



Universidade Estadual Paulista  
"Júlio de Mesquita Filho"  
Programa Interunidades



Mestrado

## Engenharia Civil e Ambiental

**MARCELLA MORETTI FERREIRA**

**Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto doméstico: avaliação da eficiência de mídias parabólicas em sistemas MBBR para aplicação em contextos urbanos**

São José dos Campos  
2023

**MARCELLA MORETTI FERREIRA**

**Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto doméstico: avaliação da eficiência de mídias parabólicas em sistemas MBBR para aplicação em contextos urbanos**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Área de Concentração Saneamento.

Orientadora: Prof. Dra. Fabiana Alves Fiore Pinto

São José dos Campos  
2023



F383s

Ferreira, Marcella Moretti

Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto doméstico: avaliação da eficiência de mídias parabólicas em sistemas MBBR para aplicação em contextos urbanos / Marcella Moretti Ferreira. -- Bauru, 2023  
93 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),  
Faculdade de Engenharia, Bauru

Orientadora: Fabiana Alves Fiore Pinto

Coorientador: Alexandre Saron

1. Engenharia ambiental. 2. Águas residuais Tratamento biológico. 3.  
Avaliação de eficiência. 4. MBBR. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Engenharia, Bauru. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

**ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE MARCELLA MORETTI FERREIRA, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.**

Aos 19 dias do mês de outubro do ano de 2023, às 09:00 horas, por meio de Videoconferência, realizou-se a defesa de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de MARCELLA MORETTI FERREIRA, intitulada **SISTEMAS DESCENTRALIZADOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO: AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE MÍDIAS PARABÓLICAS EM SISTEMAS MBBR PARA APLICAÇÃO EM CONTEXTOS URBANOS**. A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. FABIANA ALVES FIORE PINTO (Orientador(a) - Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciência e Tecnologia Câmpus de São José dos Campos UNESP, Prof. Dr. EDUARDO LUCAS SUBTIL (Participação Virtual) do(a) CECS - Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas da UFABC / Universidade Federal do ABC, Prof. Dr. ADRIANO GONÇALVES DOS REIS (Participação Virtual) do(a) Engenharia Ambiental / Instituto de Ciência e Tecnologia / Câmpus de São José dos Campos / UNESP. Após a exposição pela mestrandia e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, a discente recebeu o conceito final: APROVADA. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelo(a) Presidente(a) da Comissão Examinadora.

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. FABIANA ALVES FIORE PINTO



Documento assinado digitalmente  
FABIANA ALVES FIORE PINTO  
Data: 17/11/2023 12:24:15-0300  
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

“Feliz aquele que transfere o que sabe e aprende o que ensina”

Cora Coralina

Dedico este trabalho a minha família, a todos  
os meus professores – da academia e da vida,  
aos meus amigos e todos que me ajudaram e  
incentivaram na jornada acadêmica.

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer à Sabesp, especialmente à equipe do MTE-Apoio e a todos os funcionários da ETE Jesus Netto, por disponibilizar o esgoto que foi utilizado durante o experimento e aos operadores Milton e Pedro por me auxiliarem nas coletas;

Ao Centro Universitário SENAC por disponibilizar o uso do laboratório de química e seus equipamentos para a realização do experimento; aos técnicos de laboratório Mardonis Silva e Aleksandra Arceno Gonçalves por disponibilizarem seu tempo e me auxiliarem no dia a dia do laboratório;

Ao Instituto de Química USP São Carlos, especialmente ao Prof. Dr. Daniel Cardoso por disponibilizar seu laboratório, equipamentos e equipe para a realização das extrações de DNA das amostras coletadas; à Jennifer Yokoya e Priscila Marques Firmiano Dalle Piagge por disponibilizarem seu tempo e me auxiliarem durante o processo de extração de DNA das amostras;

Ao grupo de pesquisa *Microbial Data Science* e especialmente ao Dr. Ulisses Nunes da Rocha, Bruna Schroeder e Sanchita Kamath, do Departamento de Microbiologia Ambiental do *Helmholtz Centre for Environmental Research (Umwelt Forschung Zentrum – UFZ)* da Universidade de Leipzig, Alemanha, pela doação e envio dos kits para extração de DNA e pela colaboração para análise dos resultados;

À UFABC, especialmente ao Prof. Dr. Rodrigo de Freitas Bueno e aos alunos Ieda Carolina e Jorge Costa por possibilitarem a utilização do freezer para armazenamento das amostras biológicas.

À UNESP – Instituto de Ciência e Tecnologia de São José dos Campos, especialmente ao aluno Arthur Bispo por me auxiliar na instalação do sistema de reatores MBBR no campus após a conclusão dos experimentos e por realizar análises básicas de continuidade, e ao Instituto de Estudos Avançados do Mar pela realização dos ensaios de Microscopia Eletrônica de Varredura;

À Hydro Solution, pelo fornecimento das mídias MBBR utilizadas.

**Este trabalho de dissertação de mestrado tem como base duas publicações, apresentadas em seu formato original e uma minuta de artigo, a ser encaminhado para publicação:**

**“Desigualdade social e acesso ao saneamento: contexto da América Latina ao sudeste brasileiro”**

Marcella Moretti Ferreira; Fabiana Alves Fiore, **Meio ambiente e sociedade – práticas, perspectivas e reflexões**, RIAC – Rede Internacional de Autoria Colaborativa, 2022.

**“Systematic review of the last 20 years of research on decentralized domestic wastewater treatment in Brazil: state of the art and potentials”**

Marcella Moretti Ferreira; Fabiana Alves Fiore; Alexandre Saron; Gustavo Henrique Ribeiro da Silva, **Water Science and Technology**, Vol 84 No 12, 3469, doi: 10.2166/wst.2021.487, 2021.

**“Avaliação da performance de remoção de matéria orgânica e composição do biofilme em reatores MBBR operando com mídia convencional e parabólica” (minuta)**

## Resumo

O lançamento de esgoto sem tratamento nos corpos hídricos afeta de maneira negativa a qualidade das águas, meio ambiente e a saúde pública. No entanto, o acesso aos serviços de saneamento ocorre de maneira desigual, inclusive em grupos atendidos pela rede pública, sendo as pessoas mais pobres e pertencentes a grupos historicamente excluídos os mais afetados, evidenciando a necessidade de adoção de estratégias mais inclusivas na expansão do atendimento dos serviços. Os sistemas descentralizados têm se mostrado uma opção promissora para a complementação do atendimento tradicionalmente feito através de sistemas centralizados por serem mais compactos e apresentarem menores custos de instalação, operação e manutenção. A