida no passo de tempo atual [L.T⁻¹].

Como a modelagem não considera admissão de ar, o cálculo da pressão se dá por meio da Eq. 6. Considerando que não haja variação no diâmetro da tubulação, essa equação pode ser simplificada com base no comprimento da bolsa de ar enclausurada, conforme a Eq. 13:

$$p_1^* \cdot x_{ar}^k = p_{1,0}^* \cdot x_{ar,0}^k \quad (13)$$

onde: $x_{ar,0}$ = é o comprimento inicial da bolsa de ar [L] e x_{ar} = é o comprimento do passo de tempo atual da bolsa de ar [L].

O fenômeno do processo de esvaziamento / expansão da bolsa de ar sem admissão de ar é solucionado por meio da solução de um sistema de equações com três variáveis desconhecidas v_{H_2O} , L_e e p_1^* . Para saber se a solução simplificada gera bons resultados, serão utilizados mais três métodos numéricos de solução de problemas de valor inicial para comparação: o método de Euler, Heun e Runge-Kutta de 4ª Ordem (STERZA; BRANDI, 2016).

2.2 A Normalização das Variáveis Analisadas e os Indicadores de Desvio

Para uma melhor análise dos dados experimentais em comparação com os dados obtidos por meio da modelagem da solução simplificada e dos métodos numéricos que serão implementados, as variáveis tempo e carga serão normalizadas com base em um referencial comum no experimento (PAIVA et al., 2021; SAEMI et al., 2019).

Para o eixo das abcissas, a variável tempo, t [T], será normalizado em relação ao referencial comum de tempo de abertura da válvula esfera de jusante, T_m [T] (Eq. 14), para cada experimento analisado.

$$p_1^* \cdot x_{ar}^k = p_{1,0}^* \cdot x_{ar,0}^k \quad (14)$$

Para o eixo das ordenadas, a carga de pressão absoluta, p_i^* / γ [L], tanto dos dados experimentais como da modelagem, será normalizada em relação ao referencial comum de carga de pressão atmosférica, p_{atm} / γ [L] (Eq. 15).

$$\eta = \frac{p_{1,i}^* / \gamma}{p_{atm} / \gamma} = \frac{p_{1,i}^*}{p_{atm}} \quad (15)$$

Para compor a análise dos resultados serão adotados indicadores de desvio entre os dados experimentais e modelagem. Esses indicadores são: Desvio Nash-Sutcliffe (NSE), Desvio Quadrático

Médio (RSME) e o Desvio Relativo (RE); conforme utilizados no trabalho de Saemi et al. (2019) e Paiva et al. (2021).

2.3 O Experimento, os Dados Utilizados e as Condições Iniciais

Conforme o trabalho de Fuertes-Miquel et al. (2019), o experimento foi realizado no Laboratório de Fluidos, na Universitat Politècnica de València, Valência - Espanha, possui a tubulação em acrílico, com o diâmetro interno de 42 mm e comprimento de 4.36 m. Possui um transdutor de pressão, medindo as pressões da bolsa de ar enclausurada a montante da tubulação e uma válvula esfera de jusante, de mesmo diâmetro, controlando a vazão e despejando o líquido em um reservatório, como se refere no trabalho supracitado. A configuração deste experimento possibilita a mudança de inclinação de modo a se obter um espectro de resultados para validar o modelo de esvaziamento.

Dos 14 experimentos realizados sem admissão de ar, escolheram-se os experimentos 1, 2, 7 e 10, conforme a Tabela 1, realizados por Coronado-Hernández (2019). Justifica-se a utilização desses experimentos devido à variabilidade de informações que possibilitará a aplicação e análise da solução simplificada do modelo da coluna rígida de água para diferentes situações.

Tabela 1 - Dados dos Experimentos Realizados.

Cenário	Experimento	Tag	$x_{ar,0}$ (m)	θ (rad)	$R_v \times 10^{-6}$ (ms ² m ⁻⁶)	T_m (s)
1	1	E1	0.205	0.457	11.89	0.40
2	2	E2	0.340	0.457	11.89	0.40
3	7	E7	0.205	0.515	14.79	0.50
4	10	E10	0.205	0.515	135.21	0.30

Neste trabalho, também foram utilizados os dados de condições iniciais de aceleração da gravidade, $g = 9.8067$ m/s²; massa específica da água, $\rho = 1000$ kg/m³; velocidade inicial do esvaziamento da coluna líquida, $v_{H_2O} = 0$;

pressão atmosférica, $p_{atm} = 101325$ Pa; pressão inicial, $p_{1,0}^* = 101325$ Pa; fator de atrito, $f = 0.0180$; coeficiente politrópico (adiabático) = 1.4, conforme o trabalho de Fuertes-Miquel et al. (2019).

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para todas as modelagens realizadas utilizou-se o passo de tempo computacional de 0,01 s. A modelagem foi realizada considerando a lei de abertura de válvula conforme utilizado no trabalho de Fuertes-Miquel et al. (2019), utilizando os tempos de abertura, TM, referente a cada cenário definido na Tabela 1.

3.1 Cenário 1 - Experimento 1 (E1)

Na Fig. 2, tem-se a comparação dos dados experimentais E1 durante três segundos de modelagem normalizados em relação ao tempo de abertura da válvula de jusante ($\tau = 7.5$), no qual percebe-se de maneira expedita que os métodos de Heun e Runge-Kutta se aproximam bem ao experimento, saindo de fase somente após $\tau = 3.5$.

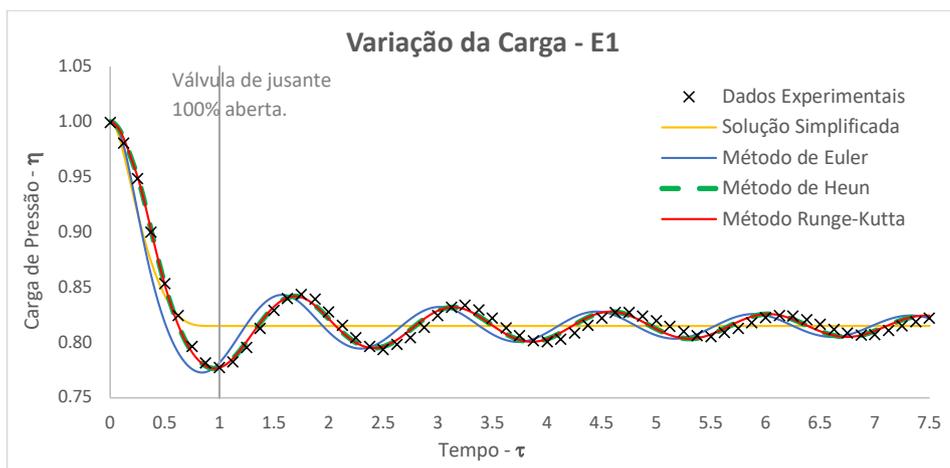


Figura 2 - Variação da Carga de Pressão Absoluta na Bolsa de ar – Dados Experimentais x Métodos Numéricos - E1.

A linha vertical cinza na abscissa $\tau = 1$ sugere que o tempo normalizado coincide com a válvula plenamente aberta, coincidindo também com a carga normalizada mais baixa de E1. Divide-se, assim, o gráfico em dois momentos: a diminuição da pressão ($0 < \tau < 1$), partindo do regime permanente estático ($\eta = 1$), e a variação da pressão tendendo a um novo regime permanente ($\tau > 1$) a uma pressão abaixo da pressão atmosférica ($\eta < 1$).

O método de Euler é o mais discrepante dos métodos numéricos deste cenário; entretanto, ainda reproduz as nuances das variações de pressão absoluta, mesmo que fora de fase em relação aos dados do experimento. A solução simplificada mantém-se na média das variações de pressão

após $\tau = 1$, coincidindo com a abertura plena da válvula de jusante.

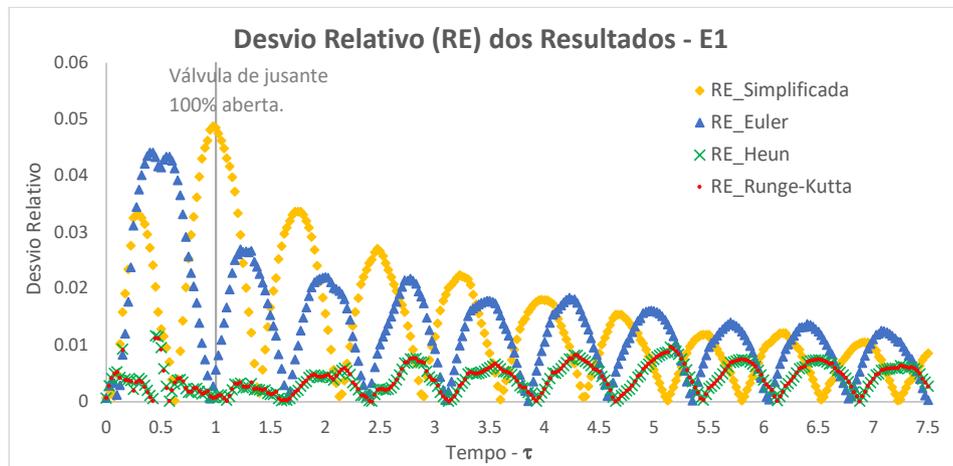
A Tabela 2 mostra, para os quatro métodos utilizados neste trabalho, os indicadores NSE, RMSE e o valor máximo obtido dos RE, conforme a Fig. 3. Neste cenário analisado, percebe-se que, apesar de visualmente os gráficos da Fig. 2 estabelecerem proximidade em relação aos dados experimentais, os indicadores mais sensíveis NSE e RMSE possibilitam distinguir a diferença da acurácia de cada método. O método Heun possui os melhores indicadores. Pode-se considerar que todos os resultados analisados em conjunto para esse cenário mostram uma tendência de diminuição dos desvios relativos conforme a Fig. 3.

Tabela 2 - Indicadores dos resultados de E1

Método	NSE	RMSE	RE - Máximo
Solução Simplificada	0.8427	0.1500	0.0488
Euler	0.8593	0.1419	0.0441
Heun	0.9885	0.0406	0.0117
Runge-Kutta	0.9883	0.0409	0.0113

Os desvios relativos mais acentuados acumulam-se em torno da abertura da válvula de jusante que tendem a se estabilizar ao longo da simulação, exceto os métodos Heun e Runge-

Kutta que mantêm estáveis os RE após $t = 0,5$. A similaridade entre esses métodos ocorre nos quatro cenários analisados do experimento. Isso se dá devido ao fato de que esses dois métodos possuem expansão aproximada da série de Taylor em sua dedução, garantindo uma boa acurácia em relação aos dados experimentais. O método Heun, para este trabalho, possui a expansão de terceira ordem e o método Runge-Kutta possui a expansão de quarta ordem.

**Figura 3** - Comparação do Desvio Relativo entre os Métodos Numéricos - E1.

3.2 Cenário 2 - Experimento 2 (E2)

Na Fig. 4 tem-se a comparação dos dados experimentais E2 com o resultado dos métodos numéricos, assim como foi realizado na Análise 1 com o E1. A única diferença é que a bolsa de ar em E2 possui o comprimento $x_{ar,0}$ maior em relação ao E1. Essa diferença é suficiente para suavizar a variação de pressão que ocorre em E2 após a abertura 100% da válvula de jusante, em relação ao E1, indicada pela linha vertical cinza em $\tau = 1$.

Os gráficos da Fig. 4 também estabelecem proximidade em relação aos dados experimentais. O método Heun possui os melhores indicadores, porém possui resultados muito próximos ao método Runge-Kutta. É possível observar que ao se comparar tanto os gráficos da variação da carga de pressão da Fig. 4 como os desvios relativos da Fig. 5, os pontos relativos ao RE para cada método numérico aplicado estão aproximadamente sobrepostos.

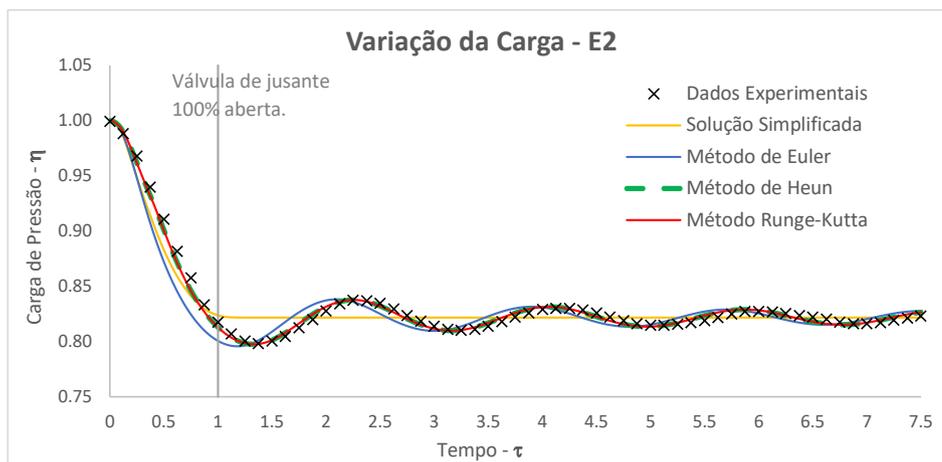


Figura 4 - Variação da Carga de Pressão Absoluta na Bolsa de ar - Dados Experimentais x Métodos Numéricos - E2.

Também nesse cenário, a solução simplificada retornou indicadores melhores em relação ao método de Euler, conforme é mostrado na Tabela 3. Entretanto, os pontos referentes ao RE da solução simplificada na Fig. 5 permanecem abaixo dos pontos referentes ao método de Euler, antes da abertura total da válvula de jusante e após $\tau = 4.5$. Isso é ocasionado pelo comportamento linear da solução simplificada após $\tau = 1$, como pode-se observar na Fig. 4.

Tabela 3 - Indicadores dos resultados de E2.

Método	NSE	RMSE	RE - Máximo
Solução Simplificada	0.9251	0.1104	0.0307
Euler	0.9060	0.1236	0.0431
Heun	0.9949	0.0289	0.0089
Runge-Kutta	0.9946	0.0295	0.0091

3.3 Cenário 3 - Experimento 7 (E7)

Para os dois primeiros cenários analisados (E1 e E2), o experimento foi realizado com a tubulação inclinada em $\theta = 0.457$ radianos, aproximadamente 26.18° , variando apenas o comprimento

da bolsa de ar, x_0 . Nesse cenário e no seguinte (E7 e E10), a tubulação foi inclinada em $\theta = 0.515$ radianos, aproximadamente 29.51° . Essa variação da inclinação foi o suficiente para reduzir a média de carga de pressão após $\tau = 1$ para valores abaixo de $\eta = 0.80$ em E7 e E10, ambos com $x_0 = 0.205$ m (Fig. 7 e 10).

Conforme foi analisado nos cenários anteriores, a solução simplificada, apesar de não representar as variações de pressão após a abertura total da válvula ($\tau = 1$), possui indicadores melhores em relação ao método de Euler. Assim como os métodos Heun e Runge-Kutta, que geram resultados RMSE muito próximos e praticamente iguais nos outros indicadores da Tabela 4.

Percebe-se, no gráfico dos RE (Fig. 7), que os desvios da solução aproximada em relação aos dados experimentais aproximam-se mais dos desvios referentes aos métodos Heun e Runge-Kutta. Para todos os métodos utilizados, os desvios em relação aos dados experimentais vão diminuindo após a abertura total da válvula esfera de jusante (a partir da linha vertical cinza na Fig. 7).

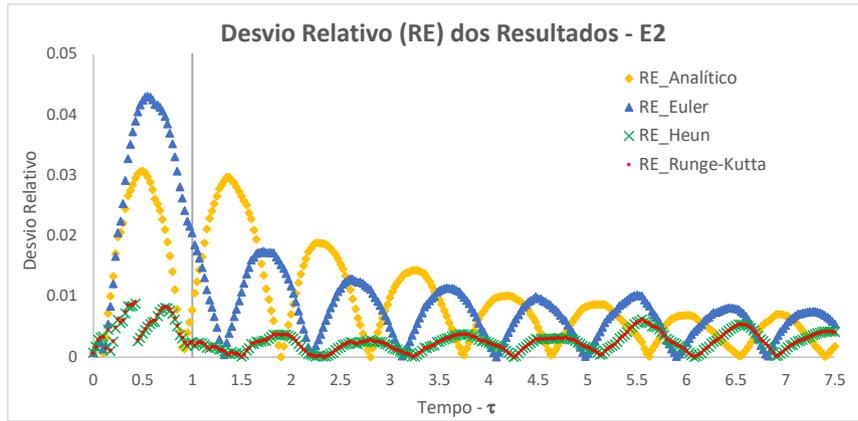


Figura 5 - Comparação do Desvio Relativo entre os Métodos Numéricos - E2.

Tabela 4 - Indicadores dos resultados de E7.

Método	NSE	RMSE	RE - Máximo
Solução Simplificada	0.9830	0.0675	0.0214
Euler	0.8556	0.1964	0.0617
Heun	0.9944	0.0387	0.0103
Runge-Kutta	0.9944	0.0385	0.0103

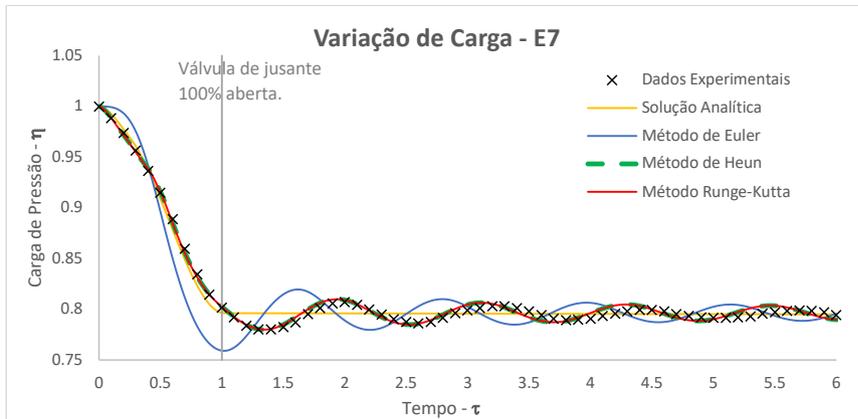


Figura 6 - Variação da Carga de Pressão Absoluta na Bolsa de ar - Dados Experimentais x Métodos Numéricos - E7.

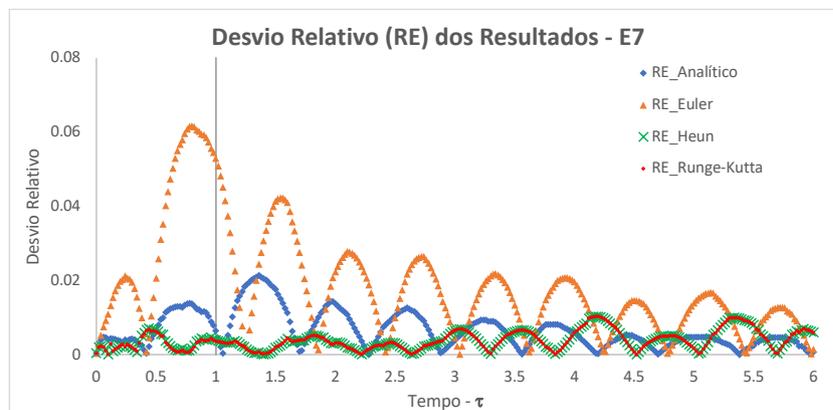


Figura 7 - Comparação do Desvio Relativo entre os Métodos Numéricos - E7.

