

ISSN 2764-5576

cadernos técnicos engenharia sanitária e ambiental

Órgão Oficial de Informação Técnica da ABES - Rio de Janeiro

**XX Simpósio Luso-Brasileiro de
Engenharia Sanitária e Ambiental – SILUBESA**

ISSN 2764-5576

ESA

A Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, em parceria com o Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - SILUBESA, apresenta mais uma edição dos Cadernos de Nota Técnica ESA (CTESA), onde tem por objetivo a publicação de contribuições técnicas e científicas nas áreas de saneamento, e suas interfaces. As contribuições são publicadas após aprovação do conselho editorial formado exclusivamente para este fim. Os artigos publicados não refletem necessariamente a opinião da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).

Diretor Responsável

Alceu Guérios Bittencourt

Editor Geral

André Bezerra dos Santos

Editor Geral Adjunto

Maurício Alves da Motta Sobrinho

Coordenação

Allan Rodrigues

Conselho Editorial Geral

André Bezerra dos Santos

Maurício Alves da Motta Sobrinho

Editores associados

André Bezerra dos Santos

Maurício Alves da Motta Sobrinho

Rodrigo Moruzzi

Miguel Mansur Aisse

Correspondência

Avenida Beira Mar, 216, 13º andar

CEP: 20021-060 - Rio de Janeiro (RJ), Brasil

Tel: (21) 2277-3900 - E-mail: esa@abes-dn.org.br

PRODUÇÃO EDITORIAL



Estatuto em Vigor: Alteração de Estatuto referendado pela Assembleia Geral Extraordinária realizada no Rio de Janeiro (RJ) em 08 de julho de 2011. Essa nova versão do Estatuto recebeu protocolo número 201108081358447 e foi averbada na matrícula número 1244 do Registro Civil de Pessoas Jurídicas do Rio de Janeiro em 25 de agosto de 2011.

cadernos técnicos engenharia sanitária e ambiental

Cadernos Técnico Eng Sanit Ambient | v.3 n.2 | 2023 | abr/jun



Créditos da imagem da capa: dreamstime.com/dmitrimaruta

CORPO EDITORIAL PERMANENTE

Editor Geral: André Bezerra dos Santos, Universidade Federal do Ceará, Brasil

Editor Geral Adjunto: Maurício Alves da Motta Sobrinho, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil

Editor Coordenador: Allan Rodrigues, Abes, Brasil

EDITORES ASSOCIADOS:

Davi Gasparini Fernandes Cunha, Universidade de São Paulo, Brasil

Jorge M.G.P. Isidoro, Universidade do Algarve, Portugal

Lisete Celina Lange, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil

Lucas Meili, Universidade Federal de Alagoas, Brasil

Luciana Paulo Gomes, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Brasil

Luciano Matos Queiroz, Universidade Federal da Bahia, Brasil

Luewton Lemos F. Agostinho, NHL Stenden University of Applied Sciences, Holanda

Luiza Girard Teixeira, Universidade Federal do Pará, Brasil

Maurício Alves da Motta Sobrinho, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil

Pablo Heleno Sezerino, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil

Paulo Sérgio Scalize, Universidade Federal de Goiás, Brasil

Raul Muñoz, Universidad de Valladolid, Spain

Rodrigo Moruzzi, Universidade Estadual Paulista, Brasil

Revista Engenharia Sanitária e Ambiental Fundada com o título Engenharia Sanitária em 1962 (vol.1, n.1, jun de 1962) com formato 18,0 x 26,0 cm, até o vol.12, n.3, quando foi adotado o formato A4. A partir do vol.28, abr./jun. de 1989, passou a chamar-se BIO, com o formato 21,0 x 28,0 cm, sendo a Engenharia Sanitária transformada em encarte técnico da BIO. A partir de 1996, retorna a Engenharia Sanitária, desta feita incorporando a palavra Ambiental (Ano I, n.1, jan./mar. 1996).

DIRETORIA NACIONAL

Presidente: Alceu Guérios Bittencourt; **Vice-Presidente:** Mario Cezar Guerino; **Secretário Geral:** Marcel Costa Sanches ; **Secretário Adjunto:** Rafael Carvalho de O. Santos; **Tesoureiro Geral:** Maria Lúcia B. Coelho Silva; **Tesoureiro Adjunto:** Álvaro José Menezes da Costa; **Diretor Sul:** Edgard Faust Filho; **Diretora Sudeste:** Célia Regina Alves Rennó; **Diretor Centro-Oeste:** Marcos Elano F. Montenegro; **Diretora Nordeste:** Vanessa Britto Silveira Cardoso; **Diretor Norte:** Haroldo Costa Bezerra; **Coordenador de Relações Internacionais:** Carlos Alberto Rosito; **Coordenador do Programa Jovens Profissionais do Saneamento:** Witan Silva.

CONSELHO FISCAL

Efetivos: Carlos Alberto Rosito (RJ); Edson Melo Filizzola (GO); Miguel Mansur Aisse (PR).

Suplentes: Carlos Roberto Soares Mingione (SP); Hélio Nazareno Padula Filho (SP); Reynaldo Eduardo Young Ribeiro (SP)

CONSELHO DIRETOR

Membros Natos: Antônio César da Costa e Silva (SP), Antônio Marsiglia Netto (SP), Carlos Alberto Rosito (RJ), Cassilda Teixeira de Carvalho (MG), Clovis Francisco do Nascimento Filho (RJ), Dante Ragazzi Pauli (SP), Hugo de Mattos Santos (RJ), João Alberto Viol (SP), José Aurélio Boranga (SP), José Carlos Vieira (RJ), Lineu Rodrigues Alonso (SP), Luiz Otávio Mota Pereira (PA), Nelson Rodrigues Nucci (SP), Paulo Cezar Pinto (RJ), Roberval Tavares de Souza (SP) e Walter Pinto Costa (RJ).

Diretoria da Seção Estadual

Presidente: Marcio Gomes Barboza
Vice-Presidente: Ana Catarina Pires de Azevedo Lopes
Secretário: José Roberto Valois Lobo
Tesoureira: Luciana Eugênia Galvão Cavalcante

Presidentes das Seções Estaduais (2021/2023)

Etianne Monteiro Braga (AM)
Suellen Galvão Moraes (CE)
Sergio Antonio Gonçalves (DF)
Sílvio Roberto Magalhães Orrico (BA)
Nadja Lima Gorza (ES)

Doralice Barros de Almeida (GO)
Jorge Ricardo Athayde Rocha (MA)
Flávia Mourão Parreira do Amaral (MG)
Fernando Jorge C. Magalhães (MS)
Rosidelma Francisca Guimarães Santos (MT)
Vanessa Souza Álvares de Mello (PA)
José Dantas de Lima (PB)
Cristiano José da Silva (PE)
Carlos Ernando da Silva (PI)
Selma Aparecida Cubas (PR)
Miguel Alvarenga Fernández y Fernández (RJ)
Maria Wagner de Araújo Dantas (RN)
Ana Elizabeth Carara (RS)
Carolina Ielda de Boni (RS) - Subseção
Isabel Cristina Pereira Alves (SE)
Andréia May (SC)

Luiz Roberto Gravina Pladevall (SP)
Ricardo Crepaldi (SP) - Subseção
Jorge Luiz Monteiro (SP) - Subseção
Olívia Pompeu de Mendonça Coelho (SP) - Subseção
Décio Dias Cesco (SP) - Subseção
Orlando Antunes Cintra Filho (SP) - Subseção

Núcleos Estaduais

Acre: Camilo Léris de Gouveia
Amapá: Maurício Oliveira de Sousa
Rondônia: Juracino César de Oliveira
Roraima: Samir de Castro Hatem
Tocantins: Sebastião Noleto Júnior

Sumário

Cadernos Técnico Eng Sanit Ambient • v.3 n.2 • 2023 • p. 1-114

XX SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - SILUBESA
XX LUSO-BRAZILIAN SYMPOSIUM ON SANITARY AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING - SILUBESA

- 1 Editorial**
André Bezerra dos Santos, Maurício Alves da Motta Sobrinho, Miguel Mansur Aisse e Rodrigo Braga Moruzzi
- 3 Alternativas para a gestão de efluentes domésticos em instalações militares isoladas**
Wastewater management alternatives for isolated military facilities
Raquel Alves Ribeiro Pontes, Paula Loureiro Paulo, Marc Árpád Boncz
- 13 Avaliação do processo de compostagem de lodo proveniente de estação de tratamento de esgoto: legislação, parâmetros biológicos, comportamento dos nutrientes, e condições físico-químicas**
Evaluation of the sludge composing process from wastewater treatment process: legislation, biological parameters, nutrient behavior, and physicochemical conditions
Suzete Maria Lenzi Caminada, Miriam Moreira Bocchiglieri, Wanderley da Silva Paganini, Edivaldo Domingues Velini
- 23 Partially saturated vertical flow constructed wetland for urban wastewater treatment**
Wetland construído com fundo parcialmente saturado para o tratamento de esgoto sanitário
Pablo Heleno Sezerino, Bárbara Beatriz Barbosa Silva, Arieleen Reis da Silva, Leandro Bassani, Catiane Pelissari
- 31 Remoção de ácido ciclohexanocarboxílico de soluções salinas por floculação micelar e filtração**
Cyclohexanecarboxylic acid removal from saline solutions by micellar flocculation and filtration
Luciana Kaori Tanabe, Henrique Alberton de Oliveira, Ivo André Homrich Schneider, André Camargo de Azevedo
- 39 Uma abordagem transdisciplinar do papel da água como pilar da natureza, da saúde e do bem-estar**
A transdisciplinary approach to the role of water as a pillar of nature and of health and well-being
Ana Estela Barbosa, Margarida Rebelo
- 49 Mapeamento de áreas inundadas usando um índice de água baseado em dados do satélite Sentinel-2: as cheias de 2019 no Baixo Mondego (Portugal)**
Mapping of flooded areas using a Sentinel-2 satellite-based water index: The 2019 floods in Lower Mondego (Portugal)
Romeu Gerardo, Isabel Pedroso de Lima, João Pedroso de Lima
- 57 Agronomic potential of excreta-based biofertilizers made from treated human feces and urine for crop production**
Potencial agrônomo de biofertilizantes produzidos a partir de excretas humanas para a produção de alimentos
Priscila Carlon, Fernanda Daniela Gonçalves Ferreira, Rafael Nicolazi Silveira, Caceia Furlan Maggi Carloto, Maria Elisa Magri
- 63 Aplicação de fezes compostadas com resíduos orgânicos em plantio de alface: decaimento da bactéria *Escherichia coli* no solo e avaliação quantitativa de risco microbiológico**
*Application of composted feces with organic waste in lettuce plantation: decay of *Escherichia coli* bacteria in the soil and quantitative microbial risk assessment*
Fernanda Daniela Gonçalves Ferreira, Priscila Carlon, Gislaine Fongaro, Maria Elisa Magri
- 73 Biorreator osmótico anaeróbio acoplado à destilação com membranas como alternativa para a concentração e recuperação de nutrientes no tratamento de esgotos domésticos**
Anaerobic osmotic membrane bioreactor coupled to membrane distillation as an alternative for concentration and recovery of nutrients from municipal wastewater treatment
Gemima Santos Arcanjo, Carolina Rodrigues dos Santos, Bárbara Fernandes Cavalcante, Gabriela de Alcântara Moura, Bárbara Caroline Ricci, Ann Honor Mountheer, Miriam Cristina Santos Amaral
- 81 Definição de metas de saneamento básico e saúde: experiência participativa em uma comunidade rural e tradicional do estado de Goiás, Brasil**
Setting basic sanitation and health goals: participatory experience in a rural and traditional community in the state of Goiás, Brazil
Rafaella Oliveira Baracho, Nolan Ribeiro Bezerra, Bárbara Souza Rocha, Paulo Sérgio Scalize
- 95 Circularidade da água: casos de estudo**
Water circularity: case studies
Cristina Matos, Isabel Bentes
- 105 Relação entre saneamento básico e a taxa de mortalidade por COVID-19: um estudo de caso do Rio Grande do Sul, Brasil**
Relationship between sanitation and the mortality rate due to COVID-19: a case study in Rio Grande do Sul, Brazil
Thiago Lappicy, Daniel Augusto Santos Prates Beltrão, Márcio Bittar Bigonha

Editorial

No ano de 2021, a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) criou o periódico nacional intitulado *Cadernos Técnicos de Engenharia Sanitária e Ambiental* (CTESA). Os CTESA publicam edições trimestrais na forma de Notas Técnicas, com submissões por chamadas abertas ou fechadas, e volumes especiais de eventos científicos. Em outras palavras, são lançadas, na comunidade técnica e científica, chamadas específicas para submissão de contribuições em áreas do conhecimento consideradas importantes e não exploradas em volumes recentes. Além disso, outras edições são compostas pelos melhores trabalhos submetidos em eventos científicos, previamente acordados com os editores da revista, sempre que houver disponibilidade orçamentária para o processo de editoração.

Nesse contexto, o XX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (SILUBESA), ocorrido em 2022 em Aveiro, Portugal, trouxe uma inovação na premiação de trabalhos técnico-científicos, com a publicação dos melhores trabalhos técnicos nos CTESA. A qualificação prévia dos trabalhos contou com o apoio de centenas de pareceristas cadastrados junto à ABES, à Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH) e à Associação Portuguesa de Engenharia Sanitária e Ambiental (APESB), abrangendo diversos temas, durante o período que antecedeu ao evento.

A partir da seleção dos melhores trabalhos, os autores foram consultados sobre o interesse na publicação, e os artigos em versão mais completa passaram por uma nova fase de avaliação, readequação às normas da revista e publicação em periódico científico, além da verificação do cumprimento dos requisitos de qualidade dos CTESA.

Dessa forma, buscou-se estimular a publicação em eventos nacionais e internacionais, valorizando cada vez mais a participação dos membros da comunidade técnica e científica e a divulgação dos resultados de suas pesquisas.

Espera-se que esta coletânea também resulte em citações que melhorem cada vez mais a classificação dos CTESA nas bases de avaliação nacional e internacional.

Por fim, destaca-se o apoio das Diretorias Nacionais da ABES, APRH e APESB, no que se refere ao apoio financeiro e institucional para a concretização deste projeto.

Prof. André Bezerra dos Santos (UFC)
Editor-chefe dos CTESA

Prof. Maurício Alves da Motta Sobrinho (UFPE)
Editor-chefe Adjunto dos CTESA

Prof. Miguel Mansur Aisse (UFPR)
Membro da Comissão de Avaliação

Prof. Rodrigo Braga Moruzzi (UNESP)
Membro da Comissão de Avaliação

Alternativas para a gestão de efluentes domésticos em instalações militares isoladas

Wastewater management alternatives for isolated military facilities

Raquel Alves Ribeiro Pontes^{1*} , Paula Loureiro Paulo² , Marc Árpád Boncz³ 

RESUMO

O déficit em esgotamento sanitário nas comunidades isoladas é um obstáculo à universalização do saneamento, prescrita pelo Objetivo 6 de Desenvolvimento Sustentável (ODS 6) e pela Lei nº 14.026/2020. Projetos de tratamento de efluentes nas bases remotas do Exército Brasileiro podem auxiliar a reverter esse quadro. Portanto, o objetivo deste trabalho foi propor diferentes alternativas para a gestão de esgotos domésticos em instalações militares isoladas que possam ser aproveitadas em comunidades nos arredores. Um quartel isolado no Pantanal (Brasil) serviu como estudo de caso. Onze cenários foram propostos, classificados em sistemas individuais com separação de efluentes na fonte e sistemas individuais e semicoletivos para tratar esgoto doméstico convencional. No primeiro caso, não há remoção de lodo e as tecnologias de tratamento e disposição final selecionadas foram: 1) tanque de evapotranspiração (TEvap) para águas escuras (AE) e círculo de bananeiras (CB) para águas cinzas (AC); 2) TEvap para AE e *wetlands* de fluxo subsuperficial horizontal (WCH) seguido de vala de infiltração (VI) para AC; 3) TEvap para AE e *wetlands* de fluxo subsuperficial vertical (WCV) e VI para AC. Nos outros casos, sugeriu-se a utilização de leito de secagem e compostagem simplificados para o gerenciamento local do lodo, e as tecnologias foram: 1) tanque séptico (TS) seguido por filtro anaeróbico (FAN) e CB; 2) TS, FAN e VI; 3) TS, WCH e CB; e 4) TS, WCH e VI. Alternativas sem separação na fonte podem ser implementadas pelo Exército em edificações existentes, sendo necessário incentivar a separação na fonte nos novos projetos. Propuseram-se também ações para facilitar a replicação no entorno.

Palavras-chave: sistemas descentralizados; sustentabilidade ambiental; arranjo tecnológico.

ABSTRACT

The sanitation deficit in isolated communities is an obstacle to achieve universal sanitation, prescribed by SDG-6 and by Law n. 14026/2020. Effluent treatment projects in remote Brazilian Army bases can improve this situation. Therefore, the objective of this work was to propose different wastewater management alternatives for isolated military facilities, which can be used in surrounding communities. An isolated base in Pantanal (Brazil) was the case study. Eleven scenarios were proposed, classified into individual systems with and without source effluent separation and semi-collective systems to treat conventional domestic sewage. In the first case, there is no sludge removal, and the suggested treatment and final disposal technologies were: 1) evapotranspiration tank (TEvap) for black water (BW) and banana circle (BC) for greywater (GW); 2) TEvap for BW and horizontal subsurface flow constructed wetlands (HCW) followed by infiltration trench (IT) for GW; 3) TEvap for BW and vertical subsurface flow constructed wetlands (VCW) and IT for GW. In other cases, simplified drying bed and composting were suggested for local sludge management and the technologies were: 1) septic tank (ST) followed by anaerobic filter (ANF) and BC; 2) ST, ANF, IT; 3) ST, HCW, BC; 4) ST, HCW, IT. Alternatives without source separation can be implemented by the Army in existing buildings, and it is necessary to encourage source separation in new projects. Actions were also proposed to facilitate replication in the surroundings.

Keywords: decentralized systems; environmental sustainability; technological arrangement.

¹Engenheira Química pelo Instituto Militar de Engenharia (IME). Mestre em Tecnologias Ambientais pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS). Engenheira Química do Exército Brasileiro.

²Engenheira Química pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Mestre em Engenharia de Saúde Pública pela Leeds University (Inglaterra). Doutora em Ciências Ambientais pela Wageningen University and Research Centrum (Holanda). Professora associada da Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia da UFMS. Líder do grupo de pesquisa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) "Saneamento Focado em Recursos".

³Químico e Mestre em Química Orgânica pela Vrije Universiteit Amsterdam (Holanda). Doutor em Tecnologia Ambiental pela Wageningen University & Research Centre (Holanda). Professor associado da Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia da UFMS.

*Endereço para correspondência: QGEx - Departamento de Ciência e Tecnologia - Bloco "G", Térreo, SMU, Brasília, DF. CEP: 70630-901. e-mail: raquelpontes.alves@eb.mil.br

1. INTRODUÇÃO

Até 2030, um dos desafios globais é assegurar o saneamento para todos, conforme Objetivo 6 de Desenvolvimento Sustentável (ODS 6), da Organização das Nações Unidas (ONU) (UN, 2015). No Brasil, além desse compromisso internacional, a Lei nº 14.026/2020 (BRASIL, 2020) prevê a universalização dos serviços de água e esgoto até 2033, mas ainda há muito a progredir.

Nas áreas rurais e remotas do país, 7 em cada 10 pessoas viviam sem saneamento adequado, de acordo com censo realizado em 2010 (IBGE, 2011). O Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), publicado em 2019 (BRASIL, 2019a), demonstrou que apenas 20,6% da população rural têm atendimento adequado quanto ao esgotamento sanitário, enquanto 54,1% têm atendimento precário e 25,3% não têm nenhum atendimento. Consequentemente, implantar soluções descentralizadas em comunidades isoladas é imprescindível para a universalização do saneamento.

A depender dos objetivos estratégicos da nação, quartéis podem localizar-se em comunidades isoladas. Os Pelotões Especiais de Fronteira (PEFs) do Exército Brasileiro (EB) são instalações militares isoladas localizadas em regiões fronteiriças do Brasil. Neles, vivem cerca de 20 a 50 militares, às vezes com suas famílias, que têm a missão de defender as fronteiras brasileiras e auxiliar operações interagências de combate ao contrabando e ao tráfico de drogas, contribuindo para o desenvolvimento e o povoamento das comunidades do entorno. Em algumas situações, o PEF é o único órgão do poder público nessas localidades. Assim, caso a instituição implante tecnologias de gestão de efluentes adequadas ao contexto local, poderá influenciar novas construções nos arredores, o que contribuirá para a expansão do esgotamento sanitário nesse tipo de comunidade.

Tradicionalmente, o EB utiliza as tecnologias estabelecidas nas normas brasileiras (ABNT, 1993, 1997). Contudo, publicações da Fundação Nacional de Saúde (Funasa) (BRASIL, 2018, 2019b) incentivaram o emprego de outras tecnologias inovadoras, simplificadas e sociais, e o PNSR (BRASIL, 2019a) trouxe o planejamento para o saneamento no meio rural brasileiro contemplando o fomento à evolução tecnológica e incluindo soluções

sustentáveis e comprovadamente eficientes na matriz de tecnologias. Nesse sentido, alguns exemplos de tecnologias para o tratamento dos efluentes são a fossa biodigestora, o biodigestor, os *wetlands* construídos, o tanque de evapotranspiração (TEvap) e o círculo de bananeiras (CB), sendo que este último também é utilizado para a disposição final dos efluentes. Além dessa variedade de tecnologias, o tratamento pode ser realizado individual ou coletivamente e a rede hidráulica pode contemplar ou não a separação de efluentes na fonte. Assim, diversificou-se a possibilidade de arranjos tecnológicos para o saneamento.

O objetivo deste trabalho foi, portanto, propor diferentes configurações para gerenciamento de esgotos domésticos em instalações militares isoladas que possam ser aproveitadas em comunidades nos arredores, tais como quilombos, assentamentos rurais, ribeirinhos e indígenas.

2. METODOLOGIA

2.1. Características do estudo de caso

As soluções de gestão de esgotos domésticos foram propostas para o PEF de Porto Índio (**Figura 1**), que tem semelhanças com outras bases militares isoladas no território brasileiro. Situado na região do Pantanal fronteiriça com a Bolívia, o PEF está no extremo noroeste do estado de Mato Grosso do Sul e dista mais de 285 km da sede do município mais próximo (Corumbá-MS). Banhado pelo Rio Paraguai, não há acesso por estradas, apenas via fluvial ou aérea. A energia elétrica é restrita e fornecida por geradores a diesel. O efetivo é de 40 militares, que são substituídos periodicamente. O clima do local é tropical com estação seca de inverno (Köppen-Geiger) e o solo é argissolo vermelho-amarelo (GOVERNO DO ESTADO DE MATO GROSSO DO SUL, 2016). Conforme teste de sondagem realizado em 2021 no local, há rocha impenetrável em profundidades de 2 a 3 m em diferentes pontos do terreno e o lençol freático não é raso. Não há problemas de abastecimento de água e todas as edificações têm água encanada. Atualmente, há fossas absorventes individuais e não há separação de efluentes.

Quinze residências, um refeitório e uma escola, para as crianças ribeirinhas e indígenas do entorno, são as

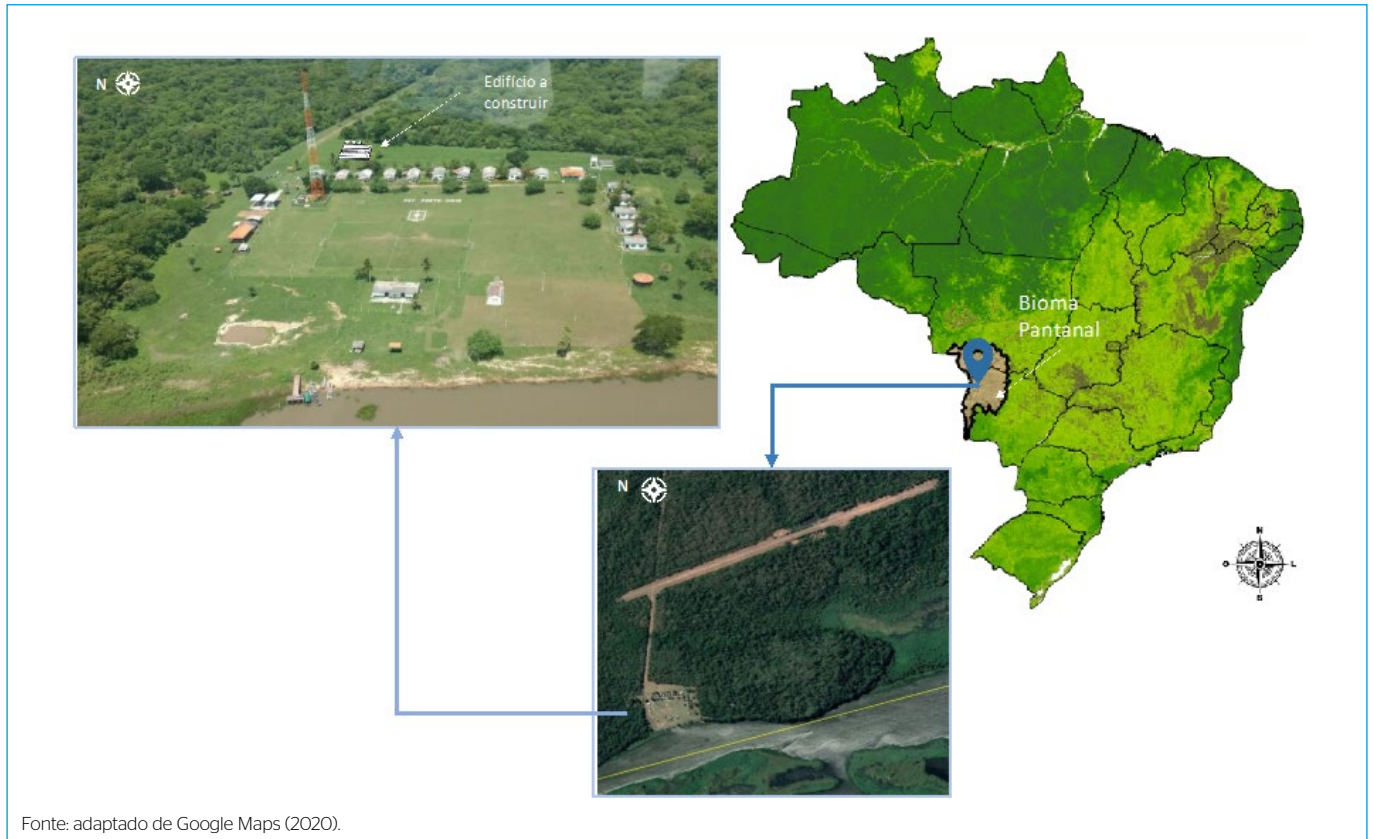


Figura 1 – Mapa do Pelotão Especial de Fronteira de Porto Índio.

edificações produtoras de efluentes. Há também uma horta e um curral (galinhas e porcos). Um novo e grande edifício está previsto para ser projetado e construído em breve, visando concentrar grande parte da atividade militar.

2.2. Seleção dos arranjos tecnológicos para o gerenciamento de esgotos domésticos

O primeiro passo foi elencar uma variedade de tecnologias adaptáveis a comunidades isoladas para cada etapa do gerenciamento de efluentes domésticos, a partir de extensa revisão bibliográfica (artigos publicados em periódicos nacionais e internacionais; manuais, catálogos e livros sobre tratamento de efluentes e saneamento; normas e notas técnicas) e consulta a especialistas, levando-se em conta as condições locais.

Excluíram-se opções sem uso de água. Apenas tecnologias aplicáveis a sistemas individuais ou semicoletivos de um número reduzido de domicílios foram consideradas, uma vez que o PNSR (BRASIL, 2019a) afirma que ações individuais são prioritárias para o contexto de

comunidades isoladas, sugerindo também algumas soluções para agrupamentos menores.

Ademais, buscou-se seguir a estratégia definida pelo PNSR (BRASIL, 2019a) de dar preferência à tecnologia já utilizada e, quando necessário, promover sua adequação ou melhoria. Nesse sentido, Firmansyah *et al.* (2021) também maximizaram o uso da infraestrutura de esgotamento sanitário já existente ao construírem os seus cenários de avaliação, visando economizar recursos.

Quanto às tecnologias de tratamento, priorizaram-se as seguintes características para a escolha: simples, baixo custo, sustentáveis e/ou sociais, conforme incentivada a Sustainable Sanitation Alliance (SUSANA, 2008) e o PNSR (BRASIL, 2019a). Já quanto à disposição final, adotaram-se apenas tecnologias de infiltração no solo, por serem mais sustentáveis, permitindo o aproveitamento dos nutrientes e um tratamento complementar do efluente no solo (BRASIL, 2018; TONETTI *et al.*, 2018). O reúso dos efluentes não foi considerado, dado o cuidado exigido (TONETTI *et al.*, 2018).

Após o levantamento inicial das tecnologias, alguns critérios foram estabelecidos para exclusão de opções:

- Tecnologias não consolidadas, pois o EB tem de motivar o gasto público por meio de documentos confiáveis que comprovem a eficácia dos sistemas.
- Dependência de energia elétrica, devido às restrições de fornecimento.
- Complexidade de operação e/ou manutenção, devido à substituição periódica de militares.
- Manutenção frequente, devido às dificuldades logísticas e à substituição periódica de pessoal.
- Tecnologias comerciais, pois geralmente são atreladas a manutenção/operação “casadas” e há dificuldades de acesso ao local.

O segundo passo foi analisar todas as tecnologias individualmente à luz de cada critério e quaisquer dificuldades adicionais à sua implementação. As alternativas selecionadas foram então combinadas em diferentes arranjos tecnológicos de sistemas descentralizados. Neles, priorizou-se construir sistemas sem remoção de lodo, afinal, o seu gerenciamento é um gargalo no caso de comunidades isoladas (TONETTI *et al.*, 2018). De fato, quando o acesso é difícil, a única opção é o manejo do lodo ser feito no local pela comunidade, o que é bastante arriscado, tanto para a saúde dos operadores quanto ambientalmente, e mais caro, devido à construção de uma estrutura para tratamento do lodo (BRASIL, 2019b; TONETTI *et al.*, 2018). Desse modo, pesquisou-se na literatura uma solução segura e mais barata para a gestão de lodo descentralizada nos sistemas de saneamento que assim necessitarem.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base na infraestrutura local, as seguintes tecnologias foram adotadas para as etapas de gestão de esgotos domésticos:

- Interface com o usuário — bacias sanitárias com caixa acoplada sem separação de urina e mictórios com descarga (pontos de geração de águas escuras — AE); pias, tanques, máquinas de lavar e ralos (pontos de geração de águas cinzas — AC).
- Transporte — tubulações simplificadas (rede coletora condominial em sistemas semicoletivos).

Quanto ao tratamento dos efluentes, algumas tecnologias foram excluídas (**Tabela 1**) e outras, julgadas adequadas: tanque séptico (TS)^{1,4,8,9,13,16,24,25,26}; filtro anaeróbio (FAN)^{2,4,8,9,12,25}; *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial horizontal (WC H)^{3,8,9,13,16,19,22,23,24,25}; TEvap^{3,8,9,11,13,18,25} e CB^{3,5,8,9,13,25}.

As tecnologias selecionadas para infiltração no solo foram o CB e a vala de infiltração (VI) — que deve ser plantada, pois as raízes facilitam a infiltração do esgoto tratado e a evapotranspiração (TONETTI *et al.*, 2018), cooperando para o aproveitamento dos nutrientes. Já o poço de infiltração e o filtro de *mulch* foram rejeitados por serem idealizados para pequenas vazões (BRASIL, 2018) e pouco citados na literatura brasileira. O canteiro de infiltração e evapotranspiração foi descartado, pois pode abranger algumas tecnologias sustentáveis, como WC e TEvap, segundo especialistas. E o sumidouro foi preterido em relação à VI, pois o solo do PEF de Porto Índio é pouco permeável.

A solução proposta para o manejo do lodo em quartéis isolados foi a sugerida pela Funasa (BRASIL, 2017) e ratificada por Tonetti *et al.* (2018): coleta por meio de uma bomba manual e tratamento via leito de secagem e compostagem simplificados, sendo algumas melhorias passíveis de serem aplicadas. Por exemplo, a coleta do lodo por meio de tanques de sucção de pequeno porte, apesar das desvantagens — dependência de energia elétrica e/ou combustível, bem como maior frequência de manutenção —, reduz os riscos aos operadores em relação à bomba manual. E o leito de secagem pode ser projetado segundo a NBR 12209/2011, dispensando o tratamento complementar de compostagem simples.

Combinando-se as tecnologias selecionadas em cada etapa da gestão de efluentes, 11 configurações de arranjos tecnológicos de sistemas descentralizados de esgotamento sanitário foram obtidas (**Tabela 2** e **Figura 2**): sistemas individuais com separação de efluentes na fonte (alternativas 1, 2 e 3), sistemas individuais para tratar esgoto doméstico convencional (alternativas 4 a 7) e sistemas semicoletivos para tratar esgoto doméstico convencional de um número reduzido de domicílios (alternativas 8 a 11). Não é viável utilizar sistemas semicoletivos que separam os efluentes na fonte devido à falta de segregação nas redes prediais das edificações. Além disso, por simplicidade e para reduzir

Tabela 1 - Tecnologias excluídas para o tratamento de esgotos domésticos em bases militares isoladas.

	Tecnol. Não consolidada	Depen. en. elé.	Complex. op./manut.	Manut. frequente	Tecnologia comercial	Dificuldades adicionais
Evapotranspiração e tratamento de água cinza clara ^{9,22}	x - pouca aplicação prática					Não haverá separação completa de efluentes
Sistemas industrializados ^{15,20}					x	
Vermifiltro ^{3,14,25}	x - s/normas e padrões			x - retirar húmus		
Biosistema integrado ^{6,13,25}			x	x		Produção de biogás insuficiente
<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket - Compacto</i> ^{7,9,24,25}	x - poucos estudos em escalas menores	x - às vezes	x		x - opções comerciais	Produção de biogás insuficiente
Wetlands construídos (WC) sistema francês ^{3,8,9,13,16,19,22,23,24,25}	x - pouco uso no Brasil	x - se bombas	x - bombas e sifões			Não indicado p/ tratamento dentro do próprio lote
Biodigestor ^{3,4,8,12,13,24,25}			x	x		Construção mais difícil e cara; biogás insuficiente.
Reator Anaeróbico Compartimentado ^{4,8,10,12,24,25}	x - pouco uso no Brasil					Construção mais difícil e cara
*WC de fluxo subsuperficial vertical (WCV) ^{3,8,9,13,16,19,22,23,24,25}		x - se bombas	x - bombas e sifões			Não colocar tubulações acima do meio suporte
WC de fluxo superficial ^{3,8,9,13,16,19,22,23,24,25}	x - pouco uso no Brasil					Não indicado p/ tratamento dentro do próprio lote
Vala de filtração e Filtro de areia ^{2,9,25}			x	x	x - opções comerciais	Indicado só se não der p/ usar outro sistema mais barato
Fossa séptica biodigestora ^{5,8,13,21,25}	x - recomenda-se mais estudos			x - fonte de esterco	x - opções comerciais	
Filtro de <i>mulch</i> ^{5,8,17,25}	x - pouco uso no Brasil					Adequado a pequenas vazões

*Excluída apenas para tratar esgoto doméstico, sendo aplicável a águas cinzas com uso de sifões; ¹(ABNT, 1993); ²(ABNT, 1997); ³(CASTAGNA *et al.*, 2019); ⁴(ELVAS e SY 2005); ⁵(FIGUEIREDO, 2019); ⁶(FONSECA, 2008); ⁷(FRANCESCHINI, 2018); ⁸(BRASIL, 2018); ⁹(BRASIL, 2019b); ¹⁰(BRASIL, 2019a); ¹¹(HU *et al.*, 2016); ¹²(LE JALLÉ *et al.*, 2012); ¹³(MACHADO *et al.*, 2019); ¹⁴(MADRID *et al.*, 2019); ¹⁵(MARTINETTI, 2015); ¹⁶(METCALF e EDDY *et al.*, 2007); ¹⁷(MOREL e DIENER, 2006); ¹⁸(PAULO *et al.*, 2019); ¹⁹(SANTOS, 2019); ²⁰(SARRI, 2018); ²¹(SENAR, 2019); ²²(SEZERINO *et al.*, 2021); ²³(VON SPERLING e SEZERINO, 2018); ²⁴(TILLEY *et al.*, 2014); ²⁵(TONETTI *et al.*, 2018); ²⁶(WHO, 2006).

Tabela 2 - Alternativas para o gerenciamento dos esgotos domésticos em bases militares isoladas.

nº	Interface com o usuário	Coleta e transporte	Tratamento de AE	Tratamento de AC	Gestão do lodo	Disposição final - Infiltração no solo
1	Pontos de geração de AE: bacias sanitárias com caixa acoplada sem separação de urina e mictórios com descarga	AE e AC coletadas separadamente e tratadas em sistemas individuais	TEvap (sistema individual)	CB (sistema individual)	-	-
2				WCH (sistema individual)		Apenas para AC: VI (plantada)
3				WCV (sistema individual)		Apenas para AC: VI (plantada)
4	Pontos de geração de AC: pias, tanques, máquinas de lavar e ralos.	Esgoto convencional (AE+AC) coletado sem separação e tratado em sistema individual	TS + FAN (sistema individual)	Leito de secagem e compostagem	VI (plantada)	
5					CB	
6					VI (plantada)	
7					CB	
8	Pontos de geração de AC: pias, tanques, máquinas de lavar e ralos.	Esgoto convencional (AE+AC) coletado sem separação de forma semicoletiva e transportado via rede coletora condominial	TS + FAN (sistema semicoletivo de um número reduzido de domicílios)	Leito de secagem e compostagem	VI (plantada)	
9					CB	
10					VI (plantada)	
11			TS + WCH (sistema semicoletivo de um número reduzido de domicílios)		CB	

AE: águas escuras; AC: águas cinzas; TEvap: tanque de evapotranspiração; CB: círculo de bananeiras; WCH: *wetlands* de fluxo subsuperficial horizontal; VI: vala de infiltração; WCV: *wetlands* de fluxo subsuperficial vertical; TS: tanque séptico; FAN: filtro anaeróbico.

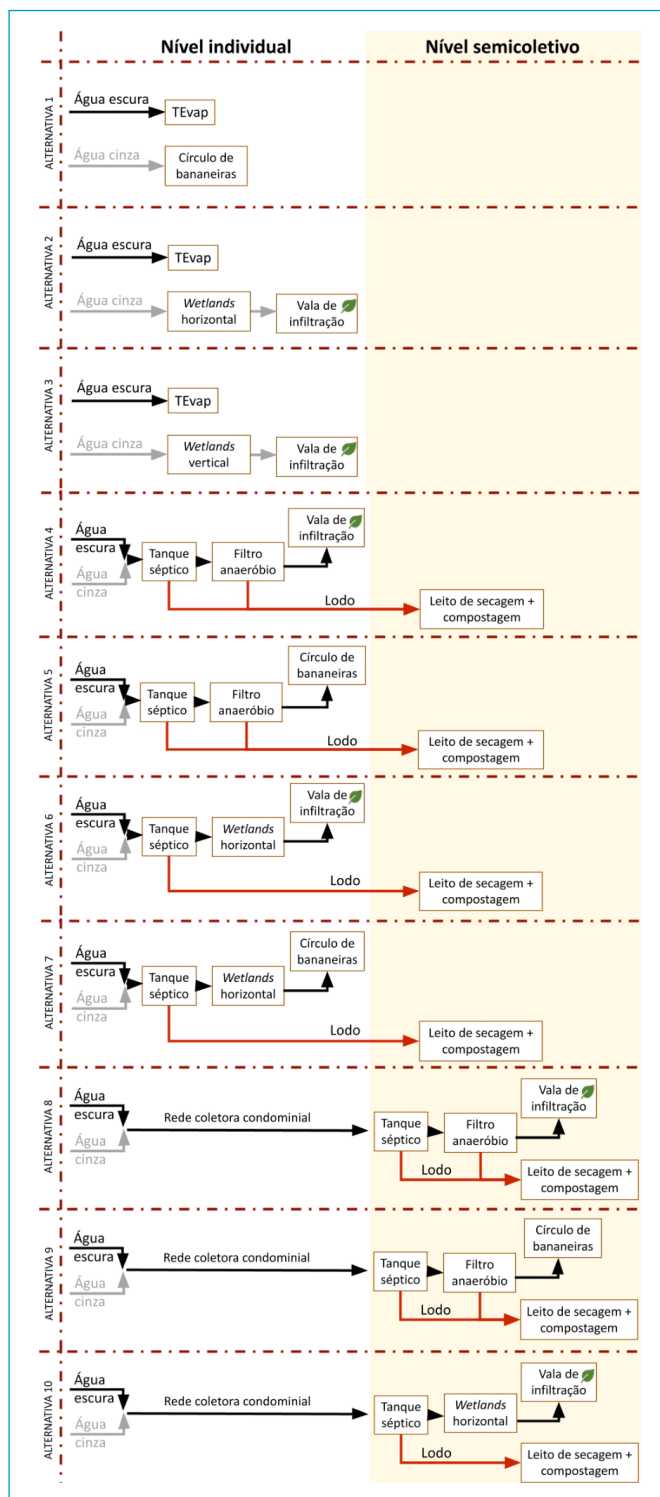


Figura 2 - Alternativas para a gestão de efluentes em bases militares isoladas (tratamento e disposição final).

custos, o CB não foi considerado apenas para disposição final de AC, já que é capaz de tratá-las, diferentemente da VI, cuja eficiência para tratamento de AC ainda está em estudo (TONETTI *et al.*, 2018).

As 11 alternativas são passíveis de ser empregadas, segundo a literatura, para a gestão dos efluentes domésticos em instalações militares isoladas brasileiras, em especial o PEF de Porto Índio, ou em países semelhantes. As tecnologias elencadas são normalmente empregadas em comunidades remotas, buscam seguir os princípios da sustentabilidade e, embora nem todas estejam previstas nas normas brasileiras, têm respaldo técnico e se encontram em documentos de órgãos brasileiros (BRASIL, 2018, 2019b) e nas diretrizes do PNSR (BRASIL, 2019b). A única mudança pode ser substituir a VI por sumidouro, a depender do tipo de solo e do nível do lençol freático do local avaliado.

Os sistemas que tratam de esgoto doméstico convencional se destacam porque podem ser instalados nas edificações já existentes dos quartéis isolados. Por outro lado, o manejo do lodo é necessário e, apesar de o leito de secagem e a compostagem serem uma solução satisfatória, envolvem maiores custos, riscos à saúde e complexidade de operação e manutenção. Já os sistemas com separação de efluentes na fonte são os mais sustentáveis e recomendados, pois fecham o ciclo de nutrientes e proporcionam outros benefícios, como redução da produção de esgoto, possibilidade de reaproveitamento de recursos e maior eficiência do tratamento (BRASIL, 2018, 2019a; MACHADO *et al.*, 2019; SUSTAINABLE SANITATION ALLIANCE, 2008). Ainda, neste trabalho, tais cenários foram construídos de modo a não exigir a remoção de lodo. Consequentemente, sugere-se que nos novos projetos de obras no EB, particularmente nos PEFs, a separação de efluentes na fonte seja incentivada.

Diante disso, os sistemas com separação de efluentes na fonte têm grande potencial de aplicação no país em longo prazo. Inclusive, em diferentes comunidades isoladas eles já são passíveis de serem implantados, pois é comum a água do vaso estar separada do restante do esgoto (TONETTI *et al.*, 2018). Por outro lado, redes prediais com separação completa dos efluentes ainda são uma realidade bem distante no Brasil e por isso não foram abordadas neste trabalho.

Além das 11 configurações, as tecnologias apresentadas em cada etapa da gestão de efluentes, desde a coleta até a disposição final, e os seus critérios de exclusão constituem valiosas fontes de consulta para estudos de concepção de

projetos de obras em comunidades isoladas, sobretudo no âmbito de novos empreendimentos públicos ou comerciais e, em particular, dos PEFs do EB. Nesse contexto, é importante destacar que os arranjos tecnológicos foram elaborados visando à minimização dos custos, mas sem deixar de cumprir as exigências da legislação ambiental. Isso significa que foram selecionadas apenas as tecnologias essenciais para garantir que os efluentes tratados possam ser descartados no solo sem causar poluição ou contaminação das águas superficiais e subterrâneas, conforme estabelecido no artigo 2º da Resolução CONAMA nº 430, de 2011 (BRASIL, 2011).

Ademais, para que a instalação do sistema de saneamento na base militar estimule a replicação no entorno, sugere-se o estabelecimento de uma política por meio da qual os membros das comunidades acompanhem a instalação, a operação e a manutenção dos sistemas nos quartéis isolados. Em caso de sistemas semicoletivos e/ou estruturas para a gestão do lodo, recomenda-se também a coordenação da liderança local para a instalação e operação.

4. CONCLUSÕES

As principais conclusões são:

- Onze alternativas são propostas como soluções possíveis e adequadas para o gerenciamento de esgotos domésticos em instalações militares isoladas e que também podem ser aproveitadas em comunidades isoladas civis:
- três sistemas individuais com separação de efluentes na fonte: 1) TEvap (AE) e CB (AC), 2) TEvap (AE), WCH e VI (AC), 3) TEvap (AE), WCV e VI (AC); quatro sistemas individuais para tratar esgoto doméstico convencional: 4) TS, FAN e CB, 5) TS, FAN e VI, 6) TS, WCH e CB, 7) TS, WCH e VI; e, ainda, quatro sistemas semicoletivos para tratar esgoto doméstico convencional de um número reduzido de domicílios, com os mesmos arranjos dos sistemas individuais. Dependendo do local avaliado, o sumidouro pode ser priorizado em relação à VI.
- Os sistemas de saneamento, as tecnologias elencadas e o seu processo de seleção podem ser utilizados nas etapas de concepção de projetos de obras em comunidades isoladas, sobretudo para instalações militares.
- Leito de secagem e compostagem simplificados são uma solução satisfatória para o manejo do lodo no local, apesar das desvantagens.
- Sugere-se a implantação das alternativas que envolvem a separação de efluentes na fonte sempre que for possível, o que, no caso dos quartéis isolados do EB, é aplicado às novas edificações a serem construídas.
- Uma política de envolvimento da liderança das comunidades civis adjacentes com a implantação do sistema de saneamento na base militar isolada pode contribuir para a ampliação do saneamento.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro: ABNT, 2011.

BRASIL. *Lei nº 14.026*, de 15 de julho de 2020. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), entidade

federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, integrante do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Singreh) e responsável pela instituição de normas de referência para a regulação dos serviços públicos de saneamento básico. Brasília: Diário Oficial da União, 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. *Tecnologia de tratamento de lodo de tanque séptico unifamiliar conjuntamente com resíduos sólidos orgânicos aplicada em municípios de pequeno porte do semiárido paraibano* - Tectraloro. Brasília: Funasa, 2017, p. 7-37. (8º Caderno de pesquisa em Engenharia de Saúde Pública).

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. *CataloSan*: catálogo de soluções sustentáveis de saneamento - gestão de efluentes domésticos. Campo Grande: UFMS, 2018.

- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. *Programa Nacional de Saneamento Rural*. Brasília: Funasa, 2019a.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. *Manual de Saneamento*. 5 ed. Brasília: Funasa, 2019b.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução CONAMA nº 430*, de 13 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. Brasília: Diário Oficial da União, 2011.
- CASTAGNA, G.; BARROS, L.; SAMORA, P.; YAMAMOTO, P.; DIAS, J. *Guia Prático Manejo da Água*. 2 ed. São Paulo: IPESA, 2019.
- ELVAS, L.; SY, J. *Philippines sanitation sourcebook and decision aid (English)*. Water and Sanitation Program (WSP) Washington, D.C.: World Bank Group, 2005.
- FIGUEIREDO, I. C. S. *Tratamento de esgoto na zona rural: diagnóstico participativo e aplicação de tecnologias alternativas*. 2019. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2019.
- FIRMANSYAH, I.; CARSHJENS, G. J.; DE RUIJTER, F. J.; ZEEMAN, G.; SPILLER, M. An integrated assessment of environmental, economic, social and technological parameters of source separated and conventional sanitation concepts: A contribution to sustainability analysis. *Journal of Environmental Management*, v. 295, n. 1, p. 113131, 2021.
- FONSECA, A. R. *Tecnologias sociais e ecológicas aplicadas ao tratamento de esgotos no Brasil*. 2008. Dissertação (Mestrado) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2008.
- FRANCESCHINI, G. *Tecnologias de baixo custo para tratamento de esgoto rural: reator UASB e Fossa Séptica Econômica*. 2018. 126f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade Estadual Paulista, 2018.
- GOVERNO DO ESTADO DE MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Econômico. Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. *Geoambientes na faixa de fronteira do MS - GT NFMS*. Campo Grande: SEMADE/IMASUL, 2016.
- HU, M.; FAN, B.; WANG, H.; QU, B.; ZHU, S. Constructing the ecological sanitation: A review on technology and methods. *Journal of Cleaner Production*, v. 125, p. 1-21, 2016.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo Brasileiro Demográfico 2010. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.
- LE JALLÉ, C.; BAEHRE, C.; NGNIKAM, E.; DÉVILLE, D.; ILY, J.-M. *CMS guide nº 1: How to develop a concerted municipal strategy for water and sanitation*. Concerted Municipal Strategies (CMS), a program coordinated by the Municipal Development Partnership (MDP) and programme Solidarité Eau (pS-Eau), 2012.
- MACHADO, G. C. X. M. P.; ROALE, C.; SOBRINHO, F. X.; RUPRECHT, T.; OLIVEIRA, F. J. R. *Caminhos e cuidados com as águas: faça você mesmo seu sistema de saneamento ecológico*. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2019.
- MADRID, F. J. P. Y. L.; SCHNEIDER, J.; MARQUES, M. M. S.; PARIZOTTO, M. C.; FIGUEIREDO, I. C. S.; TONETTI, L. A. Vermifiltração: o uso de minhocas como uma nova alternativa para o tratamento de esgoto. *Revista DAE*, v. 67, n. 220, p. 128-140, 2019.
- MARTINETTI, T. H. *Análise da sustentabilidade de sistemas locais de tratamento de efluentes sanitários para habitações unifamiliares*. 2015. 310f. Tese (Doutorado em Ciências Exatas e da Terra) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2015.
- METCALF & EDDY, INC. AN A. C.; ASANO, T.; BURTON, F.; LEVERENZ, H. *Water reuse: issues, technologies, and applications*. New York: McGraw-Hill Education, 2007.
- MOREL, A.; DIENER, S. *Greywater management in low and middle-income countries: Review of different treatment systems for households or neighbourhoods*. Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), 2006.
- PAULO, P.L.; GALBIATI, A.F.; MAGALHÃES FILHO, F.J.C.; BERNARDES, F. S.; CARVALHO, G. A.; BONCZ, M. A. Evapotranspiration tank for the treatment, disposal and resource recovery of blackwater. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 147, p. 61-66, 2019.
- SANTOS, A. B. (org). *Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais*. Foteleza: Imprece, 2019.
- SARRI, R. F. *Proposta de tambor séptico biodigestor para Várzea Amazônica e sua contribuição para o tratamento de esgoto na conservação dos recursos hídricos*. 2018. 107f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) - Universidade do Estado do Amazonas, Manaus, 2018.
- SERVIÇO NACIONAL DE APRENDIZAGEM RURAL (SENAR). *Saúde: saneamento rural*. Brasília: SENAR, 2019.
- SEZERINO, P. H.; PELISSARI, C. (orgs.). *Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras*. Curitiba: Brazil Publishing, 2021.

SUSTAINABLE SANITATION ALLIANCE (SUSANA). Towards more sustainable sanitation solutions Towards more sustainable sanitation solutions. 2008. Disponível em: <<https://www.susana.org/en/knowledge-hub/resources-and-publications/library/>>. Acesso em: 6 abr. 2022.

TILLEY, E.; ULRICH, L.; LÜTHI, C.; REYMOND, P.; ZURBRÜGG, C. *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. 2 ed. Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), 2014.

TONETTI, A. L.; BRASIL, A. L.; MADRID, F. J. P. Y L.; FIGUEIREDO, I. C. S.; SCHNEIDER, J.; CRUZ, L. M. O.; DUARTE, N.; FERNANDES, P. M.; LIMA COASACA, R.; GARCIA, R. S.; MAGALHÃES, T. M. *Tratamento*

de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções. Campinas: Biblioteca/Unicamp, 2018.





UNITED NATIONS. *Sustainable development knowledge platform*. Disponível em: <<https://sdgs.un.org/>>. Acesso em: 8 nov. 2022.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. *Boletim Wetlands Brasil*, Edição Especial, dezembro/2018, p. 65, 2018. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/boletins/>>. Acesso em: 7 abr. 2022.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta, and greywater*. 3 ed. Geneva: WHO, 2006.

Avaliação do processo de compostagem de lodo proveniente de estação de tratamento de esgoto: legislação, parâmetros biológicos, comportamento dos nutrientes, e condições físico-químicas

Evaluation of the sludge composing process from wastewater treatment process: legislation, biological parameters, nutrient behavior, and physicochemical conditions

Suzete Maria Lenzi Caminada^{1*} , Miriam Moreira Bocchiglieri² ,
Wanderley da Silva Paganini³ , Edivaldo Domingues Velini⁴ 

RESUMO

A necessidade de recuperação de solos erodidos e empobrecidos tem sido amplamente estudada, tendo como uma das práticas recomendadas para essa finalidade a utilização de lodos de esgotos em solos agrícolas, considerando-se a abordagem de avaliação de risco, para garantir a segurança ambiental e a saúde pública. A utilização do lodo como insumo agrícola promove a reciclagem dos nutrientes, fornecendo, ainda, matéria orgânica ao solo, estocando carbono na forma de compostos estáveis e não liberando CO₂ na atmosfera. A partir da utilização agrícola do lodo, podem-se reduzir os custos de transporte e disposição final dos lodos em aterros, por exemplo. Alguns casos viabilizados no país mostram que o interesse é grande por parte dos produtores agrícolas, tanto em larga escala de produção quanto em relação aos produtores familiares, visto que o biossólido produzido pode reduzir em torno de 60% o consumo de fertilizantes fosfatados. Diante do potencial brasileiro para o desenvolvimento da compostagem do lodo de esgoto com finalidades agrícolas, o objetivo deste trabalho foi acompanhar e avaliar o desenvolvimento do processo de compostagem utilizando o lodo desaguado proveniente de estação de tratamento de esgoto (ETE) visando apresentar informações que possam contribuir para aprimorar os conhecimentos sobre essa prática.

Palavras-chave: compostagem; biossólido; Lodo de ETE.

ABSTRACT

The need to recover eroded and impoverished soils has been widely studied. One of the recommended practices for this purpose is using sewage sludge in agricultural soils, considering the risk assessment approach to ensure environmental safety and public health. Using sludge as an agricultural input promotes the recycling of nutrients, providing organic matter to the soil, storing carbon in the form of stable compounds, and not releasing CO₂ into the atmosphere. From the agricultural use of sludge, transport costs and final disposal of sludge in landfills, for example, can be reduced. Some cases carried out in the country show the interest in agricultural producers, both in large-scale production and concerning family producers, since the biosolid produced can reduce the consumption of phosphate fertilizers by around 60%. Given the Brazilian potential for developing sewage sludge composting for agricultural purposes, the objective of this work was to monitor and evaluate the development of a composting process using dehydrated sludge from WWTP to present information that can contribute to improving knowledge about this practice.

Keywords: compost; biosolid; STS sludge.

¹Doutora em Ciências pela Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo (USP).

²Doutora em Ciências pela Faculdade de Saúde Pública da USP.

³Professor Livre Docente da Faculdade de Saúde Pública da USP.

⁴Professor Titular da Faculdade Ciências Agrônômicas da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP).

*Endereço para correspondência: Avenida Antártica, 720 - Casa 109 - Santa Úrsula, Jaguariúna-SP, CEP: 13918-000. e-mail: slcaminada@gmail.com

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, a destinação final do lodo de esgotos permaneceu em segundo plano considerável período e, em muitos casos, o lodo foi acumulado nas áreas próximas às estações, resultando em riscos ambientais imprevisíveis. As características do lodo gerado são dependentes do tipo de esgoto, do processo e do grau de tratamento, do tipo de lodo (primário, secundário, terciário), sendo que sua destinação ocorre em função do processo de tratamento utilizado, de seu condicionamento, de sua desidratação e estabilização, bem como da quantidade e da qualidade produzida (TSUTIYA *et al.*, 2002).

Uma das questões mais importantes para a gestão de águas residuárias diz respeito ao tratamento e à disposição ambientalmente correta e econômica para o lodo de esgoto, seja o tratamento biológico ou o físico-químico. Entre as muitas estratégias utilizadas para solucionar tal problema, o uso agrícola é o mais econômico e ambientalmente conveniente. Seu alto teor de carbono orgânico (C.O), nitrogênio (N) e fósforo (P) faz com que ele se torne valiosa fonte de nutrientes para a agricultura (TSUTIYA *et al.*, 2002; NUVOLARI, 2009).

Considerando-se a utilização de biossólidos na agricultura, a compostagem é um dos procedimentos mais eficientes de estabilização de lodo de esgotos, visto que se trata de um processo de bio-oxidação aeróbia, exotérmica, de um substrato orgânico heterogêneo no estado sólido. Realizado por uma população complexa de microrganismos, é caracterizado por ter como produto água e CO₂, com simultânea liberação de matéria orgânica, que se estabiliza após a maturação. O composto maturado é um produto estável e rico em matéria orgânica formada por colóides húmicos que atuam sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. As temperaturas do processo eliminam os microrganismos patogênicos e permitem manuseio do composto sem risco para o ambiente (CARVALHO, 2002).

Carvalho (2002) descreve o processo no qual o lodo é misturado com um agente estruturante, para melhoria de suas propriedades físicas, aumentando a porosidade, sendo a mistura distribuída em leiras triangulares com dimensões variáveis. O tipo de material estruturante utilizado, assim como a proporção (lodo: material estruturante), deve ser avaliado considerando-se as diferentes características físicas e químicas do lodo a ser utilizado no processo, devido à grande variabilidade na composição e nas propriedades do lodo. O controle de temperatura e a periodicidade de revolvimento da leira são fundamentais para que o processo ocorra de forma controlada e atenda aos parâmetros estabelecidos pela legislação quando o biossólido atinge a estabilização.

As leiras são revolvidas periodicamente por tratores apropriados ou pá carregadeiras. Nesse revolvimento são eliminados os gases produzidos na fermentação e é fornecido ar ao sistema: por difusão e convecção, o material a ser compostado recebe o oxigênio necessário para as reações aeróbias da compostagem, sendo essa a descrição mais simples do sistema, produzindo um composto de boa qualidade, quando bem monitorado.

Brady e Weil (2013) mostram a relação de nutrientes essenciais e o desenvolvimento de plantas, mencionando que o nitrogênio é indispensável para que as plantas possam fazer uso do carboidrato; o fósforo auxilia nos processos de fotossíntese, fixação de nitrogênio, floração, frutificação e sazonalidade; e o potássio é essencial para a absorção de água pelas raízes.