3.4 Cenário 4 - Experimento 10 (E10)

O E10 tem um resultado experimental peculiar dentre os cenários analisados (Fig. 8), pois possui a mesma configuração de E7, exceto no que se refere o tempo de abertura da válvula esfera de jusante. Isso se reflete também no valor do coeficiente de resistência da válvula, que contribui para a suavização das variações de pressão após a abertura plena da válvula.

Nota-se que os indicadores da Tabela 5 estão muito próximos, corroborando o resultado apresentado na Fig. 8. Os desvios da solução aproxima-

mada em relação aos dados experimentais estão na mesma grandeza dos desvios referentes aos métodos Heun e Runge-Kutta (Fig. 9). Coincidentemente, isso ocorre com os desvios referentes ao método de Euler, exceto pelos resultados durante abertura da válvula ($0 < \tau < 1$).

Tabela 5 - Indicadores dos resultados de E10.

Método	NSE	RMSE	RE - Máximo
Solução Simplificada	0.9941	0.0407	0.0145
Euler	0.9733	0.0862	0.0296
Heun	0.9984	0.0209	0.0050
Runge-Kutta	0.9983	0.0216	0.0068

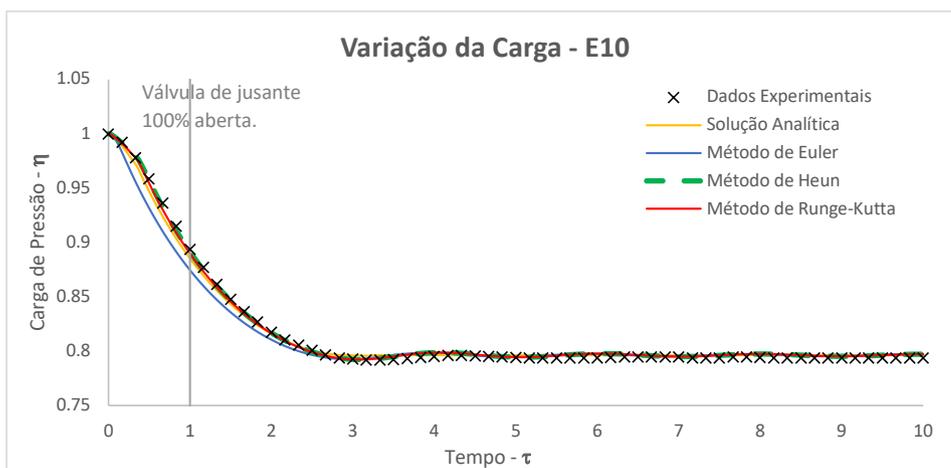


Figura 8 - Variação da Carga de Pressão Absoluta na Bolsa de ar - Dados Experimentais x Métodos Numéricos - E10.

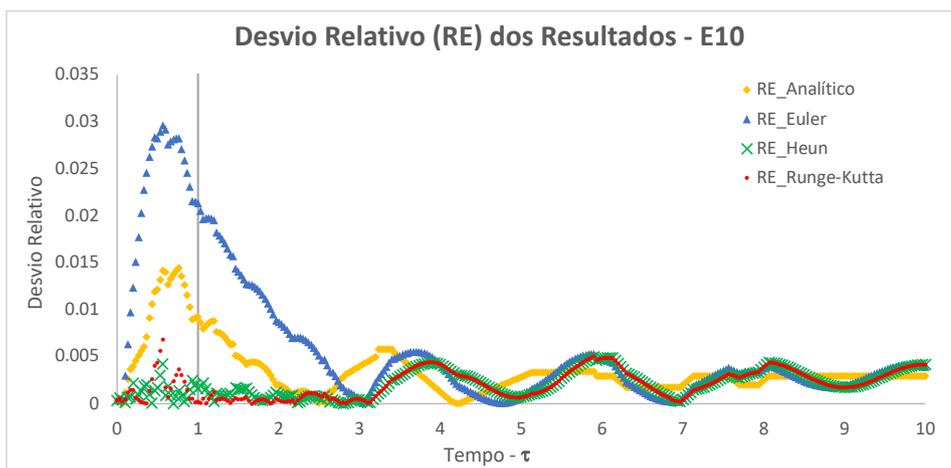


Figura 9 - Comparação do Desvio Relativo entre os Métodos Numéricos - E10.

4 CONCLUSÕES

A priori, é importante registrar-se que ao normalizar o eixo das abscissas pode-se perceber o momento em que a válvula de jusante do experimento está plenamente aberta em τ concluindo-se que após esse ponto os desvios relativos da solução simplificada passam a estabilizar e/ou reduzir ao longo do tempo de simulação. O desvio relativo máximo de cada método também ocorre após o mesmo motivo supracitado.

Dentre os métodos numéricos utilizados, o Método de Euler retornou resultados com menos acurácia se comparado aos dados experimentais. Os métodos de Heun e Runge-Kutta de 4ª Ordem, de fato, reproduzem o experimento com maior acurácia estatística analisada por meio dos indicadores utilizados. Porém o Método de Runge-Kutta é o mais usual para esse tipo de modelagem.

A solução simplificada é uma equação que possui uma aplicação direta, ideal para o dimensionamento de adutoras em projetos de engenharia. Apesar de não representar as nuances da variação de pressão após a abertura plena da válvula a jusante (em relação aos outros métodos utilizados neste trabalho), pode retornar um resultado que possibilita visualizar uma perspectiva de como se comporta em termos médios a pressão durante o esvaziamento da tubulação. Na maioria dos cenários analisados, a solução simplificada retorna indicadores aceitáveis em relação ao Método de Euler e aos indicadores para cada cenário analisado.

5 AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, Professor Marco Aurélio, pelo incentivo à produção acadêmica. Agradeço ao meu Coorientador João Marcelo, pois ele é a nossa base de referência em Hidráulica Transiente e Programação Computacional. Por fim, agradeço ao Bruno Araújo, colega de banca, que acompanhou e revisou a produção deste

trabalho. Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio e financiamento desta pesquisa.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Introdução: Sanders Neto VC; **Materiais e Métodos:** Sanders Neto VC; **Resultados e Discussões,** Sanders Neto VC; **Redação - Primeira versão:** Sanders Neto VC; **Redação - Revisão & Edição:** Paiva BA, Barbosa JMC e Castro MAH; **Infraestrutura:** Castro MAH.

7 REFERÊNCIAS

- ABREU, J.; CABRERA, E.; IZQUIERDO, J.; GARCÍA-SERRA, J. Flow modeling in pressurized systems revisited. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 125, n. 11, p. 1154–1169, 1999. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1999\)125:11\(1154\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1999)125:11(1154))
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12215-1: Projeto de adutora de água Parte 1: Conduto forçado**. Rio de Janeiro, 2017.
- BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. DE. Modelagem Computacional da Válvula Antecipadora de Onda como Mecanismo de Alívio para o Golpe de Aríete. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 2, 2014. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n2.p101-114>
- BESHARAT, M.; CORONADO-HERNÁNDEZ, O. E.; FUERTES-MIQUEL, V. S.; VISEU, M. T.; RAMOS, H. M. Backflow air and pressure analysis in emptying a pipeline containing an entrapped air pocket. *Urban Water Journal*, v. 15, n. 8, p. 769–779, 2018. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2018.1540711>
- CHAUDHRY, M. H. *Applied Hydraulic Transients*. Third Edition ed. New York, NY: Springer New York, 2014.
- CORONADO-HERNÁNDEZ, O. E. **Transient Phenomena During the Emptying Process of Water in Pressurized Pipelines**, Jan. 2019. Valência, Espanha.
- CORONADO-HERNÁNDEZ, O. E.; FUERTES-MIQUEL, V. S.; BESHARAT, M.; RAMOS, H. M. Subatmospheric pressure in a water draining pipeline with an air pocket. *Urban Water Journal*, v. 15, n. 4, p. 346–352, 2018. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2018.1475578>
- CORONADO-HERNÁNDEZ, O. E.; FUERTES-MIQUEL, V. S.; IGLESIAS-REY, P. L.; MARTÍNEZ-SOLANO, F. J. Rigid water column model for simulating the emptying process in a pipeline using pressurized air. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 144, n. 4, 2018. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001446](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001446)

- FERREIRA, F. E. F. R.; BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. DE. Modelagem computacional do Golpe de Aríete em condutos plásticos. **Revista DAE**, v. 64, n. 202, 2016. <https://doi.org/10.4322/dae.2015.008>
- FUERTES-MIQUEL, V. S.; CORONADO-HERNÁNDEZ, O. E.; IGLESIAS-REY, P. L.; MORA-MELIÁ, D. Transient phenomena during the emptying process of a single pipe with water–air interaction. **Journal of Hydraulic Research**, v. 57, n. 3, p. 318–326, 2019. <https://doi.org/10.1080/00221686.2018.1492465>
- FUERTES-MIQUEL, V. S.; CORONADO-HERNÁNDEZ, O. E.; MORA-MELIÁ, D.; IGLESIAS-REY, P. L. Hydraulic modeling during filling and emptying processes in pressurized pipelines: a literature review. **Urban Water Journal**, v. 16, n. 4, p. 299–311, 2019. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2019.1669188>
- IGLESIAS-REY, P. L.; FUERTES-MIQUEL, V. S.; GARCÍA-MARES, F. J.; MARTÍNEZ-SOLANO, J. J. Comparative Study of Intake and Exhaust Air Flows of Different Commercial Air Valves. **Procedia Engineering**, v. 89, p. 1412–1419, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.11.467>
- LAANEARU, J.; ANNUS, I.; KOPPEL, T.; et al. Emptying of large-scale pipeline by pressurized air. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 138, n. 12, p. 1090–1100, 2012. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000631](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000631)
- LAANEARU, J.; HOU, Q.; ANNUS, I.; TIJSELING, A. S. Water-column mass losses during the emptying of a large-scale pipeline by pressurized air. **Proceedings of the Estonian Academy of Sciences**, v. 64, n. 1, p. 8–16, 2015. <https://doi.org/10.3176/proc.2015.1.02>
- PAIVA, B. A.; SANDERS NETO, V. DE C.; BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. DE. Modelagem computacional do golpe de aríete em adutoras considerando a cavitação no fluido com a fração de vazio. **Revista DAE**, v. 69, n. 233, p. 217–228, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.088>
- PARMAKIAN, J. **Waterhammer Analysis**. New York: Dover Publications, 1963.
- ROMERO, G.; FUERTES-MIQUEL, V. S.; CORONADO-HERNÁNDEZ, Ó. E.; PONZ-CARCELÉN, R.; BIEL-SANCHIS, F. Analysis of hydraulic transients during pipeline filling processes with air valves in large-scale installations. **Urban Water Journal**, v. 17, n. 6, p. 568–575, 2020. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1800762>
- SAEMI, S.; RAISEE, M.; CERVANTES, M. J.; NOURBAKSHI, A. Computation of two- and three-dimensional water hammer flows. **Journal of Hydraulic Research**, v. 57, n. 3, p. 386–404, 2019. <https://doi.org/10.1080/00221686.2018.1459892>
- SANDERS NETO, V. DE C.; BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. DE. Análise do efeito do golpe de aríete numa adutora com uma junção de ramificação. **Revista DAE**, v. 68, n. 225, p. 135–148, 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.058>
- STERZA, R. DE L.; BRANDI, A. C. Comparação entre métodos numéricos: Runge-Kutta de quarta ordem e previsor-corretor. **C.Q.D. – Revista Eletrônica Paulista de Matemática**, v. 7, p. 12–22, 2016. <https://doi.org/10.21167/cqdv07ermac201623169664rlsacb1222>
- ZHOU, L.; CAO, Y.; KARNEY, B.; et al. Expulsion of Entrapped Air in a Rapidly Filling Horizontal Pipe. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 146, n. 7, 2020. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001773](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001773)
- ZHOU, L.; WANG, H.; KARNEY, B.; et al. Dynamic behavior of entrapped air pocket in a water filling pipeline. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 144, n. 8, 2018. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001491](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001491)

Uso de bombas de *air lift* para extração de lodos de excesso em sistemas descentralizados de tratamento de esgoto

Utilization of air lift pumps for excess sludge extraction in decentralized wastewater treatment systems

• **Data de entrada:**

15/07/2022

• **Data de aprovação:**

29/08/2022

Eduirbe Castro de Araújo^{1*} | Neyson Martins Mendonça¹ | Luiza Carla Girard Mendes Teixeira¹ | Mario Tavares Russo²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.049>

ORCID ID

Araújo EC  <https://orcid.org/0000-0001-9525-6399>

Mendonça NM  <https://orcid.org/0000-0002-1490-2107>

Teixeira LCGM  <https://orcid.org/0000-0002-0204-6825>

Russo MT  <https://orcid.org/0000-0002-4515-5554>

Resumo

O objetivo do artigo é investigar a eficiência da bomba *air lift* em fluxo bifásico (ar e fluido) na transferência de lodo de excesso em digestores residenciais, a fim de auxiliar operações de manutenção e limpeza de sistemas descentralizados. A investigação experimental utilizou os seguintes parâmetros: diâmetro, vazão de ar e razão de submersão. O resultado indicou que o volume descarregado em função do tempo cresce com o aumento da vazão do ar e a redução do nível do fluido (razão de submersão) apresentado teve como consequência a diminuição da vazão do líquido (água ou lodo). A eficiência da transferência (E%) diminui conforme o diâmetro da bomba aumenta, tanto na Qar de 150 L/min como na vazão de ar de 200 L/min. Os DN de 40mm e 50 mm mostraram-se os mais indicados para atender a uma melhor taxa de transferência de lodo. Por fim, as vantagens potenciais dos resultados podem representar um avanço no desenvolvimento tecnológico da transferência de lodo de excesso em tratamento anaeróbio de esgoto.

Palavras-chave: Air lift. Bomba de elevação de ar. Digestores anaeróbios. Transferência de lodo de excesso. Tanque séptico. Tratamento do esgoto.

Abstract

The objective of this study is to investigate the efficiency of the air lift pump in two-phase flow (air and fluid) in the transfer of excess sludge in residential digesters, in order to assist maintenance and cleaning operations of decentralized systems. The experimental investigation used the following parameters: diameter, flow rate and submersion ratio. The result indicated that the volume discharged as a function of time grows with the increase in the air flow and the reduction of the fluid level (submersion ratio) and resulted in a decrease in the liquid flow (water or sludge). The transfer efficiency (E%) decreases as the pump diameter increases, for both the 150 L/min Qar and the 200 L/min Qar. The DN of 40mm and 50mm proved to be the most suitable to meet a better sludge transfer rate. Finally, the potential advantages of the results may represent an advance in the technological development of excess sludge transfer in anaerobic sewage treatment.

Keywords: Airlift. Air lift pump. Anaerobic digesters. Excess sludge transfer. Septic tank. Sewage treatment.

¹ Universidade Federal do Pará - Belém - Pará - Brasil.

² Instituto Politécnico de Viana do Castelo - Viana do Castelo - Portugal.

* **Autor correspondente:** eduirbe@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, o emprego de tratamentos anaeróbios de esgotos domiciliares tem se destacado no Brasil por apresentar diversas vantagens, como economia no processo, simplicidade operacional, baixa produção de lodo excedente e por requerer menores áreas para implantação (ROSA et al., 2017). O lodo anaeróbio séptico (LAS), segundo Cordeiro (2010), é basicamente composto pelo lodo de fundo, resultante da decantação de sólidos sedimentáveis que se incorporam ao lodo biológico, necessitando de remoção periodicamente.

Redes de coleta de esgotos e estações de tratamento de esgoto (ETE) são raras na Região Metropolitana de Belém (RMB) no estado do Pará, Brasil, fazendo com que tenham um amplo déficit desse serviço. Como solução pontual, Digestores Anaeróbios residenciais (DAR) surgem como uma alternativa necessitando, contudo, de uma gestão de lodo eficiente e segura.

Novas tecnologias de tratamento dos esgotos residenciais, como é o caso dos DAR, que vêm tomando espaço comercial, aperfeiçoam o funcionamento e simplificam a operação. Entretanto, ainda persiste a necessidade de resolver o problema da remoção e tratamento do lodo de excesso acumulado no fundo dos tanques, com segurança, higienização, simplicidade e eficiência de remoção. Porém, tal medida deve ser feita com cuidado devido à possibilidade de retirada desnecessária de todo o conteúdo dos tanques, que garantirá dessa forma que o processo de digestão não sofra com a descontinuidade (NBR 7229, 1993).

A bomba *air lift* ou por emulsão de ar foi utilizada como opção para essa transferência. Um mecanismo simples de fácil construção e aplicação, e comprovadamente de baixo custo. Consiste de um tubo vertical, parcialmente submerso (razão

de submersão), que por meio da introdução de ar comprimido, próximo da sua extremidade inferior, tem a função de elevar as misturas do líquido e sólido (LIGUS et al., 2019). Nesse contexto, a presente pesquisa experimental, investiga a remoção e transferência do lodo séptico de excesso, através de bombas *air lift*, operando em fluxo bifásico, com vazões de ar de 150 e 200 L/min e diâmetros nominais da bomba de 40, 50 e 60 mm.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Funcionamento da bomba *air lift* em fluxo bifásico

Uma bomba *air lift* é um mecanismo que permite a elevação de líquidos + sólidos através de um tubo vertical de comprimento não muito elevado, o qual se encontra parcialmente submerso (razão de submersão). Trata-se de uma bomba que tem baixa sucção e descarga moderada de líquido e sólidos aprisionados. Na bomba, é injetado ar comprimido na parte inferior do tubo de descarga que fica imerso no líquido. O ar comprimido se mistura com o líquido fazendo com que a mistura ar-água seja menos densa do que o resto do líquido ao seu redor e, portanto, seja deslocado para cima através do tubo de descarga pelo líquido circundante de maior densidade (LIGUS et al., 2019), como ilustra a Fig. 1:

Dentre os padrões de fluxos, no de fluxo de Bolhas de Taylor – como apresentado na Fig. 2 – as bolhas de ar (conhecidas como *slug*) atuam como pistões pneumáticos e empurram a água presa entre elas ao longo do tubo. A bolha de ar não apenas empurra a água para frente, mas também arrasta a água por trás dela, devido à sucção criada pelo rápido movimento da bolha. A velocidade de entrada do ar deve ser mais alta para vencer o atrito do fluido com a parede da tubulação.