As propriedades do biossólido são semelhantes às de outros produtos orgânicos usados normalmente na agricultura, portanto, em termos de resultados agrônomicos, o biossólido poderia ser aplicado à maioria das culturas. Porém, por precaução, principalmente em relação aos patógenos, o uso de biossólidos

(mesmo higienizados) para horticultura e demais produtos consumidos crus que tenham contato direto com o biossólido permaneceu vetado por muitos anos. Segundo Mota (2006), as culturas mais recomendadas para a aplicação do biossólido são aquelas cujos produtos são consumidos após a industrialização, tais como milho, feijão, soja, canola, trigo, aveia, forrageiras para adubação verde, dentre outros. Somente com a publicação da Resolução CONAMA nº 498/2020 (BRASIL, 2020) foram estabelecidos critérios e condições que permitem a aplicação de biossólidos no cultivo de alimentos consumidos crus.

A Figura 1 apresenta os principais destinos para o lodo observados na União Europeia (UE). Verifica-se que países como Portugal, Irlanda, Reino Unido, Luxemburgo e Espanha destinam mais de 75% do lodo gerado para o uso agrícola. Atualmente, um programa intitulado “*National Biosolid Research Program — NBRP*” (GOVERNMENT OF WESTERN AUSTRALIA, 2012) está em andamento, sendo um de seus objetivos validar ou adequar os padrões de qualidade existentes.

Diversas tecnologias para o processamento do lodo são utilizadas nos países da UE. A escolha predominante é a aplicação direta na agricultura, seguida de compostagem, sendo que há uma variação entre os países da UE quanto a essas práticas, variando entre 0 (Malta, Eslovênia, Eslováquia) e 80% (Irlanda). Na Bulgária, mais de 50% do lodo é utilizado na agricultura, de acordo com dados de 2015 (HUDCOVÁ *et al.*, 2019).

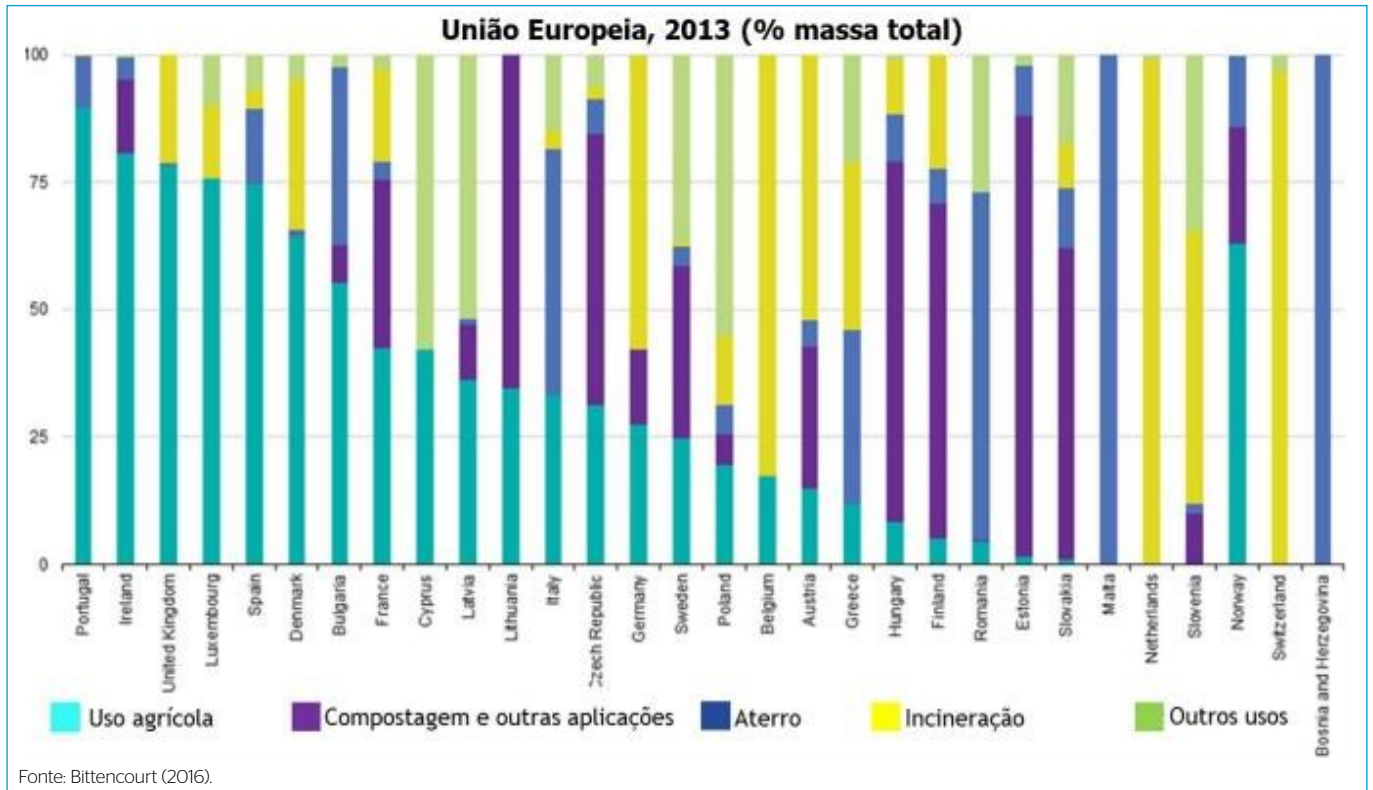
A Figura 2 apresenta o cenário brasileiro em relação à destinação do lodo. Verifica-se que, com exceção ao Paraná, há poucas iniciativas para reaproveitamento do lodo. Embora a disposição do lodo de esgoto para a agricultura seja uma das alternativas mais viáveis, a presença de elementos-traço, microrganismos patogênicos, poluentes orgânicos persistentes e, até mesmo, nutrientes encontrados no lodo representa fator limitante para sua destinação agrícola, principalmente no que se refere aos riscos de contaminação dos solos e transferência de nutrientes aos seres humanos por meio da cadeia alimentar, riscos de lixiviação dos nutrientes e riscos de infecção por patógenos (COSCIONE *et al.*, 2010).

Segundo Andreoli *et al.* (2014), os elementos que mais oferecem risco são: As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Mo, Pb, Se, Zn e Co. Embora os elementos-traço possam ser tóxicos para as plantas e os animais em determinadas concentrações, a quantidade presente nos biossólidos oriundos de esgotos domésticos não representa risco para os organismos vivos.

Com relação aos patógenos no lodo, Andreoli *et al.* (2014) discutem que a quantidade presente depende das condições socioeconômicas de cada país e região, das condições sanitárias nas quais foi gerado e dos métodos de tratamento aplicados.

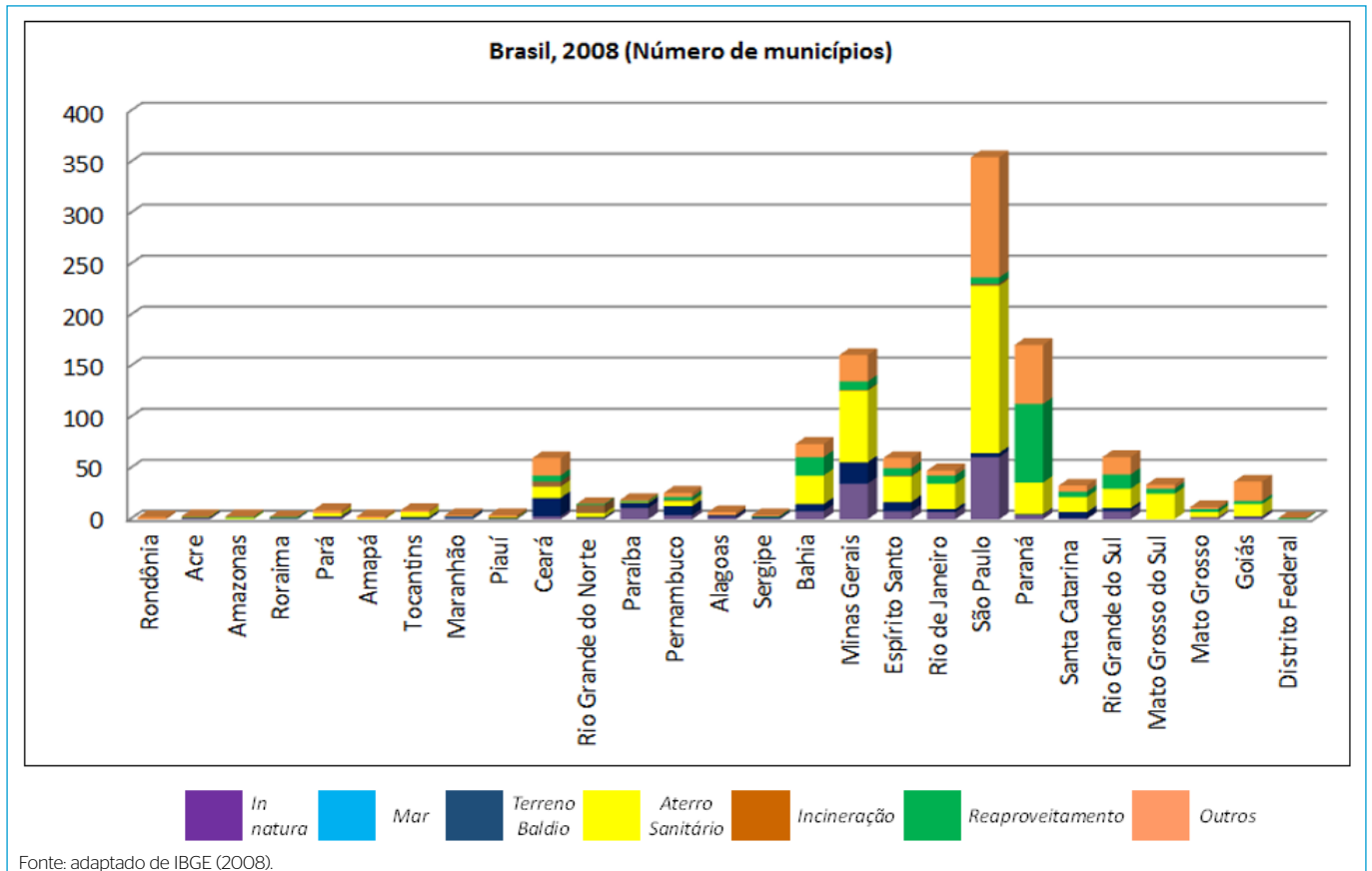
Em seu estudo, Guimarães *et al.* (2018) demonstram grande interesse por publicações que abordem o tema “poluentes orgânicos persistentes”, sendo os compostos farmacêuticos um dos mais citados (10 – 15% dos artigos): 12% dos artigos apontam a preocupação com o uso do lodo de esgoto contaminado com esses compostos. Segundo Saito (2007), apesar dos testes realizados com os produtos, não há informações sobre a ecotoxicologia desses poluentes, mas há grande preocupação com o uso prolongado e em larga escala.

Nesse contexto, Rodrigues *et al.* (2018) realizaram uma análise científica e constataram que os produtos farmacêuticos mais encontrados nas publicações entre os anos 1998 e 2016 foram: carbamazepina, acetaminofeno, diclofenaco, cafeína, ibuprofeno e triclosan. Dentre os hormônios, destacam-se nonifenol, 17-beta-estradiol, estrona, 17-alfa-etinilestradiol, estriol e bisfenol A.



Fonte: Bittencourt (2016).

Figura 1 - Destinação do lodo de estação de tratamento de esgoto nos países da Comunidade Europeia.



Fonte: adaptado de IBGE (2008).

Figura 2 - Destinação do lodo de estações de tratamento de esgotos no Brasil.

A movimentação dos contaminantes na água, no solo e no ar, bem como na interface entre esses diferentes compartimentos, é determinada por processos relacionados às propriedades químicas das substâncias e dos compartimentos ambientais. Caminada (2021) aborda o comportamento dos fármacos Atenolol, Carbamazepina, Clonazepam, Ibuprofeno, Paracetamol, Sinvastatina e Fluoxetina em biossólido, antes e após o processo de biorremediação por compostagem. Saito (2007) destaca que os países dão ênfase aos microrganismos e às substâncias inorgânicas, mas não estabelecem diretrizes para os poluentes orgânicos no que se refere à destinação agrícola do lodo.

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 498, de 19 de agosto de 2020 (BRASIL, 2020), estabelece critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos. O Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), por meio da Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009, estabeleceu normas sobre as especificações e garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Vale destacar que as abordagens entre CONAMA e MAPA diferem entre si: para o MAPA, o biossólido é um produto; já para o CONAMA, o lodo é tratado como um resíduo, estando, por isso, sujeito a uma série de controles prévios à sua aplicação em solo.

A utilização de lodo na agricultura na UE é regulada apenas pelos limites dos metais pesados (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn) listados na Diretiva Conselho Europeu 86/278/EEC (COUNCIL DIRECTIVE, 1986). Vários países europeus introduziram requisitos mais rigorosos do que a diretiva e adotaram limites para as concentrações de outros metais pesados, compostos orgânicos sintéticos e contaminação microbiana. Atualmente, discute-se a necessidade de atualizar esses regulamentos, tendo em conta os atuais riscos associados à aplicação de lodo em terrenos agrícolas, com a possibilidade de utilizar testes ecotoxicológicos para avaliação. A **Tabela 1** apresenta resumidamente as legislações e políticas de uso do lodo de esgotos em diferentes países.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Descrição da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido, em escala real, na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Lageado, localizada em Botucatu, no estado de São Paulo. A ETE utiliza o processo de tratamento em nível secundário, sendo constituída pelas seguintes unidades: tratamento preliminar (gradeamento e caixa de areia), tanque de equalização de vazão, reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA), tanque de aeração, decantadores secundários e desinfecção do efluente final, que é liberado em um corpo hídrico classificado como Classe II pelo Decreto Estadual nº 10.755/1977. O lodo gerado na estação é desaguado por processo mecânico de centrifugação até atingir teor de sólidos entre 20 e 25%. A produção de lodo é de aproximadamente 15 m³.dia.

2.2. Montagem da leira de compostagem

No presente estudo, adotou-se o processo de compostagem por leiras revolvidas. Desse modo, preparou-se uma leira específica para a pesquisa, com dimensões aproximadas de 2,75 × 8,0 × 0,85 m (**Figura 3**), contendo o lodo desaguado da ETE Lageado e material proveniente de podas de árvore (fonte de carbono), na proporção de 1:1. O volume total da leira foi de aproximadamente 20 m³,

sendo realizado o revolvimento da leira em três datas: 15 de maio de 2019, 07 de junho de 2019 e 24 de junho de 2019.

2.3. Preparo e conservação das amostras de lodo gerado na estação de tratamento de esgoto

O procedimento de amostragem adotado para o lodo foi a coleta simples, realizada segundo a NBR 10.007 (ABNT, 2004), conforme indicado a seguir:

- Amostragem de extrato proveniente do lodo bruto, coletada no afluente do adensador.
- Amostragem de extrato proveniente do lodo centrifugado/desaguado.
- Amostragem do material compostado, considerando-se o acompanhamento do processo de em leira de compostagem durante 75 dias, sendo que as amostras foram coletadas no início do processo (tempo zero), com 15, 30, 45, 60 e, posteriormente, 75 dias, garantindo-se a estabilização do biossólido compostado.

Após coletadas, as amostras foram identificadas, armazenadas em recipientes com tampa e transportadas para o Laboratório de Solos na Faculdade de Ciências Agrônomicas (FCA), da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), *Campus* Lageado, na cidade de Botucatu (SP). Os locais de amostragem do lodo podem ser visualizados na **Figura 4**.

2.4. Metodologia adotada para a determinação dos parâmetros de acompanhamento e monitoramento da leira de compostagem

A determinação do teor de umidade das amostras foi realizada no Laboratório da ETE Lageado, utilizando-se o analisador de umidade por infravermelho-GEHAKA, modelo IV-2000. A determinação dos demais parâmetros avaliados foi realizada no Laboratório de Solos da FCA, da UNESP, *Campus* Botucatu (SP). As amostras foram analisadas sem necessidade de conservação, visto que foram coletadas e realizadas no mesmo dia. O controle da temperatura foi realizado diariamente, considerando-se a profundidade em três pontos (fundo, meio e topo), assim como o comprimento, no início, no meio e no final da leira de compostagem, possibilitando calcular a média dos 9 pontos amostrados/dia. As metodologias utilizadas para determinação dos parâmetros de acompanhamento e monitoramento da leira de compostagem (**Tabela 2**) foram realizadas de acordo com o Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos e o Manual Laboratório Nacional de Referência Vegetal – Métodos Oficiais (LANARV, 1988), o qual foi utilizado para determinação da matéria orgânica.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Determinação e quantificação analítica do biossólido compostado (Faculdade de Ciências Agrônomicas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”)

Obtiveram-se dados primários durante o período de acompanhamento do processo de compostagem, com duração de 75 dias. Realizaram-se 6 campanhas de amostragem, a cada 15 dias, nas quais foram determinadas as propriedades físico-químicas e a composição dos nutrientes disponíveis. A umidade é um dos parâmetros físicos mais monitorados nos processos de compostagem, por ser de extrema importância para a eficiência da atividade microbiana, devendo

Tabela 1 – Comparação do estado atual e perspectivas futuras na legislação de gestão de lodo de esgoto em diversos países.

	Japão	EUA	Austrália	Nova Zelândia	UE27	Reino Unido	Alemanha	Grécia
Leis Fundamentais na Gestão de lodo de esgotos	Nova Lei de Esgoto (década de 1970) Lei de Fertilizantes (1950) Lei de Gestão de Resíduos e Limpeza Pública (1970) Lei de Contramedidas de Contaminação do Solo (2001) Lei de Gestão de Resíduos e Limpeza Pública (SS e cinzas)	Lei Federal de Controle da Poluição da Água (1972) Padrões para o Uso e Descarte de Lodo de Esgoto (regra 40 CFR Parte 503, 1993), Regra 40 CFR Partes 261 e 268 (para avaliando a toxicidade do resíduo de incineração de cinzas residuais) Regra do NHSM para incineração de SS (2011)	Lei Federal de Água Limpa (década de 1970) e as diferentes Diretrizes Estaduais para aplicação de Biossólidos em terra Lei Estadual de Fertilizantes e Lei de Resíduos	Diretrizes da Nova Zelândia para aplicação de Biossólidos em terra (2003)	Diretiva de Lamas de Esgoto (1986) Diretiva de Tratamento de Águas Residuais Urbanas (UWWTD, 91/271/EEC) Aterro de Resíduos (Diretiva 99/31/EC) Diretiva de Incineração de Resíduos (Diretiva 2000/76/EC)	Regulamentos de Uso de Lodo na Agricultura (1989) Código de Boas Práticas Agrícolas (1993) Matriz Segura de Lodo (SSM) (1998) Lei de Proteção Ambiental para incineração e aterro de SS (1990)	Portaria de Lodo de Esgoto (1992) Lei de Fertilizantes (1977) Portaria de Fertilizantes, Lei Federal de Controle de Emissões (1990) Lei de Resíduos (1994) Instruções Técnicas sobre Resíduos para Descarte Térmico SS (1993) Substância Fechada e Gerenciamento de Resíduos (alterada em 2012)	Métodos, condições e restrições sobre o uso na agricultura de lodo derivado do tratamento de resíduos domésticos e águas residuais municipais (1991) 'Plano Nacional de Gestão Biológica de Lodos' (2010, rascunho)
Eliminação oceânica	Proibido desde 2004	Proibido desde 1982	Em abandono (1% em 2010)	Desencorajado (10% em 2010)	Proibido desde 1999	Proibido desde 1998	Proibido	Proibido desde 2000
Aterro	Permitido apenas para cinzas de incineração; sendo desencorajado	Sendo desencorajado	Abandonado na maioria dos estados, exceto Virgínia	Principal método de descarte	Restrito para ser banido	Quase abandonado (<1%, 2010)	Aplicado somente quando matéria orgânica <3%	Desencorajado
Uso agrícola (parâmetros básicos inspecionados)	Não amplamente utilizado (carbonizado, seco e lodo compostado ou cinzas)	Uso principal (metal pesado, patógenos, redução atração vetores)	Uso principal (metal pesado, patógenos, redução atração vetores, contaminantes orgânicos)	Uso promovido, mas ainda escasso principal (metal pesado, patógenos, redução atração vetores, contaminantes orgânicos)	Uso principal (Metais pesados)	Uso principal (Metais pesados, patógenos)	Uso significativo, mas em declínio (Metais pesados, contaminantes orgânicos)	Promovido e crescente (Metais pesados)
Outros usos de aplicação no solo	Nenhum	Biossólido de 'Qualidade Excepcional' comercializado Paisagismo (composto)	Silvicultura, reivindicação de terras, minisites	Floresta, reivindicação de terras, minas	Paisagismo (composto)	Floresta, reivindicação de terras	Paisagismo (composto)	Produtos de compostagem de biossólidos
Tratamento térmico	Uso principal (altamente promovido >70%)	Uso moderado. Métodos térmicos cada vez mais promovidos considerando o uso de energia renovável	Não preferido, aplicação limitada	Não aplicado	Aumento, principalmente na UE12	Não preferido	Uso importante (aumentando ultimamente > 50%)	Uso importante recentemente (> 50%)
Recuperação de fósforo de lodo de esgotos	Aplicações comerciais altamente promovidas	Visto como uma necessidade, nenhuma medida especial tomada	Visto como uma necessidade	Ainda não	desenvolvido como uma alta prioridade	A ser desenvolvido	Desenvolvimento em larga escala. Os regulamentos estão em desenvolvimento.	Ainda não
Expectativa de mudanças na legislação	Incluir o uso de fósforo recuperado e energia renovável	Regras mais rígidas para aplicação no solo. A energia renovável e os métodos térmicos serão promovidos.	Minimização do descarte no oceano/aterros sanitários. Extensão de usos agrícolas - energia renovável	Minimização do descarte no oceano/aterros sanitários. Extensão de usos agrícolas - energia renovável	Regras mais rígidas para aplicação no solo e recuperação de fósforo. A energia renovável será promovida	A recuperação de fósforo das águas residuais pode ser um alvo futuro	Regras mais rígidas na agricultura. Regras para recuperação de fósforo de lodo de esgotos. Revisão da lei de fertilizantes. Regras de energia renovável	Minimização do descarte em aterros. Extensão dos usos agrícolas - energia renovável

Fonte: adaptado de Christodoulou e Stamatelato (2016).



Figura 3 - Instalação do sistema compostagem.

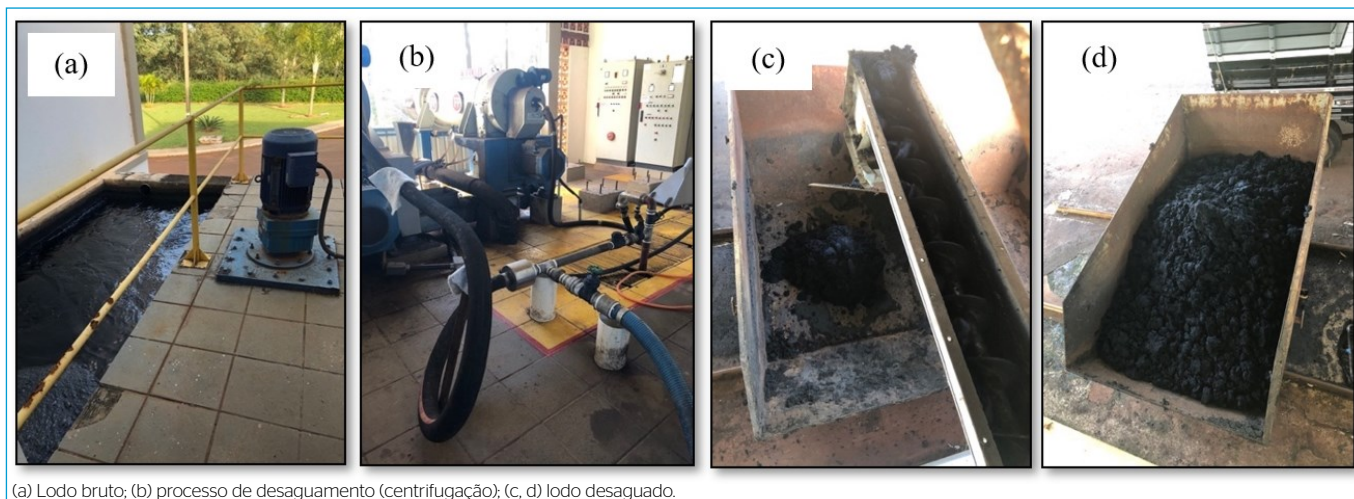


Figura 4 - Locais de amostragem referente ao lodo gerado estação de tratamento de esgoto.

Tabela 2 - Metodologias utilizadas nas para determinação dos parâmetros de acompanhamento e monitoramento da leira de compostagem.

Parâmetro	Metodologia
Preparo da amostra para análise - fertilizantes sólidos	A.1 - p.137
Determinação da umidade a 65 °C (U ₆₅)	D.1 - p.140
Determinação pH	D.2 - p.140
Nitrogênio total	E.11 - p.141
Fósforo total	E.2.3.2 - p.145
Potássio solúvel em água	E.6 - p.149
Cálcio e magnésio	E.7.2.1.3 - p.154
Enxofre	E.8.2.1.1 - p.157
Boro	E.9.2.2.1 - p.158
Micronutrientes (Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Zn)	Espectrometria de absorção atômica - p.160

Fonte: adaptado de MAPA (2017).

ser mantida, no interior da leira, em torno de 60%. Os resultados obtidos para a caracterização do teor de umidade do lodo bruto, do lodo desaguado e do material estruturante podem ser vistos na Tabela 3.

Tabela 3 - Teor de umidade.

Amostras	Teor umidade (%)
Lodo bruto	94,6
Lodo desaguado	69,6
Material estruturante (poda de árvore)	17,9

Vários fatores são importantes durante a compostagem, entre os quais merecem destaque a aeração, a temperatura, a umidade, a relação C/N, o pH, a estrutura e os fatores físico-químicos. Os dados obtidos no acompanhamento do processo de compostagem, sobre condições físico-químicas e nutrientes (% ao natural), estão apresentados em gráficos de dispersão, SigmaPlot, versão 12.5, representados nas Figuras 5 a 10 e na Tabela 4.

3.2. Características exigidas pela legislação para fertilizante composto Classe D

A utilização de biossólido proveniente de lodo de ETE para fins agrícolas deve atender às condições estabelecidas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), por meio da Instrução Normativa nº 61, de 8 de julho de 2020, que estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, entre outros, dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes destinados

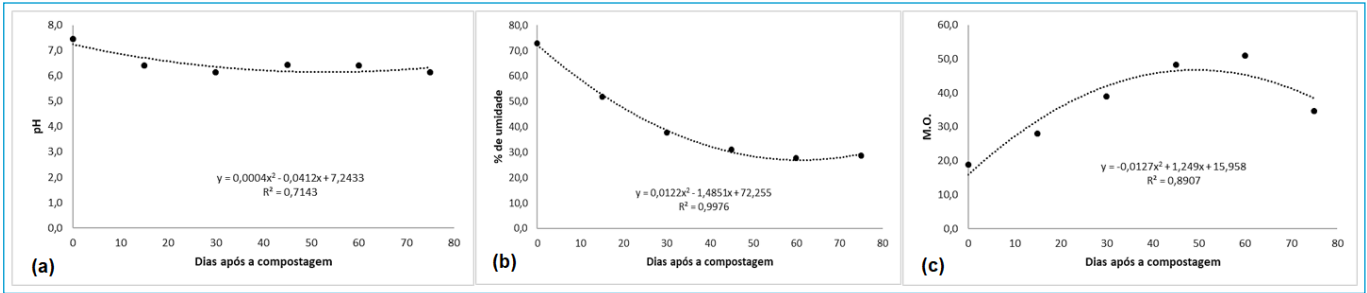


Figura 5 - (a) Potencial hidrogeniônico (pH), (b) teor umidade e (b) matéria orgânica (M.O.).

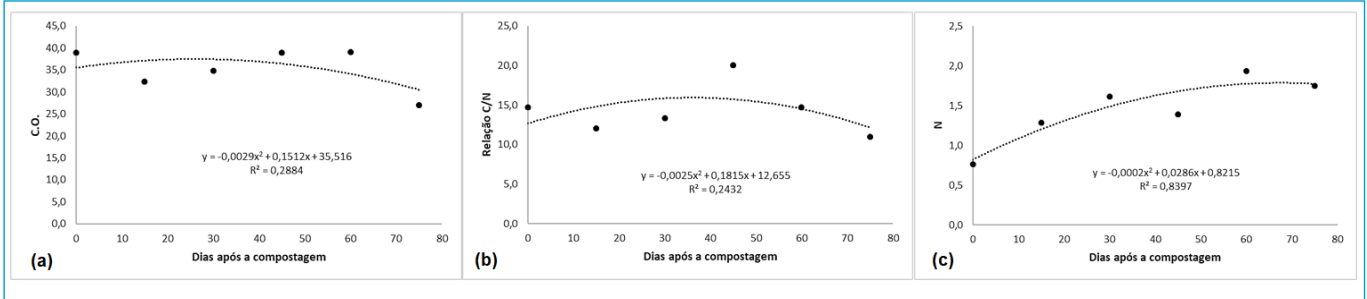


Figura 6 - (a) Carbono orgânico (C.O), (b) relação carbono/nitrogênio (C/N) e (c) nitrogênio (N).

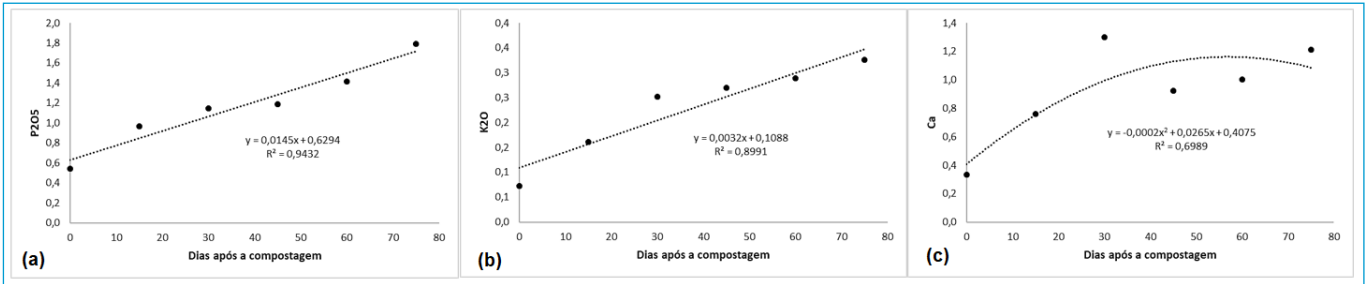


Figura 7 - (a) Fósforo (P₂O₅), (b) potássio (K₂O) e (c) cálcio (Ca).

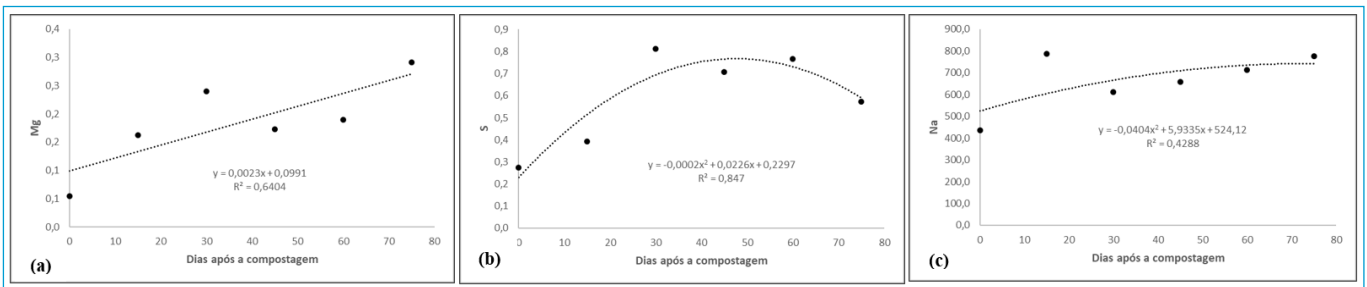


Figura 8 - (a) Magnésio (Mg), (b) enxofre (S) e (c) sódio (Na).

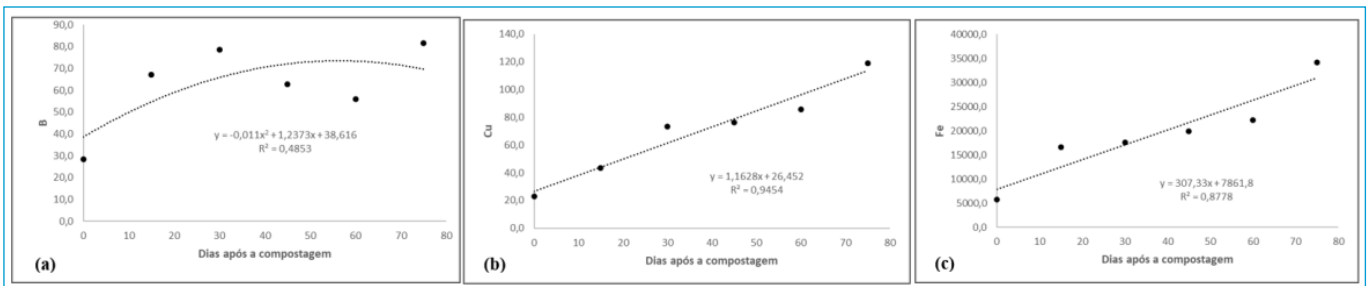


Figura 9 - Boro (B), cobre (Cu) e ferro (Fe).

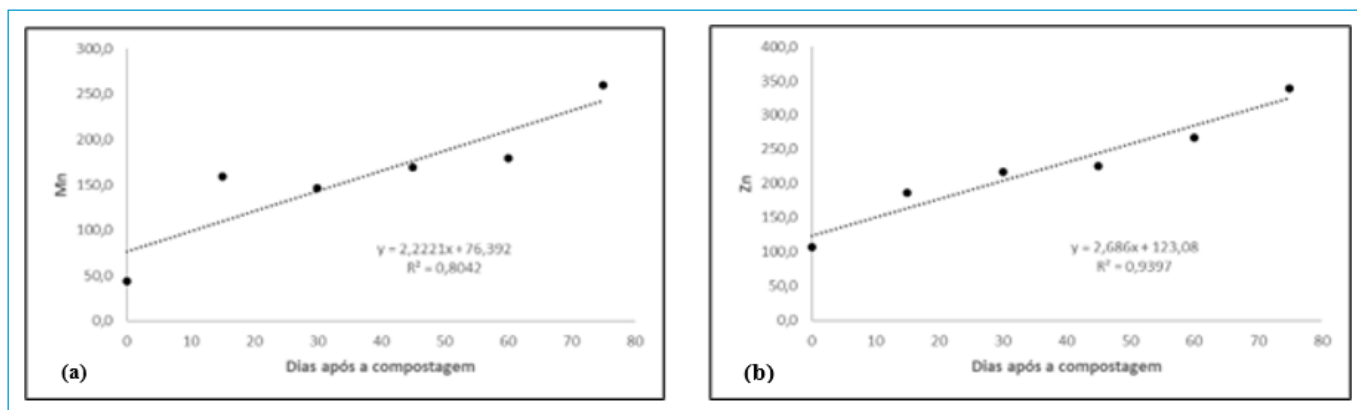


Figura 10 - Manganês (Mn) e zinco (Zn).

Tabela 4 - Propriedades físico-químicas e nutrientes referentes ao processo de compostagem.

AMOSTRA(S)		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg	S	Umidade	M.O.	C.O.	Na	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Rel. C/N	pH
Amostras	Data	* % (ao natural)								seca	* mg/kg (ao natural)						ao natural	
	1	08/05/2019	0,76	0,54	0,07	0,33	0,05	0,27	72,93	18,95	38,89	436,65	28,33	22,73	5786,87	43,85	107,36	14,66/1
2	22/05/2019	1,29	0,96	0,16	0,76	0,16	0,39	51,86	28,08	32,41	786,32	67,00	43,33	16633,01	158,87	186,79	12,00/1	6,42
3	05/06/2019	1,62	1,15	0,25	1,30	0,24	0,81	37,76	38,98	34,81	609,90	78,67	73,47	17535,66	146,52	216,54	13,33/1	6,13
4	19/06/2019	1,39	1,18	0,27	0,92	0,17	0,71	31,01	48,28	38,89	657,64	62,69	76,32	19941,51	169,31	225,84	20,00/1	6,43
5	03/07/2019	1,94	1,41	0,29	1,00	0,19	0,77	27,64	50,91	39,07	713,39	55,89	85,60	22278,13	179,63	266,74	14,66/1	6,41
6	17/07/2017	1,75	1,79	0,33	1,21	0,29	0,57	28,62	34,73	27,04	775,43	81,67	118,90	34166,00	260,15	339,57	11,00/1	6,13

Fonte: autor. Dados gerados pela FCA-UNESP (2019).

à agricultura. Anteriormente, a Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009, estabelecia que os fertilizantes deveriam ser classificados de acordo com as matérias-primas utilizadas na sua produção, classificando como Classe “D” o fertilizante orgânico que, em sua produção, utilizasse qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários e resultasse em produto de utilização segura na agricultura. As propriedades físico-químicas, os nutrientes e os patógenos são apresentados em porcentagem mássica na Tabela 5.

A Tabela 6 apresenta as exigências para controle da temperatura e de patógenos de acordo com a Resolução CONAMA nº 481/2017 (BRASIL, 2017), vigente à época das avaliações, que estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos. Apresenta também os resultados obtidos para a amostra 6 (17 de julho de 2019), que corresponde ao final do processo de compostagem, indicando que o biossólido pode ser utilizado como fertilizante Classe D.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 498/2020, que define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, também são atendidas as exigências para fertilizante Classe B, conforme apresentado na Tabela 7. Os resultados também atendem aos limites estabelecidos pelo MAPA para agentes patogênicos.

3.3. Avaliação da temperatura e análise microbiológica, do processo de compostagem durante o período de ensaio

A Figura 11 apresenta o gráfico de dispersão obtido no acompanhamento da temperatura durante o processo de compostagem. A Tabela 6 apresenta os

resultados obtidos para controle de temperatura e avaliação da presença de patógenos, realizado mediante análise da amostra 6 (17 de julho de 2019), que configura o final do processo de compostagem.

Com base na Resolução CONAMA nº 498/2020, pode-se considerar que o biossólido produzido seria classificado como Classe B, pois atende à seguinte exigência para o processo de compostagem: a biomassa deve atingir uma temperatura mínima de 40 °C, durante, pelo menos, 5 dias, com a ocorrência de um pico de 55 °C, ao longo de 4 horas sucessivas nesse período.

A área demarcada na Figura 11 corresponde ao período em que a temperatura foi igual ou superior a 55 °C, indicando também o atendimento às exigências referentes à Resolução CONAMA nº 481/2017 (BRASIL, 2017), vigente à época do estudo.

4. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho apontam que o processo de compostagem realizado com a utilização do lodo da ETE em estudo e o material estruturante (poda de árvore) atendem à legislação em relação aos padrões de valor agrônomico, apresentando potencial para o uso agrícola, e possibilitaram constatar a contribuição da metodologia para avaliar a eliminação de patógenos.

A utilização de lodo de esgotos como fertilizante pode reduzir até 60% do consumo de fertilizantes fosfatados, o que representa a importância de sua utilização.

A nova Resolução CONAMA nº 498/2020 (BRASIL, 2020) representa um avanço e o reconhecimento da importância dos biossólidos como

Tabela 5 – Características exigidas pela Legislação para fertilizante orgânico.

Parâmetros agrônômicos	Referência – fertilizante orgânico	
	MAPA IN nº 25 (2009) Classe “D”	MAPA IN nº 61 (2020) Classe “B”
Umidade máxima (%)	70	50
N total mínimo (%)	0,5	0,5
C orgânico mínimo (%)	15	15
pH mínimo	6	Conforme declarado
Relação C/N – máxima	20	20

Tabela 6 – Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 481/2017 e resultados obtidos ao final do processo de compostagem.

Parâmetro	Exigência legal	Resultados - lodo compostado/biossólido
Temperatura	Mínimo > 55 °C por 14 dias ou > 65 °C por 3 dias	Manteve-se > 55 °C por, aproximadamente 30 dias
Agentes patogênicos*	Ovos viáveis de helmintos: 1,0 ovo/4,0 g de ST	0,64/4,0 g ST
	<i>Salmonella sp.</i> : ausência/10 g de matéria seca	Ausente

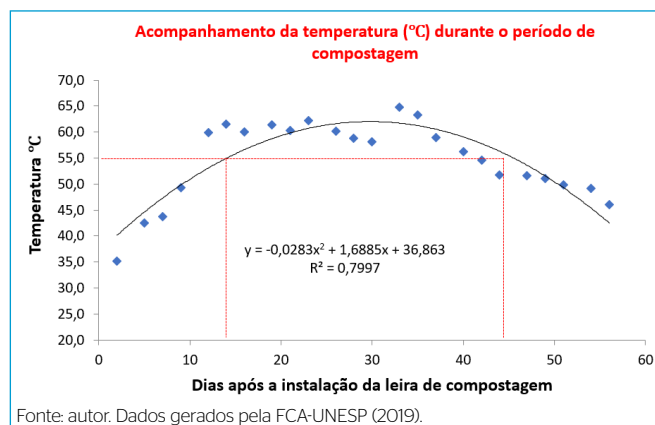
*Análise realizada pelo Instituto Agrônomo de Campinas sob o número: MS297/2019.
ST: sólidos totais.

Tabela 7 – Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 498/2020 e resultados obtidos ao final do processo de compostagem.

Parâmetros agrônômicos	Fertilizante orgânico composto Classe B	Resultados lodo compostado/ biossólido
Umidade máxima (%)	70,0	29,1
N total mínimo (%)	0,5	1,75
C orgânico mínimo (%)	15	34,7
pH mínimo	6,0	6,1
Relação C/N – máxima	20	11,1/1

Fonte: autor. Dados gerados pela FCA-UNESP (2019).

fornecedores de matéria orgânica, macro e micronutrientes que exercem papel fundamental na produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo, estimulando essa importante alternativa para a destinação final dos lodos produzidos em estações de tratamento de esgotos sanitários (ETEs). Sua abordagem considera o potencial agrônômico; a redução de atratividade de vetores; as substâncias químicas; e a qualidade microbiológica,



Fonte: autor. Dados gerados pela FCA-UNESP (2019).

Figura 11 – O acompanhamento da temperatura, durante o processo de compostagem, foi realizado em °C (graus Celsius).

fundamentada em estudos de avaliação quantitativa de risco microbiológico, bem como no atendimento a parâmetros operacionais específicos baseados nos processos de produção do biossólido.

REFERÊNCIAS

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. *Lodo de esgoto: tratamento e disposição final*. 2 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014, 444 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 10.007. Amostragem de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

BITTENCOURT, S.; AISSE, M. M.; SERRAT, B. M.; AZEVEDO, J. C. R. Sorção de poluentes orgânicos emergentes em lodo de esgoto. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 1, p. 43-53, 2016.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. *Elementos da natureza e propriedades dos solos*. 3 ed. Porto Alegre: Bookman, 2013, 704p.

GOVERNMENT OF WESTERN AUSTRALIA. Department of Water and Environmental Regulation. *Western Australian guidelines for biosolids management*. Joondalup: DWER, 2012.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução nº 481*, de 03 de outubro de 2017. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução nº 498*, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção

e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente, 2020.

CAMINADA, S. M. L. *Avaliação da presença de fármacos em biossólido compostado proveniente de Estação de Tratamento de Esgotos*. Tese (Doutorado em Ciências). Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021.

CARVALHO, P. C. T. Compostagem. In: TSUTIYA, M. T. *Biossólidos na agricultura*. São Paulo: ABES, 2002, p. 181-208.

CHRISTODOULOU, A.; STAMATELATO, K. Overview of legislation on sewage sludge management in developed countries worldwide. *Water Science & Technology*, v. 73, n. 3, p. 453-462, 2016.

COSCIONE, A. R.; NOGUEIRA, T. A. R.; PIRES, A. M. M. *Uso agrícola de lodo de esgoto: Avaliação após a Resolução nº 375 do CONAMA*. Botucatu: FEPAF, 2010, 407p.

COUNCIL DIRECTIVE. Council Directive 86/278/EEC on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. *Official Journal*, v. 181, p. 6-12, 1986.

GUIMARÃES, J. C. S.; CORDEIRO, J.; VITORINO, D. C. F. R. Use of sewage sludge in agriculture: a scientometric analysis. *Research, Society and Development*, v. 7, n. 9, p. e479391, 2018.

HUDCOVÁ, H.; VYMAZAL, J.; ROZKOŠNÝ, M. Present restrictions of sewage sludge application in agriculture within the European Union. *Soil & Water Resources*, v. 14, n. 2, p. 104-120, 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. Rio de Janeiro: IBGE, 2008.

LABORATÓRIO DE REFERÊNCIA VEGETAL (LANARV). *Manual de Análise de Corretivos Fertilizantes e Inoculantes: Métodos Oficiais*. Brasília: LANARV, 1988.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). *Instrução Normativa nº 25*, de 23 de julho de 2009. Aprova as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Brasília: MAPA, 2009.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). *Manual de métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos*. Brasília: MAPA, 2017.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). *Instrução Normativa nº 61*, de 08 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. Brasília: MAPA, 2020.

MOTA, S. *Introdução à engenharia ambiental*. 4 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

NUVOLARI, A. *Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola*. São Paulo: Editora Blucher, 2009.

SAITO, M. L. *O uso do lodo de esgoto na agricultura: precauções com os contaminantes orgânicos*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2007, 35 p.

TSUTIYA, M. T.; CAMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. *Biossólidos na agricultura*. 2 ed. São Paulo: ABES, 2002. 468 p.

Partially saturated vertical flow constructed wetland for urban wastewater treatment

Wetland construído com fundo parcialmente saturado para o tratamento de esgoto sanitário

Pablo Heleno Sezerino^{1*} , Bárbara Beatriz Barbosa Silva² , Arieleen Reis da Silva³ ,
Leandro Bassani⁴ , Catiane Pelissari⁵ 

ABSTRACT

Partially saturated vertical flow constructed wetland (SVF) emerge as an alternative to classical vertical flow due to improved carbonaceous organic matter removal and nitrogen transformations without of the need for external energy source. In this context, the main objective of this study was to show the long-term evaluation of a SVF wetland with 75 m² of surface area (filter media depth of 0.75 m where 53% of total depth was saturated) and planted with *Typha domingensis* macrophyte, operated as secondary/advanced treatment unit of urban wastewater under subtropical climate conditions. Sampling and analysis of conventional wastewater quality parameters, oxygen consumption rate estimation, and assessment of bacterial dynamics were conducted over 6 years, which allowed inferring that operating the SVF wetland with a specific hydraulic load around 4 L·m⁻²·min⁻¹ and hydraulic regime with feeding and resting cycles of 3.5 d, all wastewater quality parameters met local legislation release standards in river water bodies. Saturated zone of the wetland favors the presence of denitrifying bacteria representing a potential of 44% of TN removal due to simultaneous nitrification-denitrification.

Keywords: constructed wetlands; saturated bottom layer; treatment performance; bacterial dynamics.

RESUMO

Wetlands construídos verticais de fundo saturado (SVF) despontam como uma alternativa aos clássicos wetlands verticais devido ao aumento da remoção de matéria orgânica carbonácea e as transformações de nitrogênio sem a necessidade de fonte de energia externa. Neste contexto o objetivo principal deste estudo foi mostrar a avaliação a longo prazo de um SVF com 75 m² de área superficial (meio filtrante profundidade de 0,75 m onde 53% da profundidade total estava saturada) e plantado com macrófita *Typha domingensis*, sendo operado como unidade de tratamento secundário/avançado esgoto sanitário em condições de clima subtropical. Amostragens e análises de parâmetros de qualidade de tratamento de efluentes, estimativa da taxa de consumo de oxigênio e avaliação da dinâmica bacteriana foram realizadas ao longo de 6 anos, o que permitiu inferir que operando o SVF *wetland* com uma carga hidráulica específica em torno de 4 L·m⁻²·min⁻¹ e regime hidráulico com ciclos de alimentação e descanso de 3,5 d, todos os parâmetros de qualidade no efluente tratado atenderam aos padrões de lançamento da legislação local em corpos d'água superficiais. A presença de bactérias desnitrificantes na zona saturada do SVF *wetland* infere a um potencial de 44% de remoção de NT devido à ocorrência da nitrificação-desnitrificação simultâneas.

Palavras-chave: wetlands construídos; saturação de fundo; desempenho de tratamento; dinâmica bacteriana.

INTRODUCTION

Constructed wetlands (CW) are an ecotechnology widely used worldwide. Nowadays, an operational strategy has been employed in the classical vertical flow constructed

wetland to maximize treatment performance, especially for nitrogen transformations. This strategy is known as partially saturated vertical flow constructed wetland (SVF), which is provided by a partial saturation bottom

¹Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD)/UFSC, *Campus* João Reitor David Ferreira Lima.

²Acadêmica do curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. GESAD/UFSC, *Campus* João Reitor David Ferreira Lima.

³Mestre em Engenharia Ambiental pela UFSC. GESAD/UFSC, *Campus* João Reitor David Ferreira Lima.

⁴Doutor em Engenharia Ambiental pela UFSC. Professor da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS).

⁵Doutora em Engenharia Ambiental pela UFSC. Professora da Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC).

*Endereço para correspondência: Rua Delfino Conti, s/n - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Centro Tecnológico - Universidade Federal de Santa Catarina, *Campus* Universitário - Trindade. Caixa Postal: 476. CEP: 88.040-970. Florianópolis, SC. e-mail: pablo.sezerino@ufsc.br

layer through the outlet level controller elevation, providing aerobic, anoxic/anaerobic environments in the same unit. Such an approach has shown higher total nitrogen removal efficiency due to nitrification and denitrification processes (PELISSARI *et al.*, 2017), likely for providing oxidative and reducing environments inside the same unit, greater adaptation of the macrophytes, and lower final effluent volume due to high evapotranspiration capacity.

The feeding mode usually employed in the SVF wetland is composed of different variables linked to the hydraulic regime, such as number of pulses, specific pulse volume (SPV), time interval between pulses, specific hydraulic loading rate applied (SHLR), and hydraulic loading rate (HLR).

The optimization of the feeding mode is related to the amount of oxygen supplied and the minimum contact time required for oxidation reactions (Torrens *et al.*, 2009). The interdependence between contact time and oxygen supply can be assessed by the oxygen consumption rate (OCR) that occurs inside the filter medium (NIVALA *et al.*, 2013). If the contact time and the oxygen supply are adequate, there will be a higher yield in the oxidation reactions. This implies a high OCR, resulting in higher carbon and nitrogen removal performance (Torrens *et al.*, 2009). Thence, it is clear that the relationship between oxygen supply, OCR, hydraulic retention time (HRT), and the feeding mode directly influences the treatment performance of the SVF wetland (BOLLER *et al.*, 1993; FORQUET *et al.*, 2009).

The main objective of this study was to show the long-term evaluation in SVF wetland applied as secondary/advanced treatment unit of urban wastewater under subtropical climate conditions.

METODOLOGY

The wastewater treatment system was implemented in southern Brazil (27°35'48" latitude 48°32'57" longitude), under subtropical climate. The treatment plant was comprised of a septic tank (3 m³ of volume) as primary treatment, followed by SVF wetland as a secondary and advanced treatment. The wetland module was commissioned in June 2015 and was designed to treat urban wastewater equivalent to 5 populations (Figure 1).

The operational module of SVF wetland had a 7.5 m² of surface area and was planted with *Typha domingensis*

macrophyte (4 plants per m²). The module had a filter media depth of 0.75 m, with an upper layer of 0.05 m composed by gravel, followed by 0.60 m of sand (effective diameter d_{10} of 0.29 mm, d_{60} of 1.16, and uniformity of 4.05), and 0.10 m of drainage layer composed by gravel at the bottom. The last 0.40 m (53% of total depth of the treatment unit) were kept saturated with the effluent (Figure 2).

Operational characteristics

Flow rate was continuously measured throughout the monitoring period. Inflow rate measurement was made during each sampling for water quality monitoring. The inflow was measured by using a container of known volume (approximately 40 L). The time needed to fill it was measured and then the flow rate was calculated (Figure 3). The outflow from the SVF wetland was measured continuously. A tilting device with 3 L volume was set up at the outlet of the SVF wetland. Each time the device was filled up, it tilted and emptied itself, returning immediately to its primary position. At this moment, the time and classification of the tilting was recorded in a data logger, allowing the measurement of total treated volume and the discharge rate for the wetland module (Figure 4).

Tracer tests with saline tracers were conducted to determine the HRT of the SVF wetland, as described by Fechine *et al.* (2020). Two tracer tests were performed as follows: the first one after 38 operational months and the second one after 42 operational months.

Pruning of the plants was carried out every 3 months, as shown in Figure 5.

Sampling and analysis of conventional wastewater quality parameters

Influent and effluent wastewater samples were collected twice a month throughout the study period, just after the 8 a.m. feeding pulse in the superficial area of the wetland module. Samples were taken to the adjacent laboratory for analysis of the following water quality parameters: pH, total suspended solids (TSS), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD₅), total nitrogen (TN), ammonium nitrogen (NH₄⁺-N), and orthophosphate phosphorus (PO₄³⁻-P), according to standard methods (APHA *et al.*, 2005) and Vogel (1981) for NH₄⁺-N analysis.

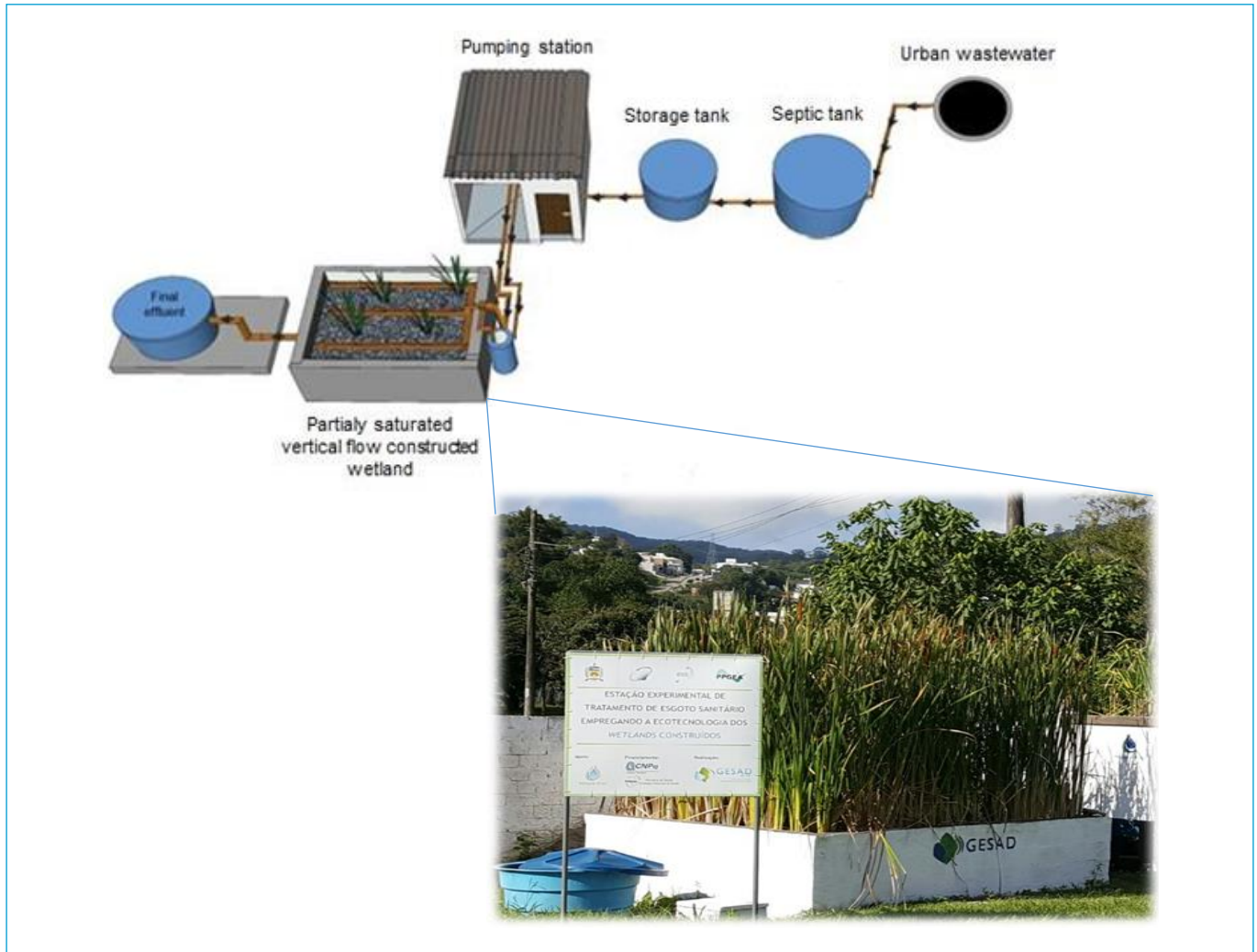


Figure 1 - Diagram and image of a partially saturated vertical flow constructed wetland (SVF wetland) of a wastewater treatment pilot plant.

Oxygen consumption rate estimation

OCR was estimated based on the oxygen consumption utilized for organic matter and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ oxidations that occurred in SVF wetland during the operational period, considering 4 pulses per day of feeding. The OCR was calculated by means of the model proposed by Platzer (1999), as described in Equation 1.

$$\text{OCR} = 0.7 (\Delta \text{COD}) + 4.86 (\Delta \text{TKN}) - 2.89 (\Delta \text{TN}) \quad (1)$$

Where:

OCR: oxygen consumption rate ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$);

ΔCOD : COD load removal efficiency ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$);

ΔTKN : TKN load removal efficiency ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$);

ΔTN : TN load removal efficiency ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

Sampling and assessment of bacterial dynamics

Quantitative assay of functional genes from total eubacteria (16S rRNA), nitrifying (*amoA*), and denitrifying bacteria (*nosZ*) were determined through quantitative polymerase chain reaction (qPCR) analyses. During the first year of SVF wetland operation (from July 2015 to July 2016), filter media samples from top (0 – 15 cm depth) and bottom (60 – 70 cm depth) layers were collected at two points in each layer. Samples were collected every two months totalizing seven sampling campaigns throughout the study (first, third, fifth, seventh, ninth, eleventh, and twelfth month of operation). All samples were collected with the aid of a properly sterilized soil sampler. Moreover, filter media collection and storage of the samples followed the recommendations of Pelissari

et al. (2017, 2018). qPCR analysis was performed at all sampling campaigns.

DNA extraction of approximately 0.25 g of filter media was carried out in triplicate at each sampling campaign using the Power Microbiome™ DNA Isolation kit protocol (MOBIO Laboratories, Inc.; Carlsbad, CA). DNA extracts were kept frozen at -80°C until further analysis. qPCR analysis of eubacteria was conducted in the V3 hypervariable region of 16S rRNA following Prenafeta-Boldú *et al.* (2012). Nitrifying population was quantified by ammonia monooxygenase α -subunit encoding gene (*amoA*), as recommended by Rotthauwe *et al.* (1997), by ammonia oxidizing bacteria (AOB). The denitrifying population were quantified by *noz Z* (Clade I) gene that accesses the enzyme nitric oxide reductase (Braker and Tiedje, 2003; CALDERER *et al.*, 2014). All samples were analyzed in triplicate by means of three independent samples. The standard curve of each target gene was designed

by using the FunGene database (<http://fungene.cme.msu.edu/>) five gBlocks® Gene Fragments (IDT, Integrated DNA Technologies). Serial dilutions (10^{10} to 10^2 gene copies μL^{-1}) from synthetic genes were subjected to qPCR assays in duplicate. qPCR reactions fitted quality standards efficiency between 95 and 110% and R^2 above 0.995. The qPCR reaction was analyzed using the 7500 real-time PCR system (Applied Biosystems, The Netherlands).

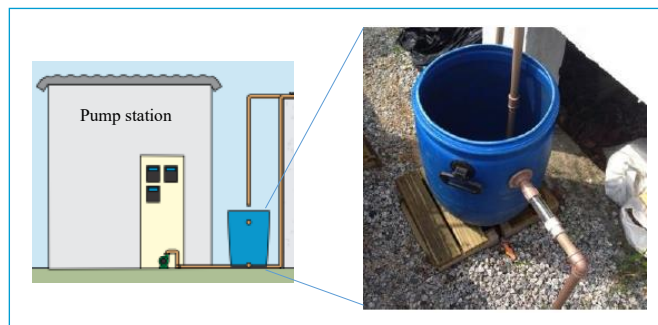


Figure 3 - Illustrative pump station and image of the inflow meter device.

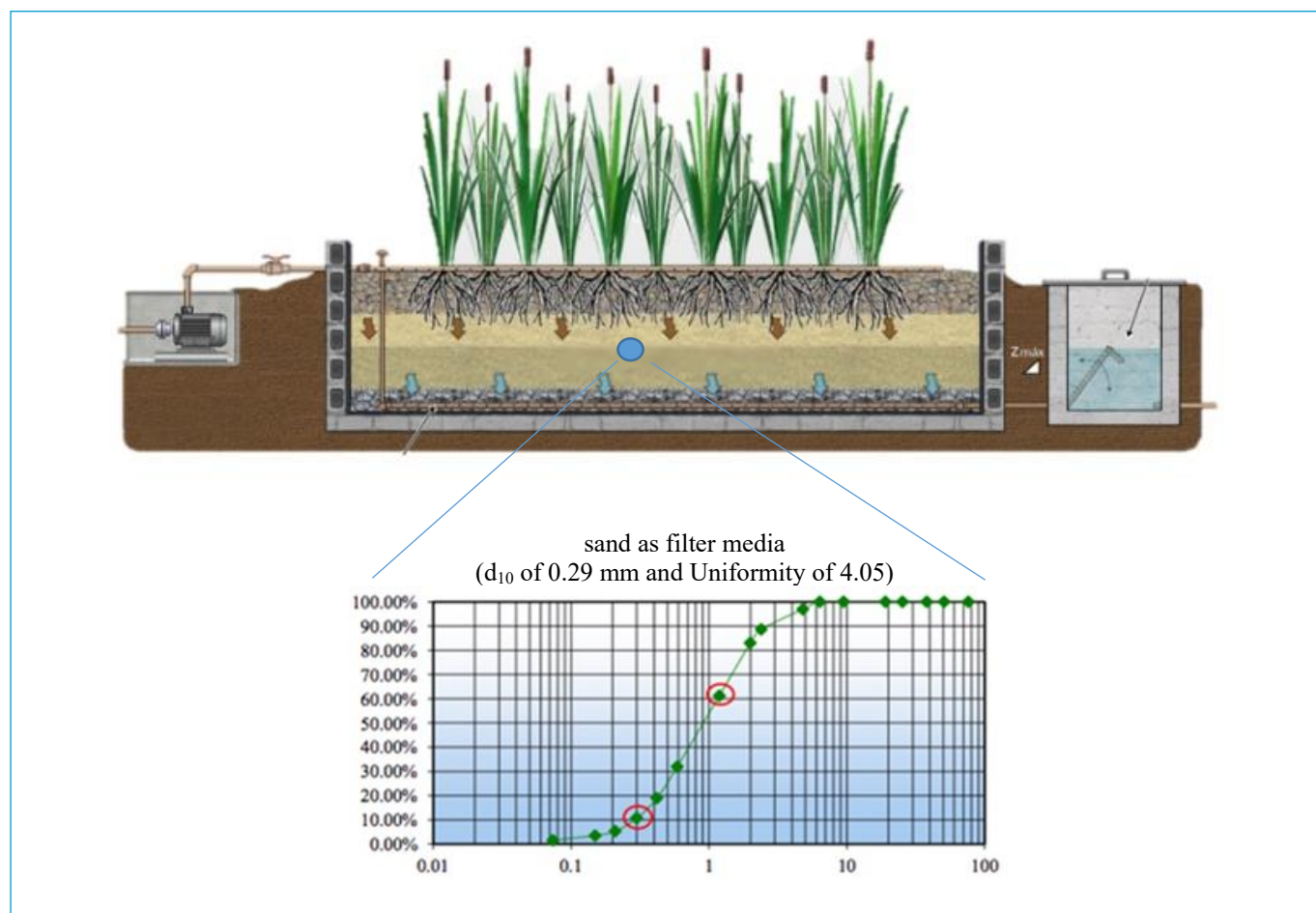


Figure 2 - Cross-section profile of partially saturated vertical flow constructed wetland (SVF wetland) and sand characterization.

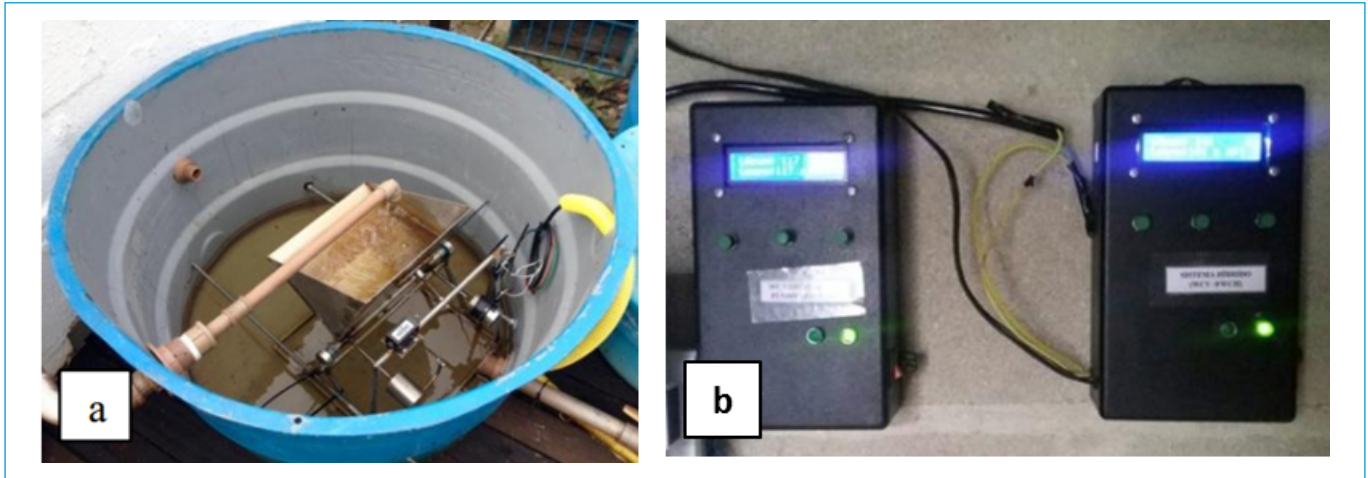


Figure 4 - Flow meter device installed at the outlet of wetland module. (a) Image of the tilting device. (b) Image of data logger.



Figure 5 - Images of *Typha domingensis* macrophytes pruning.

RESULTS AND DISCUSSION

The SVF wetland was operated with hydraulic regime with feeding and resting cycles of 3.5 days. For each feeding day, the average flow applied was 560 L·d⁻¹ by means of 3 and 4 pulses throughout the day. The average HLR applied was 85 mm d⁻¹ and the average organic load rate (OLR) was 40 g COD m⁻²·d⁻¹.

Regarding the tracer tests, a tracer recovery of 74% was observed for test 1 and 86% for test 2 (Table 1), which is considered a good recovery in the literature, where values around 80% are accepted (HEADLEY and KADLEC, 2007).

Based on the treatment performance identified over three years of operation (Table 2), the SVF wetland performed better than conventional vertical flow constructed wetlands (see BASSANI *et al.*, 2021) and is configured as a technological alternative with great potential for promotion of urban wastewater treatment in the context of decentralization.

Table 1 - Values obtained by tracer tests applied in the saturated vertical flow constructed wetland module.

Parameter	Test 1	Test 2
Average air temperature (°C)	22	25
Maximum air temperature (°C)	29	30
Minimum air temperature (°C)	16	20
NaCl: loading applied (g/L)	10	10
Inflow volume (L)	186	179
NaCl: mass applied (g)	1821	1780
HRT theoretical (d)	1.6	1.6
HRT real (d)	1.4	1.6
Average TSS loading rate (g·m ⁻² ·d ⁻¹)	5	6
Tracer recovery (%)	74	86
ITMD = HRT real / HRT theoretical	0.9	1.0

HRT: hydraulic retention time; TSS: total suspended solids; ITMD: average detention time index.

The range of values for the OCR identified in the SVF wetland ranged from 37 to 42 g O₂ m⁻²·d⁻¹ during the operational period. Based on the OCR values obtained and

considering an average $4 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$ of SHLR applied, it results in a reduction of approximately 33% of the SHLR value recommended by the German standard ($6 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$) (NIVALA *et al.*, 2018), without negatively affecting the oxygen supply.

The eubacterial population showed a different behavior between the layers of SVF wetland (Figure 6a). In the upper layer (10^{11} 16S rRNA copies gene g^{-1}), bacterial abundance was five orders of magnitude compared to the bottom layer (10^6 16S rRNA copies gene g^{-1}). Greater

bacterial abundance at the top may be associated with higher oxygen and carbon availability in this layer.

Regarding AOB, the *amoA* gene showed the same behavior as eubacteria populations (Figure 6b). Greater abundance was identified in the upper layer (10^6 *amoA* copies gene g^{-1}) rather than in the bottom layer (10^2 *amoA* copies gene g^{-1}). These results suggest that nitrification occurred in a larger magnitude in the first 15 cm of this wetland. On the other hand, it is important to note that even in a region with lower oxygen concentration, such

Table 2 - Average values of concentrations and loads (standard deviation) of wastewater quality parameters in the influent (after septic tank) and effluent of the partially saturated vertical flow constructed wetland for the 6-year evaluation period (valid samples were 80 for all parameters, except to total nitrogen, which were 50 samples).

Parameter	Influent	SVF effluent
pH	7.2 (0.4)	6.1 (0.4)
TSS ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	82 (52)	1 (2)
ALR ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)	8 (5)	
LRR ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)		7 (4)
RE (%)		99
COD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	440 (170)	34 (33)
ALR ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)	40 (10)	
LRR ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)		38 (9)
RE (%)		92
BOD ₅ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	270 (98)	25 (7)
ALR ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)	30 (5)	
LRR ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)		27 (5)
RE (%)		91
TN ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	78 (24)	47 (20)
ALR ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)	8 (2)	
LRR ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)		3 (1)
RE (%)		44
NH ₄ ⁺ -N ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	66 (15)	19 (10)
ALR ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)	6 (2)	
LRR ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)		5 (1)
RE (%)		71
PO ₄ ³⁻ -P ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	37 (8)	7 (2)
ALR ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)	4 (1)	
LRR ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)		3 (1)
RE (%)		81

TSS: total suspended solids; ALR: Applied Load Rate; LLR: Load Rate Removal; RE: Removal Efficiency; COD: chemical oxygen demand; BOD₅: biochemical oxygen demand; TN: total nitrogen.

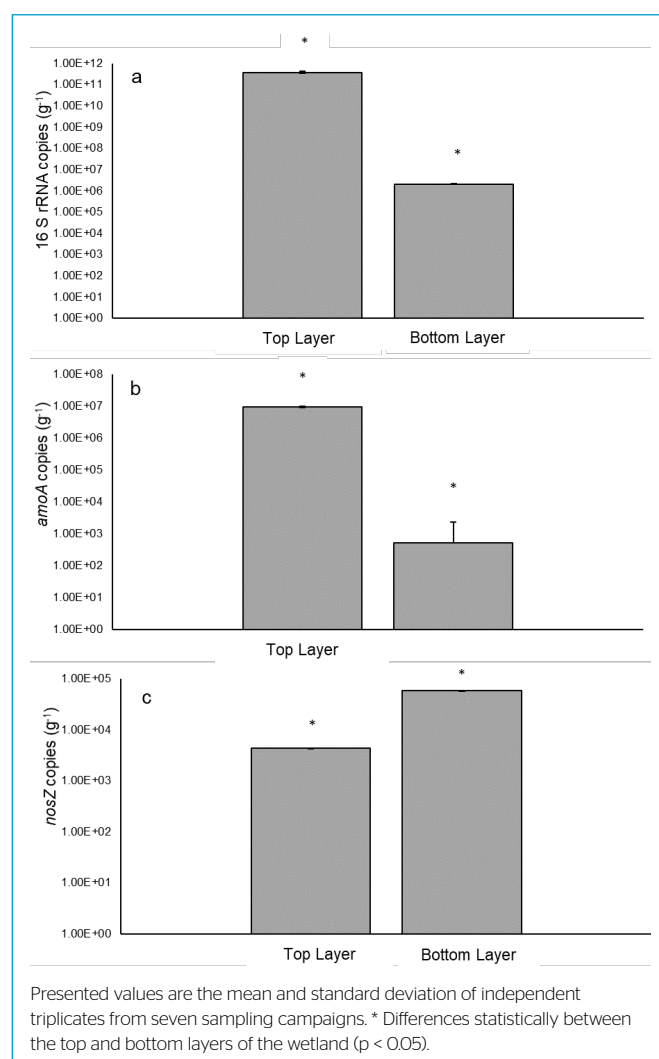


Figure 6 - Nitrogen functional genes average from seven sampling campaigns, identified in the biofilm from top (0 - 15 cm) and bottom (60 - 70 cm) layers of the partially saturated vertical flow constructed wetland, during the first year of operation. (a) Average of 16S rRNA copies abundance; (b) Average of *amoA* copies abundance; (c) Average of *nosZ* (clade I) copies abundance.

as the saturated layer of the wetland, the presence of AOB was identified.

Furthermore, the denitrifying population was identified throughout the vertical profile of SVF wetlands (Figure 6c). The *norZ* gene (10^3 and 10^4 g⁻¹ copies in top and bottom layers, respectively) was higher in the bottom layer. This behavior suggests that the saturated zone of the wetland favors denitrification. Mean Mean standard deviation Statistical dif

CONCLUSION

Based on 6 years of operation in a partially SVF wetland applied as secondary/advanced treatment unit of urban wastewater under subtropical climate conditions, the main conclusions were as follows:

The SVF wetland presented itself as a potential intensification of the classic modality of vertical flow constructed wetland, highlighting the efficiency in carbonaceous organic matter (mean of 92% for COD and 88% for BOD) and 71% NH₄⁺-N.

The saturated conditions of the SVF wetland influenced the AOB populations, suggesting that nitrification occurred in a larger magnitude in the first 15 cm of this wetland.

The saturated zone of the wetland favors the presence of denitrifying bacteria representing a potential of 44% of TN removal due to simultaneous nitrification-denitrification.

Operating SVF wetlands with a specific hydraulic loading around 4 L·m⁻²·min⁻¹ and hydraulic regime with cycles of feed and rest periods of 3.5 d, all wastewater quality parameters meet local legislation release standards in river water bodies. It is important to emphasize that at least two SVF wetland modules in parallel are required for full-scale operation.

ACKNOWLEDGMENT

The authors would like to thank the National Council of Scientific and Technological Development (*Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico* — CNPq), the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (*Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior* — CAPES), the National Health Foundation (*Fundação Nacional e Saúde* — FUNASA), and the Research Support Foundation of the State of Santa Catarina (*Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Santa Catarina* — FAPESC — 2021TR750 and 2021TR001812) for financial support.

REFERENCES

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION (APHA, AWWA, WEF). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21 ed. Washington: APHA, 2005.
- BASSANI, L.; PELISSARI, C.; REIS, A.; SEZERINO, P. H. Feeding mode influence on treatment performance of unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland. *Science of The Total Environment*, v. 754, p. 142400, 2021.
- BOLLER, M.; SCHWAGER, A.; EUGSTER, J.; MOTTIER, V. Dynamic behavior of intermittent buried filters. *Water Science and Technology*, v. 28, n. 10, p. 99-107, 1993.
- BRAKER, G.; TIEDJE, J. M. Nitric Oxide reductase (*norB*) genes from pure cultures and environmental samples. *Applied Environmental Microbiology*, v. 69, p. 3476-3483, 2003.
- CALDERER, M.; MARTÍ, V.; DE PABLO, J.; GUIVERNAU, M.; PRENAFETA-BOLDÚ, F.X.; VIÑAS, M. Effects of enhanced denitrification on hydrodynamics and microbial community structure in a soil column system. *Chemosphere*, v. 111, p. 112-119, 2014.
- FECHINE, V. Y.; BASSANI, L.; SCHROEDER, A. K.; DA CRUZ, A.; PELISSARI, C.; SEZERINO, P. H. Avaliação hidrodinâmica e de desempenho em wetland construído vertical de fundo saturado empregado no tratamento de esgoto sanitário. *Revista AIDIS*, v. 13, n. 3, p. 791-805, 2020.
- FORQUET, N.; WANKO, A.; MOSÉ, R.; SADOWSKI, A. Diphasic modelling of vertical flow filter. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 2, p. 47-56, 2009.
- HEADLEY, T. R.; KADLEC, R. H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: A practical guide. *Ecology and Hydrobiology*, v. 7, n. 3 and 4, p. 269-282, 2007.

- NIVALA, J.; VAN AFFERDEN, M.; HASSELBACH, R.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; RUSTIGE, H.; NOWAK, J. The new German standard on constructed wetland systems for treatment of domestic and municipal wastewater. *Water Science and Technology*, v. 78, n. 11, p. 2414-2426, 2018.
- NIVALA, J.; WALLACE, S.; HEADLEY, T.; KASSA, K.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, v. 61, Part B, p. 544-554, 2013.
- PELISSARI, C.; ÁVILA, C.; MARIA, C.; GARCÍA, J.; DULTRA, R.; ARMAS, D.; SEZERINO, P.H. Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Science of The Total Environment*, v. 574, n. 8, p. 390-399, 2017.
- PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; VIÑAS, M.; GARCÍA, J.; VELASCO, M.; SOUZA, S.S.; SEZERINO, P.H.; ÁVILA, C. Effects of partially saturated conditions on the metabolically active microbiome and on nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, v. 141, p. 185-195, 2018.
- PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.
- PRENAFETA-BOLDÚ, F. X.; GUIVERNAU, M.; GALLASTEGUI, G.; VIÑAS, M.; DE HOOG, G. S.; ELÍAS, A. Fungal/bacterial interactions during the biodegradation of TEX hydrocarbons (toluene, ethylbenzene and p-xylene) in gas biofilters operated under xerophilic conditions. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 80, p. 722-734, 2012.
- ROTTHAUWE, J. H.; WITZEL, K. P.; LIESACK, W. The ammonia monooxygenase structural gene amoA as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations. *Applied Environmental Microbiology*, v. 63, p. 4704-4712, 1997.
- TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research*, v. 43, n. 7, p. 1851-1858, 2009.
- VOGEL, A. L. *Análise Inorgânica Qualitativa*. 4 ed. Editora Guanabara: Rio de Janeiro, 1981, 665 p. (in Portuguese).



Remoção de ácido ciclohexanocarboxílico de soluções salinas por floculação micelar e filtração

Cyclohexanecarboxylic acid removal from saline solutions by micellar flocculation and filtration

Luciana Kaori Tanabe¹ , Henrique Alberton de Oliveira² ,
Ivo André Homrich Schneider³ , André Camargo de Azevedo^{4*} 

RESUMO

A presença de ácidos naftênicos (ANs) em águas produzidas (APs) oriundas do beneficiamento de petróleo proporciona riscos toxicológicos à vida marinha e à qualidade da água. A América do Sul caracteriza-se pela produção de óleos que apresentam altos teores de ANs, constituindo um desafio para o gerenciamento e o tratamento de APs, bem como para o atendimento aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Este estudo avaliou a remoção de ácido ciclohexanocarboxílico (ACHC) de soluções salinas (100 g·L⁻¹ NaCl) por meio de uma técnica inovadora de floculação combinando o tensoativo aniônico dodecilbenzenosulfonato de sódio (SDBS) e uma poliácridamida catiônica (PAAC), seguida de filtração (1,2 μm). Razão molar SDBS/ACHC (0,33, 1, 2 e 2,6), pH (3,5 a 9,5) e tempo de mistura lenta (1, 5 e 10 minutos) foram avaliados na remoção de ACHC (concentrações iniciais 150, 200 e 300 mg·L⁻¹). A remoção de ACHC foi função da razão molar SDBS/ACHC, sendo o melhor resultado obtido (ACHC inicial = 300 mg·L⁻¹ e residual = 61,2 mg·L⁻¹, remoção = 79,4%) em razão molar = 2,6, pH = 6,5 e 5 minutos de agitação lenta. Os mecanismos de floculação consistem na precipitação de complexos polímero-surfactantes (PSCs), removidos da solução após filtração. Testes Microtox® indicaram redução na toxicidade da água tratada (FT = 4,4) em relação à solução salina inicial contendo 200 mg·L⁻¹ ACHC (FT = 142,9). Pode-se concluir que o tratamento de APs em plataformas marítimas usando a combinação de tensoativo aniônico e polímero floculante catiônico tem potencial para remoção de ANs (fração de óleo dissolvida) e redução da toxicidade residual.

Palavras-chave: ácidos naftênicos; águas produzidas; poluição marinha; floculação micelar; toxicidade.

ABSTRACT

The presence of naphthenic acids (NAs) in produced water (PW) from oil processing represents toxicological risks to marine wildlife and water quality. South America is characterized by the production of oils with high levels of NAs, constituting a challenge for the proper management and treatment of PAs and compliance to sustainable development goals. This work evaluated the removal of cyclohexanecarboxylic acid (CHCA) from saline solutions (100 g·L⁻¹ NaCl) by an innovative flocculation technique combining an anionic surfactant sodium dodecylbenzenesulfonate (SDBS) and a cationic polyacrylamide (CPAA) followed by filtration (1.2 μm). Molar ratio SDBS/CHCA (0.33, 1, 2, and 2.6), pH (3.5 to 9.5), and slow mixing time (1, 5, and 10 minutes) were evaluated in CHCA removal (initial concentrations of 150, 200, and 300 mg·L⁻¹). CHCA removal was a function of molar ratio SDBS/CHCA, and the best result (initial CHCA = 300 mg·L⁻¹, residual CHCA = 61.2 mg·L⁻¹, removal = 79.4 %) was obtained at molar ratio = 2.6, pH = 6.5 and slow mixing time of 5 minutes. Flocculation mechanisms consist of precipitation of the polymer-surfactant complexes (PSC), removed from the solution by filtration. Microtox® tests indicated a reduction in toxicity of treated water (FT = 4.4) in comparison to the initial saline solution with 200 mg·L⁻¹ CHCA (FT = 142.9). It can be concluded that the combination of anionic surfactant and cationic flocculant polymer has the potential to remove NAs (dissolved oil fraction) and reduce residual toxicity in PW treatment at offshore platforms.

Keywords: naphthenic acids; produced water; marine pollution; micellar flocculation; toxicity.

¹Engenheira Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

²Engenheiro Ambiental pela UFRGS. Mestre e Doutor em Tecnologia Ambiental e Metalurgia Extrativa pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais (PPGE3M) da UFRGS.

³Engenheiro de Minas pela UFRGS. Mestre e Doutor em Metalurgia Extrativa pelo PPGE3M/UFRGS. Professor Titular no Departamento de Engenharia de Minas (DEMIN) da UFRGS.

⁴Engenheiro Químico pela UFRGS. Mestre e Doutor em Tecnologia Ambiental e Metalurgia Extrativa pelo PPGE3M/UFRGS. Professor Adjunto do DEMIN da UFRGS.

*Endereço para correspondência: Avenida Bento Gonçalves 9500 - Laboratório de Tecnologia Mineral e Ambiental - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais - Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Setor 6 - Prédio 43819 - Agronomia. Porto Alegre, RS. CEP 91501-970. e-mail: andre.azevedo@ufrgs.br

1. INTRODUÇÃO

Os ácidos naftênicos (ANs) compreendem um grupo de ácidos carboxílicos alifáticos e policíclicos naturalmente presentes em óleos crus, podendo chegar a até 4% em massa na sua composição (KAWAGUCHI *et al.*, 2012; WANG e KASPERSKI, 2010). A presença desses compostos representa grande desafio para o gerenciamento adequado das águas produzidas (APs), principalmente em regiões caracterizadas pelos óleos ácidos, como a América do Sul (GRUBER *et al.*, 2012), devido à corrosão de dutos e equipamentos, bem como à toxicidade conferida ao efluente (CLEMENTE e FEDORAK, 2005; HAVRE *et al.*, 2003). Apesar disso, o monitoramento de ANs não é exigido na maioria dos países produtores de óleo e, no Brasil, exige-se apenas o monitoramento da toxicidade das APs tratadas e dispostas em alto-mar (BRASIL, 2007).

As APs apresentam composição variada de acordo com as formações geológicas, a vida útil do reservatório e os tipos de hidrocarbonetos produzidos. Além de grande variação em sua composição iônica (cátions e ânions) e salinidade, as APs geradas em plataformas *offshore* têm diferenças significativas nas concentrações de compostos orgânicos dispersos (teor de óleos e graxas — TOG) e dissolvidos, como benzeno, tolueno, etil benzeno e xileno (BTEX), fenóis, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e ANs (IGUNNU e CHEN, 2014). A concentração de ANs em APs varia de 20 a 68 mg·L⁻¹, de acordo com a literatura (ABDALRHMAN *et al.*, 2021; NEFF *et al.*, 2011). Dificuldades analíticas prejudicam a quantificação das diferentes moléculas de ANs de forma discretizada em amostras de APs reais (SCOTT *et al.*, 2008), sendo comum o uso de moléculas modelo de ANs em estudos aplicados em escala de bancada e planta piloto, como o ácido deca-noico, o ácido benzoico, o ácido ciclohexanocarboxílico (ACHC), o ácido ciclopentanocarboxílico, entre outros (WU *et al.*, 2019).

Entre as principais técnicas de tratamento de ANs de soluções aquosas, podem ser citadas: a ultrafiltração micelar aprimorada (MEUF — *micellar-enhanced ultra-filtration*), a qual utiliza membranas de ultrafiltração para remoção de poluentes retidos nas estruturas micelares

(DERISZADEH *et al.*, 2009; DERISZADEH *et al.*, 2010; VENKATAGANESH *et al.*, 2012); a floculação micelar adsortiva (AMF — *adsorptive micellar flocculation*), que emprega cátions metálicos associados a estruturas micelares, para a remoção de poluentes (TALENS-ALESSON *et al.*, 2006; WANG *et al.*, 2019); os processos oxidativos avançados (POAs) empregando radicais livres como a hidroxila (OH[·]) (AFZAL *et al.*, 2015; KLAMERTH *et al.*, 2015); a adsorção (NAGEEB, 2013); e a biodegradação (YU *et al.*, 2019). Algumas dessas técnicas alcançam elevados níveis de remoção de ANs, no entanto podem apresentar limitações relacionadas aos custos de operação e a formação de subprodutos com elevada toxicidade, que podem demandar etapas adicionais de pré ou pós-tratamento (ALMEIDA e TALENS-ALESSON, 2006; DERISZADEH *et al.*, 2009; HENDGES *et al.*, 2021).

Estudos recentes demonstraram as diversas propriedades de precipitados insolúveis formados pela associação entre tensoativos e polímeros floculantes, conhecidos como complexos polímero-surfactantes (PSCs, do inglês *polymer-surfactant complexes*) (GRADZIELSKI e HOFFMANN, 2018; KHAN e BRETTMANN, 2018), incluindo aplicações para remoção de contaminantes em solução (BESRA *et al.*, 2004; MATUSIAK e GRZĄDKA, 2020; SHEN *et al.*, 2015). A técnica empregando surfactante aniônico e polímero floculante catiônico apresentou resultados promissores no tratamento de emulsões oleosas sintéticas e APs reais (remoção da fração de óleo disperso) (BRATSKAYA *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 2018). Ainda, estudos em andamento no Laboratório de Tecnologia Mineral e Ambiental (LTM/UFRGS) visam avaliar os parâmetros concentração de reagentes, pH e salinidade no tratamento da AP com formação de PSCs de SDBS e uma poliacrilamida catiônica (PAAC), com foco na remoção de TOG.

Diante disso, o presente estudo teve como objetivo avaliar a remoção de ACHC, empregado como modelo de ácido naftênico em efluente sintético salino (100 g·L⁻¹ NaCl), por meio da adsorção em PSCs formados a partir do tensoativo aniônico SDBS e uma PAAC, uma técnica inovadora de floculação no tratamento de APs para remoção de TOG — em estudo atualmente no Laboratório de

Tecnologia Mineral e Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (LTM/UFRGS). O estudo avaliou também a toxicidade de amostras antes e após o tratamento proposto, comparando-as com uma amostra de água do mar real.

2. EXPERIMENTAL

2.1. Materiais e reagentes

Todas as soluções foram preparadas em água deionizada (condutividade $< 4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $\text{pH} = 6$), obtida por osmose reserva. Soluções salinas de ACHC (Sigma Aldrich®) foram feitas em $100 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ NaCl (Vetec Química, Brasil). Essa concentração está inserida no intervalo de salinidade da AP associada ao petróleo presente no pré-sal da costa do Brasil, que pode chegar a $275.000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (DE ANDRADE *et al.*, 2015; GABARDO *et al.*, 2011). O pH das soluções foi ajustado com HCl (37% — Vetec Química, Brasil) e NaOH (99% — B Herzog, Brasil). Empregaram-se nas análises de ACHC solvente diclorometano (DCM, Dinâmica) e Na_2SO_4 (Dinâmica, Brasil). Para os estudos de remoção de ACHC, utilizaram-se SDBS (Sigma Aldrich®) e uma PAAC (Hyperfloc CE814, SNF®), com 15% de densidade de carga. Uma amostra de água do mar da Região Litorânea do Rio Grande do Sul, Brasil, foi empregada para comparação dos resultados de análises de toxicidade.

2.2. Métodos

2.2.1. Remoção de ácido ciclohexanocarboxílico por floculação micelar-filtração

A floculação foi feita condicionando a solução com SDBS por 2 minutos (440 RPM) e adicionando a PAAC ($7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) em agitação rápida (780 RPM, 20 segundos), seguida de etapa de mistura lenta (150 RPM), para formação e crescimento dos flocos. As soluções floculadas foram filtradas em membranas de nitrato de celulose ($1,2 \mu\text{m}$) e a água tratada foi caracterizada em termos de turbidez e concentração final de ACHC. Os parâmetros avaliados foram: concentração inicial de ACHC (150, 200 e $300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), razão molar SDBS/ACHC (0,33, 1, 2 e 2,6), pH (3,5 a 9,5) e tempo de mistura lenta (1, 5 e 10 minutos).

2.2.2. Métodos analíticos

A análise de ACHC foi efetuada por espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR), seguindo a metodologia proposta pela companhia canadense Syncrude Canada Ltd. (JIVRAJ *et al.*, 1995). As amostras foram acidificadas com HCl ($\text{pH} = 2$) e submetidas à extração líquido-líquido com DCM, empregando-se a relação volume de amostra:volume de solvente igual a 5:1. A umidade do extrato foi removida com Na_2SO_4 e sua absorvância foi analisada na faixa de 1.741 a 1.700 cm^{-1} , região em que ocorrem picos relacionados à ligação $\text{C}=\text{O}$. Os picos de absorvância foram somados e comparados a uma curva de calibração previamente preparada com concentrações de 75 a $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de ACHC em solução aquosa.

A turbidez das soluções foi medida com um turbidímetro de bancada Hach® (modelo 2100N), como um parâmetro de formação dos PSCs e da eficiência da filtração como método de separação sólido-líquido.

A toxicidade das amostras foi avaliada por análises Microtox®, empregando-se as bactérias luminescentes *Vibrio fischeri*, e os resultados foram expressos em termos do fator de toxicidade (FT) e concentração de efeito (CE_p).

3. RESULTADOS

Os resultados apresentados a seguir buscam melhor compreender a aplicação de tensoativo aniônico (SDBS) e PAAC na formação de PSCs em água salina, para remoção de ACHC por adsorção-filtração, a partir de uma solução de efluente sintético.

A concentração de surfactante influencia a formação e a estrutura de PSCs, bem como a sua interação com a água e outras partículas (KHAN e BRETTMANN, 2018). A **Figura 1** apresenta as concentrações residuais de ACHC em função da razão molar SDBS/ACHC, em diferentes concentrações iniciais de ACHC. A remoção de ACHC variou em função da razão molar SDBS/ACHC (melhores resultados em 2,6). Com $300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de ACHC, a remoção foi de até 79,4% (teor residual = $61,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), resultado relacionado com a maior disponibilidade de sítios para ligação e aprisionamento da molécula de ACHC nas micelas de SDBS antes da formação de PSCs entre o tensoativo e o polímero (KHAN e BRETTMANN, 2018).

A concentração de 200 mg·L⁻¹ de ACHC e razão molar SDBS/ACHC = 1 foi fixada para a avaliação dos efeitos do pH e do tempo de mistura lenta.

A carga do sistema é uma das propriedades mais importantes a se monitorar ao empregar a combinação de surfactantes e polímeros de cargas opostas como agentes floculantes (PETZOLD *et al.*, 2007). Os melhores resultados de remoção de ACHC foram obtidos em pH 6,5 (remoção de 38%), provavelmente devido à neutralização das cargas e à redução das interações eletrostáticas (favorecendo, assim, as interações hidrofóbicas), resultaram em maior agregação e aprisionamento das moléculas de ACHC aos PSCs formados (KHAN e BRETTMANN, 2018). Nos demais valores de pH, a remoção ficou entre 23 e 29%. Valores de pH ácidos resultam na protonação das moléculas de surfactante em seus respectivos ácidos graxos, diminuindo a eficiência dos processos de tratamento que envolvem sua aplicação, como a AMF e a MEUF. Ainda, o pH pode influenciar a disponibilidade do poluente em solução, como é o caso de alguns ANs, que tornam-se não polares em pHs mais baixos, dificultando sua solubilização em micelas ou PSCs (SCHWARZE, 2017; SULTANA *et al.*, 2021; VENKATAGANESH *et al.*, 2012).

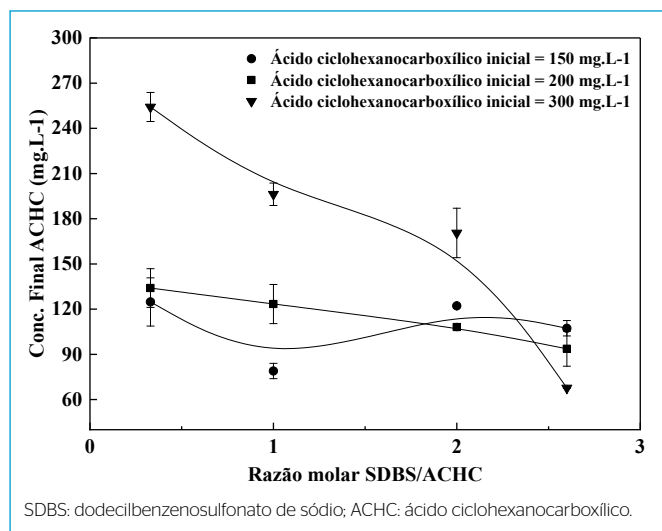


Figura 1 – Concentração final de ácido ciclohexanocarboxílico em função da razão molar dodecilbenzenosulfonato de sódio/ácido ciclohexanocarboxílico empregada, nas concentrações iniciais de ácido ciclohexanocarboxílico de 150 (●), 200 (■) e 300 (▼) mg·L⁻¹. Condições: razões molares dodecilbenzenosulfonato de sódio/ácido ciclohexanocarboxílico= 0,33, 1, 2 e 2,6; [NaCl] = 100 g·L⁻¹; [PAA] = 7 mg·L⁻¹; pH = 6,5; tempo de agitação rápida = 20 segundos; tempo de mistura lenta = 5 minutos.

Os tempos de mistura lenta de 1 e 10 minutos apresentaram piores remoções de ACHC, de 24,5 e 19%, respectivamente, e melhores resultados foram obtidos com 5 minutos (38%). Um intervalo longo demais pode ocasionar a ressolubilização dos poluentes, dependendo de suas propriedades e de sua afinidade com o meio aquoso, resultando em menor eficiência de remoção (SULTANA *et al.*, 2021). Já um intervalo muito curto pode ser insuficiente para a devida interação entre as moléculas de ACHC e os flocos formados.

Os ANs podem ter efeito tóxico sobre diversos organismos, como algas aquáticas, microrganismos, peixes, invertebrados, vegetação e até mamíferos (BROWN e ULRICH, 2015). Uma vez que os ANs são solúveis em águas de caráter neutro e alcalino, os organismos aquáticos são rapidamente expostos aos seus efeitos tóxicos (CLEMENTE e FEDORAK, 2005). Para descrever os efeitos nocivos de ANs, devem ser considerados, além de sua concentração total, fatores como a estrutura molecular e a composição de misturas (BROWN e ULRICH, 2015; CLEMENTE e FEDORAK, 2005; SCOTT *et al.*, 2005). Os resultados apresentados na **Tabela 1** referem-se às análises de toxicidade realizadas nas amostras de soluções salinas contendo 200 mg·L⁻¹ de ACHC, 100 g·L⁻¹ de NaCl, solução após tratamento com floculação micelar empregando SDBS e PAAC e filtração..

Com exceção da parcela de água do mar real, todas as amostras analisadas apresentaram caráter tóxico; no

Tabela 1 – Comparação da toxicidade no organismo *Vibrio fischeri* das amostras antes e após tratamento por floculação micelar com complexos polímero-surfactantes de dodecilbenzenosulfonato de sódio e poliácridamida catiônica. Condições: [ácido ciclohexanocarboxílico] inicial = 200 mg·L⁻¹; razão molar dodecilbenzenosulfonato de sódio/ácido ciclohexanocarboxílico = 1; pH = 6,5; tempo de mistura lenta = 5 minutos; filtração em membranas de nitrato de celulose

Amostra	FT*	CE _{50,30 min} **
Solução salina com 200 mg·L ⁻¹ ACHC	142,9	2,49
Solução salina 100 g·L ⁻¹ NaCl	4,44	53,18
Solução tratada	4,44	65,12
Água do mar real	1,0	> 81,9 %

*Fator de toxicidade: menor diluição da amostra em que não se observam efeitos sobre os organismos-teste; **CE_{50,30 min}: concentração da amostra que causa efeito sobre 50% dos organismos-teste após exposição de 30 minutos; ACHC: ácido ciclohexanocarboxílico.

entanto, houve redução considerável da toxicidade da amostra de água tratada, comparada à solução com concentração de $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de ACHC.

Estes resultados reforçam a possibilidade de aplicação da metodologia proposta, em estudos futuros de maior escala, com benefícios associados à remoção de ANs e à redução da toxicidade durante o tratamento de AP em plataformas *offshore*.

4. CONCLUSÕES

Os resultados apresentados no trabalho demonstraram que a combinação de SDBS e PAAC é capaz de remover o ACHC de soluções salinas ($100 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de NaCl), além de promover a redução da toxicidade residual. A técnica inovadora contribui para o atendimento aos aos Objetivos

de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente devido à preservação da vida marinha, ao promover a redução da toxicidade das soluções estudadas. A filtração em membranas de nitrato de celulose ($1,2 \mu\text{m}$) foi eficiente na separação dos PSCs (turbidez final $< 5 \text{ NTU}$) em todas as condições avaliadas. Uma vez que a complexidade de APs reais em termos de composição e concentração de ANs pode variar de acordo com as características do óleo cru, mais estudos são necessários a fim de melhor compreender o mecanismo de formação de PSCs a partir de SDBS e PAAC em condições reais. Além disso, sugere-se que outras técnicas já utilizadas durante o tratamento de APs, como a flotação por ar dissolvido (FAD), sejam avaliadas para a remoção dos complexos ANs/PSCs em condições similares aos empregados em plataformas marítimas.

REFERÊNCIAS

- ABDALRHMAN, A. S.; WANG, C.; HOW, Z. T.; EL-DIN, M. G. Degradation of cyclohexanecarboxylic acid as a model naphthenic acid by the UV/chlorine process: Kinetics and by-products identification. *Journal of Hazardous Materials*, v. 402, n. 2020, p. 123476, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123476>. Acesso em: 05 fev. 2023.
- AFZAL, A.; CHELME-AYALA, P.; DRZEWICZ, P.; MARTIN, J. W.; EL-DIN, M. G. Effects of ozone and ozone/hydrogen peroxide on the degradation of model and real oil-sands-process-affected-water naphthenic acids. *Ozone: Science and Engineering*, v. 37, n. 1, p. 45-54, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01919512.2014.967835>. Acesso em: 03 mar. 2022.
- ALMEIDA, T. D. O.; TALENS-ALESSON, F. I. Removal of phenylamine and catechol by adsorptive micellar flocculation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 279, n. 1-3, p. 28-33, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2005.12.029>. Acesso em: 20 mar. 2022.
- BESRA, L.; SENGUPTA, D. K.; ROY, S. K.; AY, P. C. Influence of polymer adsorption and conformation on flocculation and dewatering of kaolin suspension. *Separation and Purification Technology*, v. 37, n. 3, p. 231-246, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.001>. Acesso em: 03 mar. 2022.
- BRATSKAYA, S.; AVRAMENKO, V.; SCHWARZ, S.; PHILIPPOVA, I. Enhanced flocculation of oil-in-water emulsions by hydrophobically modified chitosan derivatives. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 275, n. 1-3, p. 168-176, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2005.09.036>. Acesso em: 23 mar. 2022.
- BROWN, L. D.; ULRICH, A. C. Oil sands naphthenic acids: A review of properties, measurement, and treatment. *Chemosphere*, v. 127, p. 276-290, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.003>. Acesso em: 03 mar. 2022.
- CLEMENTE, J.S.; FEDORAK, P. M. A review of the occurrence, analyses, toxicity, and biodegradation of naphthenic acids. *Chemosphere*, v. 60, n. 5, p. 585-600, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.02.065>. Acesso em: 10 jan. 2022.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução CONAMA nº 393, 8 de agosto de 2007*. Dispõe sobre o descarte contínuo de água de processo ou de produção em plataformas marítimas de petróleo e gás natural, e dá outras providências. Brasília, DF, 2007.
- DE ANDRADE, A. M. T.; VAZ, C. E. M.; RIBEIRO, J.; LOPRETO, L. G. R.; NASCIMENTO, R. F. S. Offshore production units for pre-salt projects. *Proceedings of the Annual Offshore Technology Conference*, v. 1, p. 557-570, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.4043/25691-ms>. Acesso em: 05 fev. 2023.

- DERISZADEH, A.; HARDING, T. G.; HUSEIN, M. M. Improved MEUF removal of naphthenic acids from produced water. *Journal of Membrane Science*, v. 326, n. 1, p. 161-167, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2008.09.047>. Acesso em: 23 mar. 2022.
- DERISZADEH, A.; HUSEIN, M. M.; HARDING, T. G. Produced water treatment by micellar-enhanced ultrafiltration. *Environmental Science and Technology*, v. 44, n. 5, p. 1767-1772, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es902862j>. Acesso em: 23 mar. 2022.
- GABARDO, I. T.; PLATTE, E. B.; ARAUJO, A. S.; PULGATTI, F. H. Evaluation of produced water from Brazilian offshore platforms. In: GABARDO, I. T.; PLATTE, E. B.; ARAUJO, A. S.; PULGATTI, F. H. *Produced water*. New York, NY: Springer New York, 2011, p. 89-113. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0046-2_3. Acesso em: 06 fev. 2023.
- GRADZIELSKI, M.; HOFFMANN, I. Polyelectrolyte-surfactant complexes (PESCs) composed of oppositely charged components. *Current Opinion in Colloid and Interface Science*, v. 35, p. 124-141, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cocis.2018.01.017>. Acesso em: 10 jan. 2022.
- GRUBER, L. D. A.; DAMASCENO, F. C.; CARAMÃO, E. B.; JACQUES, R. A.; GELLER, A. M.; CAMPOS, M. C. V. Ácidos naftênicos no petróleo. *Química Nova*, v. 35, n. 7, p. 1423-1433, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422012000700025>. Acesso em: 10 jan. 2022.
- HAVRE, T. E.; SJÖBLOM, J.; VINDSTAD, J. E. Oil/water-partitioning and interfacial behavior of naphthenic acids. *Journal of Dispersion Science and Technology*, v. 24, n. 6, p. 789-801, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1081/DIS-120025547>. Acesso em: 10 jan. 2022.
- HENDGES, L. T.; COSTA, T. C.; TEMOCHKO, B.; GOMEZ GONZALEZ, S. Y.; MAZUR, L. P.; MARINHO, B. A.; SILVA, A.; WESCHENFELDER, S. E.; SOUZA, A. A. U.; ULSON DE SOUZA, S. M. A. G. Adsorption and desorption of water-soluble naphthenic acid in simulated offshore oilfield produced water. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 145, p. 262-272, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.08.018>. Acesso em: 23 mar. 2022.
- IGUNNU, E. T.; CHEN, G. Z. Produced water treatment technologies. *International Journal of Low-Carbon Technologies*, v. 9, n. 3, p. 157-177, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/ijlct/cts049>. Acesso em: 15 jan. 2022.
- JIVRAJ, M. N.; MACKINNON, M.; FUNG, B. *Naphthenic acids extraction and quantitative analyses with FT-IR spectroscopy*. Syncrude Analytical Methods Manual. 4 ed. Edmonton, AB, 1995.
- KAWAGUCHI, H.; LI, Z.; MASUDA, Y.; SATO, K.; NAKAGAWA, H. Dissolved organic compounds in reused process water for steam-assisted gravity drainage oil sands extraction. *Water Research*, v. 46, n. 17, p. 5566-5574, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.036>. Acesso em: 15 jan. 2022.
- KHAN, N.; BRETTMANN, B. Intermolecular interactions in polyelectrolyte and surfactant complexes in solution. *Polymers*, v. 11, n. 1, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/polym11010051>. Acesso em: 23 mar. 2022.
- KLAMERTH, N.; MOREIRA, J.; LI, C.; SINGH, A.; MCPHEDRAN, K. N.; CHELME-AYALA, P.; BELOSEVIC, M.; EL-DIN, M. G. Effect of ozonation on the naphthenic acids' speciation and toxicity of pH-dependent organic extracts of oil sands process-affected water. *Science of the Total Environment*, v. 506-507, p. 66-75, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.103>. Acesso em: 15 fev. 2022.
- MATUSIAK, J.; GRZĄDKA, E. Cationic starch as the effective flocculant of silica in the presence of different surfactants. *Separation and Purification Technology*, v. 234, n. May 2019, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116132>. Acesso em: 15 fev. 2022.
- NAGEEB, M. Adsorption technique for the removal of organic pollutants from water and wastewater. In: NAGEEB, M. (Ed.). *Organic pollutants - monitoring, risk and treatment*. Rijeka: InTech, 2013, p. 167-194. Disponível em: <https://doi.org/10.5772/54048>. Acesso em: 23 mar. 2022.
- NEFF, J.; LEE, K.; DEBLOIS, E. M. Produced water: overview of composition, fates, and effects. In: NEFF, J.; LEE, K. (Eds.). *Produced water*. New York: Springer, 2011, p. 3-54. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0046-2_1. Acesso em: 15 fev. 2022.
- PETZOLD, G.; MENDE, M.; KOCHUROVA, N. Polymer-surfactant complexes as flocculants. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 298, n. 1-2, p. 139-144, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2006.12.010>. Acesso em: 23 mar. 2022.
- SANTOS, A. S.; OLIVEIRA, L. F. S.; MARQUES, A. M. T.; SILVA, D. C. A.; MANSUR, C. R. E. Evaluation of the efficiency of polyethylenimine as flocculants in the removal of oil present in produced water. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 558, n. July, p. 200-210, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2018.08.085>. Acesso em: 23 mar. 2022.
- SCHWARZE, M. Micellar-enhanced ultrafiltration (MEUF)-state of the art. *Environmental Science: Water Research and Technology*, v. 3, n. 4, p. 598-624, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/c6ew00324a>. Acesso em: 23 mar. 2022.
- SCOTT, A. C.; MACKINNON, M. D.; FEDORAK, P. M. Naphthenic acids in athabasca oil sands tailings waters are less biodegradable than commercial naphthenic acids. *Environmental Science and Technology*, v. 39, n. 21, p. 8388-8394, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es051003k>. Acesso em: 23 mar. 2022.

- SCOTT, A. C.; YOUNG, R. F.; FEDORAK, P. M. Comparison of GC-MS and FTIR methods for quantifying naphthenic acids in water samples. *Chemosphere*, v. 73, n. 8, p. 1258-1264, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.07.024>. Acesso em: 23 mar. 2022.
- SHEN, L. C.; NGUYEN, X. T.; HANKINS, N. P. Removal of heavy metal ions from dilute aqueous solutions by polymer-surfactant aggregates: A novel effluent treatment process. *Separation and Purification Technology*, v. 152, p. 101-107, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.07.065>. Acesso em: 22 mar. 2022.
- SULTANA, H.; BOKHARI, T. H.; USMAN, M. Adsorptive micellar flocculation (surfactant-based phase separation technique): Theory and applications. *Journal of Molecular Liquids*, v. 323, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2020.115001>. Acesso em: 22 mar. 2022.
- TALENS-ALESSON, F. I.; ANTHONY, S.; BRYCE, M. Removal of phenol by adsorptive micellar flocculation: Multi-stage separation and integration of wastes for pollution minimisation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 276, n. 1-3, p. 8-14, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2005.10.003>. Acesso em: 22 mar. 2022.
- VENKATAGANESH, B.; MAITI, A.; BHATTACHARJEE, S.; DE, S. Electric field assisted cross flow micellar enhanced ultrafiltration for removal of naphthenic acid. *Separation and Purification Technology*, v. 98, p. 36-45, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.06.017>. Acesso em: 20 mar. 2022.
- WANG, H.; WANG, D.; TIAN, T.; REN, W. Removal of organic compounds containing a benzene ring from water by adsorptive micellar flocculation. *Journal of Surfactants and Detergents*, v. 22, n. 1, p. 161-174, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jsde.12209>. Acesso em: 20 mar. 2022.
- WANG, X.; KASPERSKI, K. L. Analysis of naphthenic acids in aqueous solution using HPLC-MS/MS. *Analytical Methods*, v. 2, n. 11, p. 1715-1722, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/c0ay00204f>. Acesso em: 15 jan. 2022.
- WU, C.; DE VISSCHER, A.; GATES, I. D. On naphthenic acids removal from crude oil and oil sands process-affected water. *Fuel*, v. 253, n. March, p. 1229-1246, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.05.091>. Acesso em: 15 jan. 2022.
- YU, X.; LEE, K.; ULRICH, A. C. Model naphthenic acids removal by microalgae and Base Mine Lake cap water microbial inoculum. *Chemosphere*, v. 234, p. 796-805, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.110>. Acesso em: 15 jan. 2022.

Uma abordagem transdisciplinar do papel da água como pilar da natureza, da saúde e do bem-estar

A transdisciplinary approach to the role of water as a pillar of nature and of health and well-being

Ana Estela Barbosa^{1*} , Margarida Rebelo² 

RESUMO

Mais de 50% da população vive em cidades e enfrenta fatores de estresse que afetam a saúde, tais como elevados níveis de poluição e ruído, tendo como consequências comuns problemas cardiovasculares e circulatórios, obesidade, estresse, entre outros. O acesso a zonas verdes e azuis – zonas com a presença de vegetação e água –, onde são oferecidos valores naturais, como a biodiversidade e a presença de água, tem merecido atenção e estudo. A investigação tem permitido validar a relação entre as características naturais e a melhoria da saúde e o bem-estar da população, comprovando-se, por exemplo, que a presença de corpos de água tem benefícios para a saúde mental. Este trabalho baseou-se em informações recolhidas em *stakeholders* e na pesquisa na plataforma Cordis, que congrega resultados de projetos europeus financiados. Fez-se ainda uma revisão da literatura publicada entre 2019 e 2022, usando os termos “*nature based solutions*” e “*guidelines*”, tendo-se analisado 20 artigos representativos. Os resultados validam que as soluções de base natural (SBN) são do maior interesse para a sustentabilidade ambiental e social das cidades e comunidades, para a resiliência às alterações climáticas, para a melhoria da saúde e do bem-estar e, ainda, para promover serviços de ecossistemas. É ainda relevante que a investigação sobre as SBN se desenvolva no seio da sociedade e num processo colaborativo de cocriação transdisciplinar, pelo envolvimento ativo da população e de *stakeholders* relevantes, e que cada contexto urbano se inspire no conhecimento científico internacional para trabalhar em soluções customizadas à sua realidade.

Palavras-chave: cidades sustentáveis; população; saúde e bem-estar; soluções de base natural; soluções integradas.

ABSTRACT

More than 50% of the population lives in cities and faces stress factors that affect health, such as high levels of pollution and noise, which have as common consequences health issues such as cardiovascular and circulatory problems, obesity and stress, among others. The access to green and blue areas – zones with the presence of vegetation and water –, where specific natural values are offered, including biodiversity and the presence of water, has been the focus of many studies. Research has allowed the validation of the relationship between natural characteristics and the improvement of health and well-being of people, demonstrating, for example, that the presence of bodies of water has benefits for mental health. This work is based on data collected through meetings with stakeholders and results from searches on the Cordis platform which congregates outcomes from European funded projects. Moreover, a search in the scientific literature published between 2019 and 2022, using the keywords “*nature-based solutions*” and “*guidelines*” provided 20 representative articles that were analyzed. The results validate that the nature-based solutions (NBS) are of greatest interest to the environmental and social sustainability of cities and communities, resilience to climate change and improved health and well-being, as well as the promotion of city ecosystem services. It is also relevant that research on NBS takes place within society and in a collaborative process of transdisciplinary co-creation, through the active involvement of the population and relevant stakeholders, and that each urban context is inspired by international scientific knowledge, and work on solutions customized to their reality.

Keywords: Sustainable cities; population; health and well-being; nature-based solutions; integrated solutions.

¹Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica e Ambiente - Lisboa, Portugal.

²Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Departamento de Edifícios - Lisboa, Portugal.

*Endereço para correspondência: Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica e Ambiente. Avenida do Brasil, 101, 1700-066 - Lisboa, Portugal. E-mail: aestela@lnec.pt

INTRODUÇÃO

Quer seja no contexto de zonas intrinsecamente naturais e sem intervenção antropogênica — como uma floresta ou um ecossistema costeiro —, quer no contexto de zonas urbanas, as soluções de base natural (SBN) também devem incorporar o pressuposto de que ecossistemas saudáveis e em equilíbrio fornecem múltiplos benefícios e serviços ao ser humano. Essa é, aliás, a posição da IUCN (2020), que diz: “Soluções baseadas na natureza são ações para proteger, gerir e restaurar ecossistemas naturais e modificados que atendem desafios de forma eficaz e adaptativa, proporcionando simultaneamente benefícios de bem-estar e biodiversidade”.

Dessa maneira, de acordo com a dimensão abordada no contexto das SBN, geram-se pressupostos e focos distintos, incluindo os atores e decisores envolvidos na dimensão em causa.

Atualmente, mais de 50% da população vive em cidades, e espera-se que até 2050 dois terços da humanidade — 6,5 bilhões de pessoas — sejam urbanos (EC, 2018). As cidades estão progressivamente a aumentar as suas áreas azuis e verdes, focadas na mitigação e adaptação às alterações climáticas e nas soluções baseadas na natureza para, por exemplo, melhorar a gestão de águas pluviais. As comunidades que vivem em áreas urbanas são propensas a estresse no trabalho, têm estilos de vida agitados, mas sedentários. As populações urbanas também enfrentam fatores de estresse que afetam a saúde, como elevados níveis de poluição atmosférica e ruído e alta estimulação do sistema neurocognitivo, percepção de insegurança e elevadas taxas de criminalidade. Os impactos social, econômico e humano de doenças, como problemas cardiovasculares e circulatórios, obesidade, estresse, depressão e outros distúrbios no contexto da saúde mental, são elevados.

A recente pandemia levou a uma nova consciência e valorização dos espaços verdes, com inúmeros relatos de pessoas que em zonas urbanas encontraram conforto e equilíbrio na natureza durante o confinamento. A sociedade encontra-se, portanto, num contexto favorável à revalorização das zonas naturais — incluindo zonas verdes e corpos de água —, particularmente as integradas em zonas urbanas ou na sua periferia.

Este trabalho pretende promover uma abordagem transdisciplinar das SBN, com dimensões inovadoras e dando um novo protagonismo ao papel da água para a saúde e o bem-estar, tanto no *nexus* direto (água-saúde) como no *nexus* que tem a biodiversidade como intermediário (água-biodiversidade-saúde). Esse tema associa-se aos serviços de ecossistemas, os quais se beneficiariam de uma revisão conceitual, de modo a integrar a dimensão da saúde e do bem-estar e, por sua vez, da ligação desta e da biodiversidade à presença de água. Já em 2012, um artigo de revisão de Cook e Spray identificava como uma das lacunas mais importantes da gestão da água no século XX “a falha em entender a conexão entre a água e a saúde ecológica, e as ligações entre a saúde dos ecossistemas naturais e o bem-estar humano” (COOK; SPRAY, 2012, p. 96).

As SBN apoiam a biodiversidade e a prestação de serviços de ecossistemas, nomeadamente os culturais, em que a promoção do bem-estar e da saúde se incluem (IUCN, 2020). Apesar do reconhecido valor das SBN, estas ainda não estão a ser desenvolvidas para atingir o seu potencial máximo, apoiando globalmente a resiliência a desafios como as alterações climáticas, a saúde, a segurança alimentar e hídrica, as catástrofes naturais e a perda de biodiversidade.

Kumar *et al.* (2020) referem que projetar e implementar SBN socioculturalmente sustentáveis exigem abordagens inter e transdisciplinares que podem ser alcançadas por meio de processos de cocriação, engajando os diversos setores e partes interessadas e inspirando a utilização de recursos e conhecimentos de forma mais eficaz e em equilíbrio com os objetivos de adaptação climática.

Evidências científicas comprovam que as características dos ambientes naturais são relevantes para a saúde e o bem-estar das pessoas. A harmonia, a simetria e a ordem, bem como a presença de elementos de água, relacionam-se com sentimentos de tranquilidade que precisam ser mais explorados e mais bem avaliados (VÖLKER; KISTEMANN, 2011; ZHANG *et al.*, 2021). Sabe-se também que a biodiversidade, que, por sua vez, depende da presença de água — como referido por Cook e Spray (2012) —, se relaciona positivamente com a saúde e o bem-estar e que a estimulação sensorial provocada pelo contato com a natureza (*e.g.*,

o canto das aves) está associada a um aumento da resposta parassimpática (VAN PRAAG *et al.*, 2017).