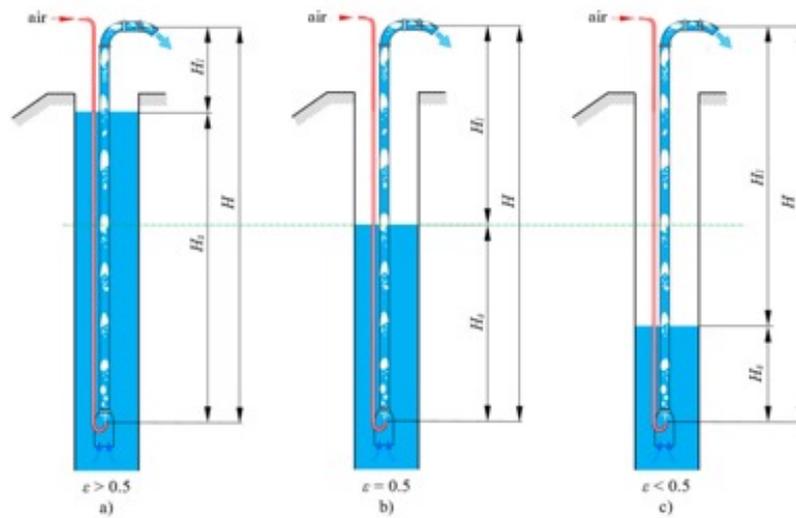


Figura 1 - Esquema da razão de submersão (R_s) nos sistemas de bombeamento *air lift*.
 (a) alta taxa de submersão $R_s > 0,5$; (b) taxa média de submersão $R_s = 0,5$; (c) baixa taxa de submersão $R_s < 0,5$.
 Fonte: LIGUS et al (2019).

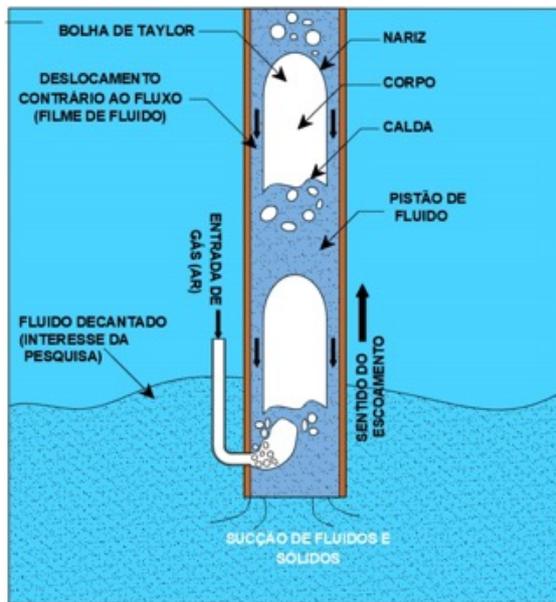


Figura 2 - Padrão de bolhas de Taylor
 Fonte: Adaptado de GARRIDO (2018).

Um parâmetro importante a ser observado nas bombas *air lift* é a razão de submersão, na qual a vazão da bomba *air lift* é influenciada pela sua diminuição. Leia-se a equação apresentada:

Equação:

$$R_{s_n} = \frac{H_{sn}}{H}$$

Em que:

- R_{s_n} = Razão de submersão no nível n ;
- H_{sn} = Altura de submersão em metros no nível n ;
- H = Altura total (elevação) em metros.

Outro parâmetro estudado no funcionamento da bomba *air lift* é a vazão de gás necessária para elevar uma certa massa de fluido em função da razão de submersão. Uma propriedade no uso do *air lift* é que a massa de ar diminui quando o diâmetro reduz, obtendo-se um melhor desempenho na elevação de líquidos. Porém, quando o volume de gás vai se elevando demais a diferença de diâmetro não influencia tanto na vazão do fluido, fenômeno esse observado em pequenos diâmetros (KIM et al., 2014).

2.2 Características do lodo anaeróbio

As propriedades reológicas afetam fortemente o bombeamento de lodo anaeróbio (LIU et al., 2017). Por sua vez, Baudez et al. (2011) e Ratkovich et al. (2013) estudaram o comportamento reológico do lodo anaeróbico digerido nas estações de tratamento e concluíram que o lodo é um fluido não-newtoniano que apresenta um comportamento tixotrópico de afinamento por cisalhamento ou seja, quanto mais se submete tal fluido a esforços de cisalhamento, mais se diminui sua viscosidade.

Na reologia do lodo anaeróbio, por ser um fluido não newtoniano, identificamos o fenômeno da *tixotropia*, no qual o lodo passa do estado de gel para o estado líquido após ligeira agitação. A diminuição da viscosidade aparente com o tempo pode ser explicada pela quebra de uma estrutura organizada no fluido (FÜREDER, 2018; LIU, 2017; WOLSKI, 2016).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Para a caracterização dos sólidos totais do lodo séptico que foi coletado da EEE do UNA foi utili-

zando o método *Gravimétrico T 103-105°C - 2540-B* (APHA, 1998). Para iniciar a pesquisa desenvolveram-se as coletas, no ponto de amostras, no primeiro dia, 48 e 72 horas após a colocação do lodo nos protótipos, para a produção de gráficos de sedimentação.

O protótipo da pesquisa em PEAD é semelhante a um DAR em formato cilíndrico com 0,55m de diâmetro interno e altura total de 1,77 m, com capacidade de cerca de 420 litros e fundo em formato cônico (PFC). Na Fig. 3 apresenta-se o esquema, assim como os acessórios e dispositivos hidráulicos que integram o sistema de bombeamento. O Tanque de recepção simula outro tanque com o objetivo, na prática, do tratamento do lodo bombeado.

Na Fig. 3 o PFC a 40 cm do fundo, há a transição do cilindro de D=0,55 cm para um cilindro troncocônico com inclinação de 60° finalizando com o diâmetro do fundo de 0,10 m.

O protótipo PFC apresenta 8 pontos de coleta para amostragens distribuídos ao longo da altura.



Figura 3 - Esquema dos equipamentos da pesquisa.
Fonte: Autor (2022).

Para a injeção de ar foi utilizado compressor de 100 litros de armazenamento com uma pressão máxima de trabalho de 120 kPa. As bombas *air lift* foram construídas em tubos de PVC nos diâmetros nominais (DN) de 40, 50, 60mm; todas com uma altura de 1,72 m, deixando uma folga de 5 cm entre a boca de entrada da bomba e o fundo do protótipo.

No PFC, foi incorporado um raspador para auxiliar na desagregação e homogeneização do lodo decantado, e para ambos os dispositivos foi utilizado um rotâmetro com escala de variação de vazão de 20 a 215 L/min.

Após cada bombeamento, o lodo era agitado e, com o auxílio de bomba submersível de ½ hp, recolocado de volta nos protótipos e acrescentado para que o sistema voltasse às condições originais no PFC, no nível de altura útil (157 cm acima do fundo). O conteúdo ficava em repouso por 72 horas (3 dias), de modo a se obter a sedimentação do lodo sépti-

co. Procedia-se à coleta antes do bombeamento de 100 ml de esgoto nos pontos de amostragem para identificar o parâmetro de ST em Kg.

O funcionamento da bomba iniciava-se ao injetar o ar até a vazão atingira faixa desejada (de 150 e 200 l/min), e com cronômetro era registrado o tempo da redução do nível de 10 em 10 cm até alcançar o nível de 60 cm (abaixo) observado na régua. Finalizava-se o bombeamento pela interrupção da injeção de ar.

Para a diminuição do fenômeno da *tixotropia*, foi utilizado o método MFC, que consiste em fixar a bomba *air lift* no eixo do tanque e com auxílio de *agitador triangular*, raspando a parede do fundo cônico, efetuava-se movimentos semicirculares em sentido horário e anti-horário até o final do bombeamento. Essa operação tinha como função quebrar a massa do lodo e homogeneizá-lo, eliminando partes densas e facilitando a captação pela sucção da bomba (Fig. 4).

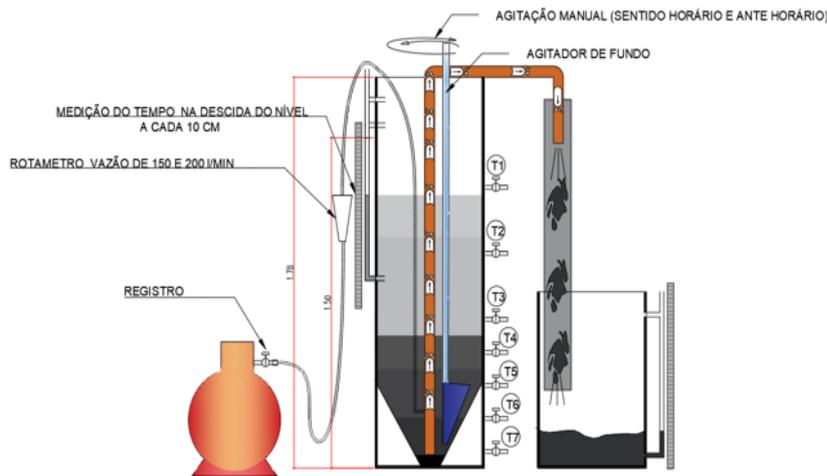


Figura 4 - Método de agitação do lodo séptico
Fonte: Autor (2022).

Para a definição do parâmetro da razão de submersão utilizada na pesquisa, foi calculada a

cada 10 cm de rebaixamento do nível, até o máximo de 60 cm, conforme Tabela 1.

Tabela 1 - Razão de submersão conforme o rebaixamento do líquido

Rebaixamento (m)	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6
Altura em relação à entrada da bomba (m)	1,57	1,47	1,37	1,27	1,17	1,07	0,97
Rs	0,87	0,83	0,77	0,72	0,66	0,6	0,55

Fonte: Autor (2022).

Em cada protótipo, foram considerados os volumes de influência do ponto de amostragem (Fig. 5 e 6), que com os resultados do ST permitiram definir a massa total antes e depois do bombeamento.

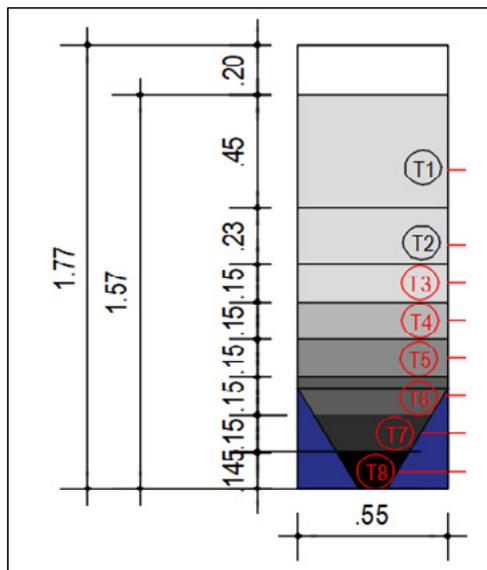


Figura 5 - Medidas de influência para cada ponto de amostragem dos protótipos de PFC antes do bombeamento (medidas em metro)
 Fonte: Autor (2022).

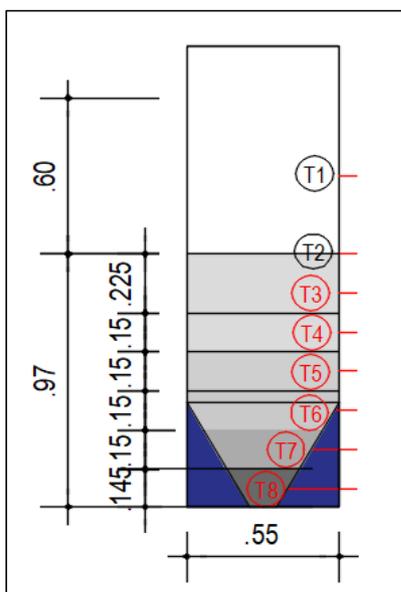


Figura 6 - Medidas de influência para cada ponto de amostragem dos protótipos de PFC após o bombeamento (medidas em metro)
 Fonte: Autor (2022).

Para quantificar a massa total (kg) de ST existente nos protótipos antes do bombeamento, foram utilizadas as Eq. 1 e 2.

$$M_{PFC} = (C_1 V_1 + C_2 V_2 + \dots + C_8 V_8) \quad (1)$$

Onde: C_n é concentração no ponto de amostra (mg/l), V_n é o volume de influência no ponto de amostragem em litros. Para o cálculo da massa de excesso dos protótipos (Me_{EFC}), foi contabilizado do ponto de coleta 3 até 8.

Equação:

$$Me_{EFC} = (C_3 V_3 + C_4 V_4 + \dots + C_8 V_8) \quad (2)$$

Onde C_n é a concentração no ponto de amostragem em (mg/l); o V_n é o volume de influência para o ponto de amostragem em litros.

Após, verificou-se a massa de decantação, por meio da diferença entre a massa total e a massa de excesso, assim como eficiência de remoção da massa de decantação por cada bomba, para transferir o lodo de excesso dos protótipos para o tanque.

Para a quantificação dos ST, em cada torneira, foram feitas coletas no dia 1 (1h de sedimentação), 48 e 72 horas após a colocação do lodo.

As relações dos parâmetros estudados: razão de submersão (R_s), vazão de ar (Q_{ar}) e vazão de fluido lodo (Q_L). As medições ocorreram sempre da maior razão de submersão para a menor, relacionando inicialmente com o tempo decorrido a cada redução do nível (de 10 em 10 cm).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No gráfico da Fig. 7, observa-se a evolução da concentração de sólidos ao longo do tempo.

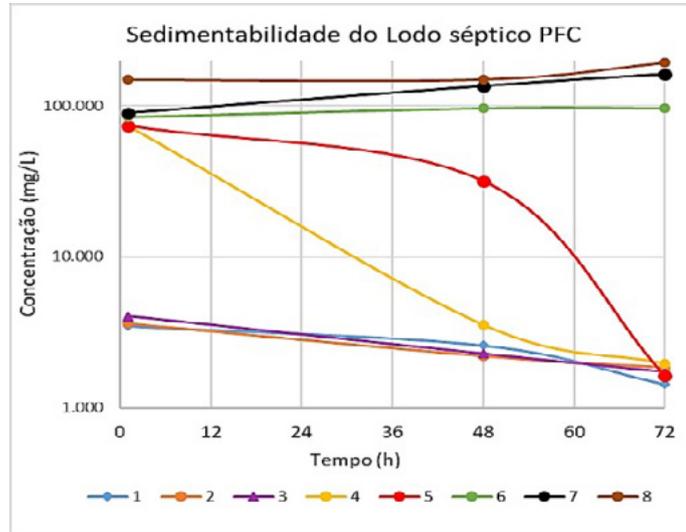


Figura 7 - Sedimentação do lodo nos diversos níveis estratigráficos do PFP e PFC(mg/L)
 Fonte: Autor (2022).

No tempo inicial, nos pontos de 1 a 3 a concentração é pequena e reduz ainda mais no decorrer do tempo. Nos pontos 4 e 5, a redução é significativa ao longo do tempo. Já nas últimas camadas, onde a concentração é maior, ainda é possível ver um aumento da concentração, o que nos leva a concluir que após 72 horas a maior parte do lodo foi para as camadas mais profundas.

Como já observado na metodologia e considerando que o lodo, em escala real, fica por meses em repouso até a retirada do excesso, a consequência é que nas camadas finais o lodo é mais viscoso. Diante disso, o uso da bomba após os 3 dias (72 horas) estará mais perto da realidade e com a condição mais adequada para testar a bomba *air lift*. Logo, a massa de ST em Kg, antes do bombeamento, foi de 8,80 Kg em 322,09 litros.

4.1 Verificação do funcionamento da bomba *air lift* com água

Na Tabela 2, vemos que as vazões de Q_{ar} de 50 e 100 l/min, quando a bomba é testada em fluido água, não têm energia suficiente para o bombear até finalizar na R_s de 0,55 (como desejado).

Tabela 2 - Razão de submersão alcançada pelas bombas *air lift* com o fluido água

Q_{ar} (l/min)	Diâmetro no PFP		
	40	50	60
50	0,70	0,72	0,87
100	0,59	0,62	0,71
150	0,55	0,55	0,62
200	0,55	0,55	0,58

Fonte: Autor (2022).

Sendo assim, não são recomendadas para uso prático para a transferência do lodo com compressores de ar comerciais. Já as Q_{ar} de 150 e 200 l/min são as que tiveram melhor desempenho na redução da razão de submersão. Os parâmetros ajustados ficaram os seguintes: 150 e 200 l/min para Q_{ar} e os DN de 40, 50, 60 para as bombas *air lift*.

4.2 Uso da bomba *air lift* no bombeamento do lodo

Ressalta-se que as bombas não se comportaram como em bombas convencionais, diâmetro maior, maior fluxo. Constata-se que para a Q_{ar} de 150 e 200 l/min, em todos os diâmetros, a Q_L diminui a cada redução da R_s , como ilustrado na Fig. 8:

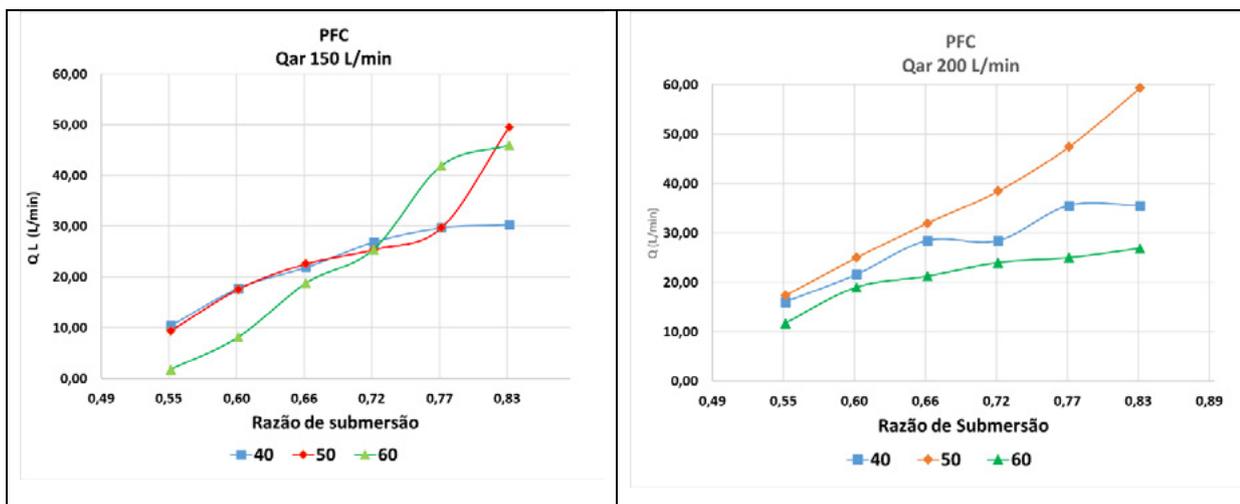


Figura 8 - Funcionamento da bomba *air lift* no Protótipo de Fundo Cônico (PFC).
 (a) para Vazão de ar de 150 l/min e (b) para Vazão de ar de 200 l/min
 Fonte: Autor (2022).

Vemos que os menores diâmetros (40 e 50 mm), na Q_{ar} de 150 l/min, têm comportamentos similares a partir da R_s de 0,77, porém diferentes na Q_{ar} de 200l/min. Contudo, são as que melhor desempenho têm. Com um destaque para o DN 50mm.

Para o DN de 60 mm apesar de chegar até a R_s de 0,55, sua vazão no final, para a Q_{ar} de 150 l/min., chega a perto de zero e melhora na Q_{ar} de 200 l/mim, porém tem o menor desempenho na Q_L . A bomba de DN 50mm é que mostra ter uma maior vazão.