Há décadas que se investigam e se promovem as SBN, o tratamento e a reutilização de águas pluviais, apoiando a sustentabilidade ambiental e novas soluções para o ciclo urbano da água. Mais recentemente, começou a ser introduzida a dimensão de resiliência às alterações climáticas das cidades que as SBN também apoiam, por mitigarem as ondas de calor e amortizarem os picos dos eventos extremos de precipitação, como as cheias. Por outro lado, os novos conhecimentos científicos sobre a importância da natureza para o bem-estar e a saúde, a par com a experiência da pandemia, em que muitas pessoas em todo o mundo procuraram as, por vezes escassas, zonas verdes urbanas para momentos de lazer, desporto e reequilíbrio físico, psíquico e emocional, trazem uma oportunidade de integrar a transdisciplinaridade nos objetivos, na concepção e na manutenção das SBS, de modo a potenciar os seus múltiplos benefícios econômicos, sociais e ambientais.

O objetivo deste trabalho foi apresentar, de forma sintética e com exemplos práticos, os resultados de uma pesquisa de mais de um ano, de modo a inspirar e apoiar engenheiros ambientais e sanitaristas, decisores políticos e outros atores, na criação e/ou na reabilitação de espaços urbanos e de SBN, potenciando os seus benefícios e incluindo nestes o bem-estar e a saúde das comunidades.

METODOLOGIA

Escolha dos métodos

Pretendeu-se angariar uma base de conhecimento que pudesse fundamentar e inspirar a prática de uma investigação aplicada que fosse além do estado da arte, de modo a apoiar decisores políticos, municípios, organizações e *stakeholders* que lidam com o planeamento e a gestão de SBN e também com a saúde e o bem-estar das comunidades. Para tal, foram usadas duas metodologias complementares, descritas em seguida.

Enquadramento histórico internacional e na Europa

Por cerca de ano e meio, levaram-se a cabo contatos e reuniões com investigadores internacionais e *stakeholders*, e efetuaram-se pesquisas de projetos com financiamento da

União Europeia (UE) e outros, de modo a angariar um conhecimento global e histórico de como a natureza e as SBN são percebidas e utilizadas, de forma intencional, como promotoras de saúde e bem-estar (terapias de base natural). A pesquisa de projetos europeus financiados foi feita por meio da plataforma Cordis (cordis.europa.eu/projects/en), que desde 1990 compila os resultados de projetos com financiamento da UE.

Essa abordagem pretendeu obter resultados qualitativos e históricos, de modo a permitir o desenho de um contexto internacional enquadrador dessa temática.

Revisão da literatura científica publicada entre 2019 e 2022

A pesquisa na base de dados de publicações científicas envolveu os seguintes critérios:

- termos da pesquisa: “*nature based solutions*” e “*guidelines*”;
- publicações em revistas acadêmicas com arbitragem científica entre 2019 e 2022 e com textos integrais disponíveis em acesso livre;
- ordenadas pelo motor de busca por “ordem de relevância”.

Estabeleceu-se como meta a angariação de 15 a 20 artigos que espelhassem a diversidade de contextos internacionais, incluindo casos de estudo e trabalhos de revisão, e cobrissem diferentes dimensões relativas às SBN. A análise e seleção das publicações seguiram a ordenação do motor de busca. Quando uma publicação repetia temas já representados por outra(s) — por exemplo, SBN e resiliência às alterações climáticas —, seguia-se para a análise da próxima publicação. Foram avaliadas mais de 30 publicações, e selecionaram-se 20 para serem estudadas no âmbito deste artigo.

RESULTADOS

Contexto histórico e projetos recentes

Em termos históricos, registraram-se movimentos distintos no Oriente e no mundo ocidental. Nos anos 1980, a prática do *shinrin-yoku*, também conhecido como *forest bathing*, surgiu no Japão como parte fundamental dos cuidados preventivos de saúde e da cura na medicina japonesa (HANSEN; JONES; TOCCHINI, 2017). Na Europa e nos

países ocidentais, a consideração de terapias baseadas na natureza para promoção da saúde e do bem-estar não é uma prática estabelecida, embora o *green deal*, os serviços de ecossistemas e a biodiversidade sejam prioridades na agenda da UE. Uma reflexão recente, o *The solution is in nature* (SCIENCE FOR ENVIRONMENT POLICY, 2021), aponta que as soluções naturais apoiam as cidades na mitigação, adaptação e resiliência às alterações climáticas e, ainda, promovem a saúde e o bem-estar, pelo que a sua proteção tem benefícios econômicos, sociais e ambientais, no entanto o potencial das áreas naturais para promover a saúde e o bem-estar não é ainda levado em consideração de forma sistemática por arquitetos paisagistas, urbanistas ou decisores políticos municipais quando projetam ou reabilitam infraestruturas verdes.

Entre as referências selecionadas, Kumar *et al.* (2020) apresentam uma lista de 12 projetos com financiamento europeu, na área das SBN, implementados entre 2007 e 2022. Morita e Matsumoto (2021) reconhecem que a maior parte da literatura e estudos se debruça sobre a implementação de SBN em contexto europeu, havendo menos trabalhos noutras regiões do mundo, como por exemplo na Ásia.

Descrevem-se em seguida, a título ilustrativo, exemplos da abordagem de três projetos com financiamento da UE. O primeiro deles já foi finalizado, e os outros dois estão em curso.

O projeto PHENOTYPE (FP7, 2012-2016) investigou a relação entre a exposição a ambientes naturais exteriores (espaços verdes urbanos, infraestrutura verde — florestas, reservas/parques naturais, montanhas, terras agrícolas —, espaços “azuis” — água como canais, lagoas, riachos, rios, praias) e as melhorias na saúde e no bem-estar. Avaliou os efeitos das várias características do ambiente natural, em diferentes grupos populacionais, e, com os resultados obtidos, retirou conclusões relativas ao ordenamento do território e à gestão das infraestruturas verdes em cidades de quatro países europeus: Lituânia, Holanda, Espanha e Reino Unido. A investigação permitiu desenvolver uma classificação hierarquizada de indicadores, desde os mais simples e de fácil obtenção (*e.g.*, Atlas Urbano e imagens de satélite LandSat) aos mais detalhados, especialmente criados para avaliar mecanismos específicos, como a redução do estresse, a atividade física e a interação social. Os indicadores selecionados como relevantes são apresentados no Quadro 1,

Quadro 1 – Tipologias e subtipologias do ambiente natural.

Ambiente natural	Tipologia	Subtipologia
Espaços verdes	Parques	Parques urbanos
	Espaços seminaturais/naturais	Áreas de biodiversidade, áreas de conservação, reservas naturais, áreas protegidas, áreas de interesse patrimonial
	Espaços de recreação formal	Parques infantis e campos desportivos (não inseridos em parques)
	Espaços cívicos	Praças, jardins
	Espaços funcionais/amenidades	Parques de estacionamento, cemitérios, espaços de recreio, espaços institucionais (<i>e.g.</i> , escolas, hospitais etc.)
	Corredores naturais/verdes	Sem trânsito/naturais: vias pedonais de passagem, trilhos e ciclovias
	Espaços devolutos/abandonados	
	Jardins residenciais	Jardins privados
	Outros espaços naturais	Espaços verdes de rua
	Florestas	
	Terrenos rurais e agrícolas	
Espaços azuis	Parques rurais	
	Águas interiores	Lagos/albufeira/charcas (massas de água paradas) Rios, riachos, canais (sistemas lineares de água)
	Marinas e espaços costeiros	Incluindo vários tipos de linhas costeiras

Fonte: Smith *et al.* (2017).

incluindo os espaços azuis — massas de água interiores e costeiras — e distintos espaços verdes.

O projeto H2020 URBiNAT (2018-2023) propõe a criação de corredores saudáveis como facilitadores da cocriação de SBN sociais e ambientais para promover o bem-estar físico, mental e social de comunidades desfavorecidas (e.g., bairros de habitação social) que vão utilizar as SBN, de modo a conceber um espaço público inovador, coeso e democrático. O projeto envolve áreas de expansão urbana em sete cidades europeias: Porto, Nantes, Sofia, Siena, Nova Gorica, Bruxelas e Høje-Taastrup. Um dos casos de regeneração urbana teve lugar numa área da cidade de Nova Gorica (Eslovênia), em que a revitalização de um bairro social se traduziu na valorização ambiental do leito da ribeira de Koren, que atravessava o bairro e era um ponto de descarga de esgotos. Essa intervenção funcionou como uma alavanca para a promoção do bem-estar dos residentes e o restabelecimento da ligação entre história e valores culturais que são importantes catalisadores sociais. Nunes, Björner e Hilding-Hamann (2021) sintetizam as diretrizes do projeto URBiNAT para promover o envolvimento dos cidadãos no processo de cocriação das SBN.

O H2020 Go Green Routes (2020-2024) visa à cocriação de “laboratórios de bem-estar urbano” em seis “cidades cultivadoras” (Burgas, na Bulgária; Lahti, na Finlândia; Limerick, na Irlanda; Tallinn, na Estônia; Umeå, na Suécia; e Versailles, na França) orientados para a implementação de SBN (e.g., corredores verdes, parques e “jardins de bolso”) promotoras de melhoria nas saúdes física e mental dos residentes. Um dos resultados do projeto é a produção de indicadores de qualidade ambiental que serão implementados nas “cidades sementes” (por exemplo, Munique, na Alemanha; Região de Murcia, na Espanha; e Gzira, em Malta) e nas cidades que integram as “redes de polinização cruzada” (e.g., Cidade do México, México; Pequim, China; e Tbilisi, Geórgia). Esses indicadores vão fundamentar o projeto e a implementação de SBN inovadoras e a melhoria na concepção das soluções existentes. Nessa fase, o projeto encontra-se a discutir, a planejar e a preparar colaborativamente as intervenções nas cidades cultivadoras, em conjunto com os *stakeholders* locais e os parceiros do projeto.

É também interessante mencionar o caso do Jardim Terapêutico da Universidade de Copenhague, Nacadia®, construído em 2011. Com uma área de 1,4 ha, localiza-se a cerca de 30 km a norte de Copenhague e foi projetado com base num processo colaborativo multidisciplinar baseado em evidências da arquitetura paisagística e envolvendo especialistas em jardins terapêuticos e em terapia baseada na natureza. Tendo sido concebido para pessoas com doenças relacionadas com estresse, o jardim inclui diferentes zonas, vários tipos de vegetação e três tipos de massas de água: um lago, uma linha de água e uma charca. A melhoria da saúde dos participantes que usufruíram esse local, por meio de protocolos de contato com a natureza, foi medida e demonstrada com sucesso numa tese de doutoramento e em várias publicações (SIDENIUS *et al.*, 2017).

Revisão da literatura científica publicada entre 2019 e 2022

Considera-se que os 20 artigos selecionados para análise proporcionam um quadro representativo de como as SBN são abordadas a nível internacional. Essas referências compreendem trabalhos com enfoque nacional, em diferentes continentes, por exemplo, Brasil (ALVES; DJORDJEVIĆ; JAVADI, 2022), China (KUMAR *et al.*, 2020), Costa Rica (NEUMANN; HACK, 2020), Estados Unidos da América (OAKES; CROSS; ZAVALETA, 2021), França (DUFFAUT; FRASCARIA-LACOSTE; VERSINI, 2022), entre outros. Também abordam contextos globais a nível da Europa (NUNES; BJÖRNER; HILDING-HAMANN, 2021) ou da Ásia (MORITA; MATSUMOTO, 2021) e incluem extensos trabalhos de revisão da literatura. Por exemplo, Orta-Ortiz e Geneletti (2022) analisaram mais de 100 artigos publicado entre 2009 e 2021.

A análise dessas 20 publicações caracterizou os seguintes aspectos: o foco do trabalho; e se as dimensões de população/comunidades e saúde/bem-estar eram endereçadas e, em caso afirmativo, a abordagem feita e as conclusões tiradas. O Quadro 2 apresenta uma síntese dos resultados. Entre os 20 trabalhos, 11 deles (55%) não se referem de todo às dimensões de comunidade/populações nem de saúde/bem-estar. Três artigos mencionam de forma breve

Quadro 2 – Avaliação da inclusão das dimensões de população/comunidades e saúde/bem-estar na abordagem de SBN: resultados da revisão da literatura.

Autor(es)	Dimensão geográfica e objetivo do trabalho	Inclusão das dimensões: população/comunidades/saúde/bem-estar
Neumann e Hack (2020)	Costa Rica. Políticas e legislação no contexto do planejamento urbano	Sim, de forma breve. Os municípios devem considerar outros benefícios das SBN, como a saúde pública e o lazer
Kumar <i>et al.</i> (2020)	Contexto europeu. Artigo de revisão. Medidas adaptativas para resiliência a riscos hidrometeorológicos	Sim, de forma breve. Refere-se à necessidade de abordagens holísticas na implementação de SBN
Jin, Yi e Xu (2020)	China. Importância das florestas para o sequestro de carbono	Não
Nunes, Björner e Hilding-Hamann (2021)	Contexto europeu. Diretrizes para o engajamento dos cidadãos na cocriação de SBN	Sim, na dimensão sociedade. Participação dos cidadãos na criação de SBN. SBN promotoras de lazer e saúde
Qiu, Schertzer e Tchiguirinskaia (2021)	França. Utilização de SBN na gestão de escorrências pluviais	Não
Sowińska-Świerkosz e García (2021)	Artigo de revisão. Apresenta uma estrutura inovadora para avaliar projetos de SBN	Sim. Importância de integrar a dimensão ambiental das SBN, incluindo a saúde e o bem-estar
Morita e Matsumoto (2021)	Leste, sudoeste e sul da Ásia. Desafios de governança na implementação de SBN	Não
Gijsman <i>et al.</i> (2021)	Cheias costeiras e processos hidrodinâmicos, morfológicos e ecológicos dos mangais	Não
Oakes, Cross e Zavaleta (2021)	Estados Unidos da América. Foco nas questões climáticas	Não
Wang <i>et al.</i> (2021)	China (Rio Jialing). Necessidade de a China regular a utilização de SBN	Sim. Considera cinco paradigmas sobre as SBN; dois deles conectados com esses temas (Paradigma Verde e Paradigma Cultural)
Orta-Ortiz e Geneletti (2022)	Artigo de revisão. Projeto de SBN e serviços de ecossistemas	Não
Kõiv-Vainik <i>et al.</i> (2022)	Artigo de revisão. SBN para gestão de águas pluviais	Não
Biswal <i>et al.</i> (2022)	Artigo de revisão. SBN para gestão de água pluviais e qualidade do ar	Sim, de forma breve. Aborda o papel do arvoredo na melhoria da saúde respiratória
Bridges <i>et al.</i> (2022)	Artigo de revisão. Uso de SBN vs. risco de inundações costeiras e ribeirinhas	Sim, de forma breve. Refere-se e não desenvolve
Alves, Djordjević e Javadi (2022)	Brasil. SBN para redução do risco de inundação	Não
Duffaut, Frascaria-Lacoste e Versini (2022)	França. Barreiras e alavancas para a implementação de SBN sustentáveis em cidades	Não
Di Pirro <i>et al.</i> (2022)	Itália e Portugal. Inclusão de SBN nos Planos de Recuperação de Resiliência	Não
Mahmoud <i>et al.</i> (2022)	Artigo de revisão. Papel das SBN nas cidades	Sim, de forma breve
Matos e Roebeling (2022)	Artigo de revisão. Modelação de processos da água em SBN	Não
Nasrabadi (2022)	Artigo de revisão. A urbanização fragmenta a paisagem e degrada a biodiversidade	Sim. Indica que as SBN contribuem para a sustentabilidade da paisagem urbana

SBN: soluções de base natural.

o tema ou uma das dimensões. Nota-se que a simples inclusão da definição de SBN da International Union for Conservation of Nature (IUCN, 2020), integradora dessas dimensões, não afetou a classificação dada. Por outro lado, encontram-se referências breves e/ou parciais a alguma das dimensões em estudo em três artigos (KUMAR *et al.*, 2020; NEUMANN; HACK, 2020; NUNES; BJÖRNER;

HILDING-HAMANN, 2021). Apenas os trabalhos de Sowińska-Świerkosz e García (2021), Wang *et al.* (2021) e Nasrabadi (2022) — a sombreado no Quadro 2 —, representando 15% da amostra, trazem uma abordagem direta e integrada dessas dimensões.

Sowińska-Świerkosz e García (2021) citam a importância de agregar a dimensão ambiental, incluindo a saúde

e o bem-estar humano, nas SBN. Indicam ainda que se devem considerar os valores, as expectativas e as necessidades dos cidadãos, como grupo interessado, e estimar os benefícios econômicos indiretos trazidos pelas SBN, como a redução de custos em cuidados de saúde. Os autores sugerem o uso de indicadores qualitativos para avaliar o impacto das SBN na população, tais como níveis de satisfação, sentimento de pertença, justiça social, coesão social e efeitos a longo prazo na saúde.

Focando-se no contexto da China e no caso do Rio Jialing, Wang *et al.* (2021) demonstram que as SBN podem ser usadas como novas dimensões no planejamento ribeirão convencional. Os autores usaram uma abordagem holística e cinco paradigmas para apoiar a comunicação durante o estudo, ajudando os representantes do governo local e os *stakeholders* a perceberem a natureza e a sua contribuição para as populações. Dois dos paradigmas são muito relevantes para a abordagem transdisciplinar das SBN, nomeadamente o Paradigma Verde (GreenP): A paisagem bem cuidada apoia o bem-estar humano enquanto mitiga impactos ambientais; e o Paradigma Cultural (CulturalP): Locais para cultivar interação entre seres humanos e natureza

O trabalho de Nasrabadi (2022) posiciona-se de forma distinta, baseando-se no pressuposto de que a urbanização fragmenta a paisagem e degrada a biodiversidade. Esse trabalho indica que as SBN contribuem para a sustentabilidade da paisagem urbana, com valor acrescentado em diversas vertentes, nomeadamente: saúde mental e física; segurança, especialmente ante desastres naturais; educação ambiental; sentimento de pertença; valor estético do lugar; e promoção da interação social.

DISCUSSÃO

A definição de SBN da IUCN (2020) é citada em vários dos artigos científicos selecionados (BISWAL *et al.*, 2022; DUFFAUT; FRASCARIA-LACOSTE; VERSINI, 2022; MATOS; ROEBELING, 2022), mas ainda não está efetivamente incorporada na abordagem nem na *praxis*. Estando-se a dar passos interessantes, os resultados apresentados no Quadro 2 validam que ainda se está no caminho para uma visão transdisciplinar e multissetorial do

potencial das SBN, nomeadamente no que respeita à saúde e ao bem-estar das populações.

A maioria (70%) dos 20 artigos selecionados não tratou essas dimensões de forma objetiva nem direcionada, debruçando-se sobre outros temas, como a mitigação e adaptação às alterações climáticas ou a gestão de cheias e de águas pluviais urbanas.

Países como a China (WANG *et al.*, 2021) ou o Brasil (ALVES; DJORDJEVIĆ; JAVADI, 2022), que ainda estão a trabalhar no enquadramento legal e administrativo, além de diretrizes técnicas para o projeto, a implementação e a gestão de SBN, têm agora a grande oportunidade de abraçarem soluções integradoras, maximizando os benefícios das SBN. Países europeus poderão manter-se numa dinâmica de utilização unilateral de SBN (por exemplo, DUFFAUT; FRASCARIA-LACOSTE; VERSINI, 2022), embora diversos projetos com financiamento da EU estejam a promover a abordagem transdisciplinar aqui defendida e o avanço da ciência nessa direção.

Vários municípios na Dinamarca, após o sucesso do Jardim Nacadia[®], passaram à ação, criando jardins terapêuticos (SIDENIUS *et al.*, 2017). A motivação dos municípios é crucial, mas não se pode esquecer que, como indicado por Sowińska-Świerkosz e García (2021), as SBN são um complexo sistema socioecológico. Esses autores defendem a participação, na concepção de SBN, de atores de *micro-nível* (cidadãos), cujas opiniões são cruciais para criar indicadores de aceitação social das NBS, agentes de *nível meso* (funcionários de departamentos municipais etc.), que contribuem para a formulação e análise das condições locais, e atores de *nível macro* (autoridades nacionais e regionais), cujo conhecimento é necessário para avaliar a capacidade de execução e gestão.

CONCLUSÕES

Diversa literatura mais recente sugere como objetivos para o desenvolvimento de SBN — *nature-based solutions*, na literatura anglo-saxônica — os seguintes: mitigação e adaptação às mudanças climáticas; gestão de água; resiliência costeira; gestão de espaços verdes; qualidade do ar; regeneração e gestão da água urbana; planeamento e governança participativos; justiça social e coesão social; saúde pública e

bem-estar; e oportunidades econômicas e empregos verdes (BISWAL *et al.*, 2022; KÖIV-VAINIK *et al.*, 2022).

Os resultados da investigação aqui apresentada validam que as SBN são do maior interesse para a sustentabilidade ambiental e social das cidades e comunidades. O Quadro 2 realça, a sombreado, três artigos que poderão contribuir para abrir o prisma sobre as possibilidades integradoras e inovadoras das SBN. Considera-se que o papel transversal da água, nesses contextos, merece destaque e investigação específica

nos *nexus* “água-saúde” e “água-biodiversidade-saúde”. É relevante que a investigação se desenvolva no seio da sociedade e num processo colaborativo de cocriação transdisciplinar, por meio do envolvimento ativo da população e dos *stakeholders* pertinentes. Cada país tem um contexto histórico de utilização de SBN, um quadro legal e de governança, além de características culturais e climáticas distintas, devendo, pois, embeber-se do conhecimento científico internacional e trabalhar em soluções customizadas à sua realidade.

REFERÊNCIAS

- ALVES, P.B.R.; DJORDJEVIĆ, S.; JAVADI, A.A. Understanding the NEEDS for ACTING: An integrated framework for applying nature-based solutions in Brazil. *Water Science and Technology*, v. 85, n. 4, p. 987-1010, 2022. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.513>
- BISWAL, B.K.; BOLAN, N.; ZHU, Y.G.; BALASUBRAMANIAN, R. Nature-based Systems (NbS) for mitigation of stormwater and air pollution in urban areas: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 186, 106578, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106578>
- BRIDGES, T.S.; SMITH, J.M.K.; KING, J.K.; SIMM, J.D.; DILLARD, M.; DEVRIES, J.; REED, D.; PIERCY, C.D.; VAN ZANTEN, B.; ARKEMA, K.; SWANNACK, T.; LOOFF, H.; LODDER, Q.; JEUKEN, C.; PONTE, N.; GAILANI, J.Z.; WHITFIELD, P.; MURPHY, E.; LOWE, R.J.; MCLEOD, E.; ALTMAN, S.; CAIRNS, C.; SUEDEL, B.C.; NAYLOR, L.A. Coastal natural and nature-based features: international guidelines for flood risk management. *Frontiers in Built Environment*, v. 8, 904483, 2022. <https://doi.org/10.3389/fbuil.2022.904483>
- COOK, B.R.; SPRAY, C.J. Ecosystem services and integrated water resource management: Different paths to the same end? *Journal of Environmental Management*, v. 109, p. 93-100, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05.016>
- CORDIS. *Portal*. Disponível em: cordis.europa.eu/projects/en. Acesso em: set. 2021.
- DI PIRRO, E.; MENDES, R.; FIDÉLIS, T.; SALLUSTIO, L.; ROEBELING, P.; MARCHETTI, M.; LASSERRE, B. The embeddedness of nature-based solutions in the recovery and resilience plans as multifunctional approaches to foster the climate transition: the cases of Italy and Portugal. *Land*, v. 11, n. 8, p. 1254, 2022. <https://doi.org/10.3390/land11081254>
- DUFFAUT, C.; FRASCARIA-LACOSTE, N.; VERSINI, P.A. Barriers and levers for the implantation of sustainable nature-based solutions in cities: insights from France. *Sustainability*, v. 14, n. 16, p. 9975, 2022. <https://doi.org/10.3390/su14169975>
- EUROPEAN COMMISSION (EC). *Directorate-General for Research and Innovation Final Report of the High-Level Panel of the European Decarbonisation Pathways Initiative*. Publications Office, 2018.
- GIJSMAN, R.; HORSTMAN, E.M.; VAN DER WAL, D.; FRIESS, D.A.; SWALES, A.; WIJNBERG, K.M. Nature-based engineering: a review on reducing coastal flood risk with mangroves. *Frontiers in Marine Science*, v. 8, e702412, 2021. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.702412>
- GO GREEN ROUTES. *Go Green Routes: A natural way to foster urban health and well-being*. Disponível em: <https://gogreenroutes.eu/>. Acesso em: maio 2022.
- HANSEN, M.M.; JONES, R.; TOCCHINI, K. Shinrin-Yoku (forest bathing) and nature therapy: a state-of-the-art review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 14, n. 8, p. 851, 2017. <https://doi.org/10.3390/ijerph14080851>
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). *Ensuring effective nature-based solutions*. Issues Brief. IUCN, 2020.
- JIN, L.; YI, Y.; XU, J. Forest carbon sequestration and China's potential: the rise of a nature-based solution for climate change mitigation. *China Economic Journal*, v. 13, n. 2, p. 200-222, 2020. <https://doi.org/10.1080/17538963.2020.1754606>
- KÖIV-VAINIK, M.; KILL, K.; ESPENBERG, M.; UUEMAA, E.; TEEMUSK, A.; MADDISON, M.; PALTA, M.M.; TÖRÖK, L.; MANDER, Ü.; SCHOLZ, M.; KASAK, K. Urban stormwater retention capacity of nature-based solutions at different climatic conditions. *Nature-Based Solutions*, v. 2, 100038, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2022.100038>

- KUMAR, P.; DEBELE, S.E.; SAHANI, J.; ARAGÃO, L.; BARISANI, F.; BASU, B.; BUCCHIGNANI, E.; CHARIZOPOULOS, N.; DI SABATINO, S.; DOMENEGHETTI, A.; EDO, A.S.; FINÉR, L.; GALLOTTI, G.; JUCH, S.; LEO, L.S.; LOUPIS, M.; MICKOVSKI, S.B.; PANGA, D.; PAVLOVA, I.; PILLA, F.; PRATS, A.L.; RENAUD, F.G.; RUTZINGER, M.; BASU, A.S.; SHAH, A.R.; SOINI, K.; STEFANOPOULOU, M.; TOTH, E.; UKONMAANAHO, L.; VRANIC, S.; ZIEHER, T. Towards an operationalization of nature-based solutions for natural hazards. *Science of the Total Environment*, v. 731, 138855, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138855>
- MAHMOUD, I.H.; MORELLO, E.; SALVIA, G.; PUERARI, E. Greening cities, shaping cities: pinpointing nature-based solutions in cities between shared governance and citizen participation. *Sustainability*, v. 14, n. 12, p. 7011, 2022. <https://doi.org/10.3390/su14127011>
- MATOS, F.A.; ROEBELING, P. Modelling impacts of nature-based solutions on surface water quality: a rapid review. *Sustainability*, v. 14, n. 12, p. 7381, 2022. <https://doi.org/10.3390/su14127381>
- MORITA, K.; MATSUMOTO, K. Governance challenges for implementing nature-based solutions in the Asian region. *Politics and Governance*, v. 9, n. 4, p. 102-113, 2021. <https://doi.org/10.17645/pag.v9i4.4420>
- NASRABADI, M.T. How do nature-based solutions contribute to urban landscape sustainability? *Environment, Development and Sustainability*, v. 24, p. 576-591, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01456-3>
- NEUMANN, V.A.; HACK, J. A methodology of policy assessment at the municipal level: Costa Rica's readiness for the implementation of nature-based-solutions for urban stormwater management. *Sustainability*, v. 12, n. 1, p. 230, 2020. <https://doi.org/10.3390/SU12010230>
- NUNES, N.; BJÖRNER, E.; HILDING-HAMANN, K.E. Guidelines for citizen engagement and the co-creation of nature-based solutions: Living knowledge in the URBINAT project. *Sustainability*, v. 13, n. 23, p. 13378, 2021. <https://doi.org/10.3390/su132313378>
- OAKES, L.E.; CROSS, M.S.; ZAVALITA, E.S. Rapid assessment to facilitate climate-informed conservation and nature-based solutions. *Conservation Science and Practice*, v. 3, n. 8, e472, 2021. <https://doi.org/10.1111/csp2.472>
- ORTA-ORTIZ, M.S.; GENELETTI, D. What variables matter when designing nature-based solutions for stormwater management? A review of impacts on ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 95, 106802, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2022.106802>
- PHENOTYPE. *Phenotype*: Health from outside in. Disponível em: <https://www.phenotype.eu/en/>. Acesso em: maio 2022.
- QIU, Y.; SCHERTZER, D.; TCHIGUIRINSKAIA, I. Assessing cost-effectiveness of nature-based solutions scenarios: Integrating hydrological impacts and life cycle costs. *Journal of Cleaner Production*, v. 329, 129740, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129740>
- SCIENCE FOR ENVIRONMENT POLICY. *The solution is in nature*. Future Brief 24. Brief produced for the European Commission DG Environment. Bristol: Science Communication Unit, UWE Bristol, 2021. <https://doi.org/10.2779/656087>
- SIDENIUS, U.; NYED, P.K.; LYGUM, V.L.; STIGSDOTTER, U.K. A diagnostic post-occupancy evaluation of the Nacadia® Therapy Garden. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 14, n. 8, p. 882, 2017. <https://doi.org/10.3390/ijerph14080882>
- SMITH, G.; CIRACH, M.; SWART, W.; DÉDELE, A.; GIDLOW, C.; VAN KEMPEN, E.; KRUIZE, H.; GRAŽULEVIČIENĖ, R.; NIEUWENHUIJSEN, M.J. Characterization of the natural environment: quantitative indicators across Europe. *International Journal of Health Geographics*, v. 16, p. 16, 2017. <https://doi.org/10.1186/s12942-017-0090-z>
- SOWIŃSKA-ŚWIĘRKOŚCZ, B.; GARCÍA, J. A new evaluation framework for nature-based solutions (NBS) projects based on the application of performance questions and indicators approach. *Science of the Total Environment*, v. 787, 147615, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147615>
- URBINAT. *URBiNAT*: Urban Innovative & Inclusive Nature. Disponível em < <https://urbinat.eu/>. Acesso em: maio 2022.
- VAN PRAAG, C.D.G.; GARFINKEL, S.N.; SPARASCI, O.; MEES, A.; PHILIPPIDES, A.O.; WARE, M.; OTTAVIANI, C.; CRITCHLEY, H.D. Mind-wandering and alterations to default mode network connectivity when listening to naturalistic versus artificial sounds. *Scientific Reports*, v. 7, 45273, 2017. <https://doi.org/10.1038/srep45273>
- VÖLKER, S.; KISTEMANN, T. The impact of blue space on human health and well-being - salutogenetic health effects of inland surface waters: a review. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, v. 214, n. 6, p. 449-460, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.05.001>
- WANG, Z.; HUANG, L.; XU, M.; WANG, S. Bridging the science-practice gaps in nature-based solutions: A riverfront planning in China. *Ambio*, v. 50, n. 8, p. 1532-1550, 2021. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01445-2>
- ZHANG, X.; ZHANG, Y.; ZHAI, J.; WU, Y.; MAO, A. Waterscapes for promoting mental health in the general population. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 18, n. 22, 11792, 2021. <https://doi.org/10.3390/ijerph182211792>

Mapeamento de áreas inundadas usando um índice de água baseado em dados do satélite Sentinel-2: as cheias de 2019 no Baixo Mondego (Portugal)

Mapping of flooded areas using a Sentinel-2 satellite-based water index: The 2019 floods in Lower Mondego (Portugal)

Romeu Gerardo^{1*} , Isabel Pedroso de Lima² , João Pedroso de Lima³ 

RESUMO

Embora a frequência e a severidade de cheias estejam a aumentar em todo o mundo, dados sobre áreas inundadas são geralmente escassos ou inexistentes, ou estão desatualizados e não digitalizados. O desenvolvimento e a aplicação de novos produtos de detecção remota, bem como o aumento da capacidade computacional, estão a permitir obter oportunamente mapas de inundação úteis e atualizados. Entre os dias 15 e 22 de dezembro de 2019, a precipitação total em 24 horas ultrapassou 100 mm em várias regiões do Norte e do Centro de Portugal, provocando inundações. Neste estudo, usam-se imagens multiespectrais do satélite Sentinel-2 e calcula-se o Índice de Água por Diferença Normalizada Modificado (MNDWI – *Modified Normalized Difference Water Index*) para mapear a área inundada, em situação de cheia, que resultou do colapso/rotura dos diques do Rio Mondego, na região do Baixo Mondego (centro de Portugal). O mapa da área inundada em 29 de dezembro foi comparado com o mapa das áreas na situação pré-cheia. A ampla extensão espacial, coberta tipicamente por imagens de satélite, bem como a alta frequência e a resolução espacial das imagens do Sentinel-2 constituem as principais vantagens que promovem a utilização de índices de água baseados em dados de satélite para identificar áreas afetadas por inundações.

Palavras-chave: Rio Mondego; cheia fluvial; MNDWI; detecção remota; monitorização ambiental.

ABSTRACT

While the frequency and severity of floods are increasing across the world, flood inundation data are often scarce or non-existent, or outdated and not digitized. The development and application of new remote sensing products and the increase in computational capacity are offering new opportunities to obtain useful and updated flood maps in a timely manner. Between the 15th and 22nd of December 2019, the total rainfall in 24 hours exceeded 100 mm in several regions of northern and central Portugal, causing floods. In this study, multispectral images from the Sentinel-2 satellite and the Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI) are used to map the flooded area in the Lower Mondego region that resulted from the collapse/rupture of the dikes of the Mondego River. The map of the area flooded on December 29th was compared to the map of the areas covered with water, in the pre-flood situation. The wide spatial extent that is typically covered by satellite imagery and the high frequency and spatial resolution of Sentinel-2 imagery constitute the main advantages that promote the use of water indices based on satellite data to identify areas affected by floods.

Keywords: Mondego River; fluvial flood; MNDWI; remote sensing; environmental monitoring.

¹Engenheiro Ambiental pelo Instituto Politécnico de Coimbra. Mestre em Engenharia do Ambiente pela Universidade de Coimbra (UC). Doutorando em Engenharia do Ambiente pela UC. Técnico Superior no Instituto de Investigação e Desenvolvimento Tecnológico para a Construção, Energia, Ambiente e Sustentabilidade (Itecons) Membro do Civil Engineering Research and Innovation for Sustainability (CERIS) da UC.

²Engenheira Civil pela UC. Mestre em Ciência do Solo e Gestão da Água e Doutorada em Ciências Ambientais pela Universidade de Wageningen. Professora do Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Ciências e Tecnologia da UC. Membro do Centro de Ciências do Mar e do Ambiente (MARE) da UC.

³Engenheiro Civil pela UC. Mestre em Ciência do Solo e Gestão da Água e Doutorado em Ciências Ambientais pela Universidade de Wageningen. Professor Catedrático do Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Ciências e Tecnologia da UC e Coordenador da Área Científica de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente. Coordenador da Linha de Investigação 1 (Hidráulica, Hidrologia e Ambientes Sedimentares) do MARE da UC.

*Endereço para correspondência: Rua Pedro Hispano, 3030-289 - Instituto de Investigação e Desenvolvimento Tecnológico para a Construção, Energia, Ambiente e Sustentabilidade (Itecons). Coimbra, Portugal. e-mail: romeu.jorge@itecons.uc.pt

1. INTRODUÇÃO

As cheias estão entre os desastres naturais mais catastróficos e com maior impacto ambiental: afetam os ecossistemas, causam danos importantes e/ou permanentes a infraestruturas e sistemas de comunicação, produções agrícolas, propriedades e, mais relevante, as cheias podem provocar perda de vidas humanas. Cenários de alterações climáticas sugerem que esse tipo de fenômeno possa agravar-se como consequência do esperado aumento da frequência de eventos meteorológicos extremos e adversos (KHARIN *et al.*, 2007).

Diante de cenários de agravamento de cheias na Europa, a Comissão Europeia adotou, em 2007, a Diretiva da Avaliação e Gestão dos Riscos de Inundações (DAGRI). A detecção remota é amplamente reconhecida como uma fonte ímpar de dados para a implementação das diretrizes da União Europeia, pois fornece uma visão sobre grandes áreas, observações frequentes e arquivos históricos (BRESCIANI *et al.*, 2011). Têm-se, portanto, intensificado os estudos de aplicação de produtos de detecção remota para a identificação de massas de água e áreas inundadas. O mapeamento de áreas inundadas é uma ferramenta útil à melhor compreensão do regime de cheias, contribuindo para a redução dos seus efeitos negativos por meio da adoção atempada de medidas preventivas (DINH *et al.*, 2019).

A maioria dos métodos disponíveis para o mapeamento de massas de água com dados óticos, obtidos remotamente, baseia-se em índices espectrais (BOSCHETTI *et al.*, 2014; PEKEL *et al.*, 2016), neste caso conhecidos como “índices de água”. Podem calcular-se diversos índices de água usando diferentes combinações de bandas espectrais, obtendo-se, assim, indicadores da presença de água na superfície terrestre que são baseados na refletância observada nas bandas do visível (Vis, 350 – 700 nm), infravermelho próximo (NIR, 700–1250 nm) e infravermelho de onda curta (SWIR, 1.250 – 2.500 nm).

Com base em outros índices de água desenvolvidos até o momento, Xu (2006) propôs o Índice de Água por Diferença Normalizada Modificado (MNDWI — *Modified Normalized Difference Water Index*), que tem potencial para conduzir a um melhor mapeamento de massas de água do que outros índices de água existentes, como, por exemplo, o Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI — *Normalized*

Difference Water Index) (MCFEETERS, 1996), como evidenciado em vários estudos (XU, 2006; DU *et al.*, 2016).

Este estudo apresenta resultados focados no mapeamento da área inundada em 2019, na região do Baixo Mondego (Portugal), resultante do colapso de infraestruturas de defesa contra cheias construídas no Rio Mondego; esse mapeamento apoia-se no MNDWI, calculado com dados do satélite Sentinel-2, do Programa Copernicus. O objetivo principal deste trabalho foi avaliar o potencial das imagens do Sentinel-2 para identificar áreas afetadas por inundações.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

A região do Baixo Mondego, inserida na Região do Centro de Portugal Continental, corresponde ao segmento a jusante da Bacia Hidrográfica do Rio Mondego e apresenta grande potencial do ponto de vista agrícola. O Rio Mondego drena uma área de 6.670 km², desenvolve-se ao longo de 227 km e deságua no Oceano Atlântico; caracteriza-se por um regime natural de escoamento extremamente variável, na atualidade regulado por várias obras hidráulicas. Anteriormente a essas intervenções hidráulicas, realizadas fundamentalmente na década de 70 e 80 do século XX, que incluem barragens de regularização fluvial e obras de defesa contra cheias (e.g., diques) na região do Baixo Mondego, essa localidade foi fustigada por sérias e frequentes inundações de origem fluvial. O atual cenário de implementação de obra leva a eventos de cheia que conduzem a inundações menos frequentes e severas, mas não elimina o risco da sua ocorrência; nomeadamente, as últimas décadas testemunharam alterações relevantes em termos de uso do solo e de clima. Um evento devastador de inundação dos campos ocorreu no inverno de 2000/2001, após galgamento e subsequente rotura do dique da margem esquerda do Rio Mondego (LOURENÇO *et al.*, 2017).

Novamente, em dezembro do 2019, a região do Baixo Mondego foi severamente atingida por inundações com origem no Rio Mondego (FREIRE e DO CARMO, 2021). No período de 15 a 19 de dezembro, formaram-se três fortes depressões atmosféricas, designadas por “Tempestades Daniel, Fabien e Elsa”, que deram origem a precipitação persistente, por vezes intensa; em particular, no dia 19 registaram-se, em 24 horas, valores acumulados superiores a

100 mm em alguns locais do Norte e do Centro de Portugal Continental (IPMA, 2019). No dia 21 de dezembro, durante a ocorrência de uma situação de cheia no Rio Mondego, em que o caudal ultrapassou o limite de segurança de 2.000 m³ s, ocorreu a ruptura de dois diques de proteção do vale central do Rio Mondego e, conseqüentemente, a inundação dos

campos do Baixo Mondego, causando elevados prejuízos econômicos, ambientais e agrícolas (**Figura 1**).

Neste estudo, selecionou-se e delimitou-se uma subárea (centrada nas coordenadas 40°11'2.79"N; 8°38'6.50"W; **Figura 2**) da zona afetada pela inundação no vale central do Rio Mondego; além disso, fez-se a recolha de imagens



Figura 1 - Vista da (a) ruptura dos diques de proteção contra cheias do vale central do Rio Mondego e (b) inundação dos campos agrícolas no Baixo Mondego, em dezembro de 2019.

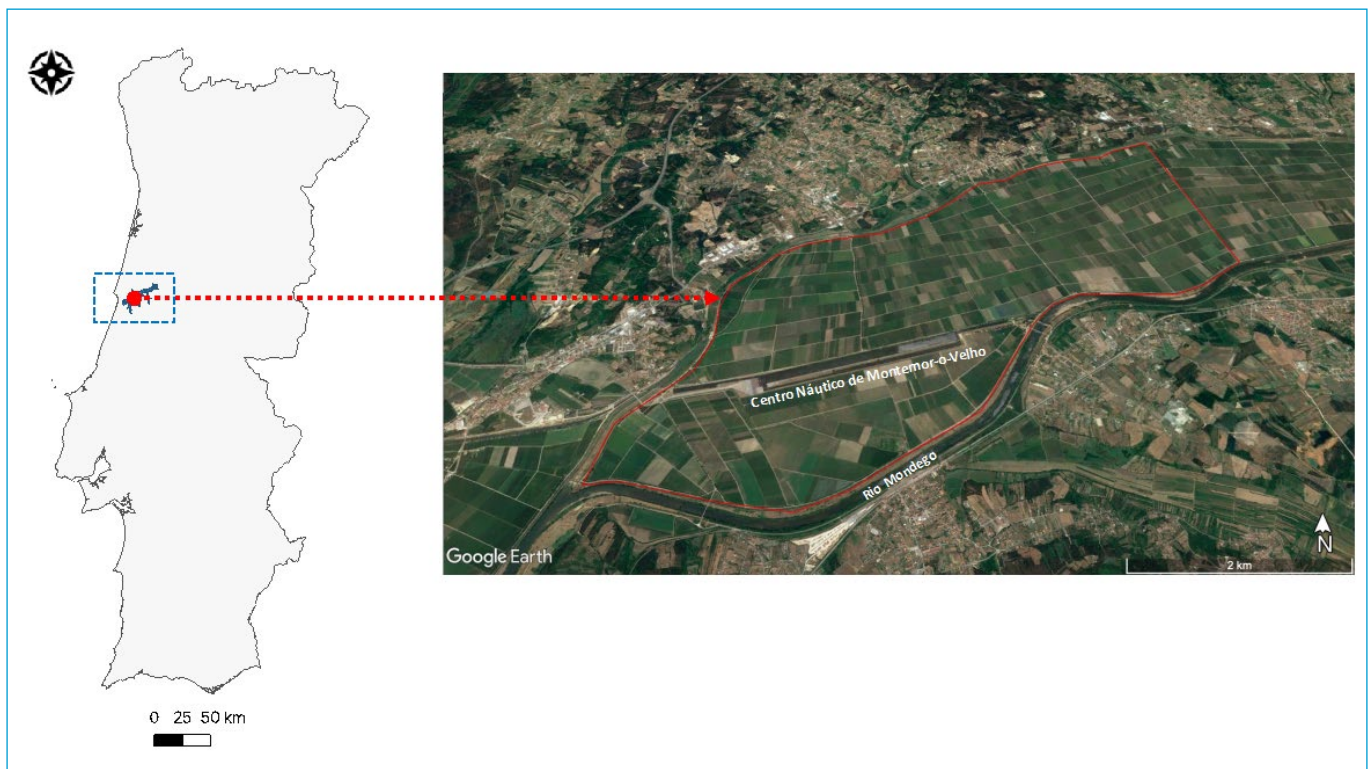


Figura 2 - Localização da área selecionada no vale central do Rio Mondego, centrada nas coordenadas 40°11'2.79"N; 8°38'6.50"W.

obtidas por detecção remota a partir do satélite Sentinel-2 em cenário de pré-cheia (4 de dezembro de 2019) e de pós-cheia (29 de dezembro de 2019) (**Figura 3**). A área selecionada tem ≈ 2.000 ha. As imagens do satélite Sentinel-2 analisadas não apresentavam a presença de nuvens na área de estudo.

Os dados de detecção remota utilizados no mapeamento das áreas inundadas foram adquiridos por intermédio do satélite Sentinel-2, do Programa Copernicus, da Agência Espacial Europeia. A missão Sentinel-2 tem como objetivo principal a monitorização da superfície terrestre, tem uma órbita quase-polar e dispõe de um sensor multiespectral com 13 bandas. De entre essas bandas, a **Tabela 1** identifica só aquelas pertinentes à produção dos mapas apresentados neste trabalho (RGB e MNDWI), visando o estudo de áreas inundadas.

O MNDWI (XU, 2006) distingue-se de outros índices dedicados à identificação de massas de água pelo facto de usar a banda SWIR, em vez de a banda NIR, como é no caso do NDWI, por exemplo. O MNDWI é calculado por meio da Equação (1):

$$\text{MNDWI} = (\text{Green} - \text{SWIR}) / (\text{Green} + \text{SWIR}) \quad (1)$$

O MNDWI toma valores no intervalo $[-1,+1]$, com valores positivos a indicar a presença de massas de água (XU, 2006; DU *et al.*, 2016), em especial valores positivos elevados. Neste estudo, o MNDWI foi calculado a partir dos dados de refletância do satélite Sentinel-2 registados nas bandas do verde (Green, B03) e infravermelho de onda curta (SWIR1, B11) (DU *et al.*, 2016). Em virtude da necessidade de efetuar os cálculos com a informação relativa às duas bandas espectrais expressa na mesma resolução espacial, procedeu-se à reamostragem da banda do verde de 10 para 20 m.

Tabela 1 - Características de bandas espectrais do satélite Sentinel-2.

Banda	Nome da banda	Comprimento de onda central na banda (nm)	Largura da banda (nm)	Resolução espacial (m)
B02	Azul (<i>blue</i>)	490	65	10
B03	Verde (<i>green</i>)	560	35	10
B04	Vermelho (<i>Red</i>)	665	30	10
B11	SWIR1	1610	90	20

Fonte: ESA (2015).



Figura 3 - Área de estudo na situação de (a) pré-cheia (imagem de 4 de dezembro de 2019); e (b) pós-cheia, com a inundação dos campos limítrofes do Rio Mondego devido a colapso de infraestrutura de defesa contra cheias (imagem de 29 de dezembro de 2019); é visível o local em que o dique rompeu e o respetivo cone de dejeção. As imagens das bandas de composição do visível são do satélite Sentinel-2.

O uso da banda do infravermelho de onda curta contemplado no cálculo do MNDWI é potencialmente vantajoso para o objetivo de identificação de superfícies com água, visto que as massas de água geralmente absorvem mais energia nessa banda do que na banda do infravermelho próximo, o que conduz a valores de MNDWI mais elevados, relativamente ao NDWI (SINGH *et al.*, 2015; DU *et al.*, 2016). Por outro lado, solo, vegetação e áreas construídas apresentam maior refletância na banda do infravermelho de onda curta do que na banda do verde (SUN *et al.*, 2012), resultando em valores negativos baixos para essas classes.

Neste trabalho, para efeito de mapeamento da área de estudo, consideraram-se duas classes (i.e., “água” e “não água”) e geraram-se os correspondentes mapas binários, para melhor identificar apenas a presença de água. Na classificação das imagens referentes ao MNDWI, tomou-se $MNDWI = 0$ como valor crítico de decisão, para distinguir

a superfície da água de superfícies com outros atributos, sendo esse valor comumente aceito e aplicado em estudos similares (XU, 2006; DU *et al.*, 2016; GHANSAH *et al.*, 2021). Para elaboração das imagens produzidas, o tratamento dos dados relativos às bandas do satélite Sentinel-2 foi feito com recurso ao software de *open source* QGIS, versão 3.6.

A **Figura 4** fornece, por meio de um fluxograma simplificado, uma visão geral das diferentes etapas da metodologia aplicada neste estudo.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir de imagens do satélite Sentinel-2, calculou-se o MNDWI para as situações de pré-cheia e de pós-cheia na área de estudo selecionada, relatadas na seção 2. Com base nesse índice construíram-se, para as classes “água” e “não água”, os mapas apresentados nas **Figuras 5a e 5b**. Nesses mapas, os píxeis de cor azul

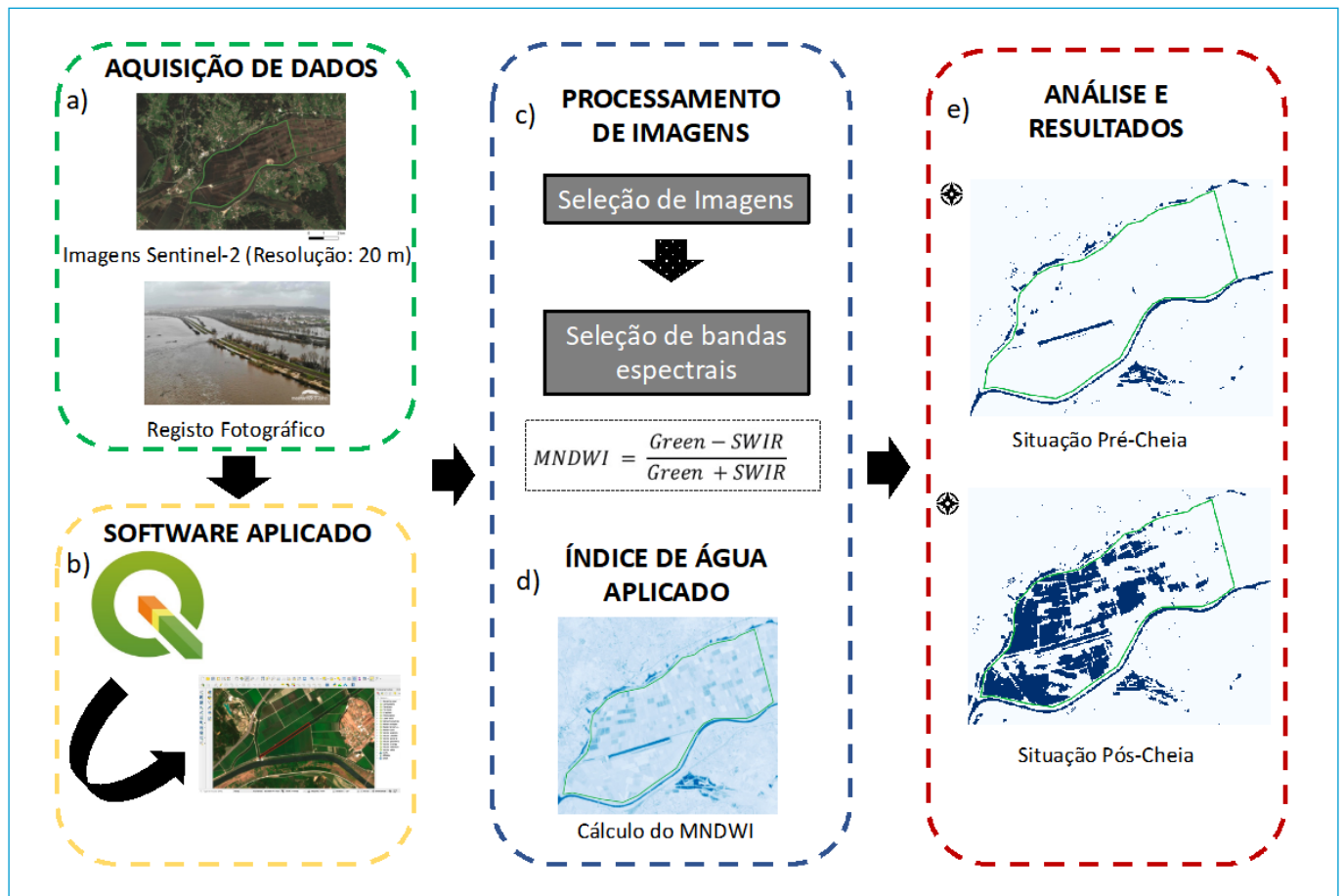


Figura 4 - Fluxograma simplificado da metodologia utilizada neste estudo. (a) Aquisição de dados; (b) software aplicado; (c) processamento de imagens; (d) índice de água aplicado; (e) análise e resultados.

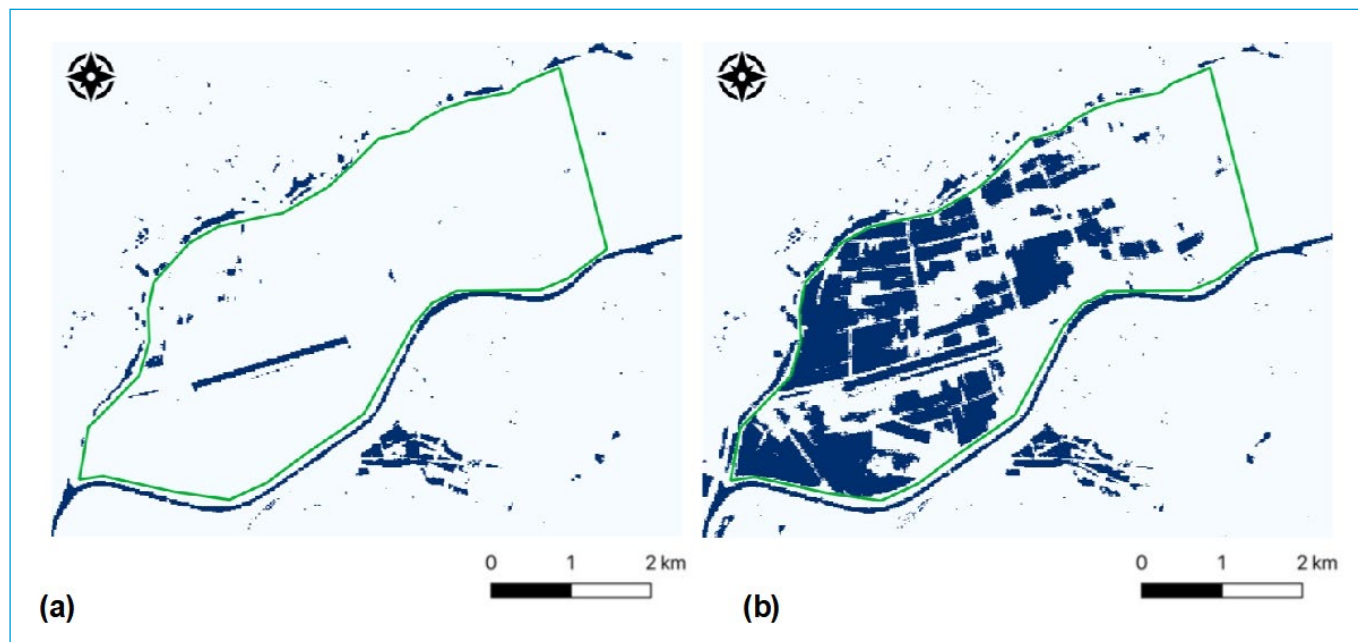


Figura 5 - Mapeamento da presença de água na área de estudo baseado no *Modified Normalized Difference Water Index* (Sentinel-2, resolução espacial de 20 m), com a cor azul a indicar superfícies com água (MNDWI > 0): (a) na situação de pré-cheia (4 de dezembro de 2019); (b) na situação de pós-cheia (29 de dezembro de 2019).

identificam a presença de água na superfície observada, o que, na **Figura 5b**, inclui as áreas inundadas decorrentes do colapso dos diques de proteção.

Os valores positivos do MNDWI conduzem à estimativa de existência de superfície de água na área de estudo em 31,09 ha, em 4 de dezembro de 2019, e 777,45 ha, em 29 de dezembro de 2019, o que corresponde a uma área adicional inundada de 746,36 ha, ou seja, a um valor percentual de variação de superfície de água de 2.400%. O valor relativo à extensão da inundação na área selecionada provocada pela ruptura dos diques de proteção no Rio Mondego respeita a observação efetuada oito dias após a ocorrência do colapso dessas infraestruturas.

Por meio da obtenção de imagens de satélite Sentinel-2, disponibilizadas pelo Programa Copernicus, e do mapeamento de áreas inundadas com recurso ao MNDWI, é possível monitorizar a dinâmica da evolução quanto à extensão da área inundada e usar essa informação no planejamento de intervenções no terreno, enquanto o próprio evento de inundação está a decorrer. O mapeamento de superfícies terrestres com água (e.g., massas de água, áreas inundadas) recorrendo ao MNDWI mostra resultados promissores, tal como se verificou em estudos anteriores (DU

et al., 2016; SOLOVEY, 2020; SHERSTOBITOV *et al.*, 2021; SIVANPILLAI *et al.*, 2021).

4. CONCLUSÕES

A ampla extensão espacial, coberta tipicamente por imagens de satélite, a elevada frequência e resolução espacial, bem como o acesso sem custos associados às imagens multiespectrais do satélite Sentinel-2, constituem as principais vantagens que promovem a utilização de índices de água baseados em dados de satélite para identificar rapidamente áreas afetadas por inundações. Por meio da obtenção de imagens do Sentinel-2 e do mapeamento de áreas inundadas com recurso ao MNDWI, é possível monitorizar a extensão de áreas inundadas. A avaliação, em um curto espaço de tempo, da extensão de inundações e danos provocados é fundamental para a atuação mais eficaz de todos os intervenientes (e.g., meios de socorro, proteção civil) em situações dessa natureza. O uso de dados do satélite Sentinel-2 torna significativamente mais fácil e rápido identificar e delimitar remotamente grandes áreas alagadas, em comparação com abordagens que exigem trabalho de campo, com grande esforço para ser realizado, prazo de execução alargado e enfrentando frequentemente

limitações de acessibilidade dentro da área inundada, típicas de cenários de cheias.

Neste trabalho, com recurso a imagens do Sentinel-2 e pela aplicação do MNDWI, foi possível obter resultados promissores que permitiram mapear a área inundada, em situação de cheia, que resultou do colapso/rotura dos diques do Rio Mondego, na região do Baixo Mondego. Futuros trabalhos deverão explorar a comparação entre os resultados obtidos com o MNDWI e os provenientes de outros índices de água, já que não existem dados de terreno que permitam validar os resultados por detecção remota.

A metodologia aplicada permite ainda apoiar a validação da modelação de áreas inundadas nessa região. Esse tipo

de modelação é usado, por exemplo, no âmbito do Plano de Gestão dos Riscos de Inundações (PGRi) relativo a essa bacia hidrográfica. Os PGRi definem medidas para a redução das consequências prejudiciais das inundações nas áreas de risco significativo; têm, portanto, como objetivo reduzir o risco nas áreas de possível inundações, com preocupações relativamente à saúde humana, às atividades económicas, ao património cultural e ao ambiente. Estão atualmente em elaboração os PGRi do 2º ciclo de implementação da Diretiva da Avaliação e Gestão dos Riscos de Inundações (nº 2007/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2007), que teve início em 2018.