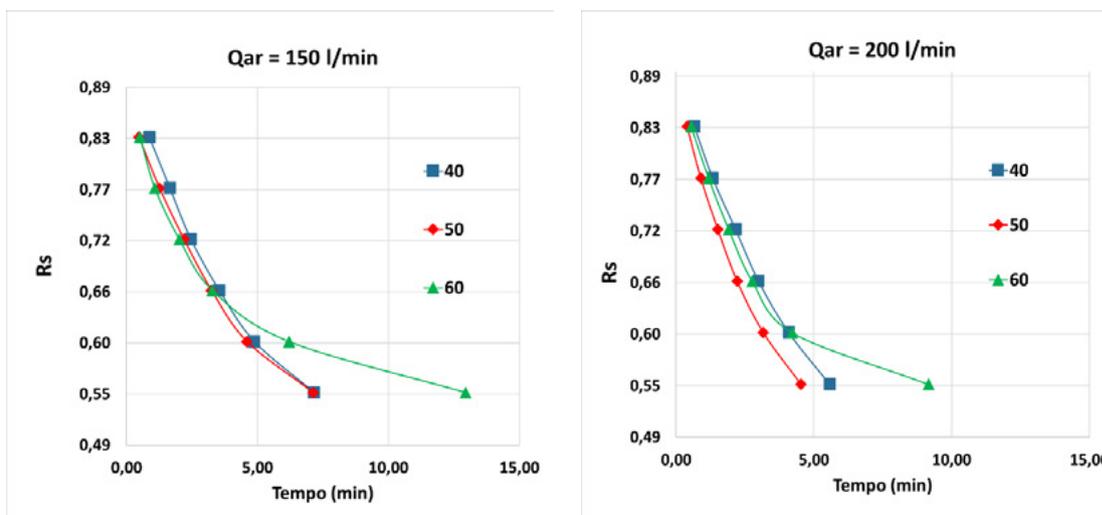


Figura 9 - Tempo necessário das bombas *air lift* para alcançar a R_s mínima (0,55) (PFC)
 Fonte: Autor (2022).

As bombas *air lift* obtiveram tempos de bombeamento diferenciados, ficando o menor tempo

para a bomba de DN 50mm com um menor gasto energético de bombeamento.

4.3 Eficiência das bombas *air lift* na transferência de lodo de excesso

Na Fig. 10, estão representados os ensaios realizados no PFP com as bombas de 40, 50 e 60 mm

para as vazões de ar de 150 e 200 L/min. A concentração inicial de ST do esgoto (Kg) colocado no PFP está representada em laranja, e a concentração de ST do lodo de excesso em massa (kg) depois do bombeamento, em azul.

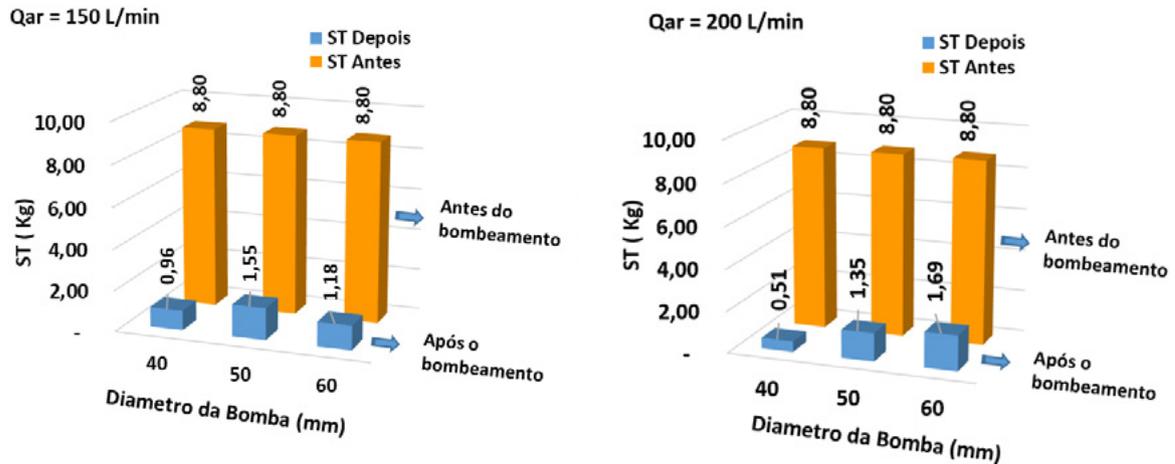


Figura 10 - Transferência do lodo de excesso em representação de ST em massa (kg) para as Q_{ar} de 150 L/min e Q_{ar} 200 L/min no PFP
 Fonte: Autor (2022).

Para as duas vazões de ar, é possível observar que a bomba de diâmetro de 40 mm apresentou um melhor desempenho, obtendo a melhor eficiência de remoção conforme os cálculos obtidos nos pontos estratificados do PFP, logo após o bombeamento.

A bomba que obteve o menor desempenho na transferência do lodo de excesso foi a de diâmetro de DN 60 mm, porém as diferenças foram muito pequenas.

No protótipo de fundo cônico, observa-se que o método de agitação e de transferência do lodo séptico é eficiente. No modo geral, todos os diâmetros apresentaram uma boa percentagem de lodo transferido, porém a bomba de 40 mm ainda se apresenta com maior eficiência no menor tempo de bombeamento.

Para os diâmetros de 40 e 50 mm, a elevação da vazão de ar trouxe uma maior eficiência na transferência. Já para os diâmetros de 60, com o aumento da Q_{ar} para 200 L/min, foi a que obteve um maior residual de lodo no protótipo após o final do bombeamento.

Na Figura 11, para a Q_{ar} de 150 l/min, fica claro que a eficiência diminui conforme aumenta o diâmetro, ocorrendo de forma mais expressiva na vazão de 200 L/min.

A maior eficiência ocorreu na bomba de 40 mm nas duas vazões de ar. Na vazão de Q_{ar} de 200 L/min a média é menor: E% 90,44. Tais resultados demonstram que o aumento da vazão de ar melhorou o tempo de bombeamento (gasto energético), porém não necessariamente aumentou a eficiência da transferência de lodo para as bombas de 50 e 60 mm.

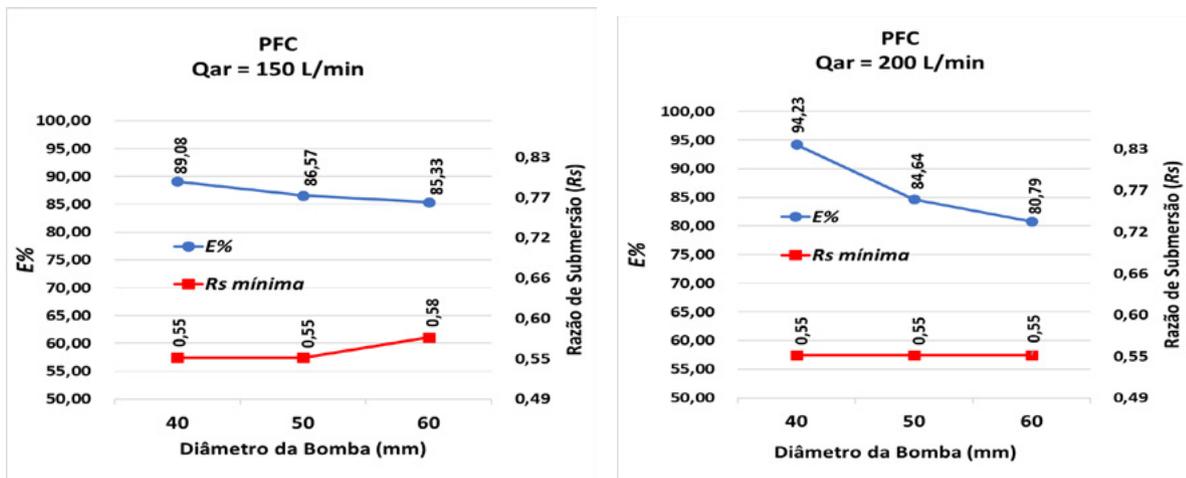


Figura 11 - Eficiência de transferência da bomba de air lift no PFC
Fonte: Autor (2022).

Porém, na bomba de diâmetro de 40 mm, ao aumentar a vazão de ar para 200 L/min, ocorreu um melhor desempenho na transferência do lodo, passando de 89% para 94,23%. Contudo, nas bombas de DN 50 e 60mm, houve uma redução na eficiência.

5 CONCLUSÕES

Como se pode constatar, a bomba *air lift* tem capacidade de transferir o lodo de excesso em digestores residenciais. Com efeito, os diâmetros estudados apresentaram bom desempenho na transferência de lodo. Porém, para vencer a tixotropia do lodo séptico é necessária a agitação simultânea do fundo do tanque no decorrer do bombeamento. Tal procedimento melhora a eficiência do processo.

É possível verificar que quanto menor o diâmetro melhor o desempenho da transferência e menor gasto energético no bombeamento.

A caracterização do lodo e o conhecimento da tixotropia foram de fundamental importância no entendimento da dinâmica do funcionamento da bomba *air lift* na transferência do lodo séptico de excesso de pequenas ETE e para o sucesso da pesquisa.

Quanto à dinâmica da bomba, é possível concluir que poderiam funcionar em duas condições: com

a razão de submersão (R_s) constante sem rebaixamento do fluido ou com rebaixamento do fluido no decorrer do tempo, que é o caso desse estudo e a situação operacional mais desfavorável.

O *air lift* tem grande potencial de incrementar os digestores de residências para a utilização na remoção do lodo anaeróbio ou o lodo séptico de excesso, pois possui construção simples e custo relativamente baixo e pode ser utilizado dentro dos tanques de forma permanente, sem preocupação com a deterioração rápida dos componentes construtivos. Mas será necessária a construção de um acoplamento de um tanque de transferência e secagem.

Uma vantagem da bomba *air lift* em relação aos limpa fossas é limitar o volume a ser transferido (apenas o lodo de excesso) não retirando todo o conteúdo do dispositivo e possibilitando a continuidade do tratamento biológico das ETE residenciais, sem a interrupção da ação bacteriológica interna.

A vantagem mais importante dos sistemas *air lift*, como uma bomba, é a ausência de partes móveis, que permite operações praticamente sem manutenção mecânica no sistema de tratamento.

Sugerem-se investigações sobre a possibilidade de automação do dispositivo de agitação e a possibilidade de uso em lodos de várias origens.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Investigação, Metodologia, Redação - Primeira versão: Araújo E.C.; **Orientação & Investigação:** Mendonça NM; **Conceitualização - Supervisão:** Teixeira LCGM; **Revisão:** Russo MT

7 REFERÊNCIAS

- AHMED, W. H. et al. Air injection methods: The key to a better performance of airlift pumps. *Experimental Thermal and Fluid Science*, v. 70, p. 354–365, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.expthermflusci.2015.09.022>
- ALCÂNTARA, G. P. et al. Utilização de lodo anaeróbio de estação de tratamento de esgoto na produção de mudas de ipê roxo (*tabebuia avellanedae*). *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, v. 13, n. 1, p. 188–201, 2020. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.1.64736>
- AZEVEDO, M. B. **Estudos Experimentais da Ascensão de Bolhas de Taylor Individuais em Tubos Verticais e Ligeiramente Inclinados**. 2016. Tese (Doutorado em Energia Nuclear) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016. http://antigo.nuclear.ufrj.br/DScTeses/2016/tese_marcos_Bertrand.pdf
- AZEVEDO, M. B.; FACCHINI, J. L. H.; SU, J. Experimental study of single Taylor bubbles rising in vertical and slightly deviated circular tubes. *Experimental Thermal and Fluid Science*, v. 116, mar./, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.expthermflusci.2020.110109>
- BAUDEZ, J. C. et al. **The rheological behaviour of anaerobic digested sludge**. *Water Research*, v. 45, n. 17, p. 5675–5680, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.035>
- CARVALHO, E. H.; ANDREOLI, C. V. (org.). **Lodos de fossa e tanque séptico: orientações para a definição de alternativas de gestão e destinação**. [s.l.] ABES, 2015.
- CHISHOLM, D. Prediction of the performance of air-lift pumps. *International Journal of Heat and Fluid Flow*, v. 3, n. 3, p. 149–152, 1982. [https://doi.org/10.1016/0142-727X\(82\)90061-3](https://doi.org/10.1016/0142-727X(82)90061-3)
- CORDEIRO, B. S. **A gestão de lodos de fossas sépticas: uma abordagem por meio da análise multiobjetivo e multicritério**. p. 143, 2010. <https://repositorio.unb.br/handle/10482/7163>
- DEENDARLIANTO et al. Experimental investigation on the flow behavior during the solid particles lifting in a micro-bubble generator type airlift pump system. *Case Studies in Thermal Engineering*, v. 13, dez./, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.csite.2018.100386>
- FÜREDER, K., SVARDAL, K., KRAMPE, J., & KROISS, H. (2018). Rheology and friction loss of raw and digested sewage sludge with high TSS concentrations: a case study. *Water Science and Technology*, v. 2017, n. 1, p. 276–286, 2018. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.111>
- GARRIDO, A. M. **Estudo de escoamentos bifásicos gás-líquido em simulação computacional**. [s.l.] Instituto de Engenharia Nuclear, Rio de Janeiro, 2018. <http://carpedien.ien.gov.br:8080/handle/ien/2203>
- JONES, W. D. **Method of and apparatus for pumping liquids**. United States Patent Office, US No 113074, USA, 1918. <https://patents.google.com/patent/US2609668A/en>
- KHALIL, MF et al. Effect of air injection method on the performance of an air lift pump. *International Journal of calor and fluid flow*, v. 20, n. 6, p. 598–604, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0142-727X\(99\)00051-X](https://doi.org/10.1016/S0142-727X(99)00051-X)
- KIM, S. H.; SOHN, C. H.; HWANG, J. Y. **Effects of tube diameter and submergence ratio on bubble pattern and performance of air-lift pump**. *International Journal of Multiphase Flow*, v. 58, p. 195–204, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ijmultiphaseflow.2013.09.007>
- LIGUS, G. et al. A new method of selecting the airlift pump optimum efficiency at low submergence ratios with the use of image analysis. *Energies*, v. 12, n. 4, 2019. <https://doi.org/10.3390/en12040735>
- LIU, Gang-Jin; DENG, Liang-Wei. Rheological properties of anaerobic sludge. *Environmental Technology Reviews*, v. 6, n.1, p. 199–208, 2017. <https://doi.org/10.1080/21622515.2017.1404138>
- RATKOVICH, N., HORN, W., HELMUS, F. P., ROSENBERGER, S., NAESSENS, W., NOPENS, I., & BENTZEN, T. R. Activated sludge rheology: a critical review on data collection and modelling. *Water research*, v. v. 47, n, p. 463–482, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.021>
- ROSA, A. P. et al. li-407-Remoção De Matéria Orgânica E Sólidos Tratando De Esgoto Sanitário Com Tecnologias Anaeróbias. *ATENA*, n. 1, p. 1–7, 2011. <https://saneamentobasico.com.br/wp-content/uploads/2018/12/II-407.pdf>
- SANTOS, A. B. **Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais**. Fortaleza: Im - prece, 2019. <https://repositorio.ufba.br/handle/ri/30629>
- TIGHZERT, H. et al. Effect of submergence ratio on the liquid phase velocity, efficiency and void fraction in an air-lift pump. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, v. 110, p. 155–161, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.petrol.2013.08.047>
- VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. vol. 1: princípio do tratamento biológico de águas residuárias. UFMG, 2005.
- WAHBA, E. M. et al. On the Performance of Air-Lift Pumps: From Analytical Models to Large Eddy Simulation. *Journal of Fluids Engineering*, Transactions of the ASME, v. 136, n. 11, 2014. <https://doi.org/10.1115/1.4027473>
- WOLSKI, P. **Rheological parameters of digested sludge**. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, p. v. 19, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.035>

Pré-dimensionamento de válvulas de alívio a partir do cálculo de volume expulso de água durante transitório hidráulico

Pre-sizing of pressure relief valves from calculating volume of water expelled during hydraulic transients

• **Data de entrada:**
10/08/2022

• **Data de aprovação:**
29/08/2022

Lucas Florêncio da Cunha Teixeira^{1*} | José Paulo da Silveira Neto¹ |
Vicente de Castro Sanders Neto¹ | Bruno Araújo Paiva¹ | João Marcelo Costa Barbosa¹ |
Marco Aurelio Holanda de Castro¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.050>

ORCID ID

Teixeira LFC  <https://orcid.org/0000-0002-7964-4970>
Silveira Neto JP  <https://orcid.org/0000-0002-4392-4102>
Sanders Neto VC  <https://orcid.org/0000-0002-1106-0880>

Paiva BA  <https://orcid.org/0000-0002-6971-6184>
Barbosa JMC  <https://orcid.org/0000-0003-0559-0516>
Castro MAH  <https://orcid.org/0000-0001-5134-7213>

Resumo

Este trabalho tem por objetivo verificar a viabilidade da adoção de determinados diâmetros de válvula de alívio para algumas configurações de adutora durante eventos de parada de bomba e posterior golpe de aríete. Para isso, adotou-se a modelagem computacional do transiente hidráulico a partir do UFC 7, que utiliza o Método das Características e o modelo de Cavidade de Gás Livre Discreto com celeridade variável, e da válvula de alívio por meio do uso da equação da vazão através do orifício e das curvas de abertura e fechamento da válvula proposta por Bell et al. (2020), com adaptações para evitar sobrepressões secundárias. Os resultados obtidos foram ilustrados por meio de três configurações distintas de adutoras, em que foram exibidas as envoltórias de pressão e os gráficos de volume disponível nas tubulações ao longo do tempo. A partir destes, verificou-se que diâmetros elevados de válvula de alívio promovem o esvaziamento total da água existente na adutora, o que na prática é impossível de ocorrer. Assim, pode-se propor a adoção de diâmetros ideais para cada caso, também sendo observado o critério de geração de sobrepressões secundárias. Ademais, foram testados mais oito casos e, a partir de algumas combinações dos dados de entrada destas adutoras, foi proposta uma equação para pré-dimensionamento da válvula de alívio. Sugere-se, então, que essa equação seja testada em casos distintos para averiguar se, de fato, cumpre a função pretendida.

Palavras-chave: Válvulas de Alívio. Transitórios Hidráulicos. Método das Características. Pré-dimensionamento.

Abstract

This paper aims at evaluating the feasibility of adopting certain diameters for pressure relief valves for some water pipelines' setups during pump shut-off events and water hammer. For that, the computational modeling of hydraulic transients from UFC 7 was adopted, which uses Method of Characteristics and Discrete Gas Cavity Model with unsteady wave speed, and of pressure relief valve by using both the equation of flow through an orifice and the valve opening and closing curves proposed by Bell et al. (2020), with modifications for avoiding secondary overpressures. The obtained results were the pressure envelopes and the graphics of volume available in the pipes over time for three

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

* **Autor correspondente:** lucasfengcivil@gmail.com.

different pipelines' setups. From them, it was verified that high diameters of pressure relief valves provide the full emptying of existing water in the pipeline, which is impossible to happen in practical matters. Therefore, the ideal pressure relief valve diameter was proposed for each case, also by observing the generation of secondary overpressures criterion. Besides, other eight cases were tested and, from a few combinations of these pipelines' input data, a pre-sizing equation for pressure relief valve was proposed. So, it is suggested that equation is tested in different scenarios in order to check if it fulfills its purpose.

Keywords: Pressure Relief Valves. Hydraulic Transients. Method of Characteristics. Pre-sizing.

1 INTRODUÇÃO

Os sistemas de adução hidráulica e distribuição de água devem apresentar segurança durante a operação e no controle de pressões e vazões. O golpe de aríete é um fenômeno que pode alterar essa condição, ao elevar ou reduzir brusca e rapidamente as pressões ao longo das adutoras, sendo os fenômenos mais comuns de ocasionarem essas mudanças aberturas ou fechamentos rápidos de válvulas ou desligamentos rápidos de bombas (TEIXEIRA et al., 2022). Recomenda-se, portanto, a adoção de dispositivos de alívio para atenuar essas sobrepressões e subpressões.

Um exemplo de dispositivo é a Válvula de Alívio de Pressão (Pressure Relief Valve - PRV), projetada para abrir no momento em que a pressão onde ela está instalada supera um determinado valor configurado no dispositivo (KÖPPL; FEDOSEYEV; HELMING, 2019). Esse valor normalmente é denominado pressão de abertura ou de regulação.

A abertura da válvula, nessas condições, favorece a expulsão da água, aliviando a pressão interna do sistema. Conforme sugerem Lyu et al. (2021), essa abertura deve ser feita em um curto intervalo de tempo, expulsando um volume de água suficiente para reduzir rapidamente o pico de pressão. No momento em que a pressão fica novamente abaixo da pressão de regulação, a válvula fecha. Entretanto, caso a válvula apresente fechamento muito rápido, podem ser geradas

sobrepressões secundárias (LYU et al., 2021), originadas do choque da coluna líquida com o dispositivo de fechamento da válvula.

Uma outra questão é a seleção do diâmetro da válvula de alívio. A válvula opera conforme a equação da vazão através do orifício (BARBOSA; CASTRO, 2014; CHAUDRY, 2014), que depende diretamente da área de abertura do orifício. Caso seja adotada uma válvula de diâmetro muito grande, pode haver interferências diretas na vazão que sai através da válvula. Nesses casos, pode ocorrer o esvaziamento total da água existente na adutora, tornando o modelo fisicamente impossível, já que o volume total de água não deve ser inferior ao volume que sai pela válvula durante o transiente.

Portanto, o presente trabalho tem como objetivo realizar a simulação do transiente hidráulico através do Sistema UFC - Módulo 7 (FERREIRA; BARBOSA; CASTRO, 2015; BARBOSA; CASTRO, 2014; SANDERS NETO; BARBOSA; CASTRO, 2019; TEIXEIRA et al., 2022) para averiguar, numericamente, se a adoção de diâmetros muito grandes para a válvula de alívio gera valores negativos de volume ao longo do tempo do fenômeno transiente. Além disso, também é proposta uma equação de pré-dimensionamento do diâmetro da válvula para evitar essa situação.

2 METODOLOGIA

2.1 Modelagem Numérica e Computacional

O método numérico implementado computacionalmente e adotado neste trabalho é o Método das Características (MOC), cujo desenvolvimento das equações características positiva e negativa foi desenvolvido por Chaudhry (2014). O método consiste em uma série de cálculos iterativos no decorrer do tempo e que parte, inicialmente, das condições do regime permanente da adutora simulada. O MOC, aplicado às equações do momento e da continuidade, determina a carga piezométrica e vazão em todos os passos de tempos considerados na simulação (BARBOSA; CASTRO, 2014; SANDERS NETO; BARBOSA; CASTRO, 2020).

Durante a realização deste trabalho, observou-se que a adoção da válvula de alívio com o modelo clássico do MOC apresentou alguns erros numéricos, devido principalmente a subpressões excessivas que surgiram em alguns casos. Dessa forma, para que esse problema fosse contornado, incorporou-se ao MOC o modelo de Cavidade de Gás Livre Discreto (DGCM) com celeridade variável proposto por Nguyen (2009), implementado com incorporação da dilatação do gás no UFC

7 por Paiva et al. (2021). Esse modelo se adequou melhor às simulações por limitar a subpressão à pressão atmosférica, evitando esse problema.

Assim, a condição de contorno da válvula de alívio é dada pela Eq. 1 (BARBOSA; CASTRO, 2014; CHAUDRY, 2014):

$$Q_{P_v} = C_d A_v \alpha \sqrt{2g(H_{P_{i,n+1}} - z_o)} \quad (1)$$

Sendo Q_{P_v} a vazão expurgada pela válvula a cada passo de tempo [L^3T^{-1}]; C_d o coeficiente de descarga da válvula; A_v a área de abertura da válvula [L^2]; α a fração de abertura da válvula (em função da pressão na válvula); g a aceleração da gravidade [LT^{-2}]; $H_{P_{i,n+1}}$ a carga piezométrica na seção (i,n+1) [L], imediatamente anterior ao nó da válvula; e z_o a cota da seção da válvula [L].

O coeficiente α é obtido a partir da adoção da função de abertura e fechamento da válvula “Spring Loaded (Liquid)”, presente no estudo realizado por Bell et al. (2020). Foram feitas algumas modificações nessa função devido aos testes realizados de forma a evitar fechamentos bruscos na válvula, o que gera os problemas de sobrepressão relatados anteriormente.

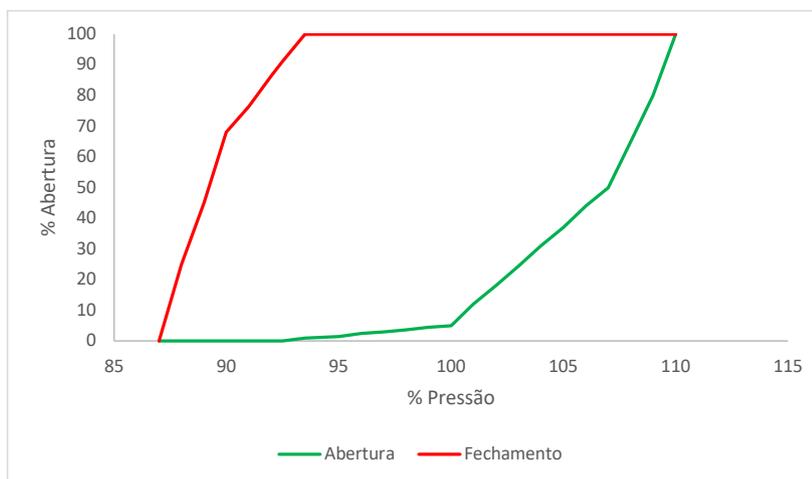


Figura 1 - Função de abertura e fechamento da válvula de alívio de pressão.

Fonte: Adaptado de Bell et al. (2020).

A “% Pressão” no gráfico acima representa a razão entre a pressão máxima transiente e a pressão de abertura da válvula, e a “% Abertura” corresponde ao coeficiente α . A interpretação da Fig. 1 deve ser realizada da seguinte maneira: a válvula inicia a sua abertura e fechará se atingir um valor de “% Pressão” maior ou igual a 110%. Se esse valor não for atingido, a válvula irá se manter com “% Abertura” constante, correspondente ao valor máximo de “% Pressão” obtido durante o regime transiente na curva de abertura, expurgando a água da adutora até que a “% Pressão” seja equivalente a algum valor correspondente à curva de fechamento. Desse ponto em diante, “% Abertura” irá se comportar conforme a curva de fechamento da Fig. 1.

2.2 Obtenção dos volumes durante o transiente hidráulico

Para a obtenção do volume que sai da válvula de alívio durante o transiente, consideraram-se os momentos em que a válvula se manteve aberta e o valor de vazão retirado durante esse espaço de tempo. Portanto, a Eq. 2 ilustra o volume expulso pela válvula de alívio durante o transitório hidráulico.

$$V_{valv} = \sum Q_{P_v} \Delta t \quad (2)$$

Em que V_{valv} é o volume total retirado pela válvula de alívio [L^3]; Q_{P_v} é a vazão que sai pela válvula de alívio em cada passo de tempo [L^3T^{-1}]; e Δt é o passo de tempo adotado na simulação [T]. Como a análise é discretizada por passo de tempo, ao final da simulação, realizando-se o somatório de todos os instantes em que a válvula se manteve aberta durante o tempo total considerado, obtém-se o volume total expurgado pela válvula.

No caso da adutora, por se tratar de conduto forçado, ou seja, a água ocupar toda a seção transversal das tubulações, considerou-se que seu volume total é dado pela Eq. 3:

$$V_{total_adutora} = \sum_{i=1}^n L_i A_i \quad (3)$$

Onde $V_{total_adutora}$ corresponde ao volume total de água presente em toda a adutora [L^3]; L_i é o comprimento de cada um dos trechos [L]; A_i é a área da seção transversal de cada trecho [L^2]; e n é a quantidade de trechos presentes na adutora. Para a obtenção das áreas, foi adotado o diâmetro interno das tubulações.

Portanto, para realizar o estudo proposto, obtém-se o volume disponível subtraindo-se os dois volumes obtidos anteriormente, conforme Eq. 4, de forma a verificar se a válvula de alívio expulsaria mais água do que aquela presente na adutora.

$$V_{disp} = V_{total_adutora} - V_{valv} \quad (4)$$

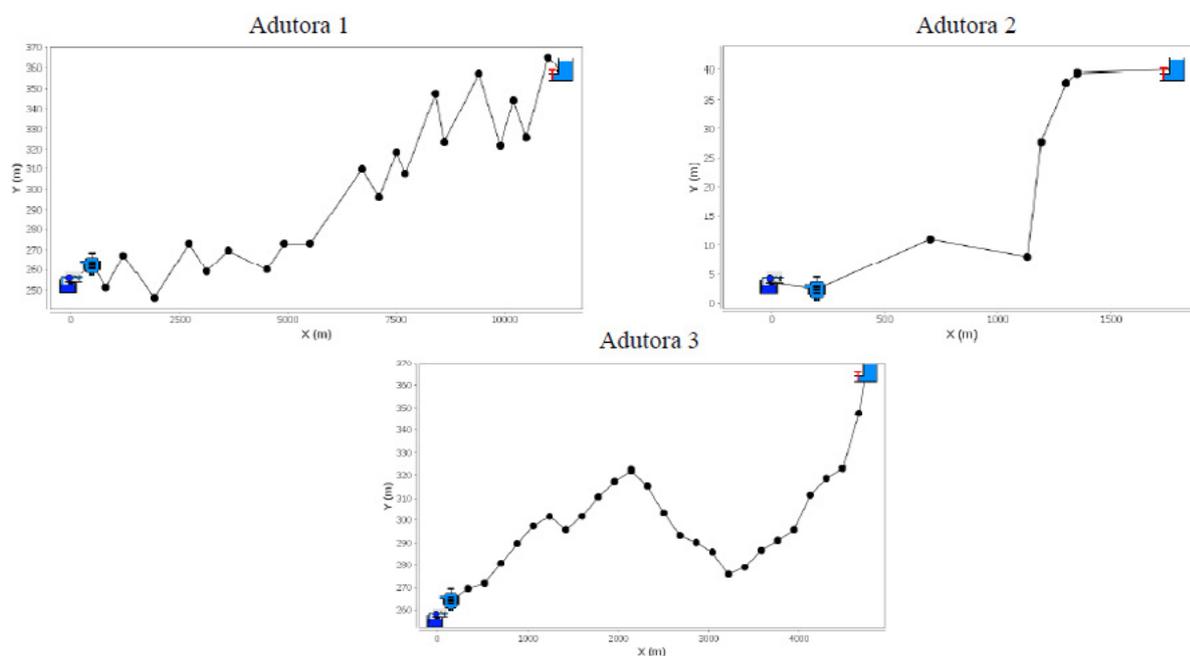
2.3 Simulações da válvula de alívio no UFC 7

Procedeu-se com as simulações do transitório hidráulico por meio do UFC 7, sempre com a situação de parada de bomba. Segundo Lyu et al. (2021), a válvula de alívio normalmente é posicionada na seção logo a jusante da bomba devido à baixa elevação da tubulação e alta pressão nesse ponto. Portanto, em todos os testes realizados, essa foi a posição adotada para a válvula.

As adutoras selecionadas para ilustrar as simulações deste trabalho são: Adutora 1 (Adutora com ferro), composta de Ferro Fundido K7 JTI; Adutora 2 (Adutora Cuiá), cujas tubulações apresentam PVC DEFoFo como material constituinte; e Adutora 3 (Adutora da Bacia Leiteira Alagoas), constituída de tubulações de aço. As informações da Tabela 1 foram utilizadas como dados de entrada para a simulação do transiente hidráulico das adutoras e suas representações esquemáticas encontram-se na Fig. 2.

Tabela 1 - Dados de entrada das simulações.

	Adutora 1	Adutora 2	Adutora 3
Comprimento total (m)	11.300,00	1.770,00	4.740,00
Vazão inicial (m ³ /s)	0,016	0,101	0,800
Momento de inércia do conjunto motobomba (m ⁴)	0,900	3,559	7,510
Rendimento da bomba	0,48	0,73	0,80
Altura manométrica total (m)	190,00	53,00	129,33
Rugosidade das tubulações (mm)	0,2600	0,0015	0,0450
Rotação do rotor (rpm)	3.550	1.750	1.750
Diâmetro da tubulação (mm)	150	300	700
Espessura da tubulação (mm)	5,20	13,10	5,60
Módulo de Elasticidade (GPa)	172,00	3,00	206,00
Coefficiente de Poisson	0,28	0,38	0,27
Celeridade estimada (m/s)	1.279,80	362,10	978,13
Pressão de Abertura da Válvula (mca)	180,00	60,00	140,00

**Figura 2** - Representação esquemática dos perfis longitudinais das adutoras simuladas no UFC 7.

Os volumes disponíveis foram comparados com alguns diâmetros diferentes de válvula para cada uma das adutoras, a depender dos resultados obtidos. Levou-se em conta, além da questão do volume, que a válvula ideal para cada situação é aquela em que não ocorrem sobrepressões secundárias, algo que foi observado nos trechos próximos ao reservatório de jusante e no trecho a montante da válvula de alívio.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Adutora 1

Na simulação da Adutora com ferro, foram comparados os resultados de volume disponível ao longo do tempo para os DN da válvula de alívio de 25 mm, 50 mm, 150 mm e 250 mm. A Fig. 3 ilustra o resultado obtido.

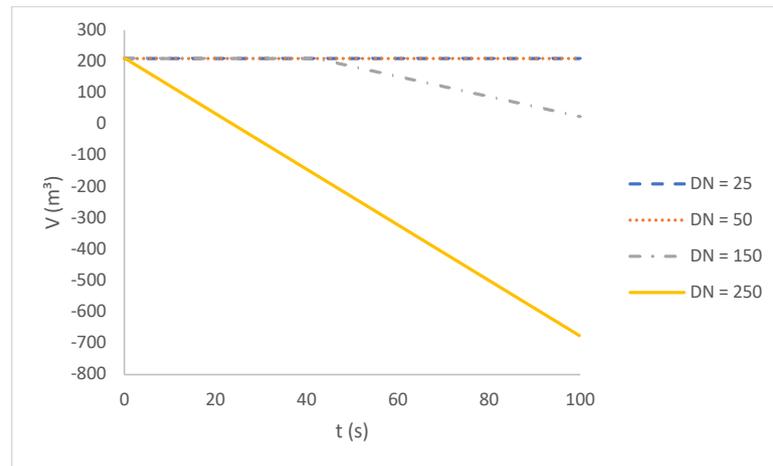


Figura 3 - Volumes disponíveis na Adutora 1 para quatro DN de válvulas de alívio.

Para DN de 150 mm, há uma variação considerável no volume disponível a partir de aproximadamente 42 segundos de simulação. O volume disponível, ao fim da simulação, chega aproximadamente a zero. Esse comportamento pode justificar os erros numéricos observados na envoltória de sobrepressões ao gerar esse resultado no UFC 7. Esse problema é ainda mais acentuado quando é adotado o DN de 250 mm, cujo volume disponível varia consideravelmente desde o início da simulação, chegando a valores negativos a partir de aproximadamente 22 segundos, algo que não ocorre na prática.

Observa-se que para DN de 25 mm e 50 mm, praticamente não há diferenças de volumes disponíveis na adutora (Fig. 3). Entretanto, em termos de envoltórias de pressão, apesar de a válvula de 50 mm proporcionar um alívio maior, considerou-se que a válvula ideal para essa adutora é a de 25 mm, uma vez que não ocorrem os problemas de sobrepressão secundária que ocorrem próximos ao reservatório de jusante, conforme pode ser observado na Fig. 4. A válvula de alívio, em todas as simulações, não interferiu nas envoltórias de subpressão.

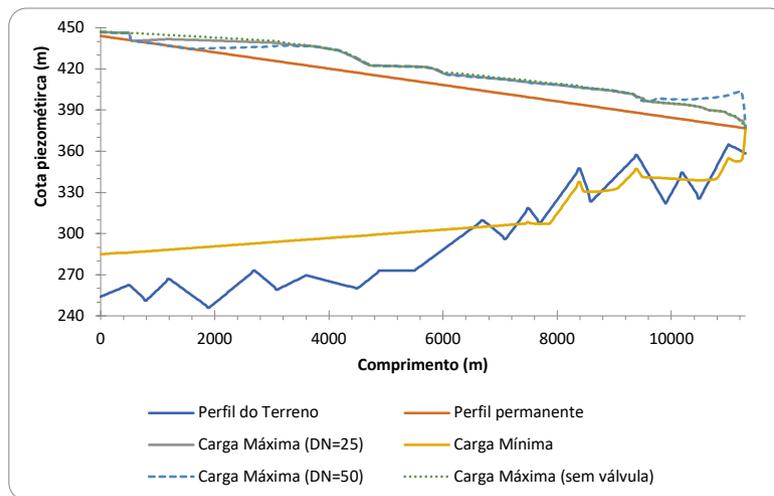


Figura 4 - Comparação das envoltórias máximas na Adutora 1 para os DN de 25 mm e 50 mm da válvula de alívio e para a situação sem válvula de alívio.

3.2 Adutora 2

Para a segunda simulação deste trabalho, foram comparados os volumes disponíveis adotando-se

válvula de alívio com os DN de 50 mm, 100 mm, 250 mm e 300 mm, conforme Fig. 5.