REFERÊNCIAS

- BOSCHETTI, M.; NUTINI, F.; MANFRON, G.; BRIVIO, P. A.; NELSON, A. Comparative analysis of normalised difference spectral indices derived from MODIS for detecting surface water in flooded rice cropping systems. *PLoS One*, v. 9, n.2, p. 1-21, 2014.
- BRESCIANI, M.; STROPPIANA, D.; ODERMATT, D.; MORABITO, G.; GIARDINO, C. Assessing remotely sensed chlorophyll-a for the implementation of the water framework directive in European perialpine lakes. *Science of The Total Environment*, v. 409, n. 17, p. 3083-91, 2011.
- CÂMARA MUNICIPAL DE MONTEMOR-O-VELHO (CMMV). *Página Oficial da Câmara Municipal de Montemor-o-Velho* [2019]. Disponível em: <https://www.cm-montemorvelho.pt/index.php>. Acesso em: 16 mar. 2022.
- DINH, D. A.; ELMAHRAD, B.; LEINENKUGEL, P.; NEWTON, A. Time series of flood mapping in the Mekong Delta using high resolution satellite images. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, v. 266, n. 1, p. 1-10, 2019.
- DU, Y.; ZHANG Y.; LING F.; WANG Q.; LI W.; LI X. Water bodies' mapping from Sentinel-2 imagery with modified normalized difference water index at 10-m spatial resolution produced by sharpening the SWIR Band. *Remote Sensing*, v. 8, n. 4, p. 1-19, 2016.
- EUROPEAN SPACE AGENCY (ESA). *Sentinel-2 User Handbook*. Paris: ESA, 2015, 64 p. (ESA Standard Doc., n. 1).
- FREIRE, D. F. A.; ANTUNES DO CARMO, J. S. As cheias do rio Mondego e as soluções que tardam a implementar. In: NUNES, A.; AMARO, A.; VIEIRA, A.; DE CASTRO, F. V.; FÉLIX, F. (Eds.). *Geografia, Riscos e Proteção Civil*. v. 1. Lisboa: RISCOS, 2021, p. 73-95.
- GHANSAH, B.; NYAMEKYE, C.; OWUSU S.; AGYAPONG E. Mapping flood prone and hazards areas in rural landscape using Landsat images and random forest classification: Case study of Nasia watershed in Ghana. *Cogent Engineering*, v. 8, n. 1, p. 1-16, 2021.
- INSTITUTO PORTUGUÊS DO MAR E DA ATMOSFERA (IPMA). *Boletim Climatológico Mensal - Dezembro 2019*. Lisboa: Ed. Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P., 2019, 14 p.
- KHARIN, V. V.; ZWIERS, F. W.; ZHANG, X.; HEGERL, G. C. Changes in temperature and precipitation extremes in the IPCC ensemble of global coupled model simulations. *Journal of Climate*, v. 20, n. 8, p. 1419-44, 2007.
- LOURENÇO, L.; VELEZ, F.; CUNHA, P.P.; DE LIMA, I.P.; DE LIMA, J.L.M.P.; TAVARES, A. *Flood risk in the Lower Mondego - Guidebook of the study trip nº 3*. 1 ed. Coimbra: Ed. RISCOS, 2017, 75 p.
- MCFEETERS, S. K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, v. 17, p. 1425-32, 1996.
- PEKEL, J. F.; COTTAM, A.; GORELICK, N.; BELWARD, A. S. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, v. 540, p. 418-22, 2016.

SHERSTOBITOV, D. N.; ERMAKOV, V. V.; BOCHKINA, A. A.; TUPITSYNA, O. V.; BYKOV, D. E.; CHERTES, K. L. Monitoring of the hydrological regime of the Saratov reservoir using the MNDWI index. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, v. 818, n. 1, p. 012048, 2021.

SINGH, K. V.; SETIA, R.; SAHOO, S.; PRASAD, A.; PATERIYA, B. Evaluation of NDWI and MNDWI for assessment of waterlogging by integrating digital elevation model and groundwater level. *Geocarto International*, v. 30, n.6, p. 650-61, 2015.

SIVANPILLAI, R.; JACOBS, K. M.; MATTILIO, C. M.; PISKORSKI, E. V. Rapid flood inundation mapping by differencing water indices from pre-and post-flood Landsat images. *Frontiers of Earth Science*, v. 15, n. 1, p. 1-11, 2021.

SOLOVEY, T. Flooded wetlands mapping from Sentinel-2 imagery with spectral water index: A case study of Kampinos National Park in central Poland. *Geological Quarterly*, v. 64, n. 2, p. 492-505, 2020.

SUN, F.; SUN, W.; CHEN, J.; GONG, P. Comparison and improvement of methods for identifying waterbodies in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*, v. 33, n. 21, p. 6854-6875. 2012.

XU, H. Modification of Normalised Difference Water Index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*, v. 27, n. 14, p. 3025-33, 2006.



Agronomic potential of excreta-based biofertilizers made from treated human feces and urine for crop production

Potencial agronômico de biofertilizantes produzidos a partir de excretas humanas para a produção de alimentos

Priscila Carlon^{1*} , Fernanda Daniela Gonçalves Ferreira² , Rafael Nicolazi Silveira³ ,
Cacea Furlan Maggi Carloto⁴ , Maria Elisa Magri⁵ 

RESUMO

O uso de excretas humanas na agricultura é motivado pela escassez de água, degradação dos recursos hídricos e maior demanda por alimentos. Este trabalho investigou o potencial agronômico de biofertilizantes produzidos de fezes e urina humanas tratados para a produção de alimentos. Nesse contexto, uma pesquisa de campo com 18 lisímetros (6 tratamentos e 3 blocos) foi conduzida com a aplicação de quatro biofertilizantes para cultivo de *Lactuca sativa* var. Valentina. Os tratamentos empregados foram controle negativo (T1), fertilizante químico (T2), fezes tratadas com ureia (T3), fezes compostadas com resíduos orgânicos (T4), urina estocada (T5) e estruvita (T6). O desenvolvimento das plantas foi avaliado semanalmente medindo a altura e o diâmetro de planta. Como resultado, os biofertilizantes promoveram um crescimento maior do que o controle negativo (T1) e inferior ao controle positivo (T2), com exceção da urina estocada, que não apresentou diferença significativa do T1. O tratamento com estruvita se destacou, com altura de planta 98% superior ao controle negativo e número de folhas sem diferença significativa do fertilizante químico. Dessa forma, excretas humanas tratadas apresentaram potencial para fertilizar o solo e permitir a absorção de nutrientes pelas plantas. Apesar da concentração inicial de nutrientes no solo ser muito baixa de acordo com o guia de fertilização da região sul do Brasil, as plantas apresentaram desenvolvimento satisfatório e melhor do que o solo sem fertilização. Como a disponibilização de nutrientes é mais lenta em fertilizantes orgânicos comparado aos fertilizantes químicos, ciclos de cultivo sequenciais provavelmente melhorarão o desenvolvimento das plantas.

Palavras-chave: saneamento ecológico; excretas humanas; fezes; urina; reciclo de nutrientes.

ABSTRACT

The use of human excreta in agriculture is driven by water scarcity, degradation of water resources, and increased demand for food. This work investigated the agronomic potential of biofertilizers made from treated human feces and urine for crop production. In this regard, field research with 18 lysimeters (six treatments and three blocks) was conducted by applying four biofertilizers in the soil to grow *Lactuca sativa* var. Valentina. Treatments employed were negative control (T1), chemical fertilizer (T2), urea-treated feces (T3), composted feces with organic waste (T4), stored urine (T5), and struvite (T6). Plant development was assessed weekly by measuring the plant height and diameter. As main results, the use of the biofertilizers presented a higher growth than the negative control (T1) and lower than chemical fertilizer (T2), except for the stored urine treatment, which did not exhibit a significant difference from T1. Struvite treatment stood out, showing a height 98% higher than the negative control and final leaf numbers with no significant statistical difference from the chemical fertilizer. Therefore, treated human excreta presented a potential to fertilize the soil and plant uptake. Even though the initial nutrient concentration in the soil was very low, according to the fertilizing guide from southern Brazil, the plants could still grow and present a better development than the soil with no fertilizer. As nutrient availability in organic fertilization is slower than in chemical fertilization, sequential cultivation cycles should improve plant development.

Keywords: ecological sanitation; human excreta; feces; urine; nutrient recycling.

¹Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre em Engenharia Ambiental pela UFSC.

²Engenheira Sanitarista e Ambiental pelo Centro de Ensino Superior de Maringá (UniCesumar). Mestre em Engenharia Ambiental pela UFSC.

³Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela UFSC.

⁴Engenheira Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste). Mestre em Engenharia Agrícola pela Unioeste. Doutora em Agronomia pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Professora da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus de Laranjeiras do Sul.

⁵Engenheira Sanitarista e Ambiental pela UFSC. Mestre e Doutora em Engenharia Ambiental pela UFSC. Professora associada ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

*Endereço para correspondência: Campus Universitário Reitor João David Ferreira Lima - Universidade Federal de Santa Catarina - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, SC. CEP: 88040-970. e-mail: priscila.carlon@gmail.com

1. INTRODUCTION

The world population is expected to reach the 9.7 billion figure by 2050 (UNITED NATIONS, 2022), which requires a significant effort to overcome the challenges of an ever-growing population. While 26% of the world population suffers from moderate or severe food insecurity (FAO et al., 2019), and also 26% do not have access to safely managed drinking water services (WHO and UNICEF, 2021), there is a concern regarding resources for the future. For example, the demand for food is expected to rise by 60% by 2050 (FAO, 2012), whilst the primary source of phosphorus, an essential fertilizer for food production, is phosphate rock, which is non-renewable and is becoming scarce (CORDELL et al., 2011). Besides, the high prices of chemical fertilizers promote a challenge in providing nutrients for crop production, especially in rural regions with low income (KEMACHEEVAKUL et al., 2011; PETTERSSON and WIKSTRÖM, 2016).

Instead, human excreta are a sustainable source of nutrients for plant development, as they contain the main macronutrients for plant growth: nitrogen, phosphorus, and potassium, as well as carbon, water, and some micronutrients (HARDER et al., 2019). Most of the nutrients excreted per year are in human urine, i.e., 80 – 90% of N, 50 – 80% of P, and 80 – 90% of K (VINNERÅS et al., 2006). Nevertheless, it is mainly composed of water (SENECAL and VINNERÅS, 2017); therefore, its transportation to long distances becomes a drawback. Treatments such as storage can remove pathogens, depending on the temperature and storage duration (VINNERÅS et al., 2008), but do not diminish the volume. Another urine treatment, struvite precipitation, recovers P efficiently and produces a white powder that is easier to carry (LIU et al., 2016).

Regarding feces, even though they contain fewer nutrients than urine, they also have less water (VINNERÅS et al., 2006). Feces, however, need extra caution during manipulation and treatment and should always be considered to contain pathogens (SCHÖNNING et al., 2007). Treatments usually depend on the elevation of the pH, dehydration, and composting. Urea addition promotes the pH elevation and sanitization of feces, producing a brown powder (MAGRI et al., 2013). Composting feces with organic waste elevates the temperature during a time interval to promote sanitization (NIWAGABA et al., 2009).

Studies employing sanitation subproducts for plant growth, e.g., treated human feces and urine, sewage sludge, and pit latrine, demonstrated satisfactory results and, occasionally, presented higher productivity than chemical fertilizers (CHRISPIM et al., 2017; EVERAERT et al., 2017; KUTU et al., 2011; TRIASTUTI et al., 2016). Despite the availability of nutrients and organic matter, the use of human excreta in agriculture is limited by the presence of pathogens and pharmaceuticals. Moreover, it is not easy to compare the productivity of different biofertilizers because studies usually evaluate them separately, so each uses a different soil type, climate, and environmental conditions.

This study aimed to evaluate the productivity of a short-term crop, *Lactuca sativa*, grown in soil amended with four excreta-based biofertilizers, urea-treated feces, composted feces with organic waste, stored urine, and struvite.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Soil and biofertilizers properties

Soil type is silt loam with 47.6% sand and 52.4% silt (LEMOS and SANTOS, 1996). Soil nutrient content was 0.2% organic matter, 2.4 mg·P·dm⁻³, 8.8 mg·K·dm⁻³,

and 0.0 mg·NH₃·dm⁻³. As soil pH was 4.7, liming was carried out to correct its pH to 7.0 90 days prior to planting in 9.1 tons of dolomitic limestone ha⁻¹.

The urea-treated feces received a static treatment, using a mixture of ash, ground oyster shells, and urea added after each defecation (MAGRI et al., 2013). The treatment of the urea-treated feces lasted 3 months. The composted feces were treated in static windrows using the UFSC composting method (INÁCIO and MILLER, 2009). Waste was added in a volume ratio of 1:3 of feces and kitchen organic waste twice a week for 6 weeks. After, the maturation phase lasted 4 weeks. Human urine was collected from volunteers and stored in plastic containers for 6 months at a temperature between 15 and 20 °C. For struvite production, a 20 L reactor was made in PVC. The reaction was performed using stored urine, with pH around 9.0, and magnesium chloride hexahydrate (MgCl₂ · H₂O), as a source of magnesium, added at a molar ratio of 3.3 Mg:P. The agitation period was 15 minutes at 130 rpm, and struvite was left to precipitate for 60 minutes. The precipitate was dried at 50 °C to constant weight. The nutrient content of each biofertilizer was assessed before cultivation (Table 1).

2.2. Experimental setup

For lettuce cultivation in a controlled soil condition, lysimeters composed of polyethylene tanks (1 m³ volume, 1.51 m diameter, and 0.76 m in height) were built (Figure 1). PVC pipes were connected to each lysimeter for the drainage system leading to 50 L storage tanks. A 10 cm layer of gravel (19 – 25 mm) was placed at the bottom to favor drainage, and geotextile fabrics were placed between the gravel and a 60 cm layer of soil.

The study followed a completely randomized design (CRD) with 6 treatments and 3 replications, being T1 — negative control with no fertilizer; T2 — positive control with urea, triple superphosphate (TSP), and muriate of potash (MOP); T3 — urea-treated feces; T4 — composted feces; T5 — stored urine; and T6 — struvite.

Table 1 - Biofertilizers properties and the amount added in kilograms.

Biofertilizer	% N	% P ₂ O ₅	% K ₂ O	Amount applied (kg)
Urea-treated feces	0.5	2.2	2.1	2.88
Composted feces	3.7	5.3	4.0	1.41
Stored urine	0.7	0.1	0.2	4.74
Struvite	5.2	62.5	6.4	0.17



Figure 1 - Lysimeters distribution on the ground and lettuce on the 34th day of the experiment.

Solid fertilizers, *i.e.*, urea, TSP, MOP, urea-treated feces, composted feces, and struvite were mixed into the soil before the transplantation of the seedlings. The urine was applied after transplantation on days 0, 18, and 27 of the experiment, corresponding to 30, 30, and 40% of the mass, respectively. The quantity was calculated using the limiting nutrient according to the fertilizing guide for the region (COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO, 2016) (Table 1). For the commercial fertilizers, 70.43 g of urea, 96.00 g of TSP, and 72.00 g of MOP were applied per lysimeter.

In each lysimeter, 16 seedlings of *Lactuca sativa* var. Valentina were transplanted to evaluate plant development for 36 days. Each week, 4 plants were randomly selected to measure: plant height using a measuring tape and leaf number. Plant measurement and soil data were treated statistically using SPSS software version 27. Outliers were removed ($\alpha = 0.05$), and normal distribution was verified. Variance analysis (ANOVA) was applied using CRD and Tukey's post hoc test ($\alpha = 0.05$) to obtain the significant differences.

3. RESULTS AND DISCUSSION

Weekly plant height and leaf number did not differ statistically for the block factor ($p > 0.05$), only for treatment ($p < 0.001$), which means that the repetitions from each block are from the same population. Therefore, significant differences presented are due to different treatments applied. Weekly plant height and leaf number measured are shown in **Figure 2**, and the final images from each treatment are shown in **Figure 3**.

The treatment using chemical fertilizers (T2) exhibited the highest final height, with 20.9 cm plant height, showing a significant difference from the other treatments (**Figure 2a**). Struvite (T6), urea-treated feces (T3), and composted feces (T4) had final heights of 16.5, 13.6, and 13.9 cm, respectively, with no significant difference between them. The lowest height group was negative control (T1) with 6.1 cm and stored urine (T5) with 5.8 cm. The use of urea-treated feces, composted feces, and struvite (T3, T4, and T6) led to higher plant height than the negative control (T1) but lower than the chemical fertilizer (T2). Nevertheless, the use of biofertilizers have been shown to improve plant development and lead to heights similar to or better than chemical fertilizers.

For Torgbo *et al.* (2018), the use of co-compost from fecal sludge and municipal waste presented higher plant height than chemical fertilizers. Applying struvite supplemented with KCl in maize production led to a similar result in plant height, with no significant difference from chemical fertilizer (LIU *et al.* 2011). Pradhan *et al.* (2010) applied urine for beetroot cultivation and found no significant difference from chemical fertilizer.

Until the 22nd day of the experiment, there was no significant statistical difference in the plant height between the plants grown with the chemical fertilizers (T2) and the biofertilizers urea-treated feces, composted feces, and struvite (T3, T4, and T6). Yet, measurements taken on days 29th and 35th showed the biofertilizers were significantly lower than the chemical treatment. A previous study observed the most significant changes in the lettuce height happened between the 3rd and the 5th week of cultivation when fertilized with sludge co-composted with organic waste (TORGBO *et al.*, 2018), which was the period the chemical fertilizer stood out from the other treatments in the present study. The stabilization in plant height in treatments T3, T4, and T6 while T2 continued to increase its size may indicate that biofertilization lacked nutrients for plant development in the last two weeks.

The highest final leaf number was measured for T2, showing 37 leaves, with no significant difference to the struvite treatment (T6), which had 29 leaves (**Figure 2b**). The biofertilizer that showed better results was struvite, showing a significant statistical difference from urea-treated feces (T3), composted feces (T4), and urine (T5) treatments. The second group of treatments was composed of urea-treated feces and composted feces, with 23 and 24 leaves, respectively. The lowest leaf number treatments were negative control (T1) and stored urine (T5), showing 7 and 6 leaves, respectively.

The application of the biofertilizers made from human feces (urea-treated and composted) significantly enhanced the leaf numbers compared to the negative control, same as observed by Triastuti *et al.* (2016), who applied latrine compost on *Jatropha curcas* production. The application of struvite showed no significant difference in the lettuce leaf numbers compared to chemical fertilizer in the present study, corroborating the findings when cultivating maize (LIU *et al.*, 2011). Regarding urine, the present study obtained the same results as the negative control, while Germer *et al.* (2011) tested

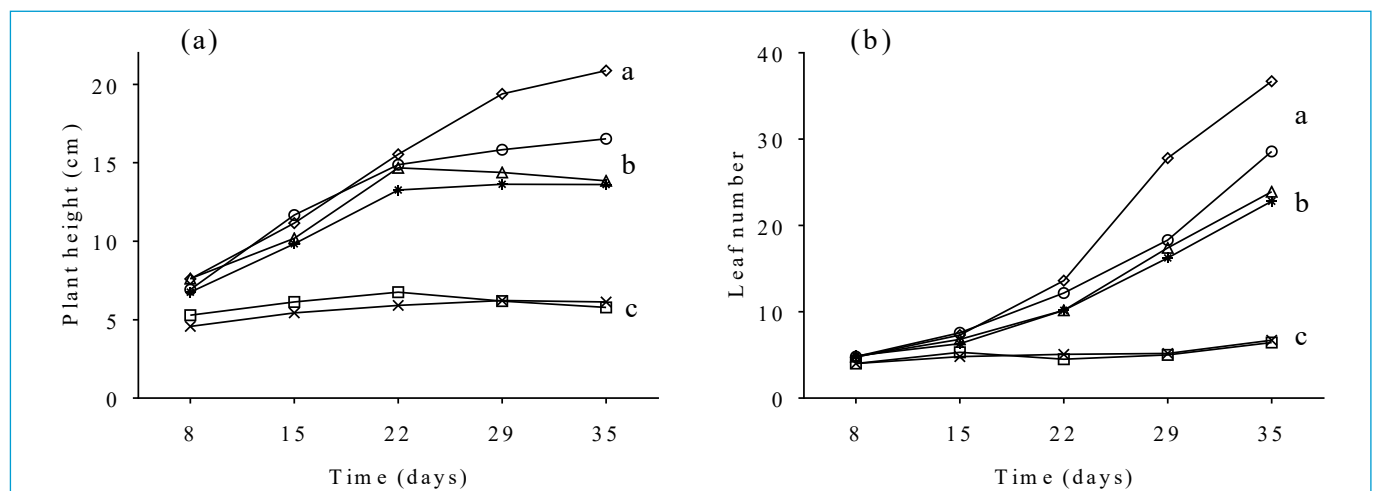


Figure 2 - Weekly *Lactuca sativa* plant height (a) and leaf number (b) on treatments with no fertilizer T1 (x), chemical fertilizer T2 (◇), urea-treated feces T3 (*), composted feces T4 (△), urine T5 (□), and struvite T6 (○). Average concentrations from the three replicates of each treatment.

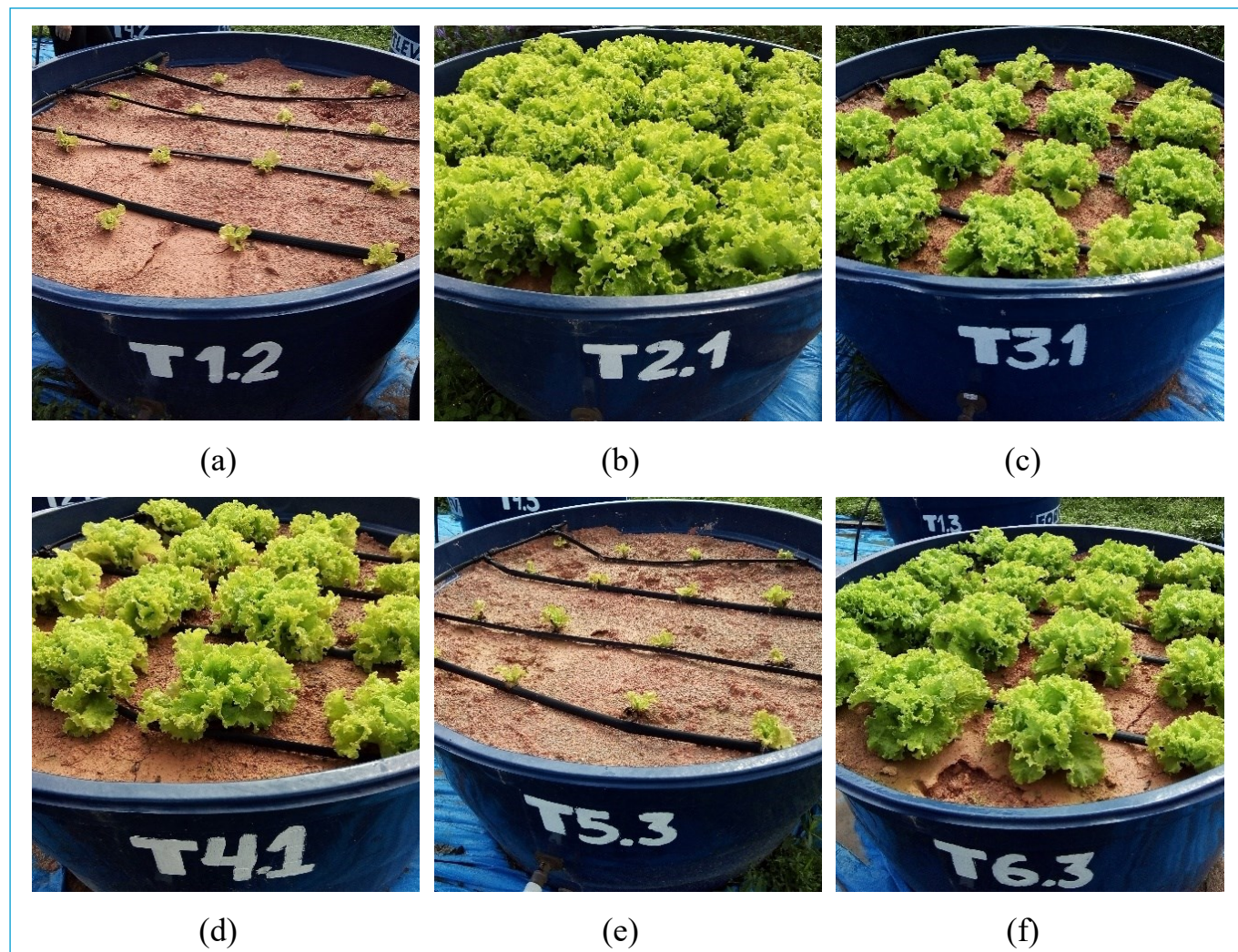


Figure 3 - Picture from the 34th day of the experiment. Treatments: (a) no fertilizer, (b) chemical fertilizer, (c) urea-treated feces, (d) composted feces, (e) stored urine, and (f) struvite.

the application of urine enriched with P and K on sorghum and had a 6% enhancement in leaf number.

Even though three of four biofertilizers employed in this study showed better plant development in terms of plant height and leaf number compared to no fertilizer, they did not perform as well as the chemical fertilizers, except for struvite on leaf number. In that regard, the treatment T2 was the only one that fully met the demand of all main macronutrients (N, P, and K). The biofertilizers were calculated to fully meet only one nutrient demand, *i.e.*, N, P, or K, which was determined to avoid nutrient buildup in the soil.

Most studies complemented biofertilizers with chemical fertilizers to overcome the lack of one or more nutrients for plant development because the nutrients in organic fertilizers are not proportionally balanced to the plant's needs. The outcomes are similar or better results to employing solely chemical fertilizers (GERMER *et al.*, 2011; GIRIJA *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2011). Therefore, the lettuce cultivated in the present study could probably have shown a growth comparable to the T2 if the other nutrient deficits were met. Nevertheless, this study aimed to evaluate plant development without adding chemical fertilizers in soil with low nutrients concentration.

Another important consideration is that chemical fertilizers have the nutrients readily available for plant uptake, while organic fertilizers have a large parcel of nutrients organically bound to food/waste, which become available slowly through mineralization (MNKENI and AUSTIN, 2009; MOYA *et al.*, 2019; NABEL *et al.*, 2014). This is the case for the use of human feces to grow cabbage, where only higher doses of the biofertilizer led to a significant increase in yield (MNKENI and AUSTIN, 2009). Also, soil tests at the end of another experiment showed high C content, indicating that some portion of N could be organically bound (NABEL *et al.*, 2014). However, N and P present in urine are already available for plant uptake (KIRCHMANN and PETERSSON, 1995; VINNERÅS, 2002). Therefore, applying a mixture of feces and urine led to different N uptake by spinach, with the highest N in the treatment using the highest proportion of urine to feces (KUTU *et al.*, 2011). Hence, probably sequential cultivation employing organic fertilizers made from human feces or applying some time before planting the seedlings could enhance nutrient mineralization and improve nutrient availability.

Regarding stored urine, the results showed the lowest plant height and leaf number of all biofertilizers applied. Even though nutrients are already

available, N is in form of ammonia, which is highly volatile (HARDER *et al.*, 2019; SENECA and VINNERÁS, 2017; UDERT *et al.*, 2006). In this regard, Botto *et al.* (2018) applied a volume 25% higher to compensate for ammonia volatilization. However, in the present study, the urine mass used was the exact amount needed by the plant based on the N content. Also, soil properties such as pH influence biogeochemical processes, impacting nutrient availability and leaching (NEINA, 2019). Therefore, the low result, comparable to the no-fertilizer treatment, possibly indicates an N loss or a problem in nutrient availability for plant uptake.

During the weekly measurement of plant height and leaf number, the control and stored urine treatments showed the lowest values, significantly different from the other applied treatments. These differences are probably due to the lack of nutrients available for crop development. For the treatment with stored urine, this lack may have been due to N losses by volatilization and leaching since the fertilization was calculated to fully meet the demand for N. Urea-treated feces, co-composted feces, and struvite treatments showed the same results for both variables, showing better results than the negative control. For the number of leaves, struvite was the only biofertilizer that presented an effect comparable to the chemical fertilizer, while for height, no biofertilizer was equivalent to the chemical fertilizer. This behavior can be explained by the imbalance of N, P, and K nutrients in biofertilizers, compared to chemical fertilizers, which

supplied 100% of the demand for these nutrients recommended by Comissão de Química e Fertilidade do Solo (2016).

4. CONCLUSIONS

Biofertilizers improved the lettuce plant's development compared to no-fertilizer, especially struvite. Even though the soil was considered poor in nutrients at the beginning of the experiment, the biofertilizers urea-treated feces, composted feces, and struvite were able to promote better plant development than the negative control. Therefore, excreta-based biofertilizers can provide nutrients for plant growth even in soils with low nutrient content. However, the stored urine did not exhibit the same result, as there was no significant difference from the negative control. Hence, we recommend applying a higher quantity or better application to compensate for or avoid nitrogen volatilization losses. Sectioning the application in more than three episodes could also help improve the plants' nutrient availability. We recommend investigating the combination of biofertilizers to fully supply the demand of N, P, and K and to better compare to chemical fertilizers. Finally, biofertilizers present the potential to complement chemical fertilizers and, therefore, diminish the use of non-renewable minerals and promoting the recovery of resources.

REFERENCES

- BOTTO, M. P.; MUNIZ, L. F.; AQUINO, B. F.; SANTOS, A. B. Crescimento e produtividade do milho híbrido fertilizado com urina humana na agricultura de pequeno porte. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v. 9, n. 2, p. 195-206, 2018.
- CHRISPIM, M. C.; TARPEH, W. A.; SALINAS, D. T. P.; NOLASCO, M. A. The sanitation and urban agriculture nexus: Urine collection and application as fertilizer in São Paulo, Brazil. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, p. 1-11, 2017.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. *Manual de calagem e adubação para os Estados de Rio Grande do Sul e de Santa Catarina*. 11 ed. [S.l.]: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - Núcleo Regional Sul, 2016.
- CORDELL, D.; ROSEMARIN, A.; SCHRÖDER, J. J.; SMIT, A. L. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere*, v. 84, n. 6, p. 747-758, 2011.
- EVERAERT, M.; DEGRYSE, F.; MCLAUGHLIN, M. J.; DE VOS, D.; SMOLDERS, E. Agronomic Effectiveness of Granulated and Powdered P-Exchanged Mg-Al LDH Relative to Struvite and MAP. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 65, n. 32, p. 6736-6744, 2017.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. *Coping with water scarcity: an action framework for agriculture and food security*. Rome: FAO, 2012.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION; INTERNATIONAL FUND FOR AGRICULTURAL DEVELOPMENT; UNITED NATIONS INTERNATIONAL CHILDREN'S EMERGENCY FUND; UN WORLD FOOD PROGRAMME; WORLD HEALTH ORGANIZATION. *The state of food security and nutrition in the world. Safeguarding against economic slowdowns*. Rome: FAO, 2019.
- GERMER, J.; ADDAI, S.; SAUERBORN, J. Response of grain sorghum to fertilisation with human urine. *Field Crops Research*, v. 122, n. 3, p. 234-241, 2011.
- GIRIJA, R.; SHETTIGAR, N. A.; PARAMA, V. R. R.; GAGANA, S. Evaluation of co-composted faecal sludge application in agriculture. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, v. 238, p. 701-711, 2019.
- HARDER, R.; WIELEMAKER, R.; LARSEN, T. A.; ZEEMAN, ÖBERG, G. Recycling nutrients contained in human excreta to agriculture: Pathways, processes, and products. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 49, n. 8, p. 695-743, 2019.
- INÁCIO, C. T.; MILLER, P. R. M. *Compostagem: ciência e prática aplicadas a gestão de resíduos*. Rio de Janeiro: [s.n.], 2009.
- KEMACHEEVAKUL, P.; POLPRASERT, C.; SHIMIZU, Y. Phosphorus recovery from human urine and anaerobically treated wastewater through pH adjustment and chemical precipitation. *Environmental Technology*, v. 32, n. 7, p. 693-698, 2011.
- KIRCHMANN, H.; PETTERSSON, S. Human urine - chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer Research*, v. 40, n. 2, p. 149-154, 1995.
- KUTU, F. R.; MUCHAONYERWA, P.; MNKENI, P. N. Complementary nutrient effects of separately collected human faeces and urine on the yield and nutrient uptake of spinach (*Spinacia oleracea*). *Waste Management and Research*, v. 29, n. 5, p. 532-539, 2011.
- LEMOS, R. C.; SANTOS, R. D. *Manual de descrição e coleta de solo no campo*. 3 ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996.

- LIU, X.; TAO, Y.; WEN, G.; KONG, F.; ZHANG, X.; HU, Z. INFLUENCE of Soil and irrigation water pH on the availability of phosphorus in struvite derived from urine through a greenhouse pot experiment. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 64, n. 17, p. 3324-3329, 2016.
- LIU, Y. H.; RAHMAN, M. M.; KWAG, J.-H.; KIM, J.-H.; RA, C. S. Eco-friendly production of maize using struvite recovered from swine wastewater as a sustainable fertilizer source. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, v. 24, n. 12, p. 1699-1705, 2011.
- MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S.; VINNERÅS, B. Inactivation of pathogens in feces by desiccation and urea treatment for application in urine-diverting dry toilets. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 79, n. 7, p. 2156-2163, 2013.
- MNKENI, P. N.S.; AUSTIN, L. M. Fertiliser value of human manure from pilot urine-diversion toilets. *Water SA*, v. 35, n. 1, p. 133-138, 2009.
- MOYA, B.; PARKER, A.; SAKRABANI, R.; MESA, B. EVALUATING the efficacy of fertilisers derived from human excreta in agriculture and their perception in Antananarivo, Madagascar. *Waste and Biomass Valorization*, v. 10, n. 4, p. 941-952, 2019.
- NABEL, M.; BARBOSA, D. B. P.; HORSCH, D.; JABLONOWSKI, N. D. Energy crop (*Sida hermaphrodita*) fertilization using digestate under marginal soil conditions: A dose-response experiment. *Energy Procedia*, v. 59, p. 12-133, 2014.
- NEINA, D. The role of soil pH in plant nutrition and soil remediation. *Applied and Environmental Soil Science*, v. 2019, n. 3, 2019.
- NIWAGABA, C.; NALUBEGA, M.; VINNERÅS, B.; SUNDBERG, C.; JÖNSSON, H. Substrate composition and moisture in composting source-separated human faeces and food waste. *Environmental Technology*, v. 30, n. 5, p. 487-497, 2009.
- PETTERSSON, J.; WIKSTRÖM, J. Human fertilizer and the productivity of farming households. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, v. 40, n. 1, p. 48-68, 2016.
- PRADHAN, S. K.; HOLOPAINEN, J. K.; WEISELL, J.; HEINONEN-TANSKI, H. Human urine and wood ash as plant nutrients for red beet (*beta vulgaris*) cultivation: impacts on yield quality. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 58, n. 3, p. 2034-2039, 2010.
- SCHÖNNING, C.; WESTRELL, T.; STENSTRÖM, T. A.; ARNBJERG-NIELSEN, K.; HASLING, A. B.; HØIBYE, L.; CARLSEN, A. Microbial risk assessment of local handling and use of human faeces. *Journal of Water and Health*, v. 5, n. 1, p. 117-128, 2007.
- SENECAL, J.; VINNERÅS, B. Urea stabilisation and concentration for urine-diverting dry toilets: urine dehydration in ash. *Science of the Total Environment*, v. 586, p. 650-657, 2017.
- TORGBO, S.; QUAYE, E. A.; ADONGO, T. A.; OPOKU, N. The effects of dried faecal sludge and municipal waste co-compost on microbial load and yield of cabbage (*Brassica oleracea* L. Var. capitata) and lettuce (*Lactuca sativa*). *Journal of Microbiology, Biotechnology and Food Sciences*, v. 7, n. 6, p. 555-561, 2018.
- TRIASTUTI, J.; SINTAWARDANI, N.; IRIE, M. Characteristics of composted bio-toilet residue and its potential use as a soil conditioner. *Indonesian Journal of Agricultural Science*, v. 10, n. 2, p. 73, 2016.
- UDERT, K. M.; LARSEN, T. A.; GUJER, W. Fate of major compounds in source-separated urine. *Water Science and Technology*, v. 54, n. 11-12, p. 413-420, 2006.
- UNITED NATIONS. *World Population Prospects 2022: Summary of Results*. UN DESA/PO ed. New York: United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2022.
- VINNERÅS, B.; PALMQUIST, H.; BALMÉR, P.; JÖNSSON, H. The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste – A proposal for new Swedish design values. *Urban Water Journal*, v. 3, n. 1, p. 9, 2006.
- VINNERÅS, B.; NORDIN, A.; NIWAGABA, C.; NYBERG, K. Inactivation of bacteria and viruses in human urine depending on temperature and dilution rate. *Water Research*, v. 42, n. 15, p. 4067-4074, 2008.
- VINNERÅS, B. Possibilities for sustainable nutrient recycling by faecal separation combined with urine diversion. *Department of Agricultural Engineering*, v. 1, n. 1, p. 88, 2002.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION; UNITED NATIONS INTERNATIONAL CHILDREN'S EMERGENCY FUND. Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2020: five years into the SDGs. Geneva: WHO and UNICEF, 2021.



Aplicação de fezes compostadas com resíduos orgânicos em plantio de alface: decaimento da bactéria *Escherichia coli* no solo e avaliação quantitativa de risco microbiológico

Application of composted feces with organic waste in lettuce plantation: decay of Escherichia coli bacteria in the soil and quantitative microbial risk assessment

Fernanda Daniela Gonçalves Ferreira^{1*} , Priscila Carlon¹ ,
Gislaine Fongaro¹ , Maria Elisa Magri¹ 

RESUMO

Sistemas de saneamento sustentáveis podem desempenhar papel vital para a economia de água potável, controle da contaminação de corpos hídricos, além do aumento na produção de alimentos pela reciclagem de nutrientes presentes em grande quantidade no esgoto. Embora as vantagens do EcoSan sejam inúmeras, é necessário atentar-se para a potencial presença de microrganismos patogênicos nesses produtos e, conseqüentemente, a contaminação do solo e dos cultivos. Assim, é necessário garantir que insumos produzidos mediante excretas sejam seguros no cultivo agrícola. Portanto, faz-se imprescindível estudar o comportamento desses fertilizantes no solo e nas plantas, bem como avaliar os riscos à saúde humana de forma a determiná-lo em diferentes cenários de exposição. Neste trabalho, buscou-se avaliar a contaminação microbiológica do solo fertilizado com fezes compostadas contaminadas com três concentrações de *Escherichia coli* ($3,47E + 06$, $2,06E + 07$ e $1,03E + 08$) e aplicação da metodologia avaliação quantitativa de risco microbiológico para análise do risco envolvido nos cenários de plantio e manutenção de cultivos fertilizados com fezes cocompostadas com resíduos orgânicos. Como resultado, obtiveram-se os coeficientes de decaimento decimal: $-0,07279$, $-0,09092$ e $-0,1158$. Considerando a necessidade de redução de quatro unidades logarítmicas de bactérias no solo, seriam necessários entre 36 e 56 dias após aplicação do biofertilizante, para o manuseio seguro do cultivo. O manejo do cultivo e o consumo das hortaliças mesmo nas altas concentrações estudadas apresentaram risco tolerável de infecção por *E. coli*.

Palavras-chave: saneamento ecológico; reciclagem de nutrientes; fezes compostadas; resíduos orgânicos; *Escherichia coli*; avaliação quantitativa de risco microbiológico.

ABSTRACT

Sustainable sanitation systems can play a vital role in saving drinking water, controlling contamination of water bodies, and increasing food production by recycling nutrients from sewage. Although the advantages of EcoSan are numerous, it is necessary to be aware of the potential presence of pathogenic microorganisms in these products and, consequently, the contamination of soil and crops. Thus, it is crucial to ensure that the biofertilizers produced from excreta are safe in agricultural cultivation. Therefore, it is essential to study the behavior of these fertilizers in soil and plants, as well as to evaluate the risks to human health to determine this in different exposure scenarios. This work aimed to assess the microbial contamination of soil fertilized with composted feces contaminated with 3 concentrations of *Escherichia Coli* ($3.47E+06$, $2.06E+07$, and $1.03E+08$) and the application of the QMRA (Quantitative Microbial Risk Assessment) methodology to evaluate the risk involved in scenarios of planting and maintenance of crops fertilized with co-composted feces as a fertilizer. As a result, the decimal decay coefficients were obtained: -0.07279 , -0.09092 , and -0.1158 . Considering the need for a reduction of 4 logarithmic units of bacteria in the soil, it would take between 36 and 56 days after the application of bio-fertilizer for safe crop handling. Cultivation management and vegetable consumption, even at the high concentrations studied, presented a tolerable risk of *E. coli* infection.

Keywords: ecological sanitation; nutrient recycling; co-composted feces; organic waste; *Escherichia coli*; quantitative microbial risk assessment.

¹Universidade Federal de Santa Catarina - Florianópolis (SC), Brasil.

*Endereço para correspondência: Campus Universitário Reitor João David Ferreira Lima - Universidade Federal de Santa Catarina - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, SC. CEP: 88040-970. E-mail: goncalvesferd@gmail.com

INTRODUÇÃO

Resíduos orgânicos e subprodutos de sistemas de saneamento são ricos em nutrientes e podem desempenhar papel essencial no suprimento de nutrientes na produção agrícola (AKRAM *et al.*, 2019). Os excrementos humanos são ricos em nitrogênio, fósforo e nitrogênio, além de micronutrientes essenciais (GRAU *et al.*, 2017).

Somente no Brasil, são geradas 9,1 mil toneladas de esgoto por dia. Cerca de 45% dessa carga é devolvida aos corpos hídricos sem tratamento adequado. Como impacto negativo desse cenário, uma extensão de mais de 110 mil km de corpos hídricos tem a sua qualidade comprometida por causa do excesso de carga orgânica (ANA, 2022).

Em sistemas centralizados, além do uso de água potável para diluição das excretas e da perda dos nutrientes que poderiam ser aproveitados no solo, a alta carga de matéria orgânica e nutrientes causa a deterioração de corpos hídricos por meio do processo de eutrofização e da contaminação com organismos patogênicos humanos, encarecendo o serviço de tratamento de água para abastecimento e/ou impossibilitando a captação de água (GRAU *et al.*, 2017; ANA, 2022).

Nesse sentido, sistemas de saneamento sustentáveis atuam no controle da poluição de corpos hídricos, promovendo a saúde ambiental e o aumento da produção de alimentos por intermédio da reciclagem de nutrientes que estão presentes em grande quantidade no esgoto e que seriam descartados (HARDER *et al.*, 2020). Diante desse cenário, o saneamento ecológico é uma alternativa que visa à sustentabilidade no setor do saneamento pelo reaproveitamento de subprodutos desses sistemas (ESREY *et al.*, 2000).

Embora os excrementos sejam uma fonte útil de nutrientes e de melhoria do solo, caso maltratados, podem representar uma importante fonte de poluição ambiental em função da presença de organismos patogênicos, metais pesados, contaminantes emergentes, bem como bactérias e genes resistentes a antibióticos (MAGRI; PHILIPPI; VINNERÅS, 2013; ALEGBELEYE; SANT'ANA, 2020; HUŠEK; MOŠKO; POHOŘELÝ, 2022).

Diversos processos vêm sendo empregados no tratamento de excretas com vistas ao seu reaproveitamento agrícola. Nesse sentido, destaca-se a compostagem, que consiste

na transformação biológica de resíduos orgânicos em compostos húmicos mediante a atividade microbiana aeróbia sob condições controladas, reduzindo a massa e o volume dos materiais (GIRIJA *et al.*, 2019). Compostos húmicos representam um grupo complexo de compostos orgânicos macromoleculares com alta estabilidade para uso na agricultura (COFIE *et al.*, 2016). O processo é baseado na destruição térmica e, portanto, inativa satisfatoriamente uma ampla gama de microrganismos (GIRIJA *et al.*, 2019), entretanto a qualidade do composto final depende do controle de vários fatores durante a compostagem, como composição da matéria-prima, relação C:N, tamanho das partículas, pH, temperatura, teor de umidade, aeração e parâmetros operacionais, tais como frequência de revolvimento e monitoramento (COFIE *et al.*, 2016). Após o processo, existe risco de recrescimento de microrganismos patogênicos pela presença de nutrientes e umidade no material compostado (VINNERÅS; BJÖRKLUND; JÖNSSON, 2003).

Sabe-se que os patógenos são uma via de restrição quando se utilizam produtos de sistemas de saneamento na agricultura. Como o lodo fecal é um resíduo que pode estar altamente contaminado, o tratamento e o gerenciamento dos riscos são determinantes para sua reutilização, sendo de suma relevância a aplicação de tratamentos adequados, o monitoramento da qualidade microbiológica do produto, bem como metodologias que permitam estimar o risco para a saúde humana na aplicação agrícola.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a contaminação microbiológica do solo fertilizado com fezes compostadas contaminadas com três concentrações de *Escherichia coli* ($3,47E + 06$, $2,06E + 07$ e $1,03E + 08$) e aplicação da metodologia avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM) para análise do risco envolvido nos cenários de plantio e manutenção de cultivos fertilizados com fezes cocompostadas com resíduos orgânicos.

METODOLOGIA

Tratamento do material fecal

As fezes humanas foram coletadas de um banheiro seco sem separação de urina e armazenadas em bombonas

plásticas por um ano. Foram montadas as leiras de compostagem com capacidade para 100 kg de resíduos semanais. A alimentação das leiras foi realizada duas vezes por semana seguindo a proporção de 1:3 (fezes:resíduos orgânicos). O processo teve duração de 11 semanas (INÁCIO; MILLER, 2009). Ao final do processo de maturação, obteve-se um material estável, sem odor, com pH = 5,8 e caracterização nutricional = 37,6 g/kg de nitrogênio (N), 53,20 g/kg de fósforo (P) e 33,48 g/kg de potássio (K).

Experimento de cultivo de alface em vasos

O experimento de cultivo consistiu em 36 vasos com 2,5 kg de solo biofertilizados com 22 g de fezes cocompostadas inoculadas com três concentrações distintas de *Escherichia coli* ATCC13706. A propagação da bactéria foi realizada por meio da adição de uma alíquota de 2 mL da bactéria congelada em aproximadamente 50 mL de meio *modified Scholtens' broth* (MSB) para posterior incubação a $37 \pm 2^\circ\text{C}$ com agitação a 40 s^{-1} *overnight* e nova adição de meio 12 h após o início do crescimento. A inoculação no composto ocorreu 24 h antes do plantio. O solo usado foi caracterizado como franco siltoso, com pH = 6,9 e teores de P = 2,3 mg.dm³, K = 18mg.dm³ e matéria orgânica = 0,7 mg.dm³. As alfaces da subespécie *vera* (*Lactuca sativa*) foram transplantadas nos vasos fertilizados com 33 dias de idade.

Análise microbiológica do solo e das fezes cocompostadas

Analisaram-se as amostras de biofertilizante para quantificar o nível de contaminação antes da inoculação com concentrações conhecidas de *E. coli*. Quanto às amostras de solo, estas foram coletadas em duplicata semanalmente com uma colher esterilizada com etanol 70%. Para a análise, realizou-se a diluição de 10 g de amostra de solo em 90 mL de solução salina peptonada (1:10 m/v). Em seguida, foram feitas as diluições seriadas de base 10 e então semeadas alíquotas de 0,1 mL em placas de ágar MacConkey com incubação a $37 \pm 2^\circ\text{C}$ por 24 horas e quantificação em unidades formadoras de colônia por grama (UFC.g⁻¹).

Avaliação quantitativa de risco microbiológico

Identificação do perigo

Para este estudo, buscou-se a cepa de *E. coli* com mais casos associados de internações e mortalidades. Conforme dados da Organização Mundial da Saúde (OMS) (WHO, 2018), a cepa STEC é a maior causa de internações entre cepas. Considera-se que, da carga de *E. coli* no ambiente, 8% é patogênica. Essa análise de risco utilizou os valores de contaminação obtidos no ensaio de inoculação do biofertilizante. Portanto, as concentrações iniciais de *E. coli* no biofertilizante foram de $3,4\text{E} + 06$, $2,06\text{E} + 07$ e $1,03\text{E} + 08$. As taxas de decaimento (K) obtidas pelo estudo foram de -0,1054, -0,1154 e -0,1424, respectivamente, para cada uma das concentrações. O parâmetro microbiológico de decaimento no ambiente (α) da *E. coli* é de $1.55\text{E}-01$. Os valores de dose infectante média (N50) e dose infecciosa em 50% dos hospedeiros (ID50) são de $2,11\text{E} + 06$ (QMRAWIKI, 2022). A excreção da *E. coli* nas fezes gira em torno de 10^6 e 10^9 (HAAS; ROSE; GERBA, 2014). A OMS considera que 95% dos coliformes termotolerantes são *E. coli*, e, dessa porcentagem, 8% é patogênica (WHO, 2016). Em relação à CEPA O157:H7, conforme Haas, Rose e Gerba (1999), a proporção é de 1:0,08.

Avaliação da exposição

Neste trabalho, definiram-se os cenários para simular a manipulação do biofertilizante no plantio e manejo do sistema solo-planta em cultivos não mecanizados de alface. A população exposta ao cenário foi definida como um adulto de 18-65 anos (FINLEY *et al.*, 1994). Os cenários escolhidos para a aplicação da AQMR foram:

- Aplicação do biofertilizante: durante a aplicação do biofertilizante, estima-se que sejam ingeridas acidentalmente cerca de 50 a 150 mg de partículas (HAWLEY, 1985) (**Equação 1**);
- Atividade de manejo: no cultivo de alface adubada com as fezes cocompostadas foi assumido que o trabalhador estaria sujeito à ingestão de 50-150 mg de solo por exposição (EISENBERG *et al.*, 2004). Nesse cenário, o tempo de decaimento dos patógenos no solo

foi calculado com base no intervalo estipulado na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 498/2020, que preconiza que a aplicação deve ser realizada quatro meses antes da colheita para lodo de classe B, o qual se enquadra na simulação de contaminação realizada neste trabalho. Assim, para a construção do modelo matemático utilizado para o cálculo da dose, optou-se por seguir o tempo recomendado, em vez de 45-60 dias referente ao ciclo da alface (**Equação 2**);

- Consumo das hortaliças fertilizadas com excretas humanas: o processo de desinfecção das hortaliças, seguido de enxágue com água potável, pode reduzir 2 logs de microrganismos presentes nas plantas (WHO, 2016). Conforme Nag *et al.* (2021b), a quantidade média de sólidos aderidos na cultura é de 2 mg por grama de alface. No Brasil, a média do consumo de alface gira em torno de 2,6 g/dia para habitante urbano e 2 g/dia para habitantes rurais, com frequência de 6,7 a 4% (IBGE, 2020). Para esse cenário, a concentração de patógenos na cultura foi calculada por meio da estimativa da quantidade de solo aderida na cultura e da concentração de patógenos encontrados no solo após 40 dias de fertilização. Desse modo, o tempo de decaimento dos patógenos no solo foi estipulado em 80 dias, uma vez que dados da contaminação do solo foram obtidos após 40 dias da fertilização, totalizando os 120 dias entre aplicação e colheita requeridos pela Resolução CONAMA nº 498/2020 (**Equações 3 e 4**).

$$d = C_{pat.biof} \times I_{biof} \quad (1)$$

$$d = C_{pat.bio} \times F_{dil.solo} \times D_{solo}^{-k.t} \times I_{solo} \quad (2)$$

$$d = C_{pat.cult} \times C_{hort} \quad (3)$$

$$(C_{pat.cultura} = S_{aderido} \times C_{pat.solo} \times 10^{-k.t} \times R_{lavagem}) \quad (4)$$

Em que:

d = dose de patógenos ingerida por evento de exposição;
C_{pat.biof} = concentração de patógenos no biofertilizante;

I_{biof} = quantidade de biofertilizante ingerida acidentalmente em org.(gST)⁻¹;

F_{dil.solo} = fator de diluição do biofertilizante no solo (m/m);

D_{solo} = decaimento dos patógenos no solo, sendo k = coeficiente de decaimento dos patógenos no solo (d⁻¹) e t = tempo referente ao ciclo das hortaliças (dias);

I_{solo} = ingestão acidental de partículas de solo (g),

C_{pat.cultura}: concentração de patógenos na cultura em org.(gST)⁻¹,

S_{aderido}: quantidade de sólidos aderidos na cultura no momento da colheita (mg.g⁻¹);

C_{pat.solo}: concentração estimada de patógenos no solo após 40 dias de aplicação do biofertilizante;

R_{lavagem}: redução dos microrganismos após desinfecção e lavagem com água potável em Log₁₀.UFC.g⁻¹;

C_{hortaliças}: consumo anual de hortaliças em g.hab.ano⁻¹.

Avaliação da dose-resposta

De acordo com Haas, Rose e Gerba (2014), o melhor modelo para o cálculo do risco associado à *E. coli* é o Beta-Poisson (**Equação 5**).

$$P = 1 - [1 + dose \frac{2^{\frac{1}{\alpha}} - 1}{N50}]^{-\alpha} \quad (5)$$

Caracterização do risco

A caracterização de risco consiste na integração dos dados das etapas anteriores e na estimativa da magnitude do problema de saúde pública com base na probabilidade de que ocorra infecção ou doença com base nos cenários estabelecidos para a aplicação das fezes compostadas em cultivos de alface.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Concentração de contaminação inicial do biofertilizante e concentração após inoculação

Resíduos sólidos animais e humanos como fertilizantes em solos agricultáveis são conhecidamente uma fonte de contaminação microbiológica no solo e nos cultivos (ONGENG *et al.*, 2015). Nesse sentido, conhecer o comportamento microbiológico de biofertilizantes feitos de excretas humanas quando aplicados em solos para fins

de fertilização de culturas é de suma importância para estimar o risco e para posterior proposição de medidas mitigatórias de forma a torná-lo tolerável.

De modo a verificar o nível de contaminação microbiológica antes do processo de inoculação e plantio e garantir um amplo entendimento das condições de contaminação iniciais, análises microbiológicas foram conduzidas nas amostras em triplicata. As fezes cocompostadas e o solo não apresentaram contaminação para as bactérias *E. coli* e *Salmonella* nem para bacteriófagos *RNA-f específicos* e *colifagos somáticos*. Após a inoculação e o período de aclimação do biofertilizante, as concentrações atingidas foram: $3,47E + 06$ ($6,54 \log_{10} \text{UFC.g}^{-1}$), $2,06E + 07$ ($7,31 \log_{10} \text{UFC.g}^{-1}$) e $1,03E + 08$ ($8,01 \log_{10} \text{UFC.g}^{-1}$) para C1, C2 e C3, respectivamente.

A taxa de decaimento no solo depende de diversos fatores bióticos e abióticos, como características físicas do solo (granulometria), atividade microbiana, além de condições climáticas e ambientais (pH, umidade, temperatura, incidência solar), práticas de manejo e fonte proveniente do biofertilizante (ALEGBELEYE; SANT'ANA, 2020). Nas condições ambientais desse experimento, é possível correlacionar o aumento da concentração de inoculação nas fezes cocompostadas com o decaimento da *E. coli* no solo; quanto maior a concentração de contaminação do biofertilizante, mais rápido o decaimento da bactéria no solo. Esses dados são corroborados com os valores dos coeficientes de decaimento e T90 que seguem a mesma tendência (Figura 1).

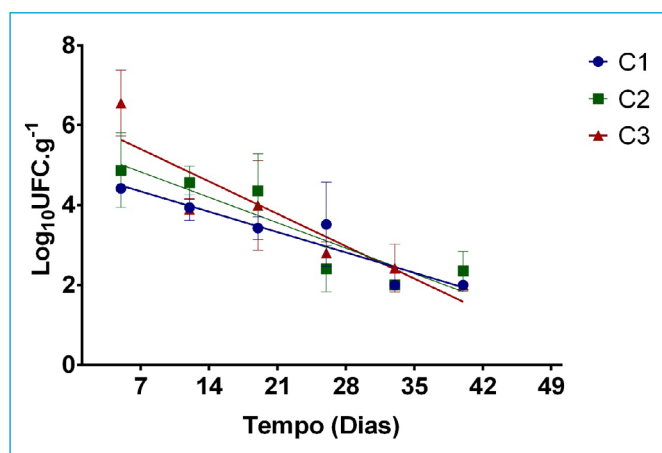


Figura 1 - Decaimento de bactéria *Escherichia coli* em solo franco arenoso durante o cultivo de alface.

Decaimento da bactéria *E. coli* no solo

As taxas de inativação foram calculadas usando uma curva de sobrevivência de primeira ordem determinada pela Equação 6:

$$\log_{10}(Nt/N0) = kt + b \quad (6)$$

Em que:

Nt = concentração no tempo (t);

N0 = concentração no t = 0;

k = taxa de inativação ($\log_{10} (Nt/N0) t^{-1}$), com base no coeficiente angular de decaimento para cada microrganismo; b = interceptação em y para cada microrganismo (ROBERTS *et al.*, 2016).

Considerando a concentração inicial de *E. coli* nas fezes cocompostadas, decorridos cinco dias após a aplicação do biofertilizante contaminado, houve redução de 2,12 logs para C1, 2,44 logs para C2 e 1,5 log para C3. O decaimento ao longo do ciclo foi de 3,42 logs para C1, 2,18 logs para C2 e 5,55 logs para C3, mostrando decaimento mais rápido para concentrações mais altas de *E. coli*. Os valores de R², p, coeficientes de decaimento, T90 e tempo para decaimento de 4 log₁₀ podem ser observados na Tabela 1.

Jiang, Morgan e Doyle (2002) verificaram que a adubação em solos autoclavados e não autoclavados tem diferentes taxas de inativação. O declínio da bactéria *E. coli* O157:H7 foi mais rápido em solos não autoclavados, o que pode ter ocorrido em razão de interações antagonicas entre as cepas utilizadas no estudo e os microrganismos já presentes no solo. Estudo realizado por Xing *et al.* (2020) mostrou que a comunidade microbiana nativa do solo tem impacto sobre a sobrevivência de *E. coli* O157:H7 no solo. Dessa forma, a alta diversidade aumenta a competição

Tabela 1 - Valores de p, coeficiente de decaimento, T90 e tempo para decaimento de quatro unidades logarítmicas.

Concentração	R ²	p	k	T90 (dias)	4 Log ₁₀
3,47E + 06 (C1)	0,8954	0,0043	-0,07279	13,74	54,96
2,06E + 07 (C2)	0,8340	0,0110	-0,09092	11,00	44,00
1,03E + 08 (C3)	0,8490	0,0090	-0,1158	08,63	34,52

pela disponibilidade de substratos e suprime os invasores. Ainda conforme Jiang, Morgan e Doyle (2002), aplicações intensivas de composto no solo também tendem a aumentar a inativação de *E. coli* O157:H7. Nesse sentido, a adubação aumenta a atividade biológica do solo por causa das altas cargas de nutrientes e de sua disponibilidade, estimulando o crescimento de populações predatórias.