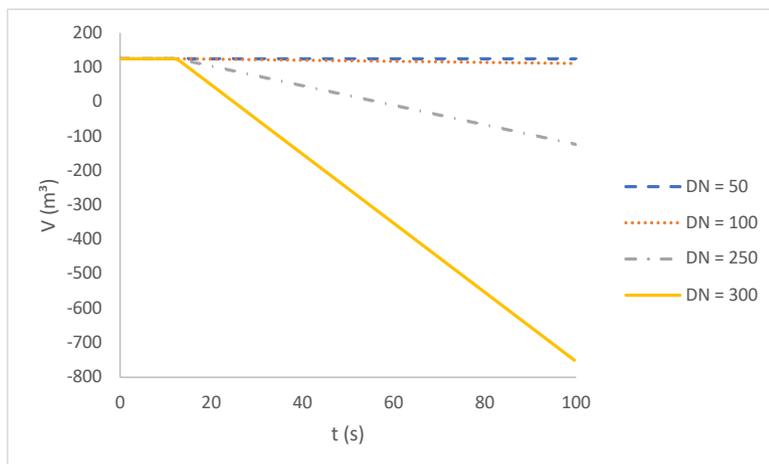


Figura 5 - Volumes disponíveis na Adutora 2 para quatro DN de válvulas de alívio.

Para os DN de 250 mm e 300 mm, ocorre uma variação considerável de volume disponível a partir de aproximadamente 15 segundos após a parada da bomba. Os valores, então, tornam-se cada vez menores à medida que ocorre a simulação e chegam a se tornar negativos, o que não acontece na prática.

Para os DN de 50 mm e 100 mm, praticamente não ocorrem diferenças de volumes disponíveis

na tubulação ao longo do tempo. Entretanto, em termos de envoltórias obtidas, observa-se que a válvula de 50 mm é aquela considerada ideal para evitar os problemas de sobrepressão secundárias que ocorrem a montante da válvula de alívio, conforme Fig. 6. A válvula de alívio não interferiu nas envoltórias de subpressões em nenhuma das simulações.

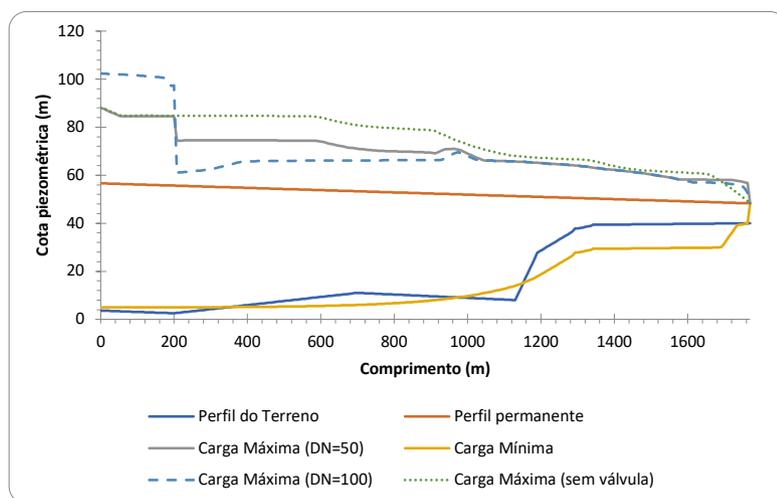


Figura 6 - Comparação das envoltórias máximas na Adutora 2 para os DN de 50mm e 100 mm da válvula de alívio e para a situação sem válvula de alívio.

3.3 Adutora 3

A terceira simulação deste trabalho foi realizada com comparação dos volumes disponíveis após

a inserção de válvulas de alívio com os DN de 50 mm, 100 mm, 150 mm, 200 mm e 700 mm, gerando a Fig. 7.

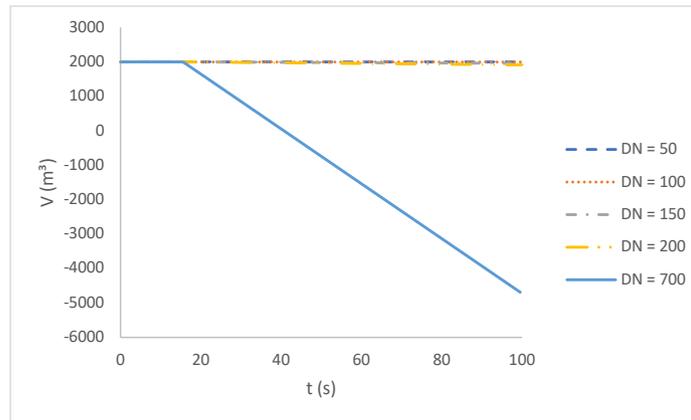


Figura 7 - Volumes disponíveis na Adutora 3 para variados DN de válvulas de alívio.

Pelo fato de a Adutora 3 apresentar tubulação de 700 mm, o volume total da adutora aproxima-se de 2000 m³. Isso reflete no total de água retirado pelas válvulas de alívio, que começa a ser notável somente para diâmetros de válvula bem maiores que aqueles testados nas Adutoras 1 e 2. No caso de válvula com o DN de 700 mm, o volume disponível começa a decrescer após 18 segundos de simulação e torna-se negativo após 40 segundos, o que não ocorre *in loco*.

Em termos de envoltórias de pressão, considera-se que a válvula com o DN de 50 mm é a ideal

para essa adutora, pelo fato de não proporcionar sobrepressões devido ao fechamento brusco do orifício extravasor. Para a válvula de DN de 100 mm, ocorrem sobrepressões próximas ao reservatório de jusante. Para as válvulas acima desse valor, as sobrepressões foram observadas a montante da válvula de alívio. Uma outra possibilidade de ocorrer este problema de sobrepressões, no caso da Adutora 3, é o fato de ela apresentar uma vazão inicial maior que as demais simuladas. A Fig. 8 ilustra as envoltórias obtidas.

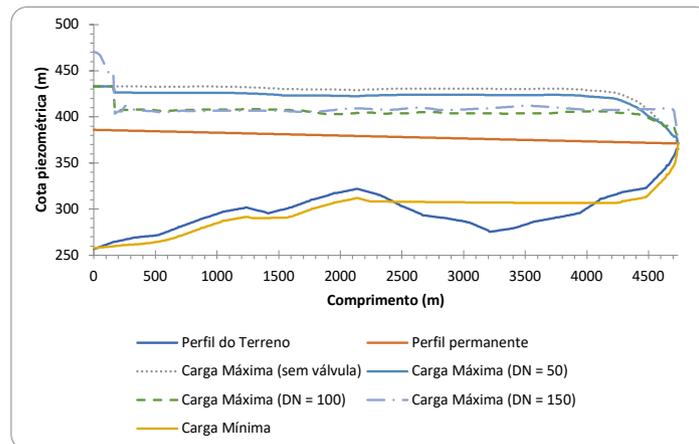


Figura 8 - Comparação das envoltórias máximas na Adutora 3 para os DN de 50 mm, 100 mm e 150 mm da válvula de alívio e para a situação sem válvula de alívio.

3.4 Proposição de equação para pré-dimensionamento da válvula de alívio

Para além dos três casos demonstrados nos itens anteriores, oito adutoras distintas foram simuladas. De forma semelhante à demonstrada

previamente, a válvula de alívio ideal para cada situação foi selecionada. Para acoplar todos os resultados obtidos, foi gerada a Tabela 2, em que Δz representa a diferença de cotas entre o primeiro e último pontos de cada adutora.

Tabela 2 - Escolha da válvula de alívio para cada adutora testada.

Adutora testada	DN adutora (mm)	DN válvula (mm)	L_{total} (m)	Δz (m)	$\frac{\Delta z}{L_{total}}$
Adutora da Bacia Leiteira Alagoas DIM-AAB	700	50	4.740,00	108,67	0,023
Adutora PD	500	50	9.356,93	66,03	0,007
Entrada EE1-RA – UFC62	500	50	3.980,00	129,00	0,032
Adutora Alto Serto Alagoas – AAT-2.1	450	50	3.720,00	66,00	0,018
Alto Teste	450	50	3.701,70	64,78	0,018
Adutora Cuiá	300	50	1.770,00	36,39	0,021
Pedra Redonda – AAT-1B_EE	250	32	2.100,00	60,80	0,029
Nova Entrada EE5-EE6 – UFC6 – Ctran	200	40	1.580,00	113,05	0,072
Adutora com ferro	150	25	11.300,00	104,50	0,009
Adutora Alcântara	150	25	676,04	14,28	0,021
Pedra Redonda AAT-5.2B EE	100	25	5.020,00	79,40	0,016
Celeridade estimada (m/s)	1.279,80	362,10	978,13		
Pressão de Abertura da Válvula (mca)	180,00	60,00	140,00		

Empiricamente, foram testadas algumas combinações de variáveis que pudessem resultar em uma equação que permitisse que o UFC 7 automaticamente indicasse para o usuário a válvula de alívio que não cause os problemas numéricos relatados neste trabalho. A relação que cumpriu esse propósito é a Eq. 5, obtida por meio de regressão linear simples entre os parâmetros $\frac{\Delta z}{L_{total}}$ e $DN_{válvula}$.

Para $D_{Nadutora} > 250$ mm $\rightarrow DN_{válvula} = 50$ mm

Para $D_{Nadutora} \leq 250$ mm $\rightarrow DN_{válvula} = 258,82 \cdot \frac{\Delta z}{L_{total}} + 24,807$ (5)

Com o valor obtido com a equação para DN menor que 250 mm, o algoritmo desenvolvido atribui o valor de DN para o menor valor comercial mais próximo, dentro da lista de diâmetros de válvula de alívio existente na biblioteca do UFC 7.

4 CONCLUSÕES

As simulações realizadas neste trabalho demonstram que o pré-dimensionamento que proporciona a escolha da válvula de alívio para proteção da bomba e das tubulações deve ser realizado com precaução. A equação sugerida para esse pré-dimensionamento foi obtida de forma empírica e advém de testes realizados a partir das variáveis consideradas para a simulação do transiente hidráulico. Para as adutoras testadas, essa equação se ajustou e atendeu ao propósito de seleção da válvula que simultaneamente cumpriu a função de alívio de sobrepensões, mas que não gerasse sobrepensões secundárias devido ao fechamento brusco do orifício de extravasão. Infere-se, entretanto, que devem ser feitas simulações com dados distintos dos aqui testados para de fato averiguar se a equação proposta cumpre a função pretendida.

Em todas as adutoras testadas, pelo fato de a válvula de alívio obedecer à equação da vazão através do orifício, a partir de determinado diâmetro ocorrem problemas de esvaziamento excessivo da água existente inicialmente nas tubulações e, em alguns casos, esse volume se torna negativo, gerando um erro conceitual. Isso destaca, novamente, a importância do pré-dimensionamento adequado para cada caso, pois, de outra forma, a válvula de alívio não conseguirá cumprir a sua função de proteção contra o golpe de aríete.

5 AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio e financiamento desta pesquisa. Ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental e ao Laboratório de Hidráulica Computacional (LAHC), pelo suporte técnico.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Resumo: Teixeira LFC; **Introdução:** Teixeira LFC; **Materiais e Métodos:** Teixeira LFC, Neto JPS, Sanders Neto VC e Paiva BA; **Resultados e Discussões:** Teixeira LFC, Neto JPS, Sanders Neto VC e Paiva BA; **Conclusões:** Teixeira LFC; **Redação – Primeira versão:** Teixeira LFC; **Redação – Revisão & Edição:** Neto JPS, Sanders Neto VC, Paiva BA, Barbosa JMC e Castro MAH; **Infraestrutura:** Castro MAH.

7 REFERÊNCIAS

BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. de. Modelagem computacional da válvula antecipadora de onda como mecanismo de alívio para o

golpe de aríete. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 2, p. 101-114, 2014. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n2.p101-114>.

BELL, C.; MOTTAGHI-TABAR, S.; MACFARLAN, K.; QUIROGA, V. Relief valve opening characteristic curves now supported in the Symmetry* process software platform. *Schlumberger*, 2020.

CHAUDHRY, M. H. *Applied Hydraulic Transients*. 4ª Edição, Columbia, South Carolina, USA: Springer, 2014.

FERREIRA, Fábio Eduardo Franco Rodrigues; BARBOSA, João Marcelo Costa; CASTRO, Marco Aurélio Holanda de. Modelagem computacional do Golpe de Aríete em condutos plásticos. *Revista DAE*, [S.L.], v. 64, n. 202, p. 20-31, 2016. *Revista DAE*. <https://doi.org/10.4322/dae.2015.008>.

KÖPPL, T.; FEDOSEYEV, M.; HELMING, R. Simulation of surge reduction systems using dimensionally reduced models. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 145, n. 1, p. 04018079, 2019. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0001553](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001553).

LYU, J.; ZHANG, J.; WANG, X.; XU, T. A combined water hammer protective method for optimizing the volume of the air vessel in water supply systems. *AQUA - Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, v. 70, n. 8, p. 1217-1230, 2021. <https://doi.org/10.2166/aqua.2021.059>.

NGUYEN, D. T. *Fluid Transients in Complex Systems with Air Entrainment*. 2009. 161 f. Tese (Doutorado) – National University of Singapore, Singapore, 2009.

PAIVA, B. A.; SANDERS NETO, V. C.; BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. de. Modelagem computacional do golpe de aríete em adutoras considerando a cavitação no fluido com a fração de vazão. *Revista DAE*, v. 69, n. 233, p. 217-228, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.088>.

SANDERS NETO, V. C.; BARBOSA, J. M. C.; CASTRO, M. A. H. de. Análise do efeito do golpe de aríete numa adutora com uma junção de ramificação. *Revista DAE*, v. 68, n. 225, p. 135-148, 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.058>.

TEIXEIRA, Lucas Florêncio da Cunha; SANDERS NETO, Vicente de Castro; PAIVA, Bruno Araújo; BARBOSA, João Marcelo Costa; CASTRO, Marco Aurélio Holanda de. Efeito da entrada superior em reservatórios de jusante durante transitório hidráulico em adutoras de distribuição de água. *Revista DAE*, [S.L.], v. 70, n. 237, p. 6-18, 5 jul. 2022. *Revista DAE*. <http://dx.doi.org/10.36659/dae.2022.047>.

Remoção da citotoxicidade no ensaio de atividade estrogênica (YES) para amostras de sedimento lagunar: Métodos de extração e efeito matriz

Cytotoxicity removal in the estrogenic activity assay (YES) for lagoon sediment samples: Extraction methods and matrix effect

- **Data de entrada:** 03/03/2020
- **Data de aprovação:** 05/09/2022

Louise da Cruz Felix^{1*} | Allan dos Santos Argolo¹ | Giselle Gomes³ | Ana Dalva de Oliveira Santos² | Danieli Lima da Cunha² | Marília Teresa Lima do Nascimento² | Estefan Monteiro da Fonseca² | José Antônio Baptista Neto² | Daniele Maia Bila¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.051>

ORCID ID

Felix LC  <https://orcid.org/0000-0002-3497-8598>
Argolo AS  <https://orcid.org/0000-0001-7010-695X>
Gomes G  <https://orcid.org/0000-0001-7067-8739>
Santos ADO  <https://orcid.org/0000-0002-6294-6833>

Cunha DL  <https://orcid.org/0000-0002-0721-1447>
Nascimento MT  <https://orcid.org/0000-0003-2400-0067>
Fonseca EM  <https://orcid.org/0000-0002-9990-9681>
Baptista Neto JA  <https://orcid.org/0000-0002-3638-4435>
Bila DM  <https://orcid.org/0000-0002-7988-0893>

Resumo

A poluição de sistemas aquáticos com contaminantes emergentes é uma crescente preocupação. Dentre estes, os desreguladores endócrinos (DE) são substâncias que podem alterar o sistema endócrino de seres vivos até em baixas concentrações. Suas características físico-químicas indicam afinidade com matéria orgânica, sendo relevante o estudo de sedimentos. A atividade estrogênica pode ser avaliada pelo ensaio *in vitro* YES, porém matrizes ambientais complexas podem apresentar citotoxicidade e interferir no resultado do ensaio. Este estudo objetivou avaliar métodos de preparo de amostras de sedimento utilizando extração em fase sólida para remoção de compostos citotóxicos no ensaio *in vitro* YES. O uso isolado de EDTA para remoção de metais não foi eficiente para reduzir a citotoxicidade, enquanto a remoção foi completa com o cartucho SAX. Conclui-se que o uso combinado de cartuchos foi a técnica mais viável para a avaliação da atividade estrogênica de amostras de sedimento com ensaio YES.

Palavras-chave: Sedimento. Atividade estrogênica. Efeito matriz. Citotoxicidade. Ensaio YES.

Abstract

*Pollution of aquatic systems with emerging contaminants is a growing concern. Among these, endocrine disruptors (EDC) are substances that can alter the endocrine system of living beings even at low concentrations. Its physicochemical characteristics indicate affinity with organic particles, being relevant the study of sediments. Estrogenic EDCs can be evaluated with the *in vitro* YES assay, but complex environmental matrices can be cytotoxic and interfere with the assay. This study aimed to evaluate sediment sample preparation methods using solid phase extraction to remove*

¹ Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) - Rio de Janeiro - Rio de Janeiro - Brasil.

² Universidade Federal Fluminense (UFF) - Niterói - Rio de Janeiro - Brasil.

³ Universidade de Aveiro - Campus Universitário de Santiago- Aveiro - Portugal.

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

cytotoxic compounds in the in vitro YES assay. The isolated use of EDTA for metal removal was not efficient to reduce cytotoxicity, while the SAX cartridge showed good results. It was concluded that the combined use of cartridges was the most viable technique for evaluating the estrogenic activity of sediment samples with the YES assay.

Keywords: Sediment. Estrogenic activity. Matrix effect. Cytotoxicity. YES assay.

1 INTRODUÇÃO

Os sedimentos fazem parte do ecossistema aquático, sendo considerados o resultado de interações biótica, química, física e mineralógica, e podem se comportar como depósito final de contaminantes ou como fontes de contaminação do corpo d'água por dinâmica e suspensão (ESTEVEZ, 1988). Além disso, possuem uma característica de adsorção de contaminantes, incluindo substâncias estrogênicas, devido às características físico-químicas de ambos, que podem favorecer essa interação (SCHMITT et al., 2012; LI et al., 2014). Desta forma, por sua grande afinidade a diversos contaminantes, sedimentos são tidos como uma matriz complexa para diversas metodologias analíticas.

Desreguladores endócrinos (DE) são contaminantes capazes de produzir uma disfunção no sistema endócrino de organismos vivos (BERGMAN et al., 2013). Nessa classe encontram-se as substâncias estrogênicas, que são compostos que atuam na via metabólica do receptor de estrogênio e são capazes de induzir resposta análoga à do hormônio estrógeno (BILA e DEZOTTI, 2007). Esses contaminantes são diariamente lançados no meio ambiente por diversas fontes de poluição, principalmente decorrentes de atividades domésticas, industriais e agroindustriais (AQUINO et al., 2013; BARBOSA et al., 2016), e seus valores de coeficiente de partição octanol/água (k_{ow}), potencial de dissociação iônica (pka) e coeficiente de partição para parte orgânica (k_{oc}) indicam que essas substâncias possuem uma afinidade maior com matrizes orgânicas e sólidas,

a bem dizer os sedimentos (BIRKETT e LESTER, 2003; SUN E ZHOU, 2015; YARAHMADI et al., 2018). Por isso, o estudo de contaminação desta matriz com DE se faz tão importante.

Galluba-Oehlma et al. (2012) avaliaram a presença de EDC em amostras de sedimentos coletados em 50 pontos de diferentes rios da Alemanha pelos ensaios *in vitro* *Yeast Estrogen Screen* e *Yeast Androgen Screen* (YES e YAS). Para isso, utilizou-se o método de extração com preparo de elutriado dos sedimentos por sonicação usando água ultrapura como extrator. O resultado obtido foi que seis pontos apresentaram citotoxicidade às células de levedura dos ensaios e os demais pontos apresentaram valores de EQE2 (Equivalente-estradiol) e EQT (Equivalente testosterona) abaixo do esperado para os ensaios estrogênicos e antiestrogênicos, respectivamente.

Osman et al. (2015) analisaram a presença de DE em seis pontos de água e sedimentos do rio Nilo com uso dos ensaios *in vitro* YES e YAS. Os autores adotaram a metodologia de extração com diferentes solventes em ultrassom e reportam que não observaram atividade estrogênica nas amostras de sedimentos analisadas. Contudo, as amostras de água superficial dos pontos equivalentes apresentaram resposta positiva nos ensaios propostos.

Apesar dos avanços na sensibilidade das técnicas analíticas para análise de DE, a avaliação de matrizes complexas, como sedimentos, ainda apresenta limitações (GALLUBA-OEHLMA et al., 2012 e OSMAN et al., 2015). No caso de bioensaios,

um entrave nesse tipo de estudo é a ocorrência de substâncias interferentes que podem ocasionar citotoxicidade e impedir a quantificação da atividade estrogênica da amostra (FRISCHER et al., 2009). Portanto, faz-se necessário o desenvolvimento de técnicas para reduzir ou remover os interferentes por meio de um pré-preparo da amostra a fim de isolar os analitos para a análise. Para isso, subsequentes passos de purificação dos extratos devem ser aplicados, mantendo assim a confiabilidade dos resultados e melhor desempenho dos métodos analíticos aplicáveis (bioensaios ou métodos químicos).

Em estudo realizado por Pule (2011), a remoção de interferentes em matrizes complexas foi aplicada para quantificação analítica de fármacos e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA). Fez-se uso de diferentes métodos de extração, sendo eles: ultrafiltração, diálise, extração líquido-líquido, extração de fluido supercrítico, extração em fase sólida (EFS), microextração em fase sólida, QuEChERS (acrônimo para *Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe*), extração sortiva por barra magnética e extração por imunoafinidade (no caso de matrizes biológicas). Dentre os métodos apresentados, a extração em fase sólida (EFS) foi apontada como a técnica mais predominante para uso em matrizes complexas (ambientais, farmacêuticas, bioquímicas, indústria alimentícia) e com boa eficácia. Contudo, essa técnica não foi aplicada para avaliação de DE estrogênico em sedimento.

O trabalho elaborado por Denier et al. (2009) avaliou o potencial estrogênico de cinco metais (Cd, Cu, Hg, Pb e Zn) específicos em concentrações que variaram de 954 pM a 1 mM com o ensaio YES. Para esses mesmos parâmetros, o estudo também avaliou o crescimento celular da levedura utilizada para o ensaio. O resultado obtido foi que a presença desses metais altera as quantificações do potencial estrogênico para o ensaio YES. Foi observada uma relação de

concentração dos compostos com a inibição do crescimento da levedura para os metais Cádmio, Zinco e Cobre. A presença de mercúrio em todas as concentrações avaliadas apresentou inibição do crescimento da levedura em 100%. Foi observado ainda que a quantificação do CE50 para esses ensaios também sofreu variações quando os metais estavam presentes no ensaio.

Creusot et al. (2013) avaliaram a presença de DE em água, sedimento e material particulado dissolvido em diferentes tempos de coleta. O trabalho apresentou o uso da EFS associado à limpeza com coluna C18 e sílica como uma boa possibilidade para análise de DE em sedimentos a depender de parâmetros físico-químicos determinados das amostras.

Queiroz (2011) avaliou uso do cartucho de troca iônica SAX para remoção de compostos LAS (linear alquil benzeno sulfonato de sódio) e observou que este também é capaz de remover e concentrar compostos de interesse, como bisfenol-A (BPA), 17 β -estradiol (E2) e 17 α -etinilestradiol (EE2). O autor fez uso de três metodologias, são elas: apenas o cartucho STRATA-X, apenas o cartucho SAX ou ambos os cartuchos acoplados. Extratos do cartucho X não estiveram bem definidos nas análises cromatográficas, ao passo que o cartucho SAX reteve parte dos compostos de interesse. O uso combinado de cartuchos (SAX+X) resultou em melhores quantificação e recuperação. O autor indicou a possibilidade do uso desta fase do STRATA-SAX (troca iônica forte com amina quaternária) como técnica de concentração dos compostos em amostras de esgoto.

Mediante a complexidade de detecção e quantificação de DE na matriz sedimento, este trabalho foi desenvolvido para avaliar as condições favoráveis para remoção de interferentes para a análise substâncias estrogênicas. A caracterização físico-química e de teor de metais das amostras de sedimento foi realizada para determinação

dos possíveis interferentes e posterior definição das técnicas mais apropriadas para sua remoção. Foram desenvolvidas quatro metodologias diferentes com uso combinado de técnicas de pré-preparo de amostras e com método de extração associados à limpeza dos extratos. A análise usada como ferramenta para comparação de resultados foi o ensaio *in vitro* YES (*Yeast Estrogen Screen*) para a avaliação de atividade estrogênica nas amostras de sedimento lagunares.

2 METODOLOGIA

2.1 Reagentes e materiais

O ácido clorídrico (HCl - 37% fulming) e galactopiranosídeo vermelho-β-D-clorofenol (CPRG) foram adquiridos da Merck® e ácido etileno-diaminotetracético (EDTA) da Fluka®. Todos os solventes utilizados (Metanol, Acetona e n-Hexano) foram de grau HPLC (*High Performance Liquid Chromatography Solutions*) da J.T. Backer® e a água ultrapura foi obtida a partir do Sistema Milli-Q Biocell (Millipore®).

Os cartuchos utilizados na extração em fase sólida (EFS) foram Strata-X (sorvente polimérico à base de estireno-divinilbenzeno com superfície modificada), 500 mg/6 mL da Phenomenex® e Strata-SAX (sorvente à base de sílica), 500 mg/6 mL da Phenomenex®.

Para o ensaio YES, a solução padrão de 17β-estradiol foi preparada em etanol, com a concentração da solução estoque de 54,48 µg L⁻¹. Essa solução foi armazenada em frasco de vidro com tampa a -4 °C. Foram utilizados materiais estéreis descartáveis em toda a realização deste ensaio.

Toda a vidraria de suporte, coleta e armazenamento usada nas etapas deste trabalho foi previamente descontaminada com lavagem sequencial por sabão neutro (Extran®), acetona, água ultrapura, hexano e água ultrapura para evitar interferências nos resultados finais da análise.

2.2 Origem e coleta de amostras

Os pontos de coleta para o estudo foram localizados no sistema lagunar Itaipu-Piratininga, situado na região costeira a leste da entrada da Baía de Guanabara. Ambas as lagoas e suas respectivas bacias drenantes se localizam inteiramente na Região Oceânica do Município de Niterói, Região Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro, no sudeste do Brasil. O ponto 1 foi coletado na lagoa de Itaipú, que possui uma profundidade máxima de 2 m, dimensão do espelho d'água de 2 km e uma conexão artificial com o mar. O ponto 2 foi coletado na lagoa de Piratininga, a qual possui profundidade máxima de 1,5 m e uma extensão de espelho d'água de 2,9 km (FEEMA, 1988).

Os sedimentos superficiais foram coletados utilizando um amostrador Van Veen de aço inoxidável. Parte desse sedimento foi armazenada em sacos plásticos de polietileno para análise de metais pesados, e outra foi armazenada em vidrarias (previamente descontaminadas) para análise dos parâmetros físico-químicos e de atividade estrogênica pelo ensaio YES. Em seguida, as amostras foram preservadas a 4°C, transportadas para o laboratório e armazenadas a 4°C até a análise.

2.3 Caracterização físico-química do sedimento

Os parâmetros físico-químicos analisados foram nitrogênio Kjeldahl total (NKT) e fósforo total (PT), segundo metodologias recomendadas por APHA (2017), e carbono orgânico total (COT) e granulometria, seguindo o Manual Embrapa (1997) e a NBR 6457 (ABNT, 1986), respectivamente. Para análise dos metais pesados, as amostras primeiramente foram digeridas em ácido nítrico conforme descrito no método 3050B da U.S. EPA (1996). Em seguida suas concentrações foram determinadas por espectrometria de massa por plasma acoplado indutivamente (ICP-MS), com base no método 200.8 da U.S. EPA (1994).

2.4 Preparo e tratamento das amostras de sedimento

Foram selecionados dois pontos de sedimentos com granulometria similar, porém com características físico-químicas distintas. A coleta foi realizada na Lagoa de Itaipu e Piratininga, um ambiente lacustre com grande impacto antrópico em Niterói - Rio de Janeiro. A matriz sedimento é considerada uma amostra bastante heterogênea. Dessa forma, os materiais coletados foram preparados e analisados em um mesmo dia sob as mesmas condições.

Em estudo realizado por Santos (2017), foi definido o uso dessa matriz moderadamente seca em dessecador por 24 h como protocolo de análise de DE em sedimentos a fim de eliminar possíveis perdas em virtude da mudança de temperatura da amostra. Com isso, o presente trabalho adotou esse protocolo interno, sendo posteriormente descontado o teor de umidade dos sedimentos, para fins de cálculo de EQE2.

Cada um dos pontos utilizados foi homogeneizado manualmente com uso de espátulas de aço descontaminada previamente até que a amostra apresentasse um caráter visualmente mais homogêneo. Em sequência, alíquotas de 10 g de cada um dos sedimentos foram separadas em 4 réplicas, colocadas em tubos de vidro com adição de 10 mL de metanol em cada um. Essa mistura foi colocada para homogeneização em vórtex por 1 min, seguido por 10 min de ultrassom (sem aquecimento) e posterior centrifugação a 2500 rpm por 5 min. Essa sequência de processos configura um ciclo de preparo, o qual foi repetido 3 vezes para cada réplica de amostra. Ao término de cada ciclo, o sobrenadante da amostra foi transferido para um único recipiente para homogeneização dos extratos no vórtex. Em seguida, foram separados 30 mL de cada extrato em balão volumétrico de 200 mL para que assim pudessem ser feitas 4 réplicas de cada ponto amostral. Os extratos das amostras foram avolumados nos balões com água ultrapura. A Fig. 1 é um desenho esquemático das etapas realizadas.

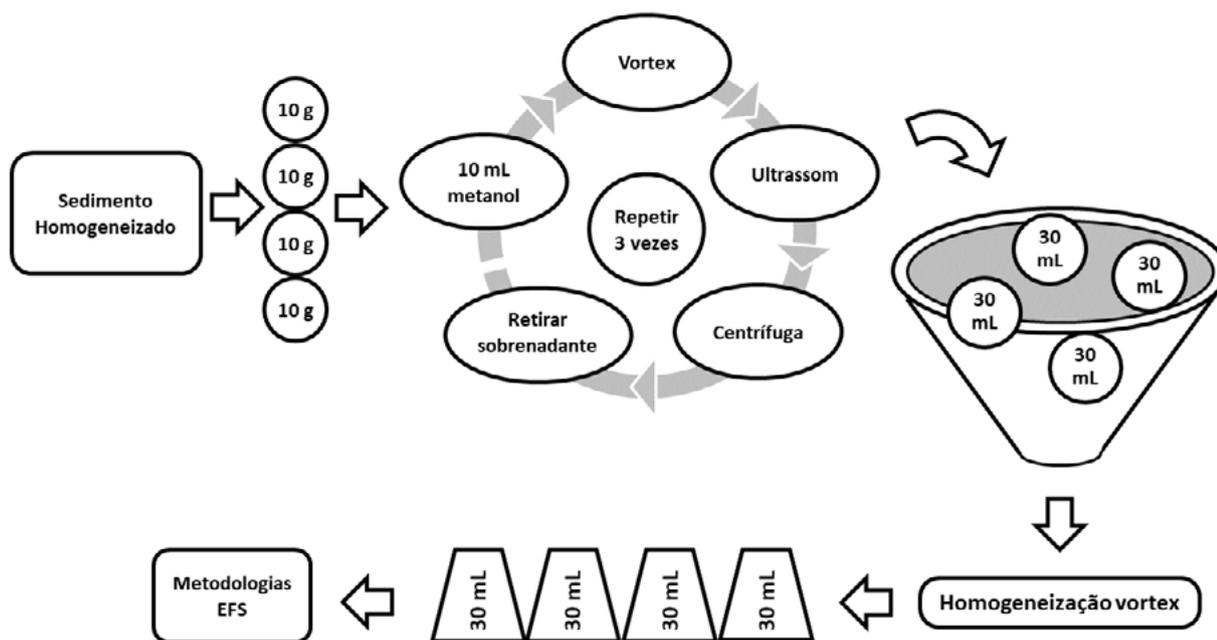


Figura 1 - Extração dos sedimentos pelo método de ultrassom com solvente.

A partir desta etapa, cada ponto amostral com suas respectivas 4 réplicas foi submetido a diferentes metodologias para a remoção de interferentes. A partir de metodologias descritas na literatura, foram definidas 4 alternativas para avaliação da melhor resposta obtida para remoção de interferentes.

A primeira metodologia traçada foi intitulada de M-I, a qual consistiu na utilização da extração em fase sólida (EFS), com uso exclusivo do cartucho Strata-X para concentração dos analitos de interesse. Essa metodologia é a consolidada para avaliação de DE em amostras ambientais, contudo não promove a remoção completa de interferentes de matrizes complexas para o ensaio YES.

A metodologia M-II foi desenvolvida a fim de avaliar se a presença de metais seria causa de citotoxicidade para o ensaio YES. Para tal, fez-se uso de EDTA na amostra antes da EFS para que houvesse o processo de remoção dos metais.

Na terceira metodologia proposta (M-III), foi testada a presença de metais e compostos iônicos como interferentes da matriz na análise de atividade estrogênica pelo ensaio YES. Além de EDTA, foi utilizado o cartucho de troca iônica Strata-SAX como um instrumento de polimento do preparo de amostra.

Por último, foi investigado na metodologia M-IV o uso do cartucho Strata-SAX acoplado ao Strata-X, sem a adição de EDTA. Essa etapa teve como objetivo observar se houve diferença entre os resultados obtidos com a metodologia M-III e os resultados de amostras sem remoção de metais.

Em suma, todas as metodologias fizeram uso do cartucho Strata-X. As metodologias M-III e M-IV fizeram o uso adicional do cartucho Strata-SAX, enquanto as metodologias M-II e M-III fizeram uso de EDTA, conforme representado na Fig. 2.



Figura 2 - Metodologias aplicadas para remoção de interferentes.

A adição de EDTA nas metodologias M-II e M-III foi feita na proporção que garantisse a concentração final de $0,5 \text{ g L}^{-1}$, sendo deixada em repou-

so por 1 h antes de submetê-las a EFS. Todas as amostras tiveram o pH ajustado para 2 com adição de HCl (3 mol L^{-1}).

A etapa de EFS foi realizada com o condicionamento de ambos os cartuchos, sendo o Strata-X condicionado com uma sequência de 2 x 3 mL de hexano; 2 mL de acetona; 2 x 3 mL de metanol seguido por 10 mL de água ultrapura ajustada a pH 3. Já o cartucho Strata-SAX fez uso de 2 x 5 mL de metanol e 2 x 5 mL de água ultrapura sem ajuste de pH para o condicionamento.

O cartucho Strata-SAX foi acoplado na parte superior do cartucho Strata-X, nas metodologias indicadas, e 200 mL das amostras foram percolados pelos cartuchos em sistema manifold com o fluxo de 3 ml s⁻¹. Em seguida, o cartucho Strata-SAX foi desacoplado e descartado ao término da percolação de amostras e apenas o cartucho Strata-X submetido às etapas seguintes. O *clean-up* foi realizado percolando uma solução de metanol:água (1:9 v/v), seguido por secagem completa do cartucho a vácuo por 10 min. Ao final, foi realizada a eluição dos analitos de interesse retidos no cartucho com o uso de 2 x 2 mL de acetona, volume este que foi recolhido em um *vial*. Os extratos obtidos foram evaporados sob vácuo, ressolubilizados em 2 mL de etanol, homogeneizados no vórtex e submetidos ao ensaio YES.

2.5 Yeast Estrogen Screen (YES)

Este ensaio foi realizado de acordo com a metodologia descrita por Routledge e Sumpter (1996) com algumas modificações. O ensaio YES é baseado na expressão do receptor de estrogênio humano que foi incorporado ao genoma da levedura *Saccharomyces cerevisiae*. Quando essa levedura é exposta a amostras que contenham substâncias estrogênicas, o receptor de estrogênio é ativado e o receptor de gene lac-Z induz a produção da enzima β-galactosidase. Essa enzima é secretada no meio e degrada o substrato cromogênico chlorophenol red-β-D-galactopyranoside (CPRG), que é amarelo, em um produto rosado (chlorophenol red - CPR). Por-

tanto, é um ensaio colorimétrico mensurado por espectrofotometria.

O ensaio foi realizado em microplacas de 96 poços com 12 diluições seriais das amostras em etanol (grau HPLC). O 17β-estradiol (E2) foi usado como controle positivo e a sua curva foi na faixa de 2724 to 1,33 ng L⁻¹ no poço. Como controle negativo foi usado etanol (grau HPLC). Na placa de ensaio, 10 μL de cada diluição da amostra foram adicionados e deixados para evaporar naturalmente; em seguida, 200 μL do meio de cultivo contendo levedura (1,2 x 10⁶ células mL⁻¹) e CPRG (100 mg mL⁻¹) foram adicionados.

As placas de ensaio foram incubadas por 72 h a 30°C e a colorimetria e a turbidez foram mensuradas a 575 nm e 620 nm, respectivamente, numa leitora de placas por espectrofotometria (VersaMax microplate reader - Molecular Devices).

Com os resultados da leitura obtiveram-se as absorbâncias corrigidas pela Eq. 1.

$$Abs_{\text{corrigida}} = Abs_{575 \text{ Amostra}} - (Abs_{620 \text{ Amostra}} - Abs_{620 \text{ Branco}}) \quad (1)$$

As curvas dose-resposta foram plotadas com o software Origin® 6.0 e a atividade estrogênica foi reportada em Equivalente Estradiol (EQE2) em ng g⁻¹, obtido pela interpolação das curvas das amostras com a do controle positivo E2 segundo as Eq. 2 e 3.

$$y = \frac{A_1 - A_2}{1 + (x_0/x)^p} + A_2 \quad (2)$$

$$EQE2 = \frac{x_i}{FC/FD} \quad (3)$$

Onde: A₁, A₂, x₀ e p são, respectivamente, a absorbância corrigida máxima, absorbância corrigida mínima, a concentração de efeito mediano (CE50) e a inclinação da curva dose-resposta do controle positivo E2, y é a absorbância corrigida

observada da diluição da amostra no ensaio, x é a concentração de 17β -estradiol equivalente ao efeito y , x_i é a concentração de E2 equivalente à menor concentração-teste da amostra que elucidou resposta positiva no ensaio, FC é o fator de concentração do processo de extração e concentração da amostra e FD é o fator de diluição utilizado no ensaio.