Em estudo, Islam *et al.* (2005) investigaram o decaimento da bactéria *E. coli* O157:H7 no solo circundante às raízes de alface e salsinha que foram fertilizados com biofertilizantes produzidos de fezes bovinas e de aves inoculados com 10^8 UFC.g⁻¹. Os pesquisadores obtiveram amostras positivas no solo que circundava as raízes para ambos os biofertilizantes até o 154º dia em cultivos realizados no outono e no inverno. Os resultados obtidos pelos pesquisadores diferem deste estudo, que obteve amostras positivas no solo apenas até o 33º dia. Conforme Oliveira *et al.* (2012), as condições de temperatura também podem influenciar no decaimento microbiano, sendo o decaimento mais lento em períodos mais frios, o que pode explicar a inativação mais rápida com a mesma concentração de contaminação.

Em uma comparação com trabalhos que estudaram o comportamento microbiológico na fertilização com esterco animal ou produtos de sistemas de saneamento, observou-se que os coeficientes de decaimento obtidos foram similares aos apresentados neste estudo. Fongaro *et al.* (2017) utilizaram digestato suíno inoculado com 10^7 UFC.g⁻¹ de bactérias *E. coli* em solo arenoso, obtendo coeficiente de decaimento *E. coli* de 0,093, demorando 10,30 dias para o decaimento de 1 unidade logarítmica. Roberts *et al.* (2016) obtiveram k de -0,0809 para *E. coli* O157:H7, em um experimento realizado com aplicação de diversos compostos e biossólidos em um microcosmos com incubação em câmaras de crescimento em ciclo de claro/escuro de 14 h/10 h e umidade constante de 25%.

Aplicação da metodologia de avaliação quantitativa de risco microbiológico

A utilização da metodologia AQRM permitiu estimar o risco para os cenários de fertilização e plantio, manejo e consumo das hortaliças fertilizadas com fezes cocompostadas inoculadas com *E. coli* em diferentes níveis de

contaminação. Como resultado, os maiores riscos estão no cenário de aplicação do biofertilizante com probabilidade de infecção (PI) por única exposição de 0,0947, 0,25 e 0,4334 (9,47, 25 e 43,34%) para as concentrações C1, C2 e C3 (6,54, 7,31 e 8,01 log₁₀ UFC), respectivamente. Para os cenários de manejo do sistema de cultivo e consumo das hortaliças, considerando as restrições de aplicação impostas pela Resolução CONAMA nº 498/2020 em relação ao tempo decorrente entre a fertilização e a colheita e o decaimento natural dos microrganismos no solo, o risco caiu consideravelmente. Nesse sentido, o risco de infecção por *E. coli* por única exposição foi estimado em 2,47E-12, 1,12E-13 e 4,66E-15 para C1, C2 e C3, respectivamente. No que tange ao terceiro cenário, ingestão das alfaces cultivadas com as fezes cocompostadas com resíduos orgânicos após a lavagem vigorosa em água corrente, a probabilidade de infecção por única exposição foi de 1,93E-14 para C1 e 3,55E-15 para C2.

Quanto aos riscos obtidos pela metodologia de AQRM, o cenário de maior exposição é o de fertilização por causa da concentração de contaminação do biofertilizante. Consoante aos resultados obtidos para esse cenário, Eisenberg *et al.* (2004) analisaram biossólidos classe B tratados por intermédio do processo de digestão e obtiveram para o cenário de fertilização um risco por única exposição ao rotavírus de 46%, valor próximo ao reportado neste trabalho para *E. coli*. Em um estudo de AQRM considerando o cenário de exposição de pessoas aos aerossóis gerados à distância de 100 metros da aplicação de esterco animal, foi obtida probabilidade de infecção por única exposição de 2,65E-7 (NAG *et al.*, 2021a).

Por sua vez, Nag *et al.* (2020) conduziram um estudo de AQRM concernente ao uso de composto animal e digestato anaeróbio e os riscos envolvidos no consumo das hortaliças após fertilização. Os autores incluíram dados de inativação dos microrganismos das hortaliças e embalagens por UV após a lavagem e antes da comercialização, além do recrescimento dos microrganismos referente ao armazenamento na geladeira do consumidor por cinco dias. Como resultado, obtiveram risco de infecção anual para *E. coli* estimado em 2,27E-4 para esterco animal não pasteurizado, 3,77E-5 para digestato sem pasteurização e 3,0E-11 para digestato pasteurizado.

Em uma revisão proposta por Hamilton *et al.* (2020), os estudos indicaram que os riscos microbiológicos da exposição a biossólidos para populações saudáveis eram baixos e/ou abaixo dos padrões de risco toleráveis, com maior risco de ingestão ocupacional e acidental do solo em comparação a inalação, fômites, exposição às águas subterrâneas e outros. Assim, os autores trazem uma ordem de classificação dos riscos: ingestão acidental direta > inalação de aerossóis > ingestão de águas subterrâneas contaminadas > ingestão de alimentos contaminados.

CONCLUSÕES

Melhorar a produtividade do solo é fundamental para atender à crescente demanda por alimentos. Logo, o reaproveitamento de resíduos de sistemas de saneamento humano ou animal tem sido considerado uma importante fonte de matéria orgânica e nutrientes, melhorando a produtividade enquanto melhora propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Entretanto, apesar dos benefícios do uso de esterco animal e humano, há a preocupação com os riscos microbiológicos envolvidos na prática de reaproveitamento do material.

Neste estudo, a quantidade de biofertilizante utilizado, bem como a concentração de contaminação e a comunidade microbiana já presente no solo, teve influência na sobrevivência da bactéria *E. coli*. Considerando as concentrações de contaminação inoculadas nas fezes cocompostadas, o decaimento foi mais rápido em concentrações maiores de inoculação. Em relação aos riscos oferecidos, o cenário de fertilização foi o que apresentou mais riscos, os quais se reduziram gradativamente nos cenários de manejo e consumo das hortaliças em função das restrições quanto ao tempo entre aplicação e colheita impostas pela Resolução CONAMA nº 498/2020.

Nesse sentido, o uso de equipamentos de proteção individual no processo de aplicação do biofertilizante pode reduzir de forma significativa os riscos microbiológicos associados com a fertilização. Os resultados apresentados para o manejo e consumo das hortaliças indicam que, mesmo em concentrações de contaminação no biofertilizante superiores às usuais, os riscos no consumo de hortaliças são baixos, demonstrando a segurança no uso desse insumo no que tange ao risco por contaminação bacteriana.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Atlas Esgotos: despoluição das bacias hidrográficas*. ANA, 2022. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em: 2 maio 2022.
- AKRAM, U.; QUTTINEH, N.H.; WENNERGREN, U.; TONDERSKI, K.; METSON, G.S. Enhancing nutrient recycling from excreta to meet crop nutrient needs in Sweden – a spatial analysis. *Scientific Reports*, v. 9, n. 1, 10264, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46706-7>
- ALEGBELEYE, O.O.; SANT'ANA, A.S. Manure-borne pathogens as an important source of water contamination: An update on the dynamics of pathogen survival/transport as well as practical risk mitigation strategies. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 227, 113524, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113524>
- COFIE, O.; NIKIEMA, J.; IMPRAIM, R.; ADAMTEY, N.; PAUL, J.; KONE, D. Co-composting of solid waste and fecal sludge for nutrient and organic matter recovery. Colombo: International Water Management Institute, 2016. <https://doi.org/10.5337/2016.204>
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). *Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020*. Brasil: Ministério do Meio Ambiente, 2020. 4 p.
- EISENBERG, J.N.S.; SOLLER, J.A.; SCOTT, J.; EISENBERG, D.M.; COLFORD, J.M. A dynamic model to assess microbial health risks associated with beneficial uses of bio-solids. *Risk Analysis*, v. 24, n. 1, p. 221-236, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.0272-4332.2004.00425.x>
- ESREY, S.A.; ANDERSSON, I.; HILLERS, A.; SAWYER, R. *Closing the loop: ecological sanitation for food security: Ecological sanitation for food security*. 2000. Disponível em: http://www.ecosanres.org/pdf_files/closing-the-loop.pdf. Acesso em: 5 nov. 2021.

- FINLEY, B.; PROCTOR, D.; SCOTT, P.; HARRINGTON, N.; PAUSTERNBACH, D.; PRICE, P. Recommended distributions for exposure factors frequently used in health risk assessment. *Risk Analysis*, v. 14, n. 4, p. 533-553, 1994. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.1994.tb00269.x>
- FONGARO, G.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M.C.; HERNÁNDEZ, M.; KUNZ, A.; BARARDI, C.R.M.; RODRÍGUEZ-LÁZARO, D. Different behavior of enteric bacteria and viruses in clay and sandy soils after biofertilization with swine digestate. *Frontiers in Microbiology*, v. 8, p. 74, 2017. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00074>
- GIRIJA, R.; SHETTIGAR, N.A.; PARAMA, V.R.R.; GAGANA, S. Evaluation of co-composted faecal sludge application in agriculture. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, v. 238, p. 701-711, 2019. <https://doi.org/10.2495/SC190601>
- GRAU, F.; DRECHSEL, N.; HAERING, V.; TRAUTZ, D.; WEERAKKODY, W. J. S. K.; DRECHSEL, P.; MARSCHNER, B.; DISSANAYAKE, D. M. P. S.; SINNATHAMBY, V. Impact of fecal sludge and municipal solid waste co-compost on crop growth of *Raphanus sativus* L. and *Capsicum anuum* L. under stress conditions. *Resources*, v. 6, n. 3, p. 26, 2017. <https://doi.org/10.3390/resources6030026>
- HAAS, C.N.; ROSE, J.B.; GERBA, C.P. *Quantitative microbial risk assessment*. Nova York: John Wiley & Sons, Inc., 1999.
- HAAS, C.N.; ROSE, J.B.; GERBA, C.P. *Quantitative microbial risk assessment*. 2. ed. Suíça: John Wiley & Sons, 2014.
- HAMILTON, K.A.; AHMED, W.; RAUH, E.; ROCK, C.; MCLAIN, J.; MUENICH, R.L. Comparing microbial risks from multiple sustainable waste streams applied for agricultural use: biosolids, manure, and diverted urine. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, v. 14, p. 37-50, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.01.003>
- HARDER, R.; WIELEMAKER, R.; MOLANDER, S.; ÖBERG, G. Reframing human excreta management as part of food and farming systems. *Water Research*, v. 175, 115601, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115601>
- HAWLEY, J.K. Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Analysis*, v. 5, n. 4, p. 289-302, 1985. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.1985.tb00185.x>
- HUŠEK, M.; MOŠKO, J.; POHOŘELÝ, M. Sewage sludge treatment methods and P-recovery possibilities: current state-of-the-art. *Journal of Environmental Management*, v. 315, 115090, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115090>
- INÁCIO, C.T.; MILLER, P.R.M. *Compostagem: ciência e prática aplicadas a gestão de resíduos*. Rio de Janeiro: Embrapa Agropecuária Oeste, 2009. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/870737/compostagem-ciencia-e-pratica-para-a-gestao-de-residuos-organicos>. Acesso em: 10 mar. 2022.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Pesquisa de orçamentos familiares 2017-2018: análise de consumo alimentar pessoal no Brasil*. Brasil: IBGE, 2020.
- ISLAM, M.; DOYLE, M.P.; PHATAK, S.C.; MILLNER, P.; JIANG, X. Survival of *Escherichia coli* O157:H7 in soil and on carrots and onions grown in fields treated with contaminated manure composts or irrigation water. *Food Microbiology*, v. 22, n. 1, p. 63-70, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.fm.2004.04.007>
- JIANG, X.; MORGAN, J.; DOYLE, M. P. Fate of *Escherichia coli* O157:H7 in Manure-Amended Soil. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 68, n. 5, p. 2605-2609, 2002. <https://doi.org/10.1128/AEM.68.5.2605-2609.2002>
- MAGRI, M.E.; PHILIPPI, L.S.; VINNÉRÅS, B. Inactivation of pathogens in feces by desiccation and urea treatment for application in urine-diverting dry toilets. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 79, n. 7, p. 2156-2163, 2013. <https://doi.org/10.1128/AEM.03920-12>
- NAG, R.; MARKEY, B.K.; WHYTE, P.; O'FLAHERTY, V.; BOLTON, D.; FENTON, O.; RICHARDS, K.G.; CUMMINS, E. A quantitative risk assessment of *E. coli* o157:H7 on ready to eat foods following the application of biomaterials on land. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SIMULATION AND MODELLING IN THE FOOD AND BIO-INDUSTRY, 11., 2020. *Anais [...]*. 2020. p. 141-144.
- NAG, R.; MONAHAN, C.; WHYTE, P.; MARKEY, B.K.; O'FLAHERTY, V.; BOLTON, D.; FENTON, O.; RICHARDS, K.G.; CUMMINS, E. Risk assessment of *Escherichia coli* in bioaerosols generated following land application of farmyard slurry. *Science of the Total Environment*, v. 791, 148189, 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148189>
- NAG, R.; RUSSELL, L.; NOLAN, S.; AUER, A.; MARKEY, B.K.; WHYTE, P.; O'FLAHERTY, V.; BOLTON, D.; FENTON, O.; RICHARDS, K.G.; CUMMINS, E. Quantitative microbial risk assessment associated with ready-to-eat salads following the application of farmyard manure and slurry or anaerobic digestate to arable lands. *Science of the Total Environment*, v. 806, parte 3, 151227, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151227>
- OLIVEIRA, M.; VIÑAS, I.; USALL, J.; ANGUERA, M.; ABADIAS, M. Presence and survival of *Escherichia coli* O157:H7 on lettuce leaves and in soil treated with contaminated compost and irrigation water. *International Journal of Food Microbiology*, v. 156, n. 2, p. 133-140, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2012.03.014>

ONGENG, D.; GEERAERD, A. H.; SPRINGAEL, D.; RYCKEBOER, J.; MUYANJA, C.; MAURIELLO, G. Fate of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella enterica* in the manure-amended soil-plant ecosystem of fresh vegetable crops: A review. *Critical Reviews in Microbiology*, v. 41, n. 3, p. 273-294, 2015. <https://doi.org/10.3109/1040841X.2013.829415>

QMRAWIKI. *Adenovirus*. *Escherichia coli*: dose response models. Dose Response Models. Michigan: Michigan State University, College of Engineering, Department of Biosystems and Agricultural Engineering, 2022. Disponível em: <http://qmrawiki.org/pathogens/adenovirus>. Acesso em: 24 out. 2022.

ROBERTS, B.N.; BAILEY, R.H.; MCLAUGHLIN, M.R.; BROOKS, J.P. Decay rates of zoonotic pathogens and viral surrogates in soils amended with biosolids and manures and comparison of qPCR and culture derived rates. *Science of the Total Environment*, v. 573, p. 671-679, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.088>

VINNERÅS, B.; BJÖRKLUND, A.; JÖNSSON, H. Thermal composting of faecal matter as treatment and possible disinfection method: Laboratory-scale and pilot-scale studies. *Bioresource Technology*, v. 88, n. 1, p. 47-54, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00268-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00268-7)

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Guidelines on sanitation and health*. Geneva: World Health Organization, 2018.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). (2016). *Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management*. WHO. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/246195>. Acesso em: 10 abr. 2022.

XING, J.; SUN, S.; WANG, H.; BROOKES, P.C.; XU, J. Response of soil native microbial community to *Escherichia coli* O157:H7 invasion. *Environmental Pollution*, v. 261, 114225, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114225>

Biorreator osmótico anaeróbio acoplado à destilação com membranas como alternativa para a concentração e recuperação de nutrientes no tratamento de esgotos domésticos

Anaerobic osmotic membrane bioreactor coupled to membrane distillation as an alternative for concentration and recovery of nutrients from municipal wastewater treatment

Gemima Santos Arcanjo^{1*} , Carolina Rodrigues dos Santos²,
Bárbara Fernandes Cavalcante³, Gabriela de Alcântara Moura³, Bárbara Caroline Ricci³ ,
Ann Honor Mounteer⁴ , Míriam Cristina Santos Amaral² 

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi estimar a precipitação de sais de fósforo em biorreator osmótico anaeróbio acoplado à destilação com membranas (AnOMBR-MD) empregado no tratamento de esgoto doméstico. $MgCl_2$ foi utilizado para compor a solução osmótica (SO) do AnOMBR-MD. Um módulo híbrido com membranas de osmose direta (OD) e destilação (MD) foi submerso em um biorreator, e os fluxos de permeado estabilizaram-se em $0,5 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. A rejeição do sal pela MD foi superior a 99,6%, e mais de 90% do carbono orgânico dissolvido foi removido. Uma fração do $N-NH_4^+$ permeou a membrana de OD, e a SO apresentou concentração média de 7 mg L^{-1} . $P-PO_4^{3-}$ não foi detectado na SO nem no destilado, com remoção global maior que 99,99% durante toda a operação, entretanto a concentração de $P-PO_4^{3-}$ no líquido reacional (LR) foi menor que a calculada pelo balanço de massa, indicando precipitação de sais com o íon. Foi utilizado o *software* Visual MINTEQ 3.1 para calcular as especiações dos íons inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ e PO_4^{3-}) e a precipitação espontânea de $P-PO_4^{3-}$. Com o aumento da concentração de Mg^{2+} no LR, o modelo termodinâmico mostrou que pode ter havido precipitação de $MgCO_3$, $CaHPO_4$ e $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, o que também justifica a redução das concentrações de $N-NH_4^+$ e $P-PO_4^{3-}$ no LR no 16º dia de operação. Os sais precipitados podem ser utilizados como fertilizante agrícola, o que mostra a sustentabilidade do processo de tratamento de esgotos em AnOMBR-MD, promovendo a integração do nexo água-alimento.

Palavras-chave: nitrogênio; fósforo; estruvita; Visual MINTEQ; solução osmótica.

ABSTRACT

The objective of this work was to estimate the precipitation of phosphorus salts in an anaerobic osmotic membrane bioreactor coupled to membrane distillation (AnOMBR-MD) treating municipal wastewater. $MgCl_2$ was used to compose the draw solution (DS) of AnOMBR-MD. A hybrid forward osmosis (FO)-membrane distillation (MD) module was submerged in the bioreactor and permeate fluxes stabilized in $0.5 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. MD salt rejection was higher than 99.6% and more than 90% of dissolved organic carbon was removed. Part of $N-NH_4^+$ permeated through the FO membrane and the DS presented an average concentration of 7 mg L^{-1} . $P-PO_4^{3-}$ was not detected in DS or distillate, with global removal higher than 99.99% during the entire operation time. However, $P-PO_4^{3-}$ concentration in the mixed liquor (ML) was below the mass balance prediction, which indicated salt precipitation. The Visual MINTEQ 3.1 software was executed to calculate inorganic ions speciation (Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , and PO_4^{3-}) and spontaneous $P-PO_4^{3-}$ precipitation. With the increase in Mg^{2+} concentration in the ML, the thermodynamic model showed that magnesite ($MgCO_3$), monetite ($CaHPO_4$) and struvite ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) may have precipitated in the bioreactor. These results justify the reduction in $N-NH_4^+$ and $P-PO_4^{3-}$ concentrations in the ML after day 16. The precipitated salts could be used as fertilizer in agriculture, demonstrating the sustainability in AnOMBR-MD treating municipal wastewater, which promotes the nexus water-food.

Keywords: nitrogen; phosphorus; struvite; draw solution.

¹Universidade Federal da Bahia - Salvador (BA), Brasil.

²Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

³Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁴Universidade Federal de Viçosa - Viçosa (MG), Brasil.

*Endereço para correspondência: Universidade Federal da Bahia, Rua Professor Aristides Novis, 2, Federação, CEP: 40210-630, Salvador (BA), Brasil. E-mail: gemima.arcanjo@ufba.br

INTRODUÇÃO

Biorreatores com membranas (BRM) adotados para o tratamento de efluentes apresentam grandes benefícios para o tratamento biológico, pois permitem maior concentração de sólidos no reator e maior tempo de residência celular, o que melhora a qualidade do efluente produzido, se comparados aos tratamentos biológicos convencionais (MAENG *et al.*, 2013). O uso de membranas de osmose direta (OD) em BRM ganhou muita atenção nos últimos anos, por sua elevada rejeição de compostos dissolvidos, nutrientes, metais pesados e micropoluentes, já que essas membranas são não porosas (OBEROI *et al.*, 2022; YAO *et al.*, 2020). Além disso, o processo não necessita de pressão hidráulica, uma vez que a força motriz é a diferença de concentração entre a alimentação e a solução osmótica (SO) (VINARDELL *et al.*, 2022).

Um dos principais problemas de biorreatores osmóticos é a necessidade de pós-tratamento da SO, para recuperação de água. A destilação assistida por membranas (MD) utiliza uma membrana hidrofóbica que permite apenas a passagem de compostos voláteis, com elevada rejeição de compostos não voláteis e sais. Portanto, pode ser usada na recuperação de água da SO, proveniente da OD (WANG; CHUNG, 2015). Dessa forma, um biorreator osmótico anaeróbio acoplado à destilação com membranas (AnOMBR-MD) permite elevada eficiência de remoção de poluentes e na acumulação de nutrientes no tratamento de esgotos domésticos.

A proposta de um biorreator osmótico anaeróbio acoplado à destilação por membranas (AnOMBR-MD), com um mesmo módulo submerso para a OD e a MD, apresenta todas as vantagens dos processos biológico e de separação por membranas e pode superar a maior parte das desvantagens desses processos, entre elas a eficiência de remoção de compostos orgânicos, uma vez que permite elevado tempo de residência celular (θ_c) (QIU *et al.*, 2016). Ricci *et al.* (2019) avaliaram a *performance* de um AnOMBR-MD cuja SO foi NaCl e observaram aumento muito expressivo da salinidade no reator, o que pode ter favorecido a redução do fluxo, em função do aumento da pressão osmótica da alimentação da OD. Além disso, eficiências de remoção de micropoluentes no AnOMBR

maiores que 93% foram reportadas (KIM; GWAK; HONG, 2017; RICCI *et al.*, 2019).

Os processos biológicos anaeróbios apresentam baixa remoção de nutrientes. De fato, nitrogênio orgânico é transformado em nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) e, juntamente com o fosfato (PO_4^{3-}), permanece no esgoto tratado (ANARI *et al.*, 2023). Como as membranas de OD apresentam boa rejeição desses nutrientes, entre 70 e 80% para $N-NH_4^+$ e quase 100% para PO_4^{3-} , eles são acumulados no AnOMBR (GU *et al.*, 2015). No caso do $N-NH_4^+$, caso não haja um mecanismo para remover o que é acumulado no reator, pode ocorrer aumento significativo de sua concentração no permeado, ainda maior que a concentração afluente (GU *et al.*, 2015). Além disso, o acúmulo de amônia no biorreator pode ser tóxico para a microbiota e causar o declínio de bactérias acetogênicas e archeas metanogênicas, reduzindo a biodegradação dos compostos orgânicos (MOIDEEN *et al.*, 2023). A recuperação simultânea de nutrientes em biorreator com membranas osmótico (OMBR) anaeróbios pode ser uma excelente alternativa, principalmente na forma de estruvita ($NH_4MgPO_4 \cdot 6H_2O$), que tem sido amplamente estudada (ZHANG *et al.*, 2014; LOU *et al.*, 2018), uma vez que no próprio reator existem elevadas concentrações de $N-NH_4^+$ e $P-PO_4^{3-}$, bem como de Mg^{2+} , garantindo melhor qualidade do permeado (QIU; TING, 2014; GU *et al.*, 2015).

Em AnOMBR-MD, a SO pode interferir na recuperação de nutrientes. Isso porque os íons da SO podem difundir-se pela membrana de OD e chegar ao líquido reacional, fenômeno chamado de fluxo inverso de sal (J_s). Qiu e Ting (2014) avaliaram o tratamento de esgoto sintético e encontraram melhor *performance* do OMBR aeróbio quando foi utilizado $MgCl_2$ na SO, comparado ao uso de NaCl. Os autores reportaram que no início da operação NaCl promoveu maior fluxo, mas, com o maior J_s , houve maior aumento da salinidade do líquido reacional, resultando em maior redução do fluxo de permeado. Além disso, o acúmulo de $MgCl_2$ aumentou a recuperação de $P-PO_4^{3-}$ no OMBR aeróbio (QIU; TING, 2014). Chang *et al.* (2017) também utilizaram $MgCl_2$ como soluto de uma SO, em um OMBR aeróbio combinado com microfiltração para tratar efluente sintético. $P-PO_4^{3-}$ foi recuperado de forma

efetiva do permeado da microfiltração (MF), na forma de estruvita, reduzindo a condutividade elétrica do líquido reacional. Por outro lado, a recuperação de nutrientes em OMBR anaeróbio mediante $MgCl_2$ como soluto da SO ainda não foi estudada.

Assim, este trabalho teve como objetivos avaliar a remoção de poluentes e estimar a precipitação de sais em AnOMBR-MD.

METODOLOGIA

Aparato experimental

O AnOMBR-MD (Figura 1) foi operado com esgoto sintético na alimentação (Alim), e o lodo anaeróbio, inoculado à concentração de 10 g L^{-1} de sólidos suspensos voláteis (SSV). O módulo híbrido OD-MD foi submerso no tanque de 4,5 L, e dois tanques, com a SO e o destilado,

foram colocados em duas balanças, para medir as massas e, então, calcular os fluxos de permeado. A SO foi composta de $MgCl_2$ ($2,1 \text{ mol L}^{-1}$), por apresentar menor fluxo inverso de sal (J_s) (ARCANJO *et al.*, 2020). A membrana de OD foi fornecida pela HTI, e a de MD, pela Sterlitech Corporation.

As amostras foram caracterizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017), com a medição de pH, condutividade, carbono orgânico dissolvido (COD), alcalinidade, $P-PO_4^{3-}$, $N-NH_4^+$, Cl^- e Mg^{2+} .

Especiação e precipitação de sais

A especiação dos íons inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ e PO_4^{3-}) e a precipitação espontânea do $P-PO_4^{3-}$ no AnOMBR-MD foram calculadas com o programa Visual MINTEQ 3.1, um modelo para avaliar o equilíbrio químico das espécies

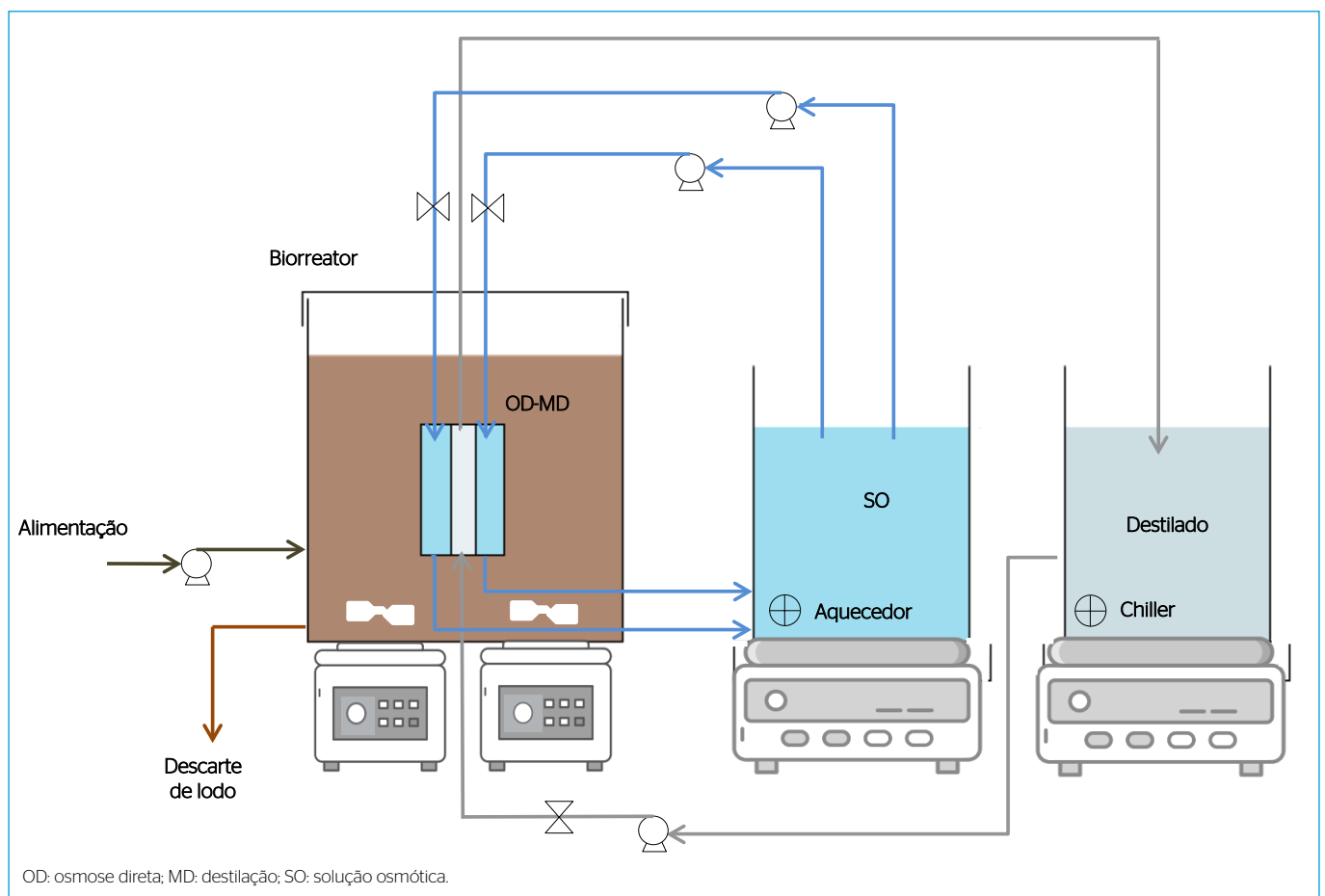


Figura 1 – Sistema biorreator osmótico anaeróbio acoplado à destilação com membranas para o tratamento de esgoto.

minerais (CRUTCHIK; SÁNCHEZ; GARRIDO, 2013). As concentrações teóricas de $P-PO_4^{3-}$, Mg^{2+} , Ca^{2+} e Cl^- foram estimadas pelo balanço de massa, considerando a concentração da alimentação, o Js e o descarte de lodo diário.

De acordo com o modelo proposto por Jia *et al.* (2017), sete minerais foram escolhidos como possíveis espécies precipitadas: brucita ($Mg(OH)_2$); brushita ($CaHPO_4 \cdot 2H_2O$); magnesita ($MgCO_3$); monetita ($CaHPO_4$); nesquehonita ($MgCO_3 \cdot 3H_2O$); newberyta ($MgHPO_4 \cdot 3H_2O$); e estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$). Por causa do pH e das taxas de cristalização de alguns minerais, foi excluída a possibilidade de precipitação de hidroxiapatita ($Ca_5(PO_4)_3OH$) e de dolomita ($CaMg(CO_3)_2$).

O *software* foi utilizado para cinco dias de operação do biorreator (0, 7, 14, 21, e 28), com os dados de entrada de pH, temperatura, alcalinidade, COD, $P-PO_4^{3-}$, Mg^{2+} , Ca^{2+} e Cl^- medidos no biorreator. A concentração teórica de cada íon também foi calculada, considerando a entrada no biorreator pela alimentação e a saída pelo descarte de lodo. Para Mg^{2+} e Cl^- também foi levado em conta o fluxo inverso de sal.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os fluxos de permeado na OD e na DM foram estabilizados após 30 dias de operação, em $0,5 \text{ L m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, resultado das polarizações das concentrações interna e externa e das incrustações causadas pela biomassa do reator e pelo $MgCl_2$. Apesar disso, $MgCl_2$ mostrou ser um soluto com baixo fluxo inverso de soluto. Menor foi o aumento da salinidade no reator, com consequente redução dos impactos causados aos microrganismos, em comparação à operação com NaCl na SO (CAROLINE RICCI *et al.*, 2021). A membrana de MD apresentou rejeições de $MgCl_2$ maiores que 99,6%, mantendo a condutividade elétrica no destilado menor que $100 \mu\text{S cm}^{-1}$.

A remoção de COD no AnOMBR, considerando a remoção biológica e a rejeição pela membrana de OD, foi maior que 75,5% (Figura 2). A remoção biológica de COD foi maior que 60%, e não foi observado seu acúmulo no biorreator, mesmo com o aumento da salinidade e a elevada rejeição da membrana de OD. Isso demonstra que o maior tempo de retenção de matéria orgânica

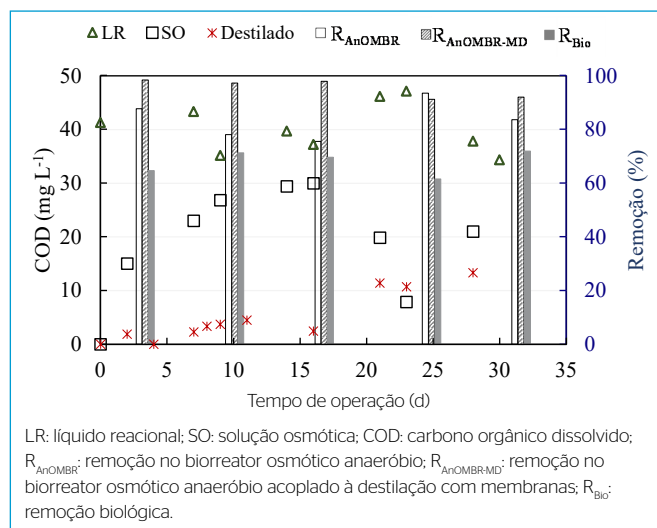


Figura 2 - Concentração e eficiência de remoção de COD no AnOMBR-MD (Alimentação: $122,6 \text{ mg L}^{-1} \text{ COD}$).

favorece a degradação biológica, como já reportado na literatura (QIU *et al.*, 2016; CAROLINE RICCI *et al.*, 2021). Com a MD, a remoção global do AnOMBR-MD aumentou para 96,3%. No destilado, a concentração de COD chegou a aumentar para 13 mg L^{-1} ao final da operação, o que pode ser justificado pelo molhamento dos poros da membrana, que passa a permitir a passagem de compostos dissolvidos, e também pela passagem de compostos orgânicos voláteis produzidos no processo anaeróbico. Algumas estratégias para minimização da incrustação e do molhamento precisam ser adotadas para manutenção do alto desempenho do biorreator. As características da membrana de MD, as condições operacionais, como temperatura, fluxo e velocidade de circulação, podem influenciar o tipo e a composição da incrustação, que, por sua vez, pode reduzir o fluxo de permeado, bem como sua qualidade, além de favorecer o molhamento e aumentar os custos energéticos e com limpeza (COSTA *et al.*, 2022).

Em razão do processo anaeróbico, com a conversão de nitrogênio orgânico a $N-NH_4^+$ e a elevada rejeição de íons pela membrana de OD (58 a 69%), houve significativo aumento da concentração de $N-NH_4^+$ no líquido reacional (LR) (Figura 3). Além disso, $N-NH_4^+$ foi gradualmente transferida do LR para a SO. De acordo com a temperatura e o pH da SO, 97% do $N-NH_4^+$ encontrava-se na forma

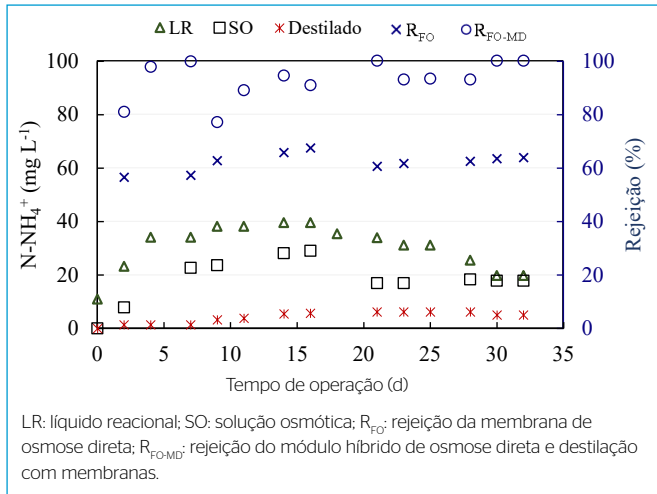


Figura 3 - Concentrações e rejeições de $N-NH_4^+$ (Alimentação: $6,4 \text{ mg L}^{-1} N-NH_4^+$).

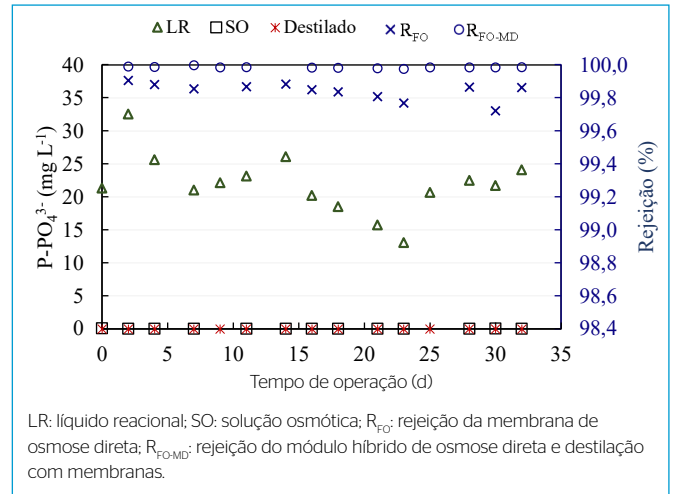


Figura 4 - Concentrações e rejeições de $P-PO_4^{3-}$ (Alimentação: $29,9 \text{ mg L}^{-1} P-PO_4^{3-}$).

do íon amônio (NH_4^+) e 3% na forma de amônia livre (NH_3), que, por ser volátil, também chegou ao destilado ($< 6,2 \text{ mg L}^{-1}$). Em 15 dias, a concentração no LR começou a reduzir, possivelmente pela precipitação de $N-NH_4^+$. O módulo OD-MD apresentou rejeição de $N-NH_4^+$ maior que 93% após o 20º dia de operação, o que indica que a incrustação pode ter funcionado como uma barreira adicional nas membranas de OD e de MD.

O sistema apresentou elevada rejeição de $P-PO_4^{3-}$, com as concentrações na SO e no destilado abaixo do limite de detecção ($0,003 \text{ mg L}^{-1}$) em todas as amostras coletadas (Figura 4). O módulo OD-MD apresentou rejeições de $P-PO_4^{3-}$ maiores que 99,99%. No LR, a concentração de $P-PO_4^{3-}$ sempre esteve menor que a concentração na alimentação, indicando remoção biológica ou precipitação de sais de fósforo. Além disso, no 15º dia, notou-se maior redução da concentração $P-PO_4^{3-}$, que se manteve até o 25º dia. Dessa forma, a avaliação da precipitação de sais foi realizada com o modelo do Visual MINTEQ 3.1.

De acordo com o balanço de massa (Tabela 1) e o modelo do Visual MINTEQ 3.1, os minerais magnesita, monetita e estruvita podem ter precipitado no biorreator, justificando a redução das concentrações de $P-PO_4^{3-}$. Após o 16º dia, a precipitação de estruvita favoreceu a redução das concentrações de $N-NH_4^+$ no LR. Gu *et al.* (2015) reportaram a precipitação de sais de Ca^{2+} , $P-PO_4^{3-}$ e outros íons quando a membrana de OD foi usada em

Tabela 1 - Concentração de íons no líquido reacional e formação de espécies precipitadas.

Parâmetro	Tempo de operação (d)				
	0	7	14	21	28
pH	6,9	7,5	7,8	8,2	8,1
Temperatura (°C)	39,5	37,9	36,6	37,7	38,0
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	5,8	69,1	78,9	98,7	115,9
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹) calculado	0,0	324,4	472,2	552,8	603,7
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	13,8	42,1	47,9	35,4	27,4
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	20,3	20,3	36,6	16,3	36,6
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹) calculado	20,3	122,3	153,9	176,0	175,3
Cl (mg L ⁻¹)	177,3	780,6	911,0	1034,2	1009,5
Cl (mg/L) calculado	0,0	1963,6	2580,6	2792,4	2886,8
PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	66,7	65,8	81,6	49,3	70,4
PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹) calculado	66,7	207,0	256,3	283,3	306,7
Fase sólida					
Magnesita (MgCO ₃) (mg L ⁻¹)	0	171,7	878,4	694,7	1140,6
Monetita (CaHPO ₄) (mg L ⁻¹)	0	85,7	159,9	119,1	182,1
Estruvita (MgNH ₄ PO ₄ ·6H ₂ O) (mg L ⁻¹)	0	0	0	74,3	24,5

um biorreator com membranas aeróbio em que a SO era composta de NaCl. Outros autores já avaliaram a recuperação de $P-PO_4^{3-}$ em OMBR, no tratamento de esgoto doméstico (QIU; TING, 2014; QIU *et al.*, 2015; LUO *et al.*, 2016). Entretanto, no presente trabalho, $MgCl_2$ foi utilizado como soluto na SO e, por causa do J_s , o aumento de Mg^{2+} no LR facilitou a precipitação dos minerais compostos pelo

cátion (magnesita e estruvita), ao contrário do observado nos outros estudos.

Com esse tipo de biorreator, é possível enriquecer a concentração de nutrientes no sobrenadante do LR, tornando viável a recuperação de N e P, de forma simultânea, como fertilizantes de alta qualidade e valor agregado. Essa alternativa é bastante atrativa, principalmente quando se tem a presença de Mg^{2+} , proveniente do próprio esgoto e da SO. A recuperação contínua de $N-NH_4^+$ e $P-PO_4^{3-}$ e a consequente redução da concentração no LR contribuem para a diminuição na formação de incrustação inorgânica nas membranas, e menor concentração de nutrientes chega à SO e ao destilado, melhorando a qualidade do produto final do AnOMBR-MD. Ademais, o uso de membranas de MF e a ultrafiltração para extração do sobrenadante do LR,

além de reduzir a salinidade e o impacto aos microrganismos, podem otimizar a retirada de nutrientes e favorecer também a redução da salinidade no biorreator.

CONCLUSÕES

Elevadas remoções de COD e $P-PO_4^{3-}$ foram obtidas pelo AnOMBR-MD. Para $N-NH_4^+$, em razão da sua formação no tratamento anaeróbico e da passagem pelas membranas de OD e MD, os resultados não foram satisfatórios para esse parâmetro, entretanto o modelo termodinâmico mostrou que os minerais magnesita, monetita e estruvita precipitaram no biorreator, mostrando o potencial de recuperação de nutrientes provenientes do esgoto e a sustentabilidade do processo de AnOMBR acoplado à destilação com membranas.



REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23. ed. Nova York: APHA, AWWA, WPCF, 2017.
- ANARI, Z.; MORRISSEY, K.; KÉKEDY-NAGY, L.; DANESHPOUR, R.; ABOLHASSANI, M.; MOORE, J.; THOMA, G.; GREENLEE, L. Pressure-driven membrane nutrient preconcentration for down-stream electrochemical struvite recovery. *Separation and Purification Technology*, v. 309, 122907, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122907>
- ARCANJO, G.S.; COSTA, F.C.R.; RICCI, B.C.; MOUNTEER, A.H.; MELO, E.N.M.L.; CAVALCANTE, B.F.; ARAÚJO, A.V.; FARIA, C.V.; AMARAL, M.C.S. Draw solution solute selection for a hybrid forward osmosis-membrane distillation module: Effects on trace organic compound rejection, water flux and polarization. *Chemical Engineering Journal*, v. 400, 125857, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125857>
- CAROLINE RICCI, B.; ARCANJO, G.S.; MOREIRA, V.R.; LEBRON, Y.A.R.; KOCH, K.; COSTA, F.C.R.; FERREIRA, B.P.; LISBOA, F.L.C.; DINIZ MIRANDA, L.; FARIA, C.V.; LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. A novel submerged anaerobic osmotic membrane bioreactor coupled to membrane distillation for water reclamation from municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, v. 414, 128645, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.128645>
- CHANG, H.-M.; CHEN, S.-S.; NGUYEN, N.C.; CHANG, W.-S.; SINHA RAY, S. Osmosis membrane bioreactor-microfiltration with magnesium-based draw solute for salinity reduction and phosphorus recovery. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 124, p. 169-175, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.05.022>
- COSTA, F.C.R.; FORTES, A.R.; BRAGA, C.D.; ARCANJO, G.S.; GROSSI, L.; MOUNTEER, A.M.; MORAVIA, W.G.; KOCK, K.; DREWES, J.E.; RICCI, B.C.; AMARAL, M.C.S. Assessment of a hybrid UV-LED-membrane distillation process: Focus on fouling mitigation. *Separation and Purification Technology*, v. 292, 121003, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121003>
- CRUTCHIK, D.; SÁNCHEZ, A.; GARRIDO, J. M. Simulation and experimental validation of multiple phosphate precipitates in a saline industrial wastewater. *Separation and Purification Technology*, v. 118, p. 81-88, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.06.041>
- GU, Y.; CHEN, L.; NG, J.-W.; LEE, C.; CHANG, V.W.-C.; TANG, C.Y. Development of anaerobic osmotic membrane bioreactor for low-strength wastewater treatment at mesophilic condition. *Journal of Membrane Science*, v. 490, p. 197-208, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.04.032>
- JIA, G.; ZHANG, H.; KRAMPE, J.; MUSTER, T.; GAO, B.; ZHU, N.; JIN, B. Applying a chemical equilibrium model for optimizing struvite precipitation for ammonium recovery from anaerobic digester effluent. *Journal of Cleaner Production*, v. 147, p. 297-305, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.116>

- KIM, B.; GWAK, G.; HONG, S. Review on methodology for determining forward osmosis (FO) membrane characteristics: Water permeability (A), solute permeability (B), and structural parameter (S). *Desalination*, v. 422, p. 5-16, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.08.006>
- LOU, Y.; YE, Z.-L.; CHEN, S.; WEI, Q.; ZHANG, J.; YE, X. Influences of dissolved organic matters on tetracyclines transport in the process of struvite recovery from swine wastewater. *Water Research*, v. 134, p. 311-326, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.010>
- LUO, W.; HAI, F.I.; PRICE, W.E.; GUO, W.; NGO, H.H.; YAMAMOTO, K.; NGHIEM, L.D. Phosphorus and water recovery by a novel osmotic membrane bioreactor-reverse osmosis system. *Bioresource Technology*, v. 200, p. 297-304, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.029>
- MAENG, S.K.; CHOI, B.G.; LEE, K.T.; SONG, K.G. Influences of solid retention time, nitrification and microbial activity on the attenuation of pharmaceuticals and estrogens in membrane bioreactors. *Water Research*, v. 47, n. 9, p. 3151-3162, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.03.014>
- MOIDEEN, S.N.F.; KRISHNAN, S.; LI, Y.-Y.; HASSIM, M.H.; KAMYAB, H.; NASRULLAH, M.; DIN, M.F.M.; HALIM, K.A.; CHAIPRAPAT, S. Performance evaluation and energy potential analysis of anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) in the treatment of simulated milk wastewater. *Chemosphere*, v. 317, 137923, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137923>
- OBEROI, A.S.; SURENDRA, K.C.; WU, D.; LU, H.; WONG, J.W.C.; KUMAR KHANAL, S. Anaerobic membrane bioreactors for pharmaceutical-laden wastewater treatment: A critical review. *Bioresource Technology*, v. 361, 127667, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127667>
- QIU, G.; LAW, Y.-M.; DAS, S.; TING, Y.-P. Direct and complete phosphorus recovery from municipal wastewater using a hybrid microfiltration-forward osmosis membrane bioreactor process with seawater brine as draw solution. *Environmental Science & Technology*, v. 49, n. 10, p. 6156-6163, 2015. <https://doi.org/10.1021/es504554f>
- QIU, G.; TING, Y.-P. Direct phosphorus recovery from municipal wastewater via osmotic membrane bioreactor (OMBR) for wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v. 170, p. 221-229, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.103>
- QIU, G.; ZHANG, S.; SRINIVASA RAGHAVAN, D.S.; DAS, S.; TING, Y.-P. The potential of hybrid forward osmosis membrane bioreactor (FOMBR) processes in achieving high throughput treatment of municipal wastewater with enhanced phosphorus recovery. *Water Research*, v. 105, p. 370-382, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.09.017>
- RICCI, B.C.; SKIBINSKI, B.; KOCH, K.; MANCIEL, C.; CELESTINO, C.Q.; CUNHA, I.L.C.; SILVA, M.R.; ALVIM, C.B.; FARIA, C.V.; ANDRADE, L.H.; LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Critical performance assessment of a submerged hybrid forward osmosis - membrane distillation system. *Desalination*, v. 468, 114082, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2019.114082>
- VINARDELL, S.; BLANDIN, G.; FERRARI, F.; LESAGE, G.; MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ASTALS, S. Techno-economic analysis of forward osmosis pre-concentration before an anaerobic membrane bioreactor: Impact of draw solute and membrane material. *Journal of Cleaner Production*, v. 356, 131776, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131776>
- WANG, P.; CHUNG, T.-S. Recent advances in membrane distillation processes: Membrane development, configuration design and application exploring. *Journal of Membrane Science*, v. 474, p. 39-56, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2014.09.016>
- YAO, M.; DUAN, L.; WEI, J.; QIAN, F.; HERMANOWICZ, S.W. Carbamazepine removal from wastewater and the degradation mechanism in a submerged forward osmotic membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, v. 314, 123732, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123732>
- ZHANG, H.; GAO, Z.; ZHANG, L.; SONG, L. Performance enhancement and fouling mitigation by organic flocculant addition in membrane bioreactor at high salt shock. *Bioresource Technology*, v. 164, p. 34-40, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.053>

Definição de metas de saneamento básico e saúde: experiência participativa em uma comunidade rural e tradicional do estado de Goiás, Brasil

Setting basic sanitation and health goals: participatory experience in a rural and traditional community in the state of Goiás, Brazil

Rafaella Oliveira Baracho^{1*} , Nolan Ribeiro Bezerra² ,
Bárbara Souza Rocha³ , Paulo Sérgio Scalize³ 

RESUMO

A população rural enfrenta déficits nos serviços de saneamento básico e saúde. Para superá-los, faz-se necessário elaborar projetos, planos e ações que incluam a comunidade no processo de planejamento. O objetivo deste trabalho foi construir metas de saneamento básico e saúde para uma comunidade quilombola haja vista problemas identificados pela própria população. Para isso, aplicou-se a metodologia Arco de Maguerez para coleta dos anseios da população, com o uso de perguntas indutoras. Os participantes da oficina integradora identificaram 22 problemas relacionados ao saneamento básico, à saúde e ao controle social. Tais anseios transformaram-se em 18 metas e 22 indicadores, que podem ser aplicados para orientar projetos, planos e ações para melhoria da comunidade rural. Mediante a aplicação de uma metodologia problematizadora, foi possível estabelecer metas verificáveis e que podem ser acompanhadas por indicadores que têm o potencial de mostrar a evolução do cenário da comunidade.

Palavras-chave: saneamento rural; comunidades rurais; planejamento; indicadores.

ABSTRACT

The rural population faces deficits in basic sanitation and health services. To overcome this deficit, it is necessary to develop projects, plans, and actions that include the community in the planning process. The objective of this work was to build basic sanitation and health goals for traditional communities based on problems identified by the population itself. Maguerez's arch methodology was applied to collect the population's concerns, using inducing questions. The community identified 22 problems related to basic sanitation, health, and social control. These aspirations were transformed into 18 goals and 22 indicators, which can be applied to guide projects, plans, and actions to improve the rural community. From the application of a participatory methodology, it was possible to establish achievable and verifiable goals that can be accompanied by indicators that have the potential to show the evolution of the community scenario.

Keywords: water; sanitation; rural areas; planning; indicators.

INTRODUÇÃO

Áreas rurais possuem déficits nos serviços relacionados ao saneamento básico e à saúde, seja do ponto de vista de infraestrutura, seja da prestação do serviço. Atualmente, 80%

da população que vive em áreas rurais no mundo não tem acesso a serviços básicos de água potável¹, 70% não possuem acesso a serviços básicos² de esgotamento sanitários, e 40% não têm em sua casa instalações hidrossanitárias

1 Água potável de uma fonte boa, cujo tempo de coleta é menor que 30 minutos, incluindo ida, volta e filas (WHO; UNICEF, 2019).

2 Uso de estruturas boas, não compartilhadas com outras famílias (WHO; UNICEF, 2019).

¹Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Baiano - Xique-xique (BA), Brasil.

²Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia - Goiânia (GO), Brasil.

³Universidade Federal de Goiás - Goiânia (GO), Brasil.

*Endereço para correspondência: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Baiano, Rodovia Ba 052, Km 468, s/n, Zona Rural, CEP: 47400000 - Xique-Xique (BA), Brasil. E-mail: rafaellabaracho@gmail.com

para lavar as mãos com água e sabão (UN-WATER, 2021). Tais déficits são enfrentados nas áreas rurais diariamente, cuja população está exposta aos riscos que o manejo inadequado desses serviços resulta.

No Brasil, a mais recente política pública voltada para o saneamento rural é o Programa Saneamento Brasil Rural (PSBR), que visa diminuir o déficit no setor pelo estabelecimento de metas. Esse programa tem como uma de suas diretrizes o fortalecimento das políticas municipais de saneamento básico em áreas rurais (BRASIL, 2019). Duas das estratégias propostas pelo PSBR são a promoção do controle social e a participação da população rural nos processos de planejamento (BRASIL, 2019).

O envolvimento da população no desenvolvimento de projetos, mesmo nas discussões sobre os mecanismos de controle social, tem papel importante na saúde ambiental e nos programas relacionados ao abastecimento de água e ao esgotamento sanitário (AL DJONO; DANIEL, 2022; MKETO et al., 2022). Políticas públicas específicas para o fornecimento de água segura e o lançamento adequado das águas fecais e cinzas como planos de segurança podem ter sua implementação melhorada se, durante o processo de planejamento, forem observados os papéis de todas as entidades no processo, incluindo os usuários dos serviços de abastecimento de água, por exemplo (MUREI et al., 2022).

No Brasil, o saneamento básico é composto de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana, manejo de resíduos sólidos, manejo das águas pluviais e drenagem, sendo necessárias políticas públicas voltadas para sua universalidade, equidade e o alcance das metas estabelecidas pelas diversas políticas públicas. Por fim, é fundamental transpor a visão e o papel da população para os instrumentos de acompanhamento e controle social utilizados na elaboração e implementação de políticas públicas, como as metas e seus indicadores. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi construir metas de saneamento básico e saúde a serem aplicadas em uma comunidade rural quilombola, haja vista os problemas identificados pela própria população.

METODOLOGIA

Área de estudo

A Comunidade Quilombola de Cedro está localizada no estado de Goiás, no município de Mineiros (**Figura 1**), e possui 52 domicílios, com média de 3,39 habitantes cada um. Quanto ao abastecimento de água, 54,8% dos domicílios são abastecidos por sistema de abastecimento de água e 45,2% por soluções alternativas individuais. A comunidade não possui sistema coletivo de esgotamento sanitário, apresentando 90,3% dos domicílios que fazem o uso de fossas rudimentares e 9,7% de fossa séptica. Há coleta indireta de resíduos sólidos por meio de um ponto de entrega voluntária. Do ponto de vista do manejo de águas pluviais, 17,6% da população enfrenta alagamento, e 23,5%, erosões em seus lotes (SCALIZE et al., 2021).

Materiais e métodos

Para este trabalho, utilizaram-se: o diagnóstico técnico-participativo (DTP) da Comunidade de Cedro (SCALIZE et al., 2021); a *Cartilha de controle social em saúde e saneamento básico* (BARACHO et al., 2021); a cartilha *Boas práticas em saneamento e saúde* (SCALIZE et al., 2020b); a *Análise situacional dos dados clínicos da população de comunidades rurais e tradicionais do Estado de Goiás: 2019* (PAGOTTO et al., 2022); a *Metodologia para elaboração do Plano de Segurança do Saneamento Rural (PSSR)* (BEZERRA; SCALIZE; BARACHO, 2022); e o documento facilitador *Condições de saúde e saneamento da Comunidade Cedro: Mineiros – GO: 2019* (SCALIZE et al., 2020c), denominado álbum seriado, que contém as informações do DTP, da qualidade da água utilizada pela comunidade e os resultados das análises clínicas (exames de sangue e fezes). Todos os documentos citados são voltados para a área rural e foram produzidos no âmbito do Projeto Saneamento e Saúde Ambiental Rural (SanRural)³.

Considerando-se as informações do DTP da Comunidade de Cedro e as recomendações para o desenvolvimento de objetivos e metas para o Plano de Segurança do Saneamento

3 O Projeto SanRural visa à promoção do conhecimento acerca das condições de saneamento e saúde ambiental em comunidades rurais e tradicionais no estado de Goiás, englobando diagnóstico e proposição de soluções para tais comunidades (SCALIZE et al., 2021).

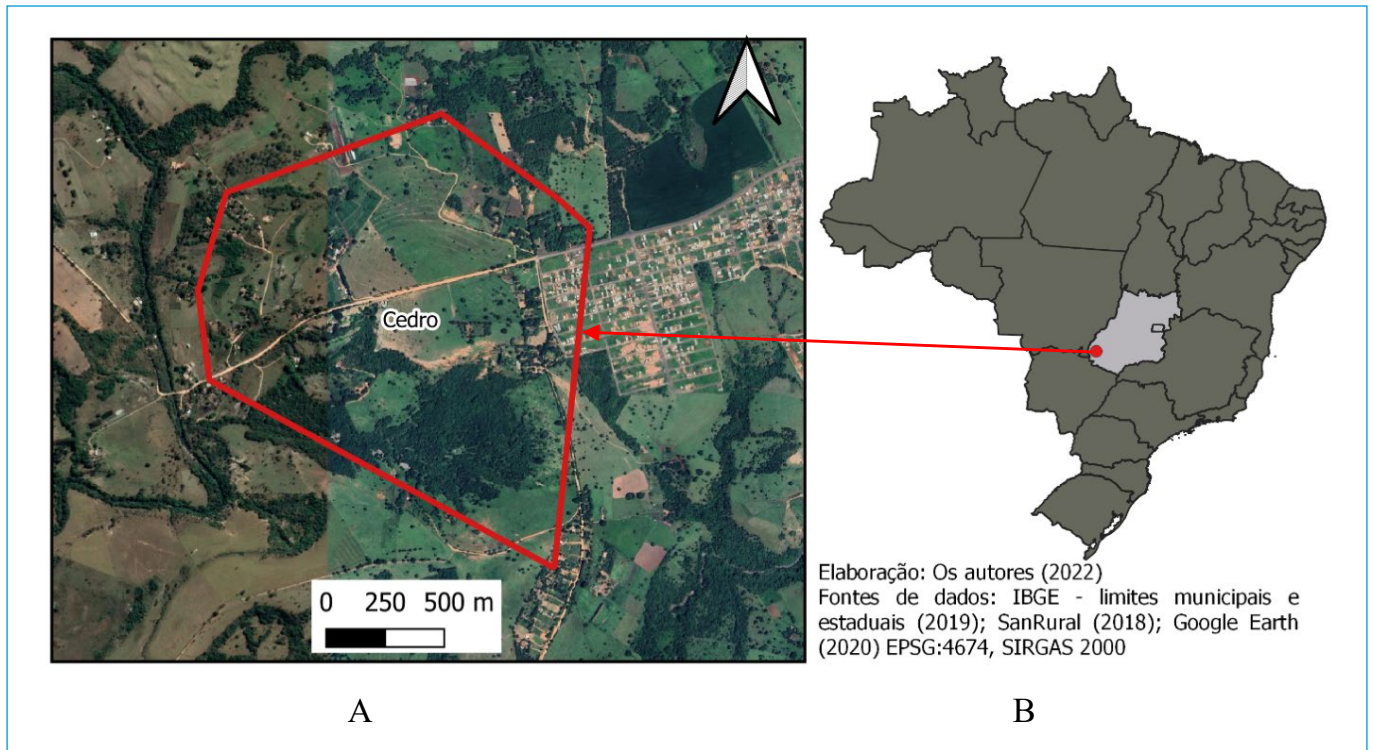


Figura 1 – Localização da Comunidade Quilombola de Cedro, no município de Mineiros (GO).

Rural, a metodologia do trabalho foi dividida em três etapas (**Figura 2**). A primeira foi destinada à preparação da atividade em campo; a segunda, à realização do trabalho em campo, utilizando-se a metodologia problematizadora do Arco de Maguerez; e a terceira consistiu no relato, na sumarização e na análise das contribuições obtidas na segunda etapa, com o estabelecimento de metas.

A etapa de preparação para a atividade em campo teve como objetivos elaborar os instrumentos de apoio às etapas seguintes e estabelecer os contatos necessários para elencar os anseios e as prioridades da população usuária dos serviços de saneamento básico, com base na situação dos serviços e no direito ao saneamento e à saúde. Em primeiro lugar, o projeto foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade Federal de Goiás, sob o protocolo nº 2.886.174/2018. Realizou-se também o contato com a liderança da Comunidade de Cedro para explicar o Projeto SanRural, além de ter sido estabelecido um primeiro contato com os moradores da comunidade. Em seguida, criou-se um grupo no aplicativo WhatsApp

com a liderança e os moradores da comunidade para iniciar o contato e o compartilhamento das informações do DTP e do álbum seriado.

A construção coletiva de metas foi realizada via metodologias e espaços participativos de debate e construção coletiva. Para isso, foram elaboradas perguntas norteadoras (**Quadro 1**), aplicadas em um momento de reunião durante atividade presencial na comunidade, denominada oficina integradora. Essas perguntas induziriam a população da Comunidade de Cedro a expressar os seus anseios quanto a abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos, manejo de águas pluviais, controle social, saúde e limpeza urbana. As perguntas fomentaram tanto a observação e reflexão sobre a realidade como o estabelecimento de hipóteses de solução para os problemas que a comunidade enfrenta e que estivessem associadas a resultados encontrados no DTP da comunidade. As perguntas norteadoras foram adaptadas da metodologia proposta por Bezerra, Scalize e Baracho (2022), mediante as recomendações e a experiência do

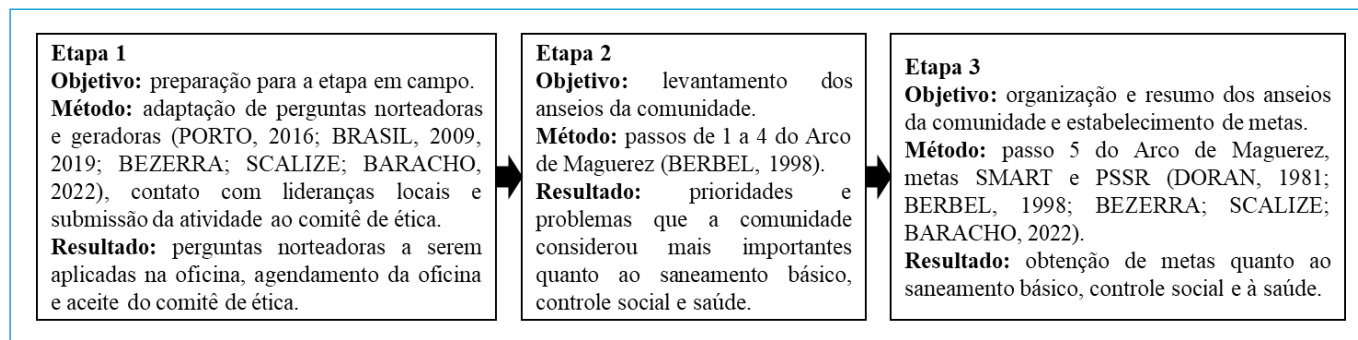


Figura 2 – Descrição das etapas do trabalho, contendo objetivo, método empregado e resultado esperado.

Quadro 1 – Perguntas norteadoras para a etapa de observação da realidade, adaptadas de Bezerra, Scalize e Baracho (2022), com base nas recomendações de Brasil (2009; 2019) e Porto (2016).

Tema gerador	Perguntas norteadoras para a etapa de observação da realidade	Perguntas geradoras para fomentar a etapa de hipóteses de solução
Água e saúde pública	<ul style="list-style-type: none"> - Vocês acham que existe aqui algum problema na água de beber dos animais ou onde ela fica armazenada? - Vocês acham que a água utilizada por vocês para beber, cozinhar e para os animais ou para usar em casa é sempre boa ou tem problema? Causa problemas à saúde? 	<ul style="list-style-type: none"> - Na opinião de vocês, como deve ser o abastecimento de água para a comunidade? - O que pode ser feito e quem deve agir para melhorar a qualidade e a quantidade da água de beber, cozinhar e limpar a casa para que não cause problema à saúde?
Esgotamento sanitário e saúde pública	<ul style="list-style-type: none"> - Vocês acham que o destino do xixi, do cocô, da água do banheiro, da cozinha e do tanque na comunidade é adequado? - Na opinião de vocês, quais doenças ou problemas de saúde vocês podem ter por causa do esgoto? 	<ul style="list-style-type: none"> - Vocês acham que deveria ser feito algo diferente com os esgotos da sua casa e da comunidade como um todo? O que pode melhorar e quem poderia agir?
Resíduos sólidos e saúde pública	<ul style="list-style-type: none"> - Vocês acham que existe algum problema com os lixos domésticos, agrotóxicos e de saúde na comunidade? - Na opinião de vocês, quais doenças ou problemas de saúde vocês podem ter por causa dos lixos domésticos, agrotóxicos e de saúde? 	<ul style="list-style-type: none"> - Vocês acham que alguma coisa poderia melhorar com relação ao lixo? O quê? Quem poderia agir?
Manejo de águas pluviais e saúde pública	<ul style="list-style-type: none"> - Vocês acham que existe algum problema com os alagamentos/as soleiras ou com animais indesejados (rato, aranha, escorpião) na comunidade? - Vocês já passaram por doenças ou problemas de saúde por causa do acúmulo de água da chuva ou alagamento? 	<ul style="list-style-type: none"> - Como é possível não ter problemas com alagamento na comunidade? Quem poderia colaborar com essa solução?
Controle social	<ul style="list-style-type: none"> - Vocês acham que a comunidade tem recursos/locais para discutir os problemas de saneamento básico e de saúde da própria comunidade? - Quais são esses recursos/locais que ajudam na busca pelos direitos de modo geral? 	<ul style="list-style-type: none"> - Como vocês imaginam que são esses modos de participação? - Como vocês acham que deveriam ser esses modos de participação?

PSBR (BRASIL, 2019) e de mobilização social em saneamento de Brasil (2009) e Porto (2016).

As soluções e estratégias para atender às demandas e aos déficits no saneamento básico, de acordo com o PSBR (BRASIL, 2019), foram baseadas nos eixos Gestão dos Serviços, Tecnologia e Educação e Participação Social. No último eixo, devem ser adotadas medidas que promovam a sensibilização da população, especialmente sobre os direitos e deveres, e como alcançá-los (BRASIL, 2019). Assim, para se obter as informações necessárias para a

construção dos objetivos e das metas, é importante compreender quais são os problemas de saneamento básico que mais incomodam as pessoas da comunidade e, ainda, fornecer bases para que a comunidade compreenda o que são e como funcionam os mecanismos de controle social, que são direito da população (BRASIL, 2007) e dever do titular dos serviços, evidenciados nos artigos 9 e 47 (BRASIL, 2007).

Quanto à elaboração e adaptação das perguntas norteadoras para se discutir com as comunidades sobre saneamento

básico, Porto (2016) alerta a respeito da importância de se distinguir se a comunidade está satisfeita com a situação ou apenas acomodada por não conhecer outras maneiras de se fazer saneamento básico. Além disso, para estabelecimento de objetivos e metas que alcancem segurança sanitária em comunidades rurais, levou-se em consideração o direito humano à água e ao esgotamento sanitário, reconhecido pela Resolução A/RES/64/292 (UN, 2010), e os conceitos de gestão de risco, educação e participação social, múltiplas barreiras, conceito ampliado de saúde e dos princípios fundamentais do saneamento básico (BEZERRA; SCALIZE; BARACHO, 2022).

Na segunda etapa, os objetivos foram coletar e organizar os anseios da população. Para isso, aplicaram-se os quatro primeiros passos da metodologia problematizadora Arco de Maguerez, que permitem o exercício da relação prática-teoria-prática, realizada em cinco passos:

1. Observação da realidade;
2. Identificação dos pontos-chave;
3. Teorização;
4. Hipóteses de solução;
5. “Aplicação à realidade” (BERBEL, 1998).

Além de relacionar teoria e prática, a metodologia é indicada por Bezerra, Scalize e Baracho (2022) para ser aplicada à população da área rural. Os passos de 1 a 4 foram aplicados nessa etapa da seguinte maneira:

1. Na observação da realidade com os participantes da oficina integradora, os facilitadores sorteavam os temas a serem debatidos de maneira lúdica, por intermédio de um cubo temático, no qual cada face correspondia a um dos temas (água, esgoto, resíduos sólidos, manejo de águas pluviais, controle social e saúde). Em seguida, os facilitadores perguntavam aos participantes da oficina integradora, com base em perguntas norteadoras, quais eram os maiores problemas identificados na visão deles;
2. Na identificação dos pontos-chave, os participantes da oficina integradora listaram, motivados pelas perguntas norteadoras dos facilitadores, os maiores problemas identificados e que eram prioridade, os quais foram registrados em folha de *flip-chart*;

3. Na teorização, os facilitadores apresentaram aos participantes da oficina integradora os resultados obtidos no DTP quanto a saneamento básico, controle social e saúde, elencando os problemas encontrados e as possibilidades de solução, com base na literatura sobre o tema, com o auxílio: do álbum seriado, o qual resumia o diagnóstico da comunidade; do material instrucional; do guia *Cartilha de controle social em saúde e saneamento básico* (BARACHO et al., 2021); e da cartilha *COVID-19 coronavírus: recomendações e orientações para as comunidades rurais* (SCALIZE et al., 2020a);
4. Na etapa de hipóteses de solução, os participantes propuseram as soluções, os responsáveis e os prazos (curto, médio e longo) para cada problema identificado, novamente estimulados por perguntas geradoras e realizadas pelos facilitadores (BEZERRA; SCALIZE; BARACHO, 2022), sendo todos registrados em folha de *flip-chart*.

A terceira etapa envolveu a descrição e a organização dos anseios da comunidade, representada pelos participantes da oficina integradora, com o estabelecimento de metas de saneamento básico, controle social e saúde. Corresponde à etapa 5 da metodologia problematizadora Arco de Maguerez, a “aplicação à realidade”, na qual se elaboraram estratégias para transformar o contexto apresentado no DTP e debatido pelos participantes da oficina integradora, por intermédio do estabelecimento de metas. Doran (1981) foi o primeiro autor a introduzir o método SMART — do inglês *specific, measurable, achievable, relevant and time-bound* (específica, mensurável, atingível, realista e temporal) — para o estabelecimento de objetivos e metas na gestão, que consiste em escrever metas que sejam específicas, mensuráveis, atingíveis, relevantes e temporizáveis. Assim, trata-se de um método utilizado em diversas áreas, incluindo no contexto do saneamento básico, englobando as áreas rurais.

Com base nos resultados obtidos anteriormente, foi possível resumir e estabelecer metas para os componentes do saneamento básico e controle social em quadros, nos quais cada anseio manifestado pela comunidade foi listado conforme o tema correspondente (abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de águas pluviais, manejo de resíduos sólidos, saúde e controle social).

Em seguida, cada anseio mencionado foi associado a uma ou mais informações do DTP da comunidade, que justificavam o problema identificado.

Para que tal anseio fosse solucionado, foram propostos indicadores e metas do tipo SMART que verificassem se a meta seria atingida. As metas foram estabelecidas para uma área específica (componentes do saneamento básico, controle social e saúde), com um indicativo quantitativo ou que apontasse progresso ou regressão, associado à questão da realidade local e com métrica temporal definida (DORAN, 1981). A construção de indicadores com elementos participativos é recomendada não apenas para controle dos programas e projetos, mas também para o aprendizado e amadurecimento dos atores envolvidos no processo (BRASIL, 2014). Para definição dos indicadores, definiram-se o método de cálculo ou critério e as variáveis utilizadas (BEZERRA; SCALIZE; BARACHO, 2022).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base nos aspectos apresentados, a etapa de preparação para as atividades em campo resultou em um conjunto de perguntas norteadoras, adaptadas conforme a literatura citada, para fomentar a discussão para as etapas de observação da realidade e de hipóteses de solução (**Quadro 1**).

Na segunda etapa, os participantes da oficina integradora puderam discutir sobre as condições de saneamento básico e saúde existentes, apontar problemas e propor soluções. A atividade contou com 15 participantes, sendo 14 mulheres e um homem, representando 8,51% dos moradores, de acordo com os dados de domicílios e a taxa de habitantes por domicílio, apresentados por Scalize *et al.* (2021).

Na terceira etapa de observação da realidade, realizada pelos participantes da oficina integradora e conduzida pelos facilitadores (**Figura 3**), foram apresentados fatos e insatisfações que observaram o saneamento básico, o controle social e a saúde. Houve relatos de gosto de cloro na água, como descrito por uma moradora: “A água que eu uso hoje ela é de qualidade. Só que ela tem um gostinho de, como que fala assim, de cloro. [...] Ela é muito, assim, uma água clarinha, saudável”. A escolha inadequada de tecnologia, sem observar cultura, capacidade financeira e operacional, pode resultar em abandono de algumas práticas e, portanto, em



Fonte: acervo do Projeto SanRural (2022).

Figura 3 - Etapa de observação da realidade pelos moradores da Comunidade de Cedro que participaram da oficina integradora, conduzida pelos facilitadores, com o auxílio de um cubo temático para aplicação do Arco de Magueres.

serviço inadequado entre os mais pobres das comunidades (MUDAU; MUKHOLA; HUNTER, 2017). Os participantes da Comunidade de Cedro, na oficina integradora, indicaram incômodo com a adição de cloro, a ponto de haver recusa na utilização da água da rede de abastecimento. No entanto, em análises realizadas *in loco*, o teor de cloro estava entre 0,2 e 2 mg/L na água da rede de abastecimento ou ausente nas soluções individuais (SCALIZE, 2022).

Nesse caso, cabe identificar soluções que amenizem o sabor identificado pela população e a mantenham utilizando a água tratada, com possibilidade da adoção do filtro de barro como medida intradomiciliar. Esse hábito não é internalizado pela comunidade, visto que apenas 32,3% utilizam filtro cerâmico poroso, e, quando o fazem, sua limpeza é realizada de maneira incorreta em 75% dos domicílios (SCALIZE *et al.*, 2021), o que pode diminuir a eficiência ou vida útil da vela. Murei *et al.* (2022) relatam que, nas comunidades rurais avaliadas no trabalho, os moradores não tinham conhecimento acerca dos diferentes métodos de tratamento de água, de modo que são necessárias ações educativas e de envolvimento que estimulem essa população a mudar o hábito.

Para o esgotamento sanitário, os moradores apontaram sobre as águas cinzas: “Tem uma casa que tem esgoto a céu aberto, porque geralmente é conhecido. Você entra na casa dela, cheinho de mosquito, tá cheinho de mosquito”. Outra moradora completou: “E um daqueles mosquitos lá é o da dengue, eu tenho certeza”.

Quanto aos resíduos sólidos, o primeiro ponto tratado foi sobre o mau uso do contêiner de resíduos, com o seguinte depoimento: *“Tem um contêiner aqui. Vem pessoas da cidade. Passei ali agora, o lixo tá horrível, porque não é só a comunidade que coloca lá. Vira bagunça. Eles vêm de três a quatro vezes na semana, mas só que o pessoal também tem que ajudar”*. A comunidade manifestou-se diversas vezes quanto aos resíduos, apresentando depoimentos sobre diversos problemas: *“Fui colocar e tá cheinho. Aí a pessoa não sabe colocar lá o saco dela, aí joga de qualquer jeito, aí arrasta”*; *“É muito pequena”* (sobre o contêiner para colocar os resíduos); *“Vem pessoas da cidade colocar aqui”*; *“Demora para pegar”*; *“Já veio caminhão de mercado com coisa vencida colocar aqui”*. A estrutura inadequada disponível para coleta de resíduos foi, portanto, identificada pela comunidade. Equipamentos e instalações para o manejo e atividades relacionadas ao saneamento básico são determinantes para o apoio às ações de saúde ambiental nas comunidades (MKETO *et al.*, 2022). Além disso, a maneira como os resíduos são dispostos pode resultar em eventos perigosos (VINTI *et al.*, 2023).

Para as águas pluviais, o relato é de que não há nada que impeça enxurrada: *“Eles fizeram o asfalto, ficou bonito, beleza, mas a água que escorre despeja tudo aqui pra baixo, nas casas”*.

Quanto ao controle social, os moradores destacaram que, mesmo quando se reúnem para buscar melhorias para a comunidade, há demora na solução dos problemas, no entanto afirmaram que há desinteresse da comunidade: *“É, tá bem muito, muito, muito desinteressada; aqui o movimento já foi melhor. Quando eram menas pessoas, era bem mais movimentado. Tinha até time de futebol da comunidade”*. Comunidades com lideranças fortes, com constante mobilização e supervisão, tendem a ter maior participação dos moradores em atividades em prol da saúde ambiental (MKETO *et al.*, 2022). Assim, o problema identificado pela comunidade, de enfraquecimento da participação, pode estar ligado à ausência da atuação da liderança, que na Comunidade de Cedro não atua como referência de informações, já que apenas 3,6% da comunidade aponta a liderança como um dos modos de acesso às informações (SCALIZE *et al.*, 2021).

A relação entre saúde e saneamento foi identificada pelos moradores: *“Esse problema de lixo, essa coisa é muito séria, porque não adianta eu cuidar, a Vilma não cuidar. [...] Às vezes a comunidade em si cuida, vem outro lá de fora e joga de qualquer maneira na beira dos barrancos. É complicadíssimo”*. Atividades prévias à implementação do projeto e que tratam da promoção da saúde influenciam positivamente na funcionalidade das soluções de abastecimento de água implementadas, mas devem ser planejadas para atingir o público de maneira assertiva, de forma a impactar seus hábitos (AL DJONO; DANIEL, 2022).

Além disso, os participantes da oficina integradora apontaram problemas na assistência básica: *“A gente vem, consulta e tudo, pega a consulta [...], mas na hora de fazer um exame, pegar um remédio, é o mais complicado, é o mais difícil”*; *“Não temos o agente de saúde”*. Quando havia agente comunitário de saúde, os moradores apontavam que ele *“trabalhava mais fora do que dentro da comunidade”*. Acerca do agente de endemias: *“Não tem, era a mesma pessoa”*. Ainda sobre o agente de saúde, foi destacado que *“tem que ter o agente de saúde, mas ele tem que correr atrás e participar mais junto com a comunidade”*.

Na etapa de identificação dos pontos-chave, os relatos foram resumidos para que as questões mais relevantes escritas em folhas do *flip-chart* (Figura 4) estivessem listadas no Quadro 2. Neste se observa que os dois temas que mais geraram anseios são manejo de resíduos sólidos e saúde, apresentando o primeiro mais problemas associados



Fonte: acervo do Projeto SanRural (2022).

Figura 4 - Etapa de identificação dos pontos-chave sendo executada pelos facilitadores da oficina integradora, com uso de um *flip-chart*.

Quadro 2 - Temas abordados e problemas apontados pelos moradores da Comunidade de Cedro que participaram da oficina integradora.

Tema	Problema apontado
1. Abastecimento de água	1a. Presença de sabor em água tratada 1b. Ausência de cuidados intradomiciliares
2. Esgotamento sanitário	2a. Presença da fossa inadequada 2b. Destinação inadequada das águas cinzas 2c. Presença de insetos e vetores
3. Manejo de resíduos sólidos	3a. Disponibilização inadequada dos resíduos no contêiner 3b. Contêiner de tamanho inadequado 3c. Frequência inadequada de busca de lixo 3d. Outros moradores colocam lixo no lixo da comunidade 3e. Lixo acumulado no quintal
4. Manejo de águas pluviais	4a. Ausência de dispositivo de drenagem 4b. Presença de resíduos que acumulam água 4c. Ocorrência de enxurradas quando chove muito
5. Controle social	5a. Ausência de participação dos moradores no conselho comunitário 5b. Ausência de reuniões e articulação comunitária 5c. Entendimento da importância dos direitos à saúde, ao saneamento etc. 5d. Ausência de participação no conselho de saúde
6. Saúde	6a. Ausência de agente de saúde e endemias 6b. Dificuldade de realização de exames 6c. Prevalência de doenças relacionadas com o saneamento (dengue, Zika vírus, hepatite, toxoplasmose) 6d. Demora no agendamento das consultas médicas 6e. Ausência da conscientização dos moradores e de outros moradores quanto à destinação dos resíduos sólidos

à infraestrutura, e um dos problemas de saúde apontados tem relação com o tema resíduos sólidos. Na etapa de teorização, com o auxílio dos materiais didáticos (**Figura 5**), dúvidas e questões da população foram sanadas.

Mediante a discussão na etapa de teorização, durante a fase de hipóteses de solução, os participantes da oficina integradora apresentaram soluções para os problemas que consideram mais relevantes (**Quadro 3**).

Na etapa “aplicação à realidade”, foi possível montar uma lista de metas e indicadores, com base nos anseios e apontamentos, o que foi associado a uma informação técnica coletada em campo e apresentada no DTP da comunidade. Assim, puderam-se estabelecer uma meta que indicasse a resolução do problema apontado e seu respectivo indicador de acompanhamento. Tais fatores estão elencados no **Quadro 4**. Cabe destacar que os anseios manifestados têm relação direta com os aspectos apontados no DTP, evidenciando-se a percepção da comunidade quanto aos problemas enfrentados.



Fonte: acervo do Projeto SanRural (2022).

Figura 5 – Etapa de teorização sendo executada pelos facilitadores da oficina integradora, com o uso de cartilhas explicativas.

Quadro 3 – Temas abordados e soluções apontadas pelos moradores da Comunidade de Cedro que participaram da oficina integradora.

Tema	Solução apontada
1. Abastecimento de água	1a. Vela com carvão ativado 1b. Filtrar e ferver a água 1c. Lavar a caixa-d'água
2. Esgotamento sanitário	2a. Canalização de águas cinzas 2b. Caixa de gordura 2c. Solicitar construção de fossa séptica
3. Manejo de resíduos sólidos	3a. Reuniões com a associação 3b. Fortalecimento do controle social 3c. Solicitação da prefeitura para melhorar a coleta 3d. Cercar o contêiner e colocar chave nele
4. Manejo de águas pluviais	4a. Solicitação de dispositivos de drenagem nas vias de acesso 4b. Solicitar à Fundação Nacional de Saúde (Funasa) Goiás e à federal verbas para melhorias
5. Controle social	5a. Mobilização dos moradores para incentivar e frequentar reuniões 5b. Orientação dos moradores para mobilização das melhorias de saúde e saneamento 5c. Buscar outros meios institucionais e recursos federais 6. Solicitar participação no conselho municipal de saúde
6. Saúde	6a. Solicitar oficialmente ao secretário da Saúde do município o agente de saúde 6b. Retomar o direito de agendamento prioritário na unidade básica de saúde 6c. Solicitar posto de saúde na comunidade

Comunidades rurais podem não possuir acesso a todos os serviços de saneamento básico de maneira adequada e, nesses casos, devem receber projetos e programas que garantam seus direitos. Tais projetos devem ser orientados por metas adequadas à realidade. A construção de metas voltadas para

Quadro 4 - Problemas apontados pelos participantes da oficina integradora, dado diagnosticado, meta proposta e indicador de acompanhamento

Problema	Dado sobre a Comunidade de Cedro (SCALIZE <i>et al.</i> , 2021)	Metas ¹	Indicadores ¹
1a e 1b	<ul style="list-style-type: none"> - 32,3% das unidades familiares adotam medida sanitária intradomiciliar para a água (filtro com vela de cerâmica porosa); - 75% realizam limpeza da vela de modo inadequado; - 72,5% dos reservatórios domiciliares são lavados uma vez por ano. 	<ul style="list-style-type: none"> - 100% dos domicílios adotam alguma medida sanitária intradomiciliar, com manutenção correta, a ser implementada em seis meses; - 100% dos domicílios limpam os reservatórios domiciliares a serem implementados em dois anos. 	$A1 = \frac{NDMI}{NTD} \cdot 100$ <p>A1 = % dos domicílios de Cedro que adotam medida sanitária intradomiciliar. NDMI = N.D. que adotam medida intradomiciliar. NTD = número total de domicílios.</p>
			$A2 = \frac{NDMIMC}{NDMI} \cdot 100$ <p>A2 = % dos domicílios de Cedro que adotam medida sanitária intradomiciliar e fazem sua manutenção corretamente. NDMIMC = N.D. que fazem a correta manutenção da medida sanitária intradomiciliar adotada.</p>
			$A3 = \frac{NDLR}{NTD} \cdot 100$ <p>A3 = % dos domicílios de Cedro que limpam o reservatório domiciliar anualmente, corretamente. NDLR = N.D. que limpam anualmente o reservatório domiciliar.</p>
2a, 2b e 2c	<ul style="list-style-type: none"> - 90,3% utilizam fossa rudimentar; - lançamento no quintal das águas da pia da cozinha (74,19%), lavagem de roupas (90,32%) e água do chuveiro (19,3%). 	<ul style="list-style-type: none"> - 100% dos domicílios têm destinação adequada² para águas cinzas e fecais, a ser implementada em um ano. 	$E1 = \frac{NDAFC}{NTD} \cdot 100$ <p>E1 = % dos domicílios de Cedro que possuem destinação adequada de águas fecais e cinzas. NDAFC = N.D. que possuem destinação adequada de águas fecais e cinzas.</p>
		<ul style="list-style-type: none"> - 100% dos domicílios têm caixa de gordura a ser implementada em um ano. 	$E2 = \frac{NDCG}{NTD} \cdot 100$ <p>E2 = % dos domicílios de Cedro que possuem caixa de gordura. NDCG = N.D. que possuem caixa de gordura.</p>
3a, 3b e 3d	<ul style="list-style-type: none"> - Lançamento inadequado de resíduos nas vias e nos quintais. 	<ul style="list-style-type: none"> - Ampliação e reforma de um ponto de entrega voluntária (PEV), incluindo implementar a estrutura de impermeabilização, cobertura e sinalização, com contêiner de no mínimo 1.000 L, com tampa e dreno, incluindo instruções de uso, a ser implementado em seis meses. 	<p>R1 = Critério</p> <p>PEV instalado com impermeabilização, cobertura, contêiner com tampa e instruções de uso implantadas e mantidas = 1.</p> <p>PEV não instalado com impermeabilização, cobertura, contêiner com tampa e instruções de uso ou sem tais condições mantidas = 0.</p>
3c	<ul style="list-style-type: none"> - 100% dos domicílios não contam com coleta direta ou indireta de resíduos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Coleta dos resíduos sólidos no PEV, com frequência mínima de duas vezes por semana, a ser implementada em três meses. 	$R2 = \frac{S2C}{52} \cdot 100$ <p>R2 = % das semanas em que se realizaram duas coletas semanais do PEV. S2C = semanas em que se realizaram duas coletas semanais do PEV.</p>
3e	<ul style="list-style-type: none"> - 68,8% dos domicílios despejam resíduos secos no quintal, e 17,6%, resíduos orgânicos no quintal. 	<ul style="list-style-type: none"> - Implementação de despejo dos resíduos no quintal em 100% dos domicílios, em seis meses. 	$R3 = \frac{MS}{M} \cdot 100$ <p>R3 = % de moradores sensibilizados e treinados quanto ao acúmulo e armazenamento de resíduos no quintal. MS = número de moradores sensibilizados e treinados quanto ao acúmulo e armazenamento de resíduos no quintal. M = número de moradores da comunidade.</p>
			$R4 = \frac{DQL}{NTD} \cdot 100$ <p>R4 = % de domicílios com quintal sem resíduos despejados. DQL = N.D. com quintal sem resíduos despejados.</p>

Continua..

Quadro 4 - Continuação

Problema	Dado sobre a Comunidade de Cedro (SCALIZE et al., 2021)	Metas ¹	Indicadores ¹
4a e 4c	- Existência de processos erosivos na comunidade; - Existência de dispositivos de drenagem em 5,9% dos lotes.	- Implementação de ações para conter 100% dos processos erosivos existentes, em até dois anos; - implementação de dispositivos de manejo de águas pluviais, em até dois anos.	$D1 = \frac{EAC}{E} \cdot 100$ D1 = % de erosões com ação de contenção em andamento ou implementadas. EAC = número de erosões com ação de contenção em andamento ou implementadas. E = número de erosões existentes.
4b	- Existência de resíduos nas vias de acesso.	- Eliminação de resíduos em vias de acesso, em três meses.	$D2 = \frac{VAR}{VA} \cdot 100$ D2 = % de vias de acesso sem resíduos. VAR = número de vias de acesso sem resíduos. VA = número de vias de acesso.
5a e 5b	- 53,6% dos moradores participam da associação da comunidade.	- Participação de 80% ou mais dos moradores adultos da associação, com frequência nas reuniões, em um ano.	$C1 = \frac{MAPR}{MA} \cdot 100$ C1 = % de moradores adultos participando com frequência das reuniões da associação. MAPR = número de moradores adultos participando com frequência das reuniões da associação. MA = número de moradores adultos.
5c	- Relatos de falta de conscientização.	- Participação de 80% ou mais dos moradores adultos no treinamento quanto à saúde e ao saneamento básico, em dois anos	$C2 = \frac{MSS}{M} \cdot 100$ C2 = % de moradores sensibilizados e treinados quanto à saúde e ao saneamento básico. MS = número de moradores sensibilizados e treinados quanto ao acúmulo e armazenamento de resíduos no quintal.
5d	- 0% de participação da comunidade no conselho de saúde.	- Ocupação da vaga disponível para a comunidade no conselho de saúde, em um ano.	C3 = critério Vaga ocupada no conselho de saúde = 1 Vaga não ocupada no conselho de saúde = 0
6a	- 6,5% dos domicílios receberam visita do agente de combate às endemias nos últimos 12 meses; - 41,9% dos domicílios receberam visita do agente comunitário de saúde no último mês.	- 100% dos domicílios receberam visita do Agente de Combate a Endemias (ACE) nos últimos 12 meses; - 100% dos domicílios receberam visita de agente comunitário de saúde no último mês.	$S1 = \frac{VACE}{NTD} \cdot 100$ S1 = % de domicílios que receberam visita do ACE nos últimos 12 meses. VACE = número de domicílios que receberam visita do ACE nos últimos 12 meses. $S2 = \frac{VACS}{NTD} \cdot 100$ S2 = % de domicílios que receberam visita do ACS no último mês. VACS = N.D. que receberam visita do ACS no último mês.
6b e 6d	- Relatos de dificuldade nos agendamentos.	- 100% dos domicílios que desejam agendamento conseguem realizá-lo em três meses.	$S3 = \frac{DDA}{NTDA} \cdot 100$ S2 = % de domicílios que desejam agendamento e conseguem realizá-lo. DDA = N.D. que desejam agendamento e conseguem realizá-lo. NTDA = N.D. que desejam agendamento.
6c	- Prevalência de 67,1% de dengue, 10,7 de Zika vírus, 87,5% de toxoplasmose, 16,5% de Chagas e 16,1% de parasitoses intestinais.	- Manter a prevalência de dengue, Zika, toxoplasmose, Chagas e parasitoses intestinais, em um ano.	S4 = prevalência de dengue. S5 = prevalência de Zika. S6 = prevalência de toxoplasmose. S7 = prevalência de Chagas. S8 = prevalência de parasitoses intestinais.
6e	- 68,8% dos domicílios despejam resíduos secos no quintal, e 17,6%, resíduos orgânicos no quintal.	- Implementação de despejo dos resíduos no quintal em 100% dos domicílios, em seis meses.	Verificar por meio dos indicadores R3 e R4.

¹Elaborados pelos autores; ²entende-se por soluções adequadas aquelas indicadas por Brasil (2019); N.D.: número de domicílios.

comunidades rurais deve observar três questões: estimular a população a falar e a refletir sobre os seus serviços de saneamento, escutar os anseios da população e observar os direitos, as políticas públicas e as garantias existentes.

White, Badu e Shrestha (2015) afirmaram que priorizar esquemas que incluam a comunidade no processo de planejamento é um fator que facilita a implementação de planos, incluindo os de segurança da água. Portanto, ao associar os dados do diagnóstico (DTP e demais materiais utilizados) e as demandas e observações da realidade pelos participantes da comunidade, foi possível estabelecer metas atingíveis, passíveis de serem verificadas por indicadores e com prazo, características básicas para a delimitação de metas.

Assim como propõem Brasil (2019) e Murei *et al.* (2022), em comunidades rurais é importante assegurar os direitos básicos quanto ao abastecimento de água e esgotamento sanitário. Portanto, as metas devem ser estabelecidas para atender aos já estabelecidos direitos humanos à água e ao esgotamento sanitário (UN, 2010), como também aos anseios e às prioridades da comunidade. Entender a perspectiva da população é importante para aumentar o seu engajamento e a participação em atividades relacionadas à saúde ambiental (MKETO *et al.*, 2022), fatores importantes na gestão do saneamento básico no meio rural, cujas responsabilidades devem ser distribuídas de maneira multiescalar, incluindo o nível domiciliar/local, e não apenas nas escalas municipais e estaduais (BRASIL, 2019). No abastecimento de água, o empoderamento das comunidades locais e ações de educação são fundamentais para a manutenção dos sistemas rurais (RISWAN, 2021).

CONCLUSÕES

Com base no presente trabalho, concluiu-se que a aplicação de uma metodologia ativa estimula a população

rural a refletir sobre problemas e soluções relacionados ao saneamento básico, à saúde e ao controle social. É possível, também, estabelecer metas para solucionar os problemas de uma comunidade rural, associando seu relato a dados técnicos coletados.

Quanto à utilização de metodologia problematizadora, a aplicação do Arco de Maguerez com a utilização de perguntas norteadoras para cada tema permitiu que os participantes explicitassem situações inadequadas que ocorriam e problemas e soluções para os cenários de saneamento básico e saúde existentes. Com a aplicação dessa metodologia, a Comunidade de Cedro apontou 22 anseios relacionados ao saneamento básico, à saúde e ao controle social.

Foi possível estabelecer 18 metas que observaram as questões apontadas pelos participantes da oficina integradora e os direitos ligados ao saneamento básico, à saúde e ao controle social, além de 22 indicadores que auxiliarão no acompanhamento das metas. Vale ressaltar que programas e projetos que solucionem os problemas apontados devem incluir os anseios listados e a forma de garantir que projetos e anseios estejam alinhados por meio do estabelecimento de metas e indicadores adequados.

Por fim, recomenda-se aplicar metodologias problematizadoras durante o planejamento do saneamento básico nas áreas rurais e investir em ações de engajamento, participação e treinamento da população em todas as etapas de implementação de planos e projetos, como maneira de assegurar a continuidade das ações e das tecnologias implementadas. Além do mais, desenvolver metas e indicadores que associem os anseios das populações e planos também é importante. Para pesquisas futuras, sugere-se ainda o aprimoramento dessas metodologias para captação dos anseios da população e do desenvolvimento de metas e indicadores para planos de saneamento voltados para a área rural.

REFERÊNCIAS

AL DJONO, T.P.; DANIEL, D. The effect of community contribution on the functionality of rural water supply programs in Indonesia. *Groundwater for Sustainable Development*, v. 19, 100822, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100822>

BARACHO, R.O.; BEZERRA, N.R.; ROCHA, B.S.; PAGOTTO, V.; SANTO FILHO, K. do E.; SCALIZE, P.S. *Cartilha de controle social em saúde e saneamento básico*. Goiânia, 2021. Disponível em <https://sanruralufg.br/wp-content/uploads/2021/06/control-social.pdf>. Acesso em: 1º out. 2022.

- BERBEL, N.A.N. A problematização e a aprendizagem baseada em problemas: diferentes termos ou diferentes caminhos? *Interface-Comunicação, Saúde, Educação*, v. 2, n. 2, p. 139-154, 1998. <https://doi.org/10.1590/S1414-32831998000100008>
- BEZERRA, N.R.; SCALIZE, P.S.; BARACHO, R.O. *Metodologia para elaboração do Plano de Segurança do Saneamento Rural (PSSR)*. Goiânia: Cegraf UFG, 2022. 145 p. Disponível em: https://sanrural.ufg.br/wp-content/uploads/2021/07/Livro_PSSR_Metodologia_1.pdf. Acesso em: 1º out. 2022.
- BRASIL. *Caderno metodológico para ações de educação ambiental e mobilização social em saneamento*. Brasília: Ministério das Cidades, 2009. Disponível em: <https://www.conder.ba.gov.br/sites/default/files/2018-08/Caderno%20metodo%C3%B3gico%20para%20a%C3%A7%C3%B5es%20de%20educa%C3%A7%C3%A3o%20ambiental%20e%20mobiliza%C3%A7%C3%A3o%20social%20em%20saneamento.PDF>. Acesso em: 1º out. 2022.
- BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2007.
- BRASIL. Ministério da Saúde. *Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR)*. Brasília: Funasa, 2019. 260 p. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL_PNSR_2019.pdf/08d94216-fb09-468e-ac98-afb4ed0483eb. Acesso em: 12 jul. 2021.
- BRASIL. *Orientações metodológicas para programa de educação ambiental em saneamento para pequenos municípios*. Brasília: UEFS, Funasa, 2014. (Caderno de orientações 1) Disponível em: http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/orient_ed_sa_caderno1.pdf. Acesso em: 1º out. 2022.
- DORAN, G.T. There's a S.M.A.R.T. way to write management's goals and objectives. *Management Review*, v. 70, n. 11, p. 35, 1981. Disponível em: <https://community.mis.temple.edu/misO855002fall2015/files/2015/10/S.M.A.R.T-Way-Management-Review.pdf>. Acesso em: 6 jun. 2022.
- MKETO, A.R.; RINGO, C.J.; NUHU, S.; MPAMBIJE, C.J. Enhancing community participation for environmental health improvement in rural Tanzania: Evidence from Bukombe district. *Evaluation and Program Planning*, v. 94, 102152, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.evalprogplan.2022.102152>
- MUDAU, L.S.; MUKHOLA, M.S.; HUNTER, P.R. Systematic risk management approach of household drinking water from the source to point of use. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, v. 7, n. 2, p. 290-299, 2017. <https://doi.org/10.2166/washdev.2017.029>
- MUREI, A.; MOGANE, B.; MOTHIBA, D.P.; MOCHWARE, O.T.W.; SEKGOBELA, J.M.; MUDAU, M.; MUSUMUVHI, N.; KHABO-MMEKOA, C.M.; MOROPENG, R.C.; MOMBA, M.N.B. Barriers to water and sanitation safety plans in rural areas of South Africa: a case study in the Vhembe District, Limpopo Province. *Water*, v. 14, n. 8, p. 1244, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14081244>
- PAGOTTO, V.; SCALIZE, P.S.; FIACCADORI, F.; GUIMARÃES, R.A.; BAUMANN, L.R.F.; ROCHA, B.S. *Análise situacional dos dados clínicos da população de comunidades rurais e tradicionais do Estado de Goiás*: 2019. Goiânia: Cegraf UFG, 2022. Disponível em: https://sanrural.ufg.br/wp-content/uploads/2022/06/SanRural_DTAC_Livro_Saude_SanRural.pdf. Acesso em: 1º out. 2022.
- PORTO, B.B. *Práticas em saneamento rural: um estudo no contexto da agricultura familiar*. 129f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1171M.PDF>. Acesso em: 6 fev. 2022.
- RISWAN, M. Community participation and rural water supply system: policy and practice in developing countries. *KALAM*, v. 14, n. 1, p. 37-48, 2021. Disponível em: <https://www.seu.ac.lk/fac/kalam/index.php>. Acesso em: 30 jan. 2023.
- SCALIZE, P. S. (org.). *Diagnóstico Técnico da Qualidade da Água de Comunidades Rurais e Tradicionais do Estado de Goiás - 2019*. Goiânia: Cegraf UFG, 2022.
- SCALIZE, P.S.; BEZERRA, N.R.; REIS, R.P.A.; BASSO, R.E.; PINHEIRO, R.V.N.; RUGGERI JUNIOR, H.C.; LOPES, H.T.L.; LEITE, L. de S.; BERGAMINI, M.H.L.; OLIVEIRA, T.L. de; AGUIAR, T.D. *Diagnóstico técnico-participativo da Comunidade Cedro*: Mineiros – Goiás, 2019. Goiânia: Cegraf UFG, 2021. 225 p. Disponível em: https://sanrural.ufg.br/wp-content/uploads/2022/02/DTP_CEDRO.pdf. Acesso em: 25 maio 2022.
- SCALIZE, P.S.; BEZERRA, N.R.; RUGGERI JUNIOR, H.C.; SANTOS, S.L.D.X.; BASSO, R.E.; ROCHA, B.S. *COVID-19 coronavirus: recomendações e orientações para as comunidades rurais*. Goiânia: Cegraf UFG, 2020a. Disponível em: https://sanrural.ufg.br/wp-content/uploads/2020/10/Guia_Digital_Covid-19_digital_sequencia.pdf. Acesso em: 1º out. 2022.
- SCALIZE, P.S.; ROCHA, B.S.; SANTO FILHO, K. do E.; BEZERRA, N.R.; PAGOTTO, V. *Boas práticas em saneamento e saúde*. Goiânia, 2020b. Disponível em: <https://sanrural.ufg.br/blog/2020/03/11/cartilha-boas-praticas/>. Acesso em: 1º out. 2022.
- SCALIZE, P.S.; ROCHA, B.S.; SANTO FILHO, K. do E.; BEZERRA, N.R.; PAGOTTO, V. *Condições de saúde e saneamento da Comunidade Cedro*: Mineiros – GO: 2019. Goiânia: Cegraf UFG, 2020c. Disponível em: <https://sanrural.ufg.br/wp-content/uploads/2022/03/Album-Seriado-Cedro-24.11.21.pdf>. Acesso em: 1º out. 2022.

UNITED NATIONS (UN). *Resolution no. 64/292: The human right to water and sanitation*. General Assembly, 2010. Disponível em: <https://digitallibrary.un.org/record/687002>. Acesso em: 30 mar. 2022.

UNITED NATIONS-WATER (UN-WATER). *UN-Water, 2021: Summary Progress Update 2021 - SDG 6 - water and sanitation for all*. Version: July 2021. Genebra: UN-WATER, 2021. Disponível em: https://www.unwater.org/sites/default/files/app/uploads/2021/12/SDG-6-Summary-Progress-Update-2021_Version-July-2021a.pdf. Acesso em: 19 out. 2022.

VINTI, G.; BAUZA, V.; CLASEN, T.; TUDOR, T.; ZURBRUGG, C.; VACCARI, M. Health risks of solid waste management practices in rural Ghana: A semi-quantitative approach toward a solid waste

safety plan. *Environmental Research*, v. 216, parte 3, 114728, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114728>

WHITE, P.; BADU, I.R.; SHRESTHA, P. Achieving sustainable water supply through better institutions, design innovations and Water Safety Plans: An experience from Nepal. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, v. 5, n. 4, p. 625-631, 2015. <https://doi.org/10.2166/washdev.2015.002>

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO); UNITED NATIONS INTERNATIONAL CHILDREN'S FUND (UNICEF). World Health Organization. *Core questions on drinking water, sanitation and hygiene for household surveys: 2018 update*. WHO e Unicef, 2019. Disponível em: <https://washdata.org/sites/default/files/documents/reports/2019-03/JMP-2018-core-questions-for-household-surveys.pdf>. Acesso em: 19 out. 2022.



Circularidade da água: casos de estudo

Water circularity: case studies

Cristina Matos¹ , Isabel Bentes¹ 

RESUMO

A sociedade e as empresas têm cada vez mais a necessidade de caminhar para uma economia circular, um conceito que surgiu como resposta às desvantagens do modelo de crescimento convencional de extrair-produzir-consumir-dispor e à mudança para um desenvolvimento sustentável. Os potenciais benefícios econômicos, sociais e ambientais de avançar para uma economia circular são convincentes: até 2030, a Europa espera ver uma duplicação dos benefícios econômicos, crescimento de 11% nos rendimentos médios disponíveis e redução para metade das emissões de dióxido de carbono. Para o setor da água, que inclui todas as instituições e indivíduos responsáveis pela gestão do ciclo da água, a transição para uma economia circular apresenta a oportunidade para acelerar e ampliar a investigação e os avanços tecnológicos que sustentam maior eficiência no setor. Os serviços públicos de água, saneamento e águas residuais podem tornar-se motores da economia circular. Os sistemas de abastecimento de água existentes são a maioria das vezes ineficientes desde a captação até o consumidor final e, posteriormente, de volta à origem. Essa ineficiência pode manifestar-se em qualquer um dos componentes dos sistemas. Existem grandes perdas de água na grande maioria das vezes já tratada, para além de haver grandes desperdícios e má utilização, o que faz exacerbar a lacuna entre a oferta e a procura de água doce disponível e o seu custo para o consumidor final. O caminho da água deve ser desenvolvido como um sistema de circuito fechado, com opções de qualidade de água em cascata, cujo nível deve ser determinado e diferenciado por uso. Neste artigo, apresentam-se três casos de estudo, no domínio do aproveitamento das águas pluviais, desenvolvidos pelas autoras, e respectiva viabilidade económica, servindo de base a uma reflexão sobre a aplicabilidade dessas soluções técnicas de forma a poderem ser economicamente viáveis, contribuindo para a circularidade da água e, por conseguinte, para o desenvolvimento sustentável.

Palavras-chave: água; circularidade; reutilização; aproveitamento de águas pluviais.

ABSTRACT

Society and companies increasingly need to move toward a circular economy, a concept that emerged in response to the conventional "take-make-consume and play" growth model, and the shift toward sustainable development. The potential environmental and socio-economic benefits available to a circular economy are compelling: by 2030, Europe expects to see a doubling of economic benefits, an 11% yield in economics, and a halving of social savings in carbon dioxide. For the water sector – which includes water institutions and management sustaining the water cycle – the transition to a circular economy reveals an opportunity to present technological advances that increase efficiency in the sector. Public water, sanitation, and wastewater services can become engines of the circular economy. Existing water systems are often inefficient from catchment to consumer, and then back to catchment. This inefficiency can manifest itself in any of the components of the systems. There are large losses of water, most of the time already treated, due to listed and misused water. Such systems continue to exacerbate a gap between the supply of and demand for available freshwater and its cost to the end consumer. The water path should be developed as a closed-loop system, with cascading water quality options, determined and differentiated by use. This article presents three case studies, in the field of rainwater harvesting, developed by the authors, and respective economic viability, serving as a basis for a reflection on the applicability of these technical solutions in order to be economically viable, contributing to the circularity of water and, consequently, for sustainable development.

Keywords: water; circularity; reuse; rainwater harvesting.

¹Departamento de Engenharias, Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental - Vila Real, Portugal.

*Endereço para correspondência: Quinta de Prados, Vila Real, Portugal. E-mail: crismato@utad.pt

INTRODUÇÃO

A água é um bem indispensável à vida. Por isso, a sua escassez em algumas zonas do globo é uma das maiores preocupações do mundo atual. Esse problema exige uma política de racionalização da utilização da água (MATTEO; BUTERA; REVELLI, 2022), evitando sobretudo o seu desperdício e promovendo mudanças comportamentais (RANDHIR; AXELSON, 2019), nomeadamente no sentido de adaptar a qualidade da água ao fim para o qual vai ser utilizada.

As diretrizes europeias adotadas por Portugal evidenciam a necessidade de promoção da economia circular. Se em alguns setores de atividade, como nos resíduos, tal propósito é nítido, nos recursos hídricos ainda há um longo caminho a percorrer e entaves a ultrapassar. A implementação de medidas que visam à circularidade desse recurso é uma oportunidade para que os setores da água e do saneamento se alinhem com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas.

A água é o recurso mais circular que existe, começando pelo seu ciclo natural, ciclo hidrológico, e acabando na sua utilização, recorrendo a técnicas de recuperação intensivas que permitem a sua rápida reutilização. Todavia, continua a não se adaptar o grau de tratamento necessário ao tipo de uso a que se destina, potabilizando a água para fins que não o justificam, nomeadamente na rega de jardins públicos e privados das habitações, na lavagem das ruas e outros pavimentos, na lavagem dos veículos, nos autoclismos, entre outros. A maioria das estratégias de incremento da circularidade de uso da água se assenta no conceito de *fit to purpose*.

A circularidade sustentável da água levanta alguns desafios. Os maiores desafios estão relacionados com a qualidade, a quantidade, a eficiência e a segurança na sua utilização, bem como com mudanças comportamentais (MIRANDA *et al.*, 2022).

Como já referido, deve-se adequar a qualidade da água ao uso a que se destina, criando diferentes níveis de qualidade em cascata e adequando cada nível a determinados tipos de utilização, não consumindo, como atualmente, água tratada, de elevada qualidade, ou seja, água cara, para fins que não o justifiquem.

Relativamente à quantidade, a distribuição da água pelo território é cada vez mais irregular, tendo-se vindo a acentuar as cheias e os longos períodos de seca. A procura de origens de água alternativas para o desenvolvimento das atividades humanas tem de passar pelo aproveitamento da água pluvial, da água residual tratada e das águas cinzentas, bem como por maior investimento no armazenamento da água das épocas úmidas para as secas e por uma gestão mais eficiente das bacias hidrográficas, tendo ainda em conta o aproveitamento das energias renováveis na gestão do armazenamento da água e que implica problemas de qualidade da água (CROSSON, 2020).

Quanto à eficiência na sua utilização, há que se continuar a trabalhar no sentido de reduzir as perdas nos sistemas de abastecimento e de rega, utilizar equipamentos mais eficientes, diminuir o desperdício, bem como adotar todo o conjunto de pequenas medidas que possam contribuir para aumentar a eficiência.

A utilização de origens de água alternativas às da rede pública, bem como a recirculação da água de jusante para montante das barragens, encerra em si problemas de segurança da água quer para a saúde humana, quer para o meio ambiente, devendo ser claramente legisladas as condições de uso dessa água.

Há ainda muito a trabalhar no domínio das mudanças comportamentais que aceitem e promovam os desafios anteriores.

Existe uma grande diversidade de soluções que podem conduzir à circularidade sustentável da água, entre as quais se destacam:

- O aproveitamento das águas pluviais *in situ*, que usa soluções simplificadas a nível de tratamento, mas exige armazenamento das épocas úmidas para as épocas secas ou utilização dessa origem de água, como alternativa à da rede pública, quando existe disponibilidade;
- A reutilização da água *in situ* (ARDEN *et al.*, 2020), recorrendo a dispositivos simples e individuais de utilização;
- A reutilização da água após tratamento na estação de tratamento de águas residuais para irrigação ou para utilização urbana. Neste último caso se necessita da existência de uma rede geral de distribuição.

As soluções descritas podem não ser estanques, mas sim integradas. Das soluções apresentadas individualmente, a que aparenta ser mais segura e econômica parece ser a primeira (THAPA *et al.*, 2022). Por um lado, porque a qualidade da água pluvial não é comparável à de nenhum tipo de água residual, não necessitando de tratamento ou necessitando de um tratamento simplificado, o que implica que a sua utilização seja mais segura e econômica, porém a distribuição temporal e espacial da precipitação pode levar a que, de acordo com o tipo de utilização, seja necessária a construção de sistemas de armazenamento que podem inviabilizar os sistemas. Não sendo óbvias essas análises, é preciso efetuar estudos que nos conduzam a um melhor enquadramento de todas as políticas e soluções técnicas de forma a podermos caminhar de maneira rápida e segura para uma circularidade da água.

Neste trabalho, são apresentados três casos de estudo, desenvolvidos pelas autoras, no domínio do aproveitamento das águas pluviais (SAAP), e respectiva viabilidade econômica, servindo de base a uma reflexão sobre a aplicabilidade dessas soluções técnicas de modo a poderem ser economicamente viáveis, contribuindo para o incremento da circularidade da água e, por conseguinte, para o desenvolvimento sustentável.

ENQUADRAMENTO

Segundo a Agência Portuguesa do Ambiente (APA, 2022), a estratégia definida para a reutilização da água em Portugal é a seguinte: integrar os últimos desenvolvimentos sobre a matéria, a nível da Europa; abranger usos não potáveis (urbanos, agrícolas, florestais, industriais, paisagísticos, entre outros), incluindo o suporte de ecossistemas; avaliar potenciais produtores e potenciais utilizadores; definir um regime flexível, mas com mecanismos que garantam a segurança para a saúde e para o ambiente.

A reutilização de água residual tratada integra o Plano de Ação para a Economia Circular no Setor das Águas, introduzindo o regime jurídico que regulamenta a produção de águas para reutilização, obtidas de águas residuais tratadas (PORTUGAL, 2019).

A nível internacional, diversas organizações, nomeadamente a Organização Mundial da Saúde, têm vindo a

desenvolver estratégias com vistas à promoção da reutilização de água, com base no desenvolvimento de normas que objetivam a proteção da saúde pública. Também a Organização Internacional de Normalização (ISO) tem vindo a desenvolver normas que propõem a utilização de águas residuais tratadas para rega, usos urbanos e usos industriais, bem como a avaliação do risco para a saúde (ISO/TC 282, 2021). No campo de ação da Diretiva-Quadro da Água (PARLAMENTO EUROPEU, 2000), foi adotado um guia para a promoção da reutilização de água, para o uso na rega agrícola de águas residuais de origem urbana (abrangidas pela Diretiva 91/271/CEE do Conselho, de 21 de maio de 1991, transposta para o direito nacional pelo Decreto-Lei nº 152/97, de 19 de junho de 1997). O Regulamento UE 2020/741 do Parlamento Europeu e do Conselho da Europa, de 25 de maio de 2020, estabelece requisitos mínimos para a qualidade da água e a respectiva monitorização, além de disposições sobre a gestão dos riscos, para a utilização segura da água para reutilização no contexto da sua gestão integrada (EUROPEAN UNION, 2020). Esse regulamento é aplicável sempre que as águas residuais urbanas tratadas sejam utilizadas para a rega agrícola, e um dos seus objetivos se prende precisamente à promoção da economia circular (**Figura 1**). O Decreto-Lei nº 119/2019, de 21 de agosto de 2019, já contempla a maioria das disposições do referido regulamento.



Figura 1 - Urbanização O Professor, em Vila Real.

A Associação Nacional para a Qualidade das Instalações Prediais (2022) tem publicado algumas normas técnicas que ajudam na concepção e no dimensionamento de instalações de aproveitamento de águas pluviais e sistemas de reutilização de águas cinzentas tratadas. São as seguintes:

- Comissão Técnica 0701: sistemas de aproveitamento de águas pluviais em edifícios;
- Comissão Técnica 0905: reutilização e reciclagem de águas cinzentas.

As normas publicadas fornecem indicações para se conseguir aplicar sistemas descentralizados de aproveitamento de águas cinzentas tratadas.

DESCRIÇÃO DOS CASOS DE ESTUDO

Neste artigo, como já referido, descrevem-se três casos de estudo focados na utilização de águas pluviais, para usos não potáveis, desenvolvidos em Portugal. Esses casos referem-se a SAAPs desenhados no âmbito de trabalhos de investigação desenvolvidos pelas autoras e que evidenciam a importância do dimensionamento, da seleção, do tipo de utilização e do estudo econômico na avaliação da viabilidade desses sistemas.

Metodologia

Nos casos de estudo descritos neste artigo existiu sempre o objetivo primordial de implementar medidas de circularidade no que respeita à utilização da água. Tecnicamente, a metodologia empregada para dimensionamento dos sistemas de aproveitamento de água pluvial consistiu na aplicação do método de Rippl nas situações concretas, estimando as necessidades de água, que, dependendo dos casos, podem ser para rega, para descarga de autoclismos e para lavagem de pavimentos. Estimou-se também a oferta de água em cada caso, e avaliaram-se diferentes situações correspondentes à regularização anual ou a períodos de regularização inferiores à anual.

O primeiro desses casos de estudo se refere ao dimensionamento de um SAAP para uma cooperativa residencial (**Figura 1**) para utilização na rega dos jardins das habitações; o segundo, ao dimensionamento de um SAAP para o *campus* da Universidade de Trás-os-Montes e Alto

Douro (**Figura 2**), também para rega das zonas verdes; e o terceiro, ao dimensionamento de um SAAP para o Centro Comercial Dolce Vita Braga (**Figura 3**), tendo-se estudado inúmeros cenários que contemplaram diferentes combinações de utilização nos autoclismos, na lavagem dos pavimentos e na rega das zonas verdes.

O primeiro caso de estudo desenvolveu-se na Cooperativa O Professor, que é constituída de 99 moradias com dois pisos e que possuem jardins em frente aos seus alçados principais e posteriores (**Figura 1**). Esse estudo foi orientado no sentido de fazer o aproveitamento da água pluvial para a rega desses jardins, aproveitando a água pluvial do inverno para o verão, atendendo aos constantes apelos das entidades para reduzir ou eliminar a rega dos jardins com água da rede atendendo à seca que se tem vindo a sentir em Portugal no verão.

Foram projetadas uma rede para transporte da água pluvial proveniente dos telhados das habitações até um reservatório de armazenamento e uma rede de abastecimento de água pluvial para alimentar a rega dos jardins das moradias da referida urbanização vinda do reservatório (SILVA; DIAS; PEREIRA, 2009). Do sistema de tratamento da água, faz parte um filtro com escoamento sub-superficial vertical, constituído de sucessivas camadas de



Figura 2 - Campus da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.