Outro procedimento de cálculo realizado foi o da citotoxicidade, isto é, a inibição do crescimento da levedura devido a substâncias tóxicas presentes na amostra, o que se traduz na ausência de turbidez ao final do ensaio. Para quantificar esse efeito, foi realizado o controle da absorbância a 620 nm segundo a Eq. 4, tal como apresentado por (FRISCHE et al., 2009).

$$\text{Citotoxicidade} = 1 - \left(\frac{Abs_{620 \text{ Amostra}}}{Abs_{620 \text{ CN}}} \right) \quad (4)$$

Valores negativos ou iguais a zero são interpretados como ausência de toxicidade, pois indicam que

o crescimento da levedura na amostra foi igual ou superior ao do controle negativo. De contrário, valores positivos indicam a toxicidade e a inibição do crescimento e é expressa em percentual.

3 RESULTADOS

A granulometria dos sedimentos influencia a capacidade de adsorção de contaminantes em seus grãos e na atração iônica dos compostos (HOROWITZ e ELRICK, 1987; DUONG et al., 2010). Com isso, a fim de eliminar mais um parâmetro de influência no processo de extração de DE dos sedimentos para a análise com o ensaio YES, foram selecionados dois pontos de sedimentos com granulometrias semelhantes. Ambos os pontos foram classificados como arenosos, com predominância de grãos finos a muito finos. A Tabela 1 apresenta os resultados das análises de granulometria, parâmetros orgânico-inorgânicos e teor de metais presentes nos sedimentos.

Tabela 1 - Caracterização físico-química das amostras de sedimento

Pontos	Granulometria (%)			Físico-químico			Metais			
	Argila	Silte	Areia	COT (%)	NKT (mg Kg ⁻¹)	PT (mg Kg ⁻¹)	Zinco (mg Kg ⁻¹)	Níquel (mg Kg ⁻¹)	Cobre (mg Kg ⁻¹)	Chumbo (mg Kg ⁻¹)
1	6	16	78	4,1	996,1	253,4	63,7	14,9	18,8	13,0
2	6	16	78	6,0	3248,5	632,4	481,5	56,5	55,0	33,0

A investigação da citotoxicidade para o ensaio YES se baseou na hipótese de que alguns metais, teor de matéria orgânica e nitrogenados/fosfatos causam interferência no preparo de amostras de sedimento para extração de analitos (no caso, os DE). Desta forma, os pontos foram escolhidos com base nos níveis de contaminação. O ponto 1 apresenta menor concentração dos metais zinco, níquel, cobre e chumbo, respectivamente 63,7 mg Kg⁻¹, 14,9 mg Kg⁻¹, 18,8 mg Kg⁻¹ e 13,0 mg Kg⁻¹.

O parâmetro fósforo total (PT) nos sedimentos é composto pela fração orgânica (compostos hú-

micos, fosfatos ligados organicamente, fosfolípidios) e fração inorgânica (apatítico, ligados ao cálcio, e não apatítico, com ligações com ferro, alumínio e manganês). O parâmetro nitrogênio total (NKT) é o somatório de nitrogênio amoniacal (resultado de degradação de matéria orgânica) com o nitrogênio orgânico (forma predominante no esgoto doméstico). A diferença entre os pontos esteve relacionada com o teor de matéria orgânica/inorgânica e a presença de metais.

O ponto 2 teve um maior aporte de poluentes, podendo ser considerado um ponto de maior

interferência antrópica, com possíveis descargas de esgoto. Isso pode ser inferido devido aos valores elevados de nitrogênio (3248,5 mg Kg⁻¹) e fósforo (632,4 mg Kg⁻¹), apontando para a eutrofização do local. O nitrogênio total (NTK) do ponto 2 foi 3,26 vezes maior do que no ponto 1 (996,1 mg Kg⁻¹). O ponto 2 além de maior aporte orgânico apresentou maior presença de metais associados aos grãos dos sedimentos, sendo possível quantificar valores elevados de cobre, níquel e zinco.

As peculiaridades específicas dos xenoestrogênicos, como solubilidade, log kow, log koc e massa molecular podem favorecer a sua adsorção ou não ao sedimento. Essa premissa também é válida para compostos não estrogênicos, que podem

ser coextraídos com as substâncias de interesse e dificultar a detecção e quantificação da estrogenicidade das amostras. Ademais, esses compostos podem ocasionar citotoxicidade à levedura, acarretando um falso-negativo ao ensaio e sendo um dificultador da utilização do ensaio YES para essa matriz (FRISCHE et al., 2009).

Para minimizar esse efeito, foram testadas 4 metodologias de preparo das amostras. A Tabela 2 apresenta os resultados obtidos de atividade estrogênica e citotoxicidade e as curvas dose-resposta obtidas no ensaio são apresentadas na Fig. 3. Os elevados valores de citotoxicidade encontrados corroboram a discussão sobre a necessidade de pré-tratamento das amostras.

Tabela 2 - Resultados do ensaio YES para as metodologias testadas para cada ponto de coleta.

Pontos	EQE2 (ng L ⁻¹)				Citotoxicidade (%)			
	M-I	M-II	M-III	M-IV	M-I	M-II	M-III	M-IV
Ponto 1	0,68±0,32	0,39±0,12	0,71±0,08	0,37±0,01	95	96	ND	ND
Ponto 2	0,68±0,05	1,28±0,10	0,78±0,08	1,57±0,18	70	ND	ND	ND

ND: Não detectado.

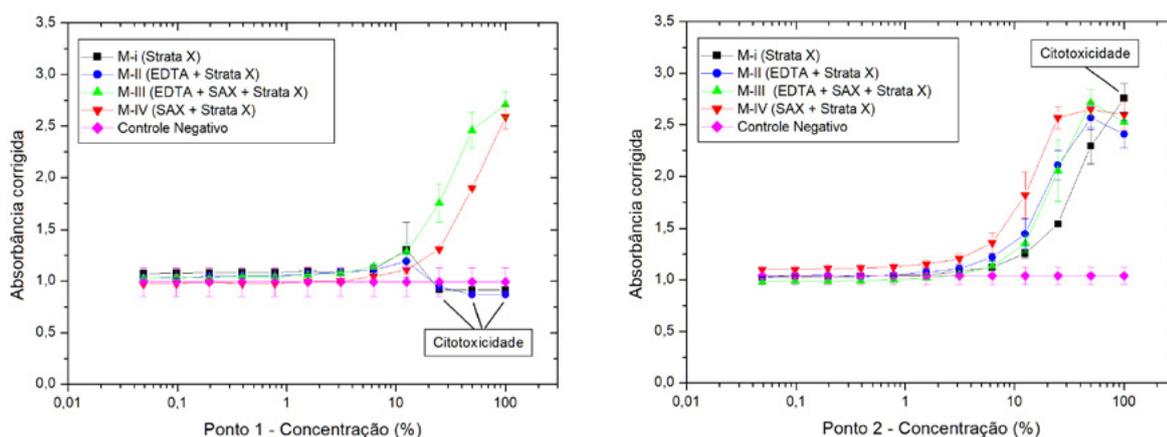


Figura 3 - Curvas dose-resposta das amostras de sedimento avaliadas com o ensaio YES segundo as metodologias de preparo.

A citotoxicidade pode ser superada com a diluição da amostra (COMPREHEND, 2002), de modo que os valores de EQE2 obtidos foram calculados a partir de diluições sem citotoxicidade. Contudo,

perde-se a informação de EQE2 em diluições tóxicas à levedura, o que pode levar à subquantificação da atividade estrogênica de amostra com reduzida estrogenicidade. Portanto, ao detectar

citotoxicidade em uma amostra ambiental, deve-se verificar se esta impediu a quantificação da atividade estrogênica ou não.

Os resultados para a metodologia M-I indicam que o uso do cartucho Strata-X favoreceu a extração de substâncias estrogênicas. Contudo, houve também a ocorrência de compostos citotóxicos, resultando em até 95% e 70% de inibição do crescimento da levedura induzida pelos pontos 1 e 2, respectivamente. Porém essa citotoxicidade não impediu o cálculo da atividade estrogênica, sendo obtidos os valores de EQE2 de $0,68 \pm 0,32 \text{ ng g}^{-1}$ para o ponto 1 e $0,68 \pm 0,05 \text{ ng g}^{-1}$ para o ponto 2.

O resultado de M-III (EDTA + Strata X + Strata SAX) mostrou que houve a remoção total da citotoxicidade em ambos os pontos analisados, quantificando $0,71 \pm 0,08 \text{ ng g}^{-1}$ de EQE2 para o ponto 1 e $0,78 \pm 0,08 \text{ ng g}^{-1}$ de EQE2 para o ponto 2. Porém, o uso exclusivo do EDTA não se mostrou eficaz, uma vez que a citotoxicidade não foi completamente removida no ponto 1 com a metodologia M-II (EDTA + Strata X). Nesse caso, sugere-se que a citotoxicidade da amostra seja oriunda de outro fator que não a presença de metais.

Os resultados de EQE2 obtidos demonstraram uma variação de comportamento entre os dois pontos estudados em relação aos métodos aplicados. Comparando M-I e M-II, houve redução do EQE2 na adição do EDTA para o ponto 1, enquanto um aumento foi observado no ponto 2 para as mesmas metodologias. Comparando M-III e M-IV, o uso de EDTA associado ao SAX gerou maior resultado de atividade estrogênica no ponto 1; em contrapartida, o inverso foi observado para o ponto 2. Portanto, novos ensaios podem ser realizados para avaliar o efeito do EDTA na quantificação de atividade estrogênica de amostras com o ensaio YES. Como exemplo, possíveis interações com os analitos ou um efeito antagonista podem ser avaliados.

Analisando as curvas dose-resposta obtidas (Fig. 3), depreende-se que as metodologias M-II e M-IV apresentaram comportamento em melhor conformidade e mais à esquerda, indicando maior atividade estrogênica dos extratos. Contudo, a metodologia M-IV (Strata X + Strata SAX) apresentou melhor custo-benefício, pois foi capaz de remover a citotoxicidade da amostra, apresentou baixos índices de desvio padrão nas amostras analisadas e fez uso de menos insumos no preparo da amostra.

4 CONCLUSÃO

Este estudo demonstrou a importância do uso combinado de técnicas para remoção de interferentes da detecção e quantificação de compostos estrogênicos em matrizes complexas. As duas amostras analisadas e suas réplicas apresentaram resultados citotóxicos para as células de levedura utilizadas no ensaio YES quando não submetidas aos métodos de remoção de interferentes.

No caso de sedimentos, apesar de conhecida a sua grande afinidade por metais, o uso exclusivo do EDTA não apresentou 100% de eficácia na remoção da citotoxicidade provocada no ensaio YES. Sendo assim, a origem da toxicidade às células de levedura no ensaio não pode ser atribuída somente à presença de metais na amostra. O uso do cartucho de troca iônica SAX apresentou boa remoção dos interferentes das amostras testadas, sendo eficiente na remoção da citotoxicidade tanto em amostras com carga orgânica alta como nas de menor teor. Contudo, novos estudos devem ser elaborados para avaliar a capacidade de retenção dos compostos de interesse do cartucho SAX. Infere-se que ensaios de recuperação das metodologias empregadas sejam feitos para melhor avaliação de perda de compostos durante a execução dos métodos.

A metodologia que apresentou melhores resultados foi a M-IV, a qual fez uso de menos insu- mos laboratoriais, apresentou baixo desvio pa- drão entre as réplicas e promoveu a remoção da citotoxicidade em todos os pontos.

Entretanto, o estudo mostrou que ainda há limi- tações nas metodologias estudadas, o que indica a necessidade de novos estudos que visem à me- lhora das análises. Novos estudos devem abor- dar as questões de outros possíveis interferentes nessas amostras, buscando entender os efeitos de antagonismo ou sinergismo ou anti-estroke- nicidade nesta complexa matriz.

5 AGRADECIMENTOS:

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Cien- tífico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Aparo a Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ), pelo apoio e financiamento desta pesquisa. Ao Laboratório de Engenharia Sanitária (LES) - UERJ e ao Laboratório de Geologia Marinha (LAGE- MAR) - UFF pelo suporte técnico.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Felix LC, Gomes GM, Santos ADO, Bila DM. **Metodologia:** Felix LC, Argolo AS, Gomes GM e Santos ADO. **Investigação:** Cunha DL, Nascimento MT, Gomes GM, Santos ADO e Felix LC. **Redação - Primeira versão:** Felix LC e Gomes GM. **Redação - Revisão & Edição:** Felix LC, Argolo AS, Gomes GM e Bila DM. **Aquisição de financiamento:** Bila DM, Neto, JAB e Fonseca EM. **Recursos:** Bila DM, Neto JAB e Fonseca EM. **Supervisão:** Bila DM, Neto JAB e Fonseca EM.

7 REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 6457: Amostras de Solo. Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização.** 1986.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 22th Edition, American Water Works Association and Water Environmental Federation, Washington DC. 2012.

AQUINO, S.F.; BRANDT, E.M.F.; BOTTTREL, S.E.C.; GOMES, F.B.R.; SILVA, S.D.Q. Occurrence of Pharmaceuticals and Endocrine Disrupting Compounds in Brazilian Water and the Risks They May Represent to Human Health. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, p. 11765, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/ijerph182211765>>.

BERGMAN, Å.; HEINDEL, J.J.; JOBLING, S.; KIDD, K.A.; ZOELLER, R.T. **State of the science of endocrine disrupting chemicals 2012.** World Health Organization, 2013.

BILA, D.M.; DEZOTTI, M.. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: Efeitos e consequências. **Química Nova**, v. 30, n. 3, p. 651–666, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000300027>>.

BIRKETT, J.W.; LESTER, J.N. Endocrine Disrupters in Wastewater and Sludge **Treatment Process.** 1. ed., CRC Press LLC, 2003. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(03\)00103-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(03)00103-1)>.

COMPREHEND - COMMUNITY PROGRAMME OF RESEARCH ON ENDOCRINE DISRUPTERS AND ENVIRONMENTAL HORMONES. ENV4-CT98-0798, 2002.

CREUSOT, N., TAPIE, N., PICCINI, B., BALAGUER, P., PORCHER, J. M., BUDZINSKI, H., & AÏT-AÏSSA, S. Distribution of steroid- and dioxin-like activities between sediments, POCIS and SPMD in a French river subject to mixed pressures. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 5, p. 2784-2794, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1452-5>

DENIER, X.; HILL, E.M.; ROTCHELL, J.; MINIER, C. Estrogenic activity of cadmium, copper and zinc in the yeast estrogen screen. **Toxicology in Vitro**, v. 23, n. 4, p. 569-573, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.tiv.2009.01.006>>.

DUONG, C.N.; RA, J.S.; SCHLENK, D.; KIM, S.D.; CHOI, H.K.; KIM, S.D. Sorption of estrogens onto different fractions of sediment and its effect on vitellogenin expression in Male Japanese medaka. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 59, n. 1, p. 147–156, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00244-009-9429-1>>.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo.** Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2ª Ed. Rio de Janeiro, 1997.

ESTEVEES, F. A. 1988. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência/ FINEP, cap 19 p. 291-306.

FEEMA – Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Relatório de Avaliação das Condições Físico-Químicas do Sistema Lagunar de Piratininga-Itaipu**, DEP / DIAG, 08 p. Rio de Janeiro. 1988.

- FRISCHE, T.; FAUST, M.; MEYER, W.; BACKHAUS, T. Toxic masking and synergistic modulation of the estrogenic activity of chemical mixtures in a yeast estrogen screen (YES). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 16, n. 5, p. 593–603, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-009-0184-7>>.
- GALLUBA, S.; OEHLMANN, J. Widespread endocrine activity in river sediments in Hesse, Germany, assessed by a combination of in vitro and in vivo bioassays. **Journal of Soils and Sediments**, v. 12, n. 2, p. 252–264, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0454-0>
- HOROWITZ, A.J., ELRICK, K.A. The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. **App Geochem**, v. 2(4), p.437–451, 1987.
- LAI, K.M.; JOHNSON, K.L.; SCRIMSHAW, M.D.; LESTER, J.N. Binding of waterborne steroid estrogens to solid phases in river and estuarine systems. **Environmental Science and Technology**, v. 34, n. 18, p. 3890–3894, 2000. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/es9912729>>.
- LI, Y.; ZHANG, C.; LI, S.; ZHOU, C. ; LI, X. Single and competitive adsorption of 17 α -etinyloestradiol and bisphenol A with estrone, b-estradiol and estriol onto sediment. **Marine Drug**, v.12, p.1349–1360, 2014. <https://doi.org/10.3390/md12031349>
- NIE, M.; YAN, C.; DONG, W.; LIU, M.; ZHOU, J.; YANG, Y. Occurrence, distribution and risk assessment of estrogens in surface water, suspended particulate matter, and sediments of the Yangtze Estuary. **Chemosphere**, v. 127, p. 109–116, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.01.021>>.
- OSMAN, A. G., ABOUELFADL, K. Y., KRÜGER, A., & KLOAS, W. Screening of multiple hormonal activities in water and sediment from the river Nile, Egypt, using in vitro bioassay and gonadal histology. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 6, p. 1–16, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4553-z>
- PULE, Bellah Oreeditse. **Solid-phase extraction based sample preparation for the determination of drug and organic pollutant residues**. 2011. Tese (Doutorado). Rhodes University.
- QUEIROZ, F. B. de. **Desenvolvimento e validação de metodologia para determinação de fármacos e perturbadores endócrinos em amostras de esgoto utilizando extração em fase sólida e cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas**. 2011. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2011. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufop.br/handle/123456789/3267>>
- ROUTLEDGE, E.J.; SUMPTER, J.P. Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen. **Env. Toxicol. Chem.**, v. 15, n. 3, p. 241–248, 1996. Disponível em: <[https://doi.org/10.1897/1551-5028\(1996\)015<0241:EAOSAS>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1897/1551-5028(1996)015<0241:EAOSAS>2.3.CO;2)>.
- SANTOS, A. D. O. **Determinação de Atividade Estrogênica e Detecção de Micropoluentes em Sedimentos de Fundo na Baía de Guanabara**. Tese (Doutorado em Dinâmica dos Oceanos e da Terra) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2017.
- SCHMITT, S.; REIFFERSCHIED, G.; CLAUS, E.; SCHLUSENER, M.; BUCHINGER, S. Effect directed analysis and mixture effects of estrogenic compounds in a sediment of the river Elbe. **Environmental Science Pollution Research**, v.19, p. 3350–3361, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-0852-x>
- SUN, W.; ZHOU, K. Adsorption of three selected endocrine disrupting chemical by aquatic colloids and sediments in single and binary systems. **J. Soils Sediments**, v. 15, p. 456–466, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-1042-x>
- YARAHMADI, H.; DUY, S.V.; HACHAD, M.; DORNER, S.; SAUVÉ, S.; PRÉVOST, M. Seasonal variations of steroid hormones released by wastewater treatment plants to river water and sediments: Distribution between particulate and dissolved phases. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 144–155, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.370>>.

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.