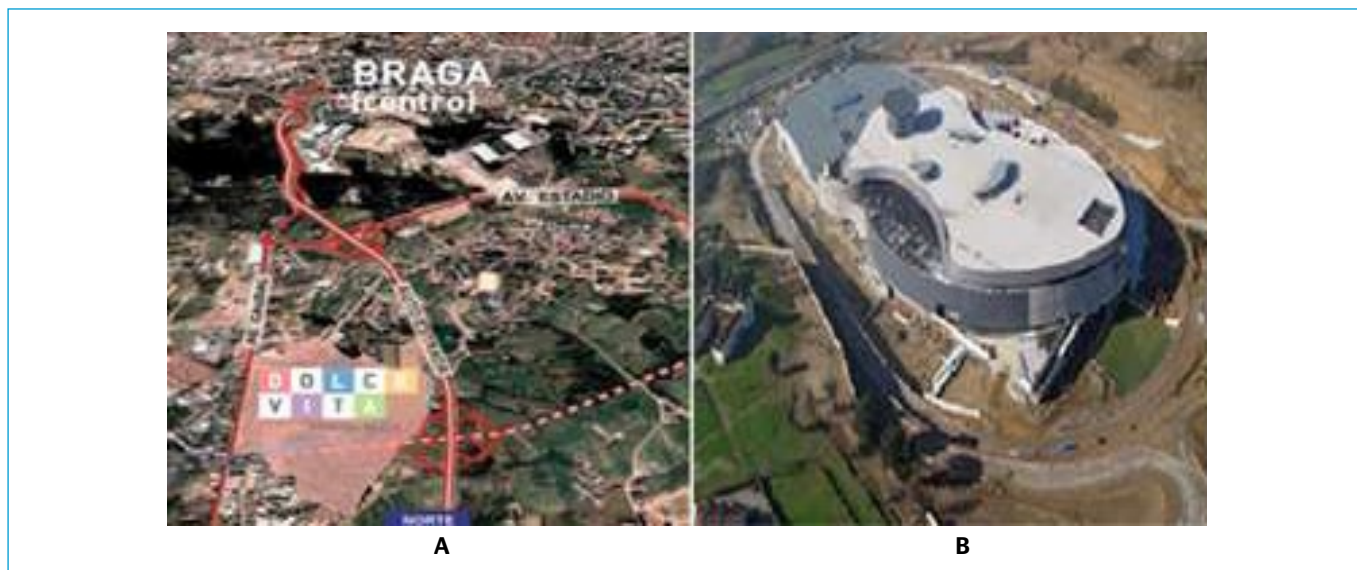


Figura 3 – Dolce Vita Braga.

gravilha e areia de granulometria variável, para eliminação das partículas de maior dimensão transportadas pela água pluvial e que poderiam danificar o sistema de rega.

O segundo caso de estudo corresponde aos estudos efetuados para o *campus* da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (**Figura 2**) e consistiu no aproveitamento das águas pluviais captadas em várias coberturas do *campus* universitário, com área de 12.700 m², para armazenamento em um ou vários reservatórios de acordo com o cenário estudado, do qual, posteriormente, a água seria aproveitada para a rega de espaços verdes do *campus*, que tem necessidade anual de água de 16.500 m³. O sistema inclui, ainda, cerca de 2.000 m de rede de transporte de água das coberturas ao reservatório e 2.800 m de rede desde o reservatório até as zonas de rega (CORDEIRO, 2012).

Posteriormente, refez-se o estudo considerando uma solução simplificada para armazenamento da água.

O terceiro caso de estudo corresponde à concepção de um SAAP para o Centro Comercial Dolce Vita Braga, cuja construção implicou uma área de intervenção de 159.971 m², sendo a área útil da zona comercial de 46.611 m² e a área bruta de 90.000 m². Estruturalmente, o edifício comercial distribui-se por três pisos com um parque de estacionamento com área total de 62.000 m², repartido por quatro caves, correspondendo a 2.750 lugares de estacionamento automóvel (**Figura 3**).

Estudaram-se, para essa infraestrutura, vários cenários de utilização de água pluvial, considerando a sua recolha do telhado e diferentes possibilidades de utilização (auto-clismos, lavagem dos pavimentos incluindo os parques de estacionamento e rega dos jardins) e períodos de regularização (regularização anual e de sete meses correspondendo aos períodos mais chuvosos), que conduziram a diversas capacidades para os tanques de armazenamento de água pluvial (MATOS *et al.*, 2013; MATOS *et al.*, 2015).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após aplicação do método de Rippl ao caso de estudo 1, o estudo da regularização anual dos caudais conduziu a um reservatório com capacidade de 1.400 m³ (PEREIRA *et al.*, 2009). A descrição completa da solução apresentada, bem como o estudo de viabilidade econômica, encontra-se detalhadamente em Pereira, Matos e Bentes (2010), exibindo-se neste trabalho somente o resumo dos resultados finais do estudo econômico.

Na **Tabela 1**, há o período a partir do qual o projeto se tornou rentável e o valor líquido atualizado (VLA) no horizonte de projeto para taxas de atualização de 3, 4, 5 e 5,28%.

Analisando-se os resultados, pode-se dizer que só com VLA inferiores a 5,28% o projeto começa a ser rentável, tendo-se considerado 40 anos o horizonte de projeto.

No que diz respeito ao caso de estudo 2, do dimensionamento de um SAAP para o *campus* da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, consideraram-se os seguintes cenários de acordo com a localização das coberturas dos edifícios e a sua posição altimétrica relativamente às zonas a regar (**Quadro 1**).

A descrição completa da solução, bem como o estudo de viabilidade econômica, encontra-se detalhadamente em Cordeiro (2012), apresentando-se neste trabalho somente o resumo dos resultados finais do estudo econômico, considerando-se duas metodologias para cada cenário de acordo com o método utilizado para calcular o custo do reservatório (**Tabela 2**). Há que se salientar que nesse caso de estudo a regularização de caudais foi também anual.

Se o VLA for nulo, o investimento não proporcionará nem lucro nem déficit. Os resultados obtidos mostram que para todos os cenários, para além de ser negativo, o VLA no horizonte de projeto continua muito elevado. Isso significa que, mesmo que a taxa de atualização usada fosse menor, o resultado continuaria negativo. Logo, o projecto seria sempre inviável. A metodologia de cálculo usada na estimativa de custo dos reservatórios influencia significativamente os resultados. Quanto maior for o

volume do reservatório, mais vantajosa fica a aplicação da metodologia 1. Para o cenário A, em que existe o reservatório de maior capacidade, o VLA é mais favorável aplicando-se a metodologia 1. Ao contrário, para os cenários B, C e D, é mais favorável aplicando-se a metodologia 2. Independentemente do cenário escolhido, a instalação de um SAAP no *campus* da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro é bastante inviável economicamente.

Existem vários fatores que contribuem para a inviabilidade econômica constatada nesse caso de estudo. A configuração geográfica do local de instalação do SAAP proporciona vários entraves à realização de um SAAP viável. Os edifícios e os relvados estão espalhados pelo *campus*, fazendo com as redes de drenagem e de distribuição sejam extensas, aumentando dessa forma os custos do investimento. A nível altimétrico, pode-se dizer que o planeamento dos espaços verdes não é o mais favorável à instalação de um SAAP. De fato, as maiores áreas relvadas estão a um nível altimétrico alto, acima de quase todos os edifícios. A área dos relvados do parque desportivo representa cerca de 70% da área total de relvados do *campus*, enquanto as áreas de cobertura que poderiam contribuir

Tabela 1 - Resultados do estudo econômico para o caso de estudo 1.

Taxa de atualização (%)	Payback do projeto	Valor líquido atualizado no horizonte de projeto
5,28	40 anos	0
5	36 anos + 6 meses + 8 dias	8.429,76
4	31 anos + 2 meses + 10 dias	43.999,90
3	27 anos + 18 dias	90.452,20

Tabela 2 - Resultados do estudo econômico para o caso de estudo 2: primeira fase.

Cenário	Taxa de atualização (%)	Valor líquido atualizado no horizonte de projeto: Metodologia 1	Valor líquido atualizado no horizonte de projeto: Metodologia 2
A	8,375	-862150,2	-1008875,2
B	8,375	-591279,6	-373272,8
C	8,375	-800092,3	-731174,3
D	8,375	-496022,1	-316399,1

Quadro 1 - Cenários considerados no estudo.

Cenário	Descrição
A	Transporte da água pluvial desde as coberturas até os reservatórios por gravidade para um único reservatório, mas recurso a bombagem para a rega das zonas verdes
B	Subdivisão do sistema em quatro subsistemas de forma a que o transporte da água pluvial desde as coberturas até os reservatórios seja feito por gravidade, bem como a rega das zonas verdes
C	Subdivisão do sistema em três subsistemas de forma a que o transporte da água pluvial desde as coberturas até os reservatórios seja feito por gravidade, bem como cerca de 30% da rega das zonas verdes. Os restantes 70% seriam feitos por bombagem (zona do parque desportivo).
D	Subdivisão do sistema em três subsistemas de forma a que o transporte da água pluvial desde as coberturas até os reservatórios seja feito por gravidade, bem como cerca de 30% da rega das zonas verdes. Os restantes 70% seriam regados com água da rede pública (zona do parque desportivo).

para um reservatório colocado nessa zona ficam pelos 7% da área total de coberturas.

Outro motivo pelo qual a aplicação de SAAP é inviável é referente às condições meteorológicas da zona estudada, que são particularmente difíceis para plantas como a relva. Existe um clima de extremos, a precipitação é muita durante o inverno, quando as necessidades da planta em água são baixas, no entanto no verão as precipitações escasseiam, enquanto as necessidades de água da relva aumentam significativamente por causa do aumento da temperatura e da diminuição da umidade relativa. Tais extremos fazem com que a quantidade de água para rega que deve ser acumulada para satisfazer às necessidades seja grande. Consequentemente, os reservatórios devem ter dimensões importantes, o que tem peso significativo no custo do investimento.

Haja vista o fato de os reservatórios terem peso importante na viabilidade do projeto e entendendo que a finalidade da água é a rega, estudou-se ainda a viabilidade da utilização de soluções de armazenamento simplificadas como as representadas na **Figura 4**.

A descrição completa das soluções, bem como o estudo de viabilidade econômica, encontra-se detalhadamente em Santos (2019), apresentando-se neste trabalho somente o resumo dos resultados finais do estudo econômico referentes à solução idêntica à do cenário A, já referido (transporte da água pluvial desde as coberturas até os reservatórios por gravidade para um único reservatório, mas recurso a bombagem para a rega das zonas



Figura 4 - Soluções de armazenamento simplificadas.

verdes), mas considerando uma solução simplificada de armazenamento (**Tabela 3**).

Nesse caso, chegou-se a 13 anos para período de retorno do investimento (*payback* do projeto) e à taxa de atualização de 8%, evidenciando o peso do tipo de reservatório na viabilidade do projeto.

No que se refere ao caso de estudo 3, após a definição de diversos cenários em que se analisaram diferentes possibilidades de usos não potáveis (**Quadro 2**) e que podem ser consultados com mais detalhes no estudo já publicado, estão na **Tabela 4** os resultados referentes

Tabela 3 - Resultados do estudo econômico para o caso de estudo 2: segunda fase.

Taxa de atualização	Payback do projeto	Valor líquido atualizado no horizonte de projeto
8%	13 anos	146.652,60

Quadro 2 - Cenários estudados no caso de estudo 2.

Cenários	Usos não potáveis preconizados		
	Autoclismos	Pavimentos	Rega de jardins
1	Autoclismos	Pavimentos	Rega de jardins
2	-	Pavimentos	Rega de jardins
3	Autoclismos	Pavimentos	-
4	Autoclismos	-	Rega de jardins
5	-	-	Rega de jardins
6	-	Pavimentos	-
7	Autoclismos	-	-
8	50% Autoclismos	Pavimentos	Rega de jardins
9	40% Autoclismos	Pavimentos	Rega de jardins
10	30% Autoclismos	Pavimentos	Rega de jardins
11	50% Autoclismos	-	Rega de jardins
12	60% Autoclismos	-	Rega de jardins
13	Autoclismos	50% Pavimentos	-

Tabela 4 - Resultados do estudo econômico do caso de estudo 3.

Cenário	Taxa de atualização (%)	Payback do projeto
1	10	1 ano + 5 meses
1	5	1 ano + 4 meses
11	10	6 anos
11	5	5 anos
13	10	5 anos
13	5	4 anos

aos cenários cujo estudo econômico apresentou melhores resultados. Esses resultados mostraram-se bastante encorajadores para implementação real do projeto, mas há que se salientar que foi utilizada uma regularização de caudais correspondente aos sete meses do ano, os meses mais chuvosos. Ou seja, nos sete meses mais chuvosos a água utilizada nos fins considerados provinha do SAAP, e nos três meses mais secos do ano, da rede pública. Dessa forma, foi possível reduzir substancialmente a dimensão do reservatório e o tempo necessário para o *payback* do projeto.

CONCLUSÕES

A reutilização *in situ* para rega, atendendo ao clima em Portugal, com verões quentes e secos e invernos frios e chuvosos, obriga a uma regularização anual, o que implica grandes capacidades de armazenamento, tornando a viabilização desse tipo de solução bastante difícil.

É por vezes mais adequada a utilização de diversos sub-sistemas com reservatórios de capacidade mais reduzida do que um sistema com um único reservatório de grandes dimensões. Para rega, podem ser adotadas soluções de armazenamento simplificadas, tais como depressões

impermeabilizadas no terreno, que se mostram muito mais econômicas.

No caso da utilização *in situ*, nos edifícios, para os autoclismos e lavagem dos pavimentos, por exemplo, a regularização anual dos caudais pluviais não é uma boa solução, sendo muito econômica a utilização da água pluvial nos períodos chuvosos, o que implica uma capacidade de armazenamento muito reduzida e dispensa a aquisição de água tratada, muito embora nos períodos secos seja necessário recorrer à água da rede de distribuição.

Torna-se premente a disseminação de sistemas de abastecimento que usem fontes de água alternativas em fins não potáveis, contribuindo assim para os princípios de circularidade da água. As descargas de autoclismos, a lavagem de veículos e pavimentos e a rega de jardins e similares são usos em que a quantidade de água exigida é elevada e em que a qualidade da água pode ser inferior à da água potável, constituindo fins potenciais de reutilização. A utilização de águas pluviais pode revelar-se uma prática a considerar desde que a sua quantidade e qualidade sejam suficientes para suprir a procura para os fins referidos e se mostrem economicamente viáveis.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE (APA). *Água para reutilização*. Portugal: APA, 2022. Disponível em: <https://apambiente.pt/agua/agua-para-reutilizacao-apr>. Acesso em: 3 jun. 2022.

ARDEN, S.; MORELLI, B.; SCHOEN, M.; CASHMAN, S.; JAHNE, M.; MA, X.; GARLAND, J. Human health, economic and environmental assessment of onsite non-potable water reuse systems for a large, mixed-use urban building. *Sustainability*, v. 12, n. 13, p. 5459, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12135459>

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA A QUALIDADE DAS INSTALAÇÕES PREDIAIS. *Portal*. Disponível em: <https://anqip.pt>. Acesso em: 3 jun. 2022.

CORDEIRO, M.P.A. *Caso de estudo de um sistema de aproveitamento de água pluvial para rega de zonas verdes no Campus da UTAD*. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Trás-Os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 2012.

CROSSON, C. Answering the supply-demand gap with alternative water sources: retrofitting cities to achieve net zero urban water. *Landscape Journal*, v. 39, n. 1, p. 1-20, 2020.

EUROPEAN UNION. *Diretiva 91/271/CEE do Conselho, de 21 de maio de 1991*. European Union, 1991. Disponível em: <http://data.europa.eu/eli/dir/1991/271/oj>. Acesso em: 4 maio 2023.

EUROPEAN UNION. Regulamento 2020/741 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 25 de maio de 2020. *Jornal Oficial da União Europeia*, 2020. Disponível em: <http://data.europa.eu/eli/dir/1991/271/oj>. Acesso em: 4 maio 2023.

ISO/TC 282. *Technical Committees Water reuse*. 2021. Disponível em: <https://www.iso.org/committee/4856734.html>. Acesso em: 4 maio 2023.

- MATOS, C.; BENTES, I.; SANTOS, C.; IMTEAZ, M.; PEREIRA, S. Economic analysis of a rainwater harvesting system in a commercial building. *Water Resources Management*, v. 29, p. 3971-3986, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1040-9>
- MATOS, C.; SANTOS, C.; PEREIRA, S.; BENTES, I.; IMTEAZ, M. Rainwater storage tank sizing: case study of a commercial building. *International Journal of Sustainable Built Environment*, v. 2, n. 2, p. 109-118, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ijbsbe.2014.04.004>
- MATTEO, C.; BUTERA, I.; REVELLI, R. Water savings and urban storm water management: evaluation of the potentiality of rainwater harvesting systems from the building to the city scale. *PLoS One*, v. 17, n. 11, e0278107, 2022. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0278107>
- MIRANDA, A.C.; FIDÉLIS, T.; ROEBELING, P.; MEIRELES, I. Assessing the inclusion of water circularity principles in environment-related city concepts using a bibliometric analysis. *Water*, v. 14, n. 11, p. 1703, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14111703>
- PARLAMENTO EUROPEU. *Diretiva 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000*. Bruxelas: Parlamento Europeu, 2000.
- PEREIRA, L.; MATOS, C.; BENTES, I. Viabilidade económica de um aproveitamento de água pluvial. In: CONGRESSO DA ÁGUA, 10, 2010, Alvor, Portugal. *Anais [...]*. 2010.
- PEREIRA, L.; SILVA, A.; DIAS, F.; MATOS, C.; BENTES, I. Utilização de água pluvial: caso de estudo de uma urbanização em Vila Real - Portugal. In: SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LÍNGUA OFICIAL PORTUGUESA, 9, 2009, Benguela, Angola. *Anais [...]*. 2009.
- PORTUGAL. Decreto-lei nº 119, de 21 de agosto de 2019. *Diário da República*, I Série, n. 209/90, 2019.
- PORTUGAL. Decreto-Lei nº 152, de 19 de junho de 1997. *Diário da República*, Série I-A, n. 139, p. 2959-2967, 1997.
- RANDHIR, T.O.; AXELSON, J. Preferências de uso e conservação de água entre famílias em um gradiente de urbanização. *Water Conservation Science and Engineering*, v. 4, n. 4, p. 163-173, 2019. <https://doi.org/10.1007/s41101-019-00074-5>
- SANTOS, P.A.C. *Dimensionamento de um SAAP*. Trabalho de Projeto de Investigação. Universidade de Trás-Os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 2019.
- SILVA, A.; DIAS, F.; PEREIRA, L. *Estimativa de caudais pluviais numa urbanização e respectivas perspectivas de reutilização: dimensionamento da recolha, armazenamento e redistribuição*. Projeto I da Licenciatura em Engenharia Civil. 2009.
- THAPA, A.; KHANAL, G.; MAHAPATRA, S.K.; DEVKOTA, N.; MAHATO, S.; PAUDEL, U.R. Identifying determinants of sustainable water management at the household level through rainwater harvesting systems in Nepal. *Water Policy*, v. 24, n. 10, p. 1676-1691, 2022. <https://doi.org/10.2166/wp.2022.113>
- Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho
- Regulamento UE 2020/741 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 25 de maio de 2020
- Decreto-Lei n.º 119/2019, de 21 de agosto

Relação entre saneamento básico e a taxa de mortalidade por COVID-19: um estudo de caso do Rio Grande do Sul, Brasil

Relationship between sanitation and the mortality rate due to COVID-19: a case study in Rio Grande do Sul, Brazil

Thiago Lappicy^{1*} , Daniel Augusto Santos Prates Beltrão¹ , Márcio Bittar Bigonha¹ 

RESUMO

Conhecida a relação entre a falta de saneamento básico e algumas doenças, especialmente as de veiculação hídrica, foi verificada se essa relação existe para o caso da COVID-19. Para fazer essa análise, utilizaram-se indicadores do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento de abastecimento de água e coleta de esgoto para o estado do Rio Grande do Sul, detalhados a nível municipal (BRASIL, 2019b), e também dados do Painel Coronavírus, da Secretaria de Saúde do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2022). Para verificar a possível relação, optou-se por utilizar modelos lineares generalizados, que são uma extensão da regressão linear (DOBSON; BARNETT, 2002). Foram avaliados três tipos de distribuição: normal; normal inversa; e gama, cada uma com diferentes funções de ligação, totalizando 10 modelos. A distribuição gama com função de ligação normal, $g^1(\mu) = \mu$, foi o modelo mais parcimonioso definido pelo critério de Akaike (AKAIKE, 1992). O modelo escolhido sugere que ambos os indicadores, de abastecimento de água e de coleta de esgoto, são significativos e trazem relação positiva e negativa, respectivamente, com a taxa de mortalidade de COVID-19.

Palavras-chave: COVID-19; saneamento; abastecimento de água; coleta de esgoto.

ABSTRACT

Due to the existence of a relation between sanitation and some diseases, it was verified whether this relation is present for COVID-19. To achieve this, indicators from the National System for Information on Sanitation (*Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS*) of water supply and sewage collection for the state of Rio Grande do Sul were used – detailed at a municipal level (Brasil, 2019b). Data from the “Coronavirus Panel”, from the Rio Grande do Sul Health Secretariat (RS, 2022). This relation was verified by using generalized linear models (GLM), that are an extension of the linear regression (Dobson and Barnett, 2002). Three types of distributions were evaluated: normal, inverse normal, and gamma, each with different link functions, with a total of 10 models. The gamma distribution with the regular link function, $g^1(\mu) = \mu$, was the most parsimonious model by the Akaike criteria (Akaike, 1992). The chosen model showed that both indicators, for water supply and sewage collection, are significant and suggest a positive and negative relation, respectively, with the COVID-19 mortality rate.

Keywords: COVID-19; sanitation; water supply; sewage collection.

INTRODUÇÃO

A poluição e a contaminação da água estão entre as principais causas da incidência de enfermidades, principalmente em populações de baixa renda, não atendidas por sistemas de abastecimento de água nem de coleta e disposição de esgotos (BRASIL, 2019a). Essas enfermidades,

também conhecidas como doenças de veiculação hídrica, são causadas sobretudo por bactérias, vírus e protozoários presentes na água contaminada e podem provocar sérios danos à saúde, podendo levar até mesmo à morte. Além do impacto na saúde, doenças de veiculação hídrica representam um grande desafio para outros setores, pois despesas

¹Universidade de Brasília - Brasília (DF), Brasil.

*Endereço para correspondência: Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, CEP: 70910-900 - Brasília (DF), Brasil. E-mail: lappicy@gmail.com

e hospitalizações em razão da ausência de saneamento significam mais pessoas fora de postos de trabalho, evasão escolar, desigualdade acentuada, baixa expectativa de vida e maior ocorrência de óbitos evitáveis (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2019).

Sabendo-se que a COVID-19 é causada por um vírus que se apresenta nas fezes das pessoas contaminadas, o SARS-CoV-2, Heller, Mota e Greco (2020) abordaram a possibilidade da transmissão da doença pela via feco-oral. Segundo os autores, a confirmação dessa hipótese representaria a necessidade de intervenções relacionadas ao fornecimento de água e saneamento adequados nas estratégias para o controle da pandemia, devendo-se considerar ainda a enorme carência de saneamento básico no mundo.

Ressalta-se que o Brasil é um país que apresenta grande deficiência nos índices dos serviços de saneamento. De acordo com os dados levantados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) (BRASIL, 2019b), em 2019, a cobertura média de água do Brasil era de 83,7%, enquanto a de coleta de esgoto era de apenas 54,1%, o que representa, respectivamente, em torno de 35 e 100 milhões de pessoas vivendo em residências sem esses serviços. No estado do Rio Grande do Sul, os dados do SNIS mostram que 86,7% da população total é atendida com rede de água, enquanto somente 32,3% possui atendimento com rede de esgoto em suas residências (BRASIL, 2019b).

Tendo em vista a carência de atendimento de saneamento no Rio Grande do Sul e no Brasil como um todo, destaca-se o papel do governo federal como principal ator envolvido nesse serviço ao longo das últimas décadas, sendo responsável pela criação da Política Nacional de Saneamento Básico, por meio da Lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007), e mais recentemente pela atualização do marco legal do saneamento básico, por meio da Lei nº 14.026/2020 (BRASIL, 2020), que, entre outras disposições, flexibilizou a entrada da iniciativa privada nesse setor e estabeleceu a meta de 99% de atendimento no abastecimento de água e 90% de esgotamento sanitário no país até 2030.

A nível mundial, a questão do saneamento é também grande preocupação. Salienta-se o papel da Organização das Nações Unidas para reduzir as demandas urgentes nesse

setor, que coloca o fornecimento de água potável e saneamento como um dos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável previstos pela Agenda 2030.

Em relação à COVID-19, sua proliferação foi caracterizada pela Organização Mundial da Saúde como uma pandemia em 11 de março de 2020, designação que, segundo a Organização Pan-Americana da Saúde (2021), se refere ao momento em que existem surtos de COVID-19 em vários países e regiões do mundo. No Brasil, o primeiro caso da doença foi registrado no fim de fevereiro de 2020, enquanto diversos locais do mundo já apresentavam centenas de casos. A evolução nos casos de COVID-19 se deu de maneira acelerada no país, de modo que até novembro de 2022 haviam sido registrados mais de 35 milhões de casos da doença e mais de 689 mil óbitos (BRASIL, 2022), o que coloca o Brasil como o segundo colocando no número de mortes no mundo pelo ranking da *Our World in Data*, atrás apenas dos Estados Unidos (MATHIEU *et al.*, 2020). No Rio Grande do Sul, o primeiro caso foi registrado no dia 10 de março de 2020, e o estado já registrou (até novembro de 2022) 2.751.050 casos e 41.221 óbitos pela doença.

Assim como no saneamento, o setor público é o principal agente envolvido na questão da pandemia de COVID-19. No Brasil, os governos federal e estadual apresentaram diferentes estratégias para lidar com a prevenção e o tratamento da doença, o que permite compreender a distribuição heterogênea no número de casos e mortes no país. No Rio Grande do Sul, ao contrário de alguns estados e do governo federal, adotaram-se medidas de distanciamento social uma semana após o primeiro registro de casos no estado, formalizadas pelo Decreto nº 55.128 (RIO GRANDE DO SUL, 2020). A essa altura, a Organização Mundial da Saúde tratava a pandemia como prioridade e estabelecia uma série de procedimentos e recomendações para evitar a propagação do contágio da doença, entre os quais o isolamento social, o uso de máscara em locais públicos e a higienização de superfícies e das mãos frequentemente (WHO; UNICEF, 2020).

Nesse sentido, a falta de serviços de saneamento básico representou mais um desafio para as populações carentes desses serviços no combate à doença, uma vez que, sem abastecimento de água com qualidade e em quantidade

suficientes, não é possível atender às recomendações de higiene, o que pode favorecer o contágio pela doença, além do contato direto com efluentes contaminados. Essa preocupação motivou até mesmo o estudo de alguns autores para avaliar a relação entre a dispersão do coronavírus e o acesso ao saneamento. Assim, no intuito de melhor compreender as questões associadas à COVID-19, dados oficiais vêm sendo estudados por meio de análises estatísticas.

Aquino (2020) averiguou a relação entre o atendimento dos serviços de água e esgoto e a incidência de casos e mortes nos estados brasileiros, enquanto Silva *et al.* (2021) investigaram essa relação para todos os municípios do Brasil, no entanto os dados utilizados pelo primeiro estudo se referiam apenas aos primeiros 90 dias após a confirmação do primeiro caso da doença do país, e o segundo estudo considerou o período apenas até maio de 2020, não compreendendo um longo período da pandemia no Brasil, nem o período de maior incidência de mortes, que ocorreu em março de 2021. A relação entre saneamento e a COVID-19 também foi abordada ao redor do mundo, principalmente nos países subdesenvolvidos, que sofrem mais com a falta de infraestrutura básica, como é o caso de Moçambique, local do estudo de Cambaza (2021), que analisou essa relação para as diferentes províncias do país africano.

Para avaliar a relação entre acesso a saneamento básico e o controle da disseminação da COVID-19 nas capitais brasileiras, Ferreira, Silva e Figueiredo Filho (2021) conduziram uma pesquisa associando a disseminação da COVID-19 aos dados de serviço de água e esgoto nas cidades. Para examinar o nível de associação entre o estado do saneamento e as taxas de mortalidade, foi proposto o índice de acesso ao saneamento básico, elaborado por meio de análise fatorial, considerando índices de perdas no sistema de distribuição como indicador de qualidade do sistema de abastecimento de água. De modo geral, o estudo verificou que, para as capitais federais, quanto maior o acesso ao saneamento, menor a mortalidade por COVID-19. Vilarinho *et al.* (2022) avaliaram as condições de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto em cidades com as maiores incidências de casos de COVID-19 no Brasil. O estudo verificou que seis das 20 cidades com mais casos confirmados de COVID-19

estavam também entre as 20 com piores índices de saneamento, associando, assim, a ausência de saneamento e a proliferação da doença.

O presente estudo visou investigar a relação entre as mortes por COVID-19 e os níveis de atendimento dos serviços de água e esgoto no Brasil de acordo com os dados mais recentes disponíveis, fase em que a ocorrência de óbitos pela doença registra queda gradual. Diferentemente da maioria dos estudos que serviram como base para este trabalho e que consideraram distribuição normal para os dados coletados, foram aplicados no presente estudo como ferramenta estatística os modelos lineares generalizados, que apresentam como vantagem a utilização de outras distribuições de probabilidade não normais e a possibilidade de inclusão de não linearidades no modelo.

METODOLOGIA

O presente estudo foi aplicado para o estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). Apesar de o estado ter 499 municípios, nem todos estão presente no SNIS ou possuem dados completos. Por isso, é necessário fazer um pré-processamento nos dados. A Figura 1 traz todos os municípios existentes, destacando quais foram utilizados para a metodologia proposta.

Dados

O Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto de 2019 torna pública a situação do saneamento básico no Brasil em relação à prestação de serviços de água e esgoto por meio de informações e de indicadores em sua base de dados (BRASIL, 2019b). O acesso à água foi incorporado às análises pelo indicador AG001, detalhado como população total atendida com água no município. Para acesso à coleta de esgoto, utilizaram-se dados do indicador ES001, definido como população total atendida com esgotamento sanitário. Esses indicadores foram então divididos pela população estimada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), presente no SNIS, para que o valor ficasse entre 0 e 100%. O SNIS apresenta valores de 473 dos 499 municípios do Rio Grande do Sul, e destes, apenas 111 possuem dados informativos sobre atendimento de esgoto, os quais foram usados no estudo (Figura 1).

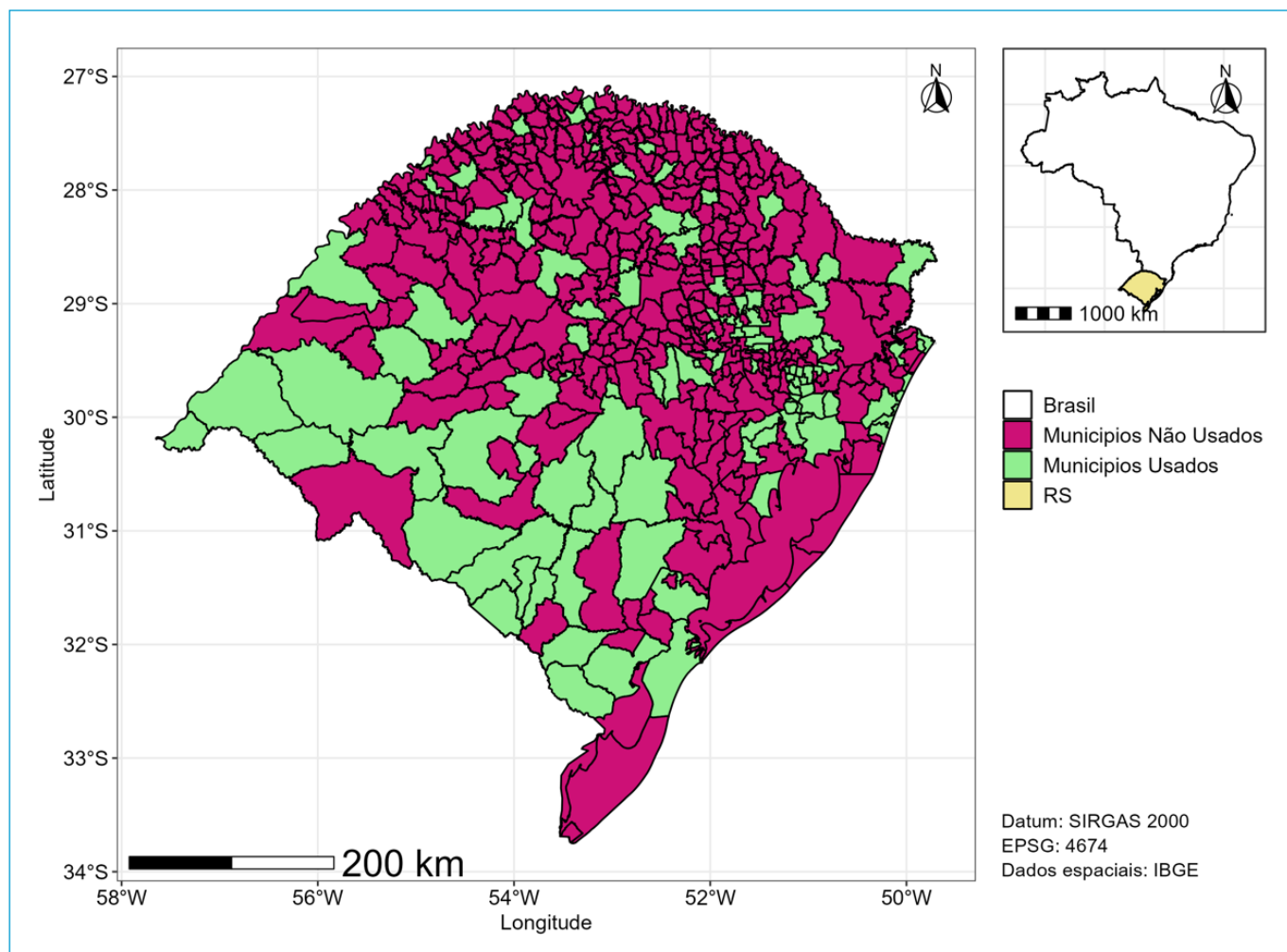


Figura 1 – Área de estudo com os municípios que foram utilizados neste estudo.

O governo do Rio Grande do Sul disponibiliza dados associados à COVID-19 no portal estadual do coronavírus (RIO GRANDE DO SUL, 2022). Existem informações a nível individual acerca do avanço da doença. Dos 2.751.050 dados disponíveis, foram utilizados apenas 1.953.492, referentes aos 111 municípios de que se tem informações relevantes do SNIS.

Modelos lineares generalizados

Modelos lineares tradicionais são limitados no sentido de que uma variável aleatória, Y , pode ser representada por um único ou por uma combinação linear de β parâmetros e X covariáveis. Essa relação é dada por meio de uma distribuição probabilística, como a distribuição normal, que no formato $\sim N(\mu, \sigma)$ indica que possui média μ e desvio padrão $= \sigma$. Os modelos lineares generalizados (MLG)

são uma extensão desses modelos lineares, de forma que Y possa ter outras distribuições não normais e que a relação entre resposta e variável explanatória possa ser mais complexa (DOBSON; BARNETT, 2002).

Famílias exponenciais de distribuições referem-se a uma classe ampla de distribuições e são a base de um MLG. Uma variável contínua Y pertence a essa família no formato uniparamétrico se, e somente se, a sua função densidade de probabilidade (*f.d.p.*) puder ser escrita em formato específico (DOBSON; BARNETT, 2002).

Os MLG podem ser definidos com três componentes principais. O primeiro deles é o sistemático, representado pelas variáveis explanatórias (X) e pelos parâmetros β dados por η . Outro é um randômico, no qual a variável independente pertence a uma família exponencial de distribuição. A função de ligação, $g^{-1}()$, é o último componente-chave

de um MLG. Ela relaciona o valor esperado de Y , $E(Y|X) = \mu$, ao componente linear, $\eta = X\beta$. Todas essas componentes juntas dão forma ao MLG (Equação 1). Apesar de esses modelos poderem ser ainda mais generalizáveis (modelos aditivos generalizados), isso não é feito neste estudo (DOBSON; BARNETT, 2002).

$$E[Y|X] = \mu = g^{-1}(\eta) = g^{-1}(X^T * \beta) \quad (1)$$

Em uma tentativa de se obter o modelo ideal, diferentes distribuições foram testadas e apenas a melhor foi escolhida. As distribuições testadas neste estudo foram a normal, normal inversa e gama — cada uma podendo ter diferentes funções de ligação. Isso está disposto na Tabela 1. As funções de ligação podem ser chamadas de identidade (número 1 na tabela), inversa (número 2), logarítmica (número 3) ou outra (número 4).

Para selecionar a melhor combinação de família de distribuição com uma função de ligação, optou-se por usar o critério de informação de Akaike (AIC), proposto por Akaike em 1972 com reimpressão em 1992 e mostrado na Equação 2 (AKAIKE, 1992). Nele, k representa o número de parâmetros usados no modelo, e \hat{L} , a máxima verossimilhança. A solução tida como ótima é aquela com o menor valor de AIC. Assim, modelos que utilizam muito

parâmetros são penalizados, buscando-se então uma resposta mais parcimoniosa. É importante notar que esse método deve ser usado quando se comparam modelos de uma mesma estrutura, uma vez que a verossimilhança deve ser calculada do mesmo modo.

$$AIC = 2 * k - 2 * \ln(\hat{L}) \quad (2)$$

Apesar de ser uma forma relativamente rápida e facilmente interpretável, existem alguns problemas, como comentado por Burnham e Anderson (2002), sobretudo quando a amostra analisada (n) é pequena se comparada ao número de parâmetros (k). Nesse caso, pode ser mais vantajoso utilizar o AIC corrigido, ou AICc. Burnham e Anderson (2002) recomendam usar a versão corrigida apenas quando $n/k < 40$. Quando essa relação for maior, o AICc tende ao mesmo valor que o de AIC. Vale notar que o AIC é incapaz de definir se o modelo de fato é bom ou não; ele serve apenas como uma métrica para comparar diferentes modelos e deliberar o mais parcimonioso deles. Como para o presente estudo temos um número elevado de dados (nossa amostra k), o valor de n/k ultrapassa facilmente o limiar necessário, não sendo preciso a utilização do AICc.

Além disso, é necessária uma correta análise do modelo e dos resíduos. Primeiramente, faz-se um gráfico em envelope para certificar-se da escolha dada pelo AIC. Nesse gráfico, caso os resíduos não cumpram as premissas feitas pelo modelo, tem-se um indicativo de mau ajuste. Em seguida, analisam-se os resíduos em três gráficos para checagem visual de algumas informações importantes como a homocedasticidade. É imperativo que essa etapa ocorra, uma vez que o AIC não avalia as premissas feitas anteriormente, tampouco os resíduos.

RESULTADOS

Realizou-se a modelagem para as distribuições normal, normal inversa e gama, cada uma com três ou quatro funções de ligação (identidade, inversa, logarítmica ou outra), totalizando 10 possíveis modelos. Os valores de AIC para cada um deles estão na Tabela 2. A distribuição gama, utilizando a função de ligação normal em que $g^{-1}(\mu) = \mu$, obteve o resultado mais parcimonioso, de 1.341,63,

Tabela 1 - Famílias de distribuição de probabilidade com diferentes funções de ligação.

Distribuição	Função de ligação: $g^{-1}(\mu)$	
Normal	(1)	μ
	(2)	$\frac{1}{\mu}$
	(3)	$\ln(\mu)$
Normal inversa	(1)	μ
	(2)	$\frac{1}{\mu}$
	(3)	$\ln(\mu)$
	(4)	$\frac{1}{(2\mu)^2}$
Gama	(1)	μ
	(2)	$\frac{1}{\mu}$
	(3)	$\ln(\mu)$

como destacado na Tabela 2. Todas as análises e os gráficos foram feitos via linguagem de programação R (R CORE TEAM, 2013). Foi usada a função *glm()*, no R, para ajustar todos os modelos MLG e obter informações sobre o AIC e os resíduos (DUNN; SMYTH, 2018).

Para o modelo ótimo (gama com função de ligação identidade), a estimativa de seus coeficientes, juntamente com seu desvio padrão, valores p e nível de significância das covariáveis (denominado α) ou não, se encontra na Tabela 3. Essas estatísticas são relacionadas ao teste de Wald, avaliado internamente no R pela função *glm* (DUNN; SMYTH, 2018). Vale notar que se avaliou se era significativa a covariância entre as duas covariáveis utilizadas, porém esta retornou um valor não significativo. Foi constatado um bom nível de significância para os valores de X1 e X2 utilizados neste estudo e, apesar de a última ser menor, ainda foi significativa.

Tabela 2 - AIC para cada distribuição e função de ligação dos modelos feitos.

Distribuição	Função de ligação: $g(\mu)$		AIC
Normal	(1)	μ	1.345,33
	(2)	$\frac{1}{\mu}$	1.345,67
	(3)	$\ln(\mu)$	1.345,40
Normal Inversa	(1)	μ	1.347,93
	(2)	$\frac{1}{\mu}$	1.348,64
	(3)	$\ln(\mu)$	1.348,32
	(4)	$\frac{1}{(2\mu)^2}$	1.349,05
Gama	(1)	μ	1.341,63
	(2)	$\frac{1}{\mu}$	1.342,13
	(3)	$\ln(\mu)$	1.342,86

AIC: critério de informação de Akaike.

Tabela 3 - Valores para as covariáveis X1 e X2 com seus níveis de significância e valores p.

	Estimativa	Desvio padrão	Valor p	α
Intercepto	210,75	27,47	7,93e-12	0,001
X1 (atendimento água)	1,85	0,35	9,22e-07	0,001
X2 (atendimento esgoto)	-0,84	0,31	0,00782	0,01

Em seguida, é imprescindível a análise dos resíduos com os quatro gráficos propostos na metodologia (Figura 2). O gráfico de envelope não teve nenhum ponto fora do intervalo segundo a distribuição adotada, algo satisfatório. Além disso, o gráfico de dispersão aparentou estar aceitável, com média próxima a 0 e variância constante. O QQplot feito coincide com o esperado (reta traçada em cima dos pontos dos resíduos do modelo), apesar de a cauda inferior fugir um pouco da reta. Isso mostra que talvez fosse interessante considerar a utilização de modelos não lineares para essa associação. Por último, viram-se o ajuste da frequência (histograma) e a curva normal passando por cima, aparentando ser razoáveis. Foram utilizados os resíduos no formato de *deviance*. Importante notar que, apesar de o modelo ótimo ser uma distribuição gama, se espera que os resíduos tenham comportamento normal e homocedástico — o que de maneira geral é atingido pelos gráficos da Figura 2.

O modelo resultante da análise, com os devidos coeficientes β , está na Equação 3. A interpretação da equação sugere diferentes respostas da ocorrência de óbitos (por 100 mil habitantes, como de costume em estudos epidemiológicos) em decorrência de casos de COVID-19 para a variação na cobertura de infraestruturas de coleta e afastamento de esgotos (X2) e abastecimento de água (X1). Esses índices de saneamento podem variar de 0 até 100%.

$$\frac{\text{Óbitos}}{100.000} = 1,85 * X1 - 0,84 * X2 + 210,75 \quad (3)$$

Independentemente da cobertura do município, espera-se, pelo modelo, que haja 210,75 óbitos a cada 100 mil habitantes (intercepto). Para o sistema de água, tem-se que, para o aumento de 1 ponto percentual da população total do município contemplada pelo sistema, o número de casos registrados de óbitos por COVID-19 varia positivamente em 1,85 a cada 100 mil habitantes. Para o sistema de esgotamento sanitário, o acréscimo de 1 ponto percentual da população total com cobertura do sistema implica a diminuição em 0,84 na ocorrência de óbitos a cada 100 mil habitantes por casos de COVID-19 no município.

O impacto do sistema de esgotamento sanitário, pela formulação resultante do modelo, apresenta tendência inversamente proporcional ao aumento do número de

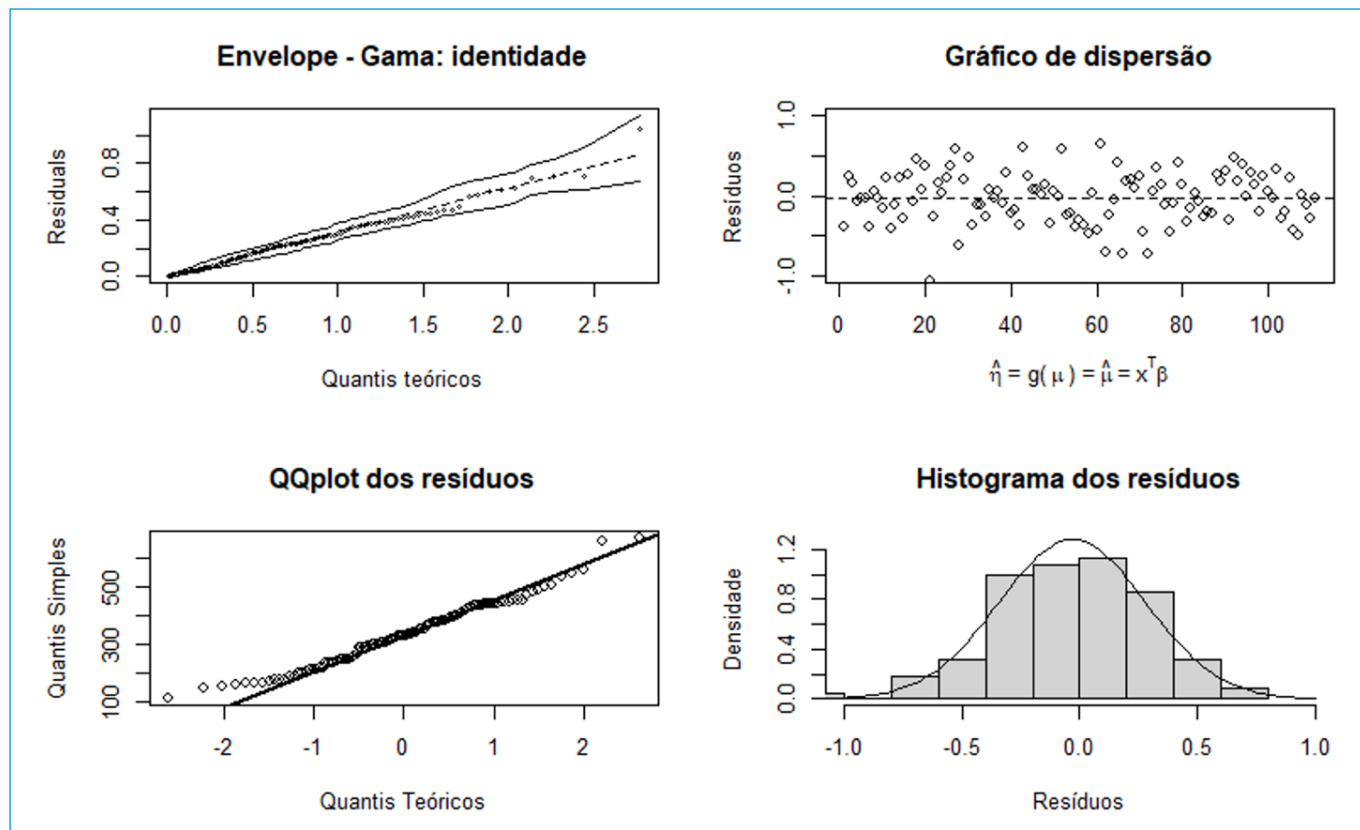


Figura 2 - Análise dos resíduos *deviance* por meio de diferentes gráficos.

casos da pandemia do novo coronavírus. O resultado induz a conclusão de que locais com maior infraestrutura de esgotamento sanitário tendem a sofrer menos com uma situação pandêmica como a da COVID-19. Já o parâmetro associado ao abastecimento de água na formulação resultante da aplicação do modelo leva a uma conclusão diferente da observada para o esgotamento sanitário. O coeficiente positivo aponta para um aumento do número de casos quando do aumento do índice de cobertura de água registrado pelo SNIS.

Diferentes trabalhos com manipulação de dados da COVID-19 e do saneamento foram realizados, concluindo que a presença dos sistemas gera redução na ocorrência de casos de COVID-19 (AQUINO, 2020; EKUMAH *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2021; SILVA; CARNIEL, 2022). Aquino (2020) e Silva *et al.* (2021) alcançaram conclusão semelhante à do presente trabalho a respeito do impacto da cobertura de esgoto no Brasil com relação à proliferação do novo coronavírus, verificando que a presença de sistemas de saneamento tende a provocar redução na ocorrência de casos e

mortes associados à COVID-19. Contudo, detalhando a análise para cidades com diferentes níveis de atendimento de esgotamento sanitário, Silva *et al.* (2021) alcançaram resultado divergente. Verificou-se que, para cidades com coleta de 25 a 50% de cobertura em esgotamento sanitário, a taxa de mortalidade foi inferior àquela observada para cidades com cobertura de 50 a 75% de população atendida. Assim, para essas duas taxas, os dados apresentaram relação diretamente proporcional, apontando aumento da cobertura de esgoto associado a aumento do número de mortes. O estudo justificou o resultado afirmando que a diversidade das cidades brasileiras incorpora outros fatores que impactam na mortalidade pela COVID-19, como fatores sociais e estratégias adotadas pelo poder público para o combate à pandemia. Silva e Carniel (2022) verificaram correlação em três de 12 análises entre COVID-19 e o saneamento básico, todos indicando para a relação entre incidência de casos e abastecimento de água.

O estudo conduzido por Cambaza (2021) com dados da COVID-19 e do saneamento em cidades de Moçambique

apresenta resultados semelhantes aos alcançados no presente trabalho para o abastecimento de água. O autor verificou, pela aplicação de modelo estatístico, correlação positiva entre índices de saneamento, tanto de cobertura de esgotamento sanitário quanto de abastecimento de água para consumo humano, e de casos confirmados de COVID-19. O autor justificou o comportamento observado pela relação existente entre a presença de infraestrutura urbana e a maior densidade populacional dos centros urbanos. Assim, a existência de sistemas de saneamento estaria vinculada à maior densidade populacional, o que seria a mais relevante causa a potencializar a ocorrência de casos de COVID-19.

Diversos estudos já apontaram para a permanência do vírus da COVID-19 nos esgotos sanitários (GUO *et al.*, 2021; HELLER; MOTA; GRECO, 2020; LA ROSA *et al.*, 2020; TRAN *et al.*, 2021), o que reforça a importância da verificação da possibilidade da transmissão feco-oral, uma vez que, ainda que o vírus causador da COVID-19 apresente baixa estabilidade em ambientes naturais, sua permanência em águas naturais ou residuárias pode durar dias ou mesmo semanas (TRAN *et al.*, 2021). Caso confirmada, a hipótese da transmissão feco-oral contribuiria para o entendimento do impacto do esgotamento sanitário na incidência de casos de COVID-19, contudo essa verificação ainda precisa passar pela confirmação do comportamento do vírus em etapas que caracterizam doenças de veiculação hídrica. Na perspectiva da qualidade da água para consumo humano, apesar da constatação de que diferentes tipos de coronavírus podem permanecer na água ou em esgotos por dias ou semanas, o vírus da COVID-19 não apresenta grande estabilidade em ambientes naturais, sendo facilmente oxidado (PINON; VIALETTE, 2018). Sabe-se ainda que, no Brasil, todo processo de tratamento e distribuição de água para consumo humano deve incorporar etapa de desinfecção, altamente eficiente na desestabilização do vírus da COVID-19, o que reduz ainda mais o risco associado.

CONCLUSÕES

O estudo dos dados de óbitos da COVID-19 e dos níveis de saneamento nos municípios adimplentes em relação

ao SNIS do estado do Rio Grande do Sul apontou para a existência de relação estatisticamente significativa. Utilizando modelos lineares generalizados, mostrou-se que para essa análise a distribuição gama é mais adequada do que a normal (usada em regressões lineares tradicionais). O resultado está de acordo com o esperado, uma vez que a distribuição normal aceita valores negativos, o que não faz sentido em termos de taxa de mortalidade, enquanto a gama se prende a valores positivos e com caudas não simétricas.

Mais importante do que os valores obtidos pelo modelo é a relação obtida entre os indicadores e a taxa de mortalidade. Essa relação mostra que o aumento da cobertura de esgoto em um município traria redução na taxa de mortalidade (um óbito/100 mil habitantes a menos por ponto percentual). Já o indicador de abastecimento de água mostra o contrário, de forma que o aumento de sua cobertura traz aumento também da taxa de mortalidade pela COVID-19 (dois óbitos/100 mil habitantes a mais por ponto percentual). Isso não significa, porém, que não se deve buscar a universalização do acesso à água. É importante notar que esse modelo possui apenas duas covariáveis, e uma pandemia traz diversas relações entre diferentes atores e instrumentos.

Trabalhos semelhantes realizados previamente apresentaram resultados associados à aplicação de ferramentas estatísticas comparáveis aos obtidos no estudo, alertando constantemente para a existência de diferentes outros aspectos intervenientes diretamente mais impactantes que o saneamento. Diversidade de densidade populacional e tipo de estratégia adotada para o combate à pandemia podem ser fatores relevantes e devem ser mais investigados. Ainda assim, a universalização do saneamento é um desafio a ser vencido no Brasil, com grande potencial de aumento da qualidade de vida e redução de desigualdades.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aqui o apoio prestado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico e pela Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal.

REFERÊNCIAS

- AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: AKAIKE, H. *Selected papers of Hirotugu Akaike*. Nova York: Springer, 1992. p. 199-213.
- AQUINO, D.S. Influência do acesso a saneamento básico na incidência e na mortalidade por COVID-19. *Revista Thema*, v. 18, n. esp., p. 319-331, 2020. <https://doi.org/10.15536/themav18.especial.2020.319-331.1798>
- BRASIL. *Lei nº 11.445*. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Altera as Leis nos. 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasil, 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 22 out. 2021.
- BRASIL. *Lei nº 14.026*. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000. Brasil, 2020. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2020/Lei/L14026.htm#art7. Acesso em: 22 out. 2021.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. *Manual de saneamento*. 5. ed. Brasília: Funasa, 2019a. 545 p. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/Manual_de_Saneamento_Funasa_5a_Edicao.pdf/278113a8-2cda-4b9f-8611-9087912c9dff. Acesso em: 22 out. 2021.
- BRASIL. Ministério da Saúde. *Painel Coronavírus*. Brasil, 2022. Disponível em: <https://covid.saude.gov.br/>. Acesso em: 1º nov. 2022.
- BRASIL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). *Diagnóstico dos serviços de água e esgoto de 2019*. Brasil, 2019b. Disponível: https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos/diagnosticos_snis. Acesso em: 25 out. 2021.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. A practical information-theoretic approach. *Model selection and multimodel inference*, 2. 2002.
- CAMBAZA, E. Influence of population density and access to sanitation on COVID-19 in Mozambique. *Revista Angolana de Ciências da Saúde*, v. 2, n. 1, p. 3-8, 2021. https://doi.org/10.54283/RACSaude.2789-2832.v2n1_2021.p3-8
- DOBSON, A.J.; BARNETT, A. *An introduction to generalized linear models*. CRC Press, 2002.
- DUNN, P.K.; SMYTH, G.K. *Generalized linear models with examples in R*. Nova York: Springer, 2018. v. 53.
- EKUMAH, B.; ARMAH, F.A.; YAWSON, D.O.; QUANSAH, R.; NYIEKU, F.E.; OWUSU, S.A.; ODOI, J.O.; AFITIRI, A-R. Disparate on-site access to water, sanitation, and food storage heighten the risk of COVID-19 spread in Sub-Saharan Africa. *Environmental Research*, v. 189, 109936, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109936>
- FERREIRA, D.; SILVA, L.; FIGUEIREDO FILHO, D.B. Saneamento importa? Uma análise da relação entre condições sanitárias e COVID-19 nas capitais brasileiras. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 26, n. 6, p. 1079-1084, 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200355>
- GUO, M.; TAO, W.; FLAVELL, R.A.; ZHU, S. Potential intestinal infection and faecal-oral transmission of SARS-CoV-2. *Nature Reviews Gastroenterology & Hepatology*, v. 18, p. 269-283, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41575-021-00416-6>
- HELLER, L.; MOTA, C.R.; GRECO, D.B. COVID-19 faecal-oral transmission: Are we asking the right questions? *Science of The Total Environment*, v. 729, 138919, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138919>
- INSTITUTO TRATA BRASIL. *Saneamento e Doenças de Veiculação Hídrica Datasus e Snis 2019*. Instituto Trata Brasil, 2019. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/saneamento-e-doencas-de-veiculacao-hidrica-ano-base-2019/>. Acesso em: 22 out. 2021.
- LA ROSA, G.; BONADONNA, L.; LUCENTINI, L.; KENMOE, S.; SUFFREDINI, E. Coronavirus in water environments: Occurrence, persistence and concentration methods - A scoping review. *Water Research*, v. 179, 115899, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115899>
- MATHIEU, E.; RICHIE, H.; GUIRAO, L.R.; APPEL, C.; GIATTINO, C.; HASELL, J.; MACDONALD, B.; DATTANI, S.; BELTEKIAN, D.; OSPINA, E.O.; ROSER, M. *Coronavirus Pandemic (COVID-19)*. 2020. Disponível em: <https://ourworldindata.org/coronavirus>. Acesso em: 10 nov. 2022.
- ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE (OPAS). *Histórico da pandemia de COVID-19*. Folha informativa sobre COVID-19. OPAS, 2021. Disponível em: <https://www.paho.org/pt/covid19/historico-da-pandemia-covid-19>. Acesso em: 22 out. 2021.
- PINON, A.; VIALETTE, M. Survival of Viruses in Water. *Intervirology*, v. 61, p. 214-222, 2018. <https://doi.org/10.1159/000484899>
- R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2013. Disponível em: <http://www.R-project.org/>. Acesso em: 1º nov. 2022.

RIO GRANDE DO SUL. Governo do Rio Grande do Sul. *Decreto nº 55.128*. Dispõe sobre medidas temporárias de prevenção ao contágio pelo COVID-19 (novo Coronavírus) no âmbito do Estado. Rio Grande do Sul, 2020. Disponível em: http://www.al.rs.gov.br/legis/m010/M0100018.asp?Hid_IdNorma=66175. Acesso em: 1º nov. 2022.

RIO GRANDE DO SUL. Governo do Rio Grande do Sul. *Painel Coronavírus RS*. Rio Grande do Sul, 2022. Disponível em: <https://ti.saude.rs.gov.br/covid19/>. Acesso em: 10 nov. 2022.

SILVA, M.G.; CARNIEL, A.S. Study of the correlation between Covid-19 cases and deaths and basic sanitation in Brazil: Is this a possible secondary route of virus transmission? *Journal of Hazardous Materials Advances*, v. 8, 100149, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100149>

SILVA, R.R.; RIBEIRO, C.J.N.; MOURA, T.R.; SANTOS, M.B; SANTOS, A.D.; TAVARES, D.S.; SANTOS, P.L. Basic sanitation: a new indicator for the spread of COVID-19? *Transactions of The Royal Society of*

Tropical Medicine and Hygiene, v. 115, n. 7, p. 832-840, 2021. <https://doi.org/10.1093/trstmh/traa187>

TRAN, H.N.; LE, G.T.; NGUYEN, D.T.; JUANG, R.-S.; RINKLEBE, J.; BHATNAGAR, A.; LIMA, E.C.; IQBAL, H.M.N.; SARMAH, A.K.; CHAO, H-P. SARS-CoV-2 coronavirus in water and wastewater: A critical review about presence and concern. *Environmental Research*, v. 193, 110265, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110265>

VILARINHO, C.M.R.; SCHMITT, V.F.; REIS, B.C.; MELILO, W.J.S.; COUTO, E.A. Água e esgoto na pandemia da COVID-19: o papel da regulação e o desafio para o objetivo de desenvolvimento sustentável 6 no Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27, n. 2, p. 335-346, 2022. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200403>

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO); UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND (UNICEF). *Water, sanitation, hygiene and waste management for the COVID-19 virus: Technical brief*. WHO, Unicef, 2020. Disponível em: <https://www.who.int/emergencies/diseases/novel-coronavirus-2019/technical-guidance-publications>. Acesso em: 29 nov. 2021.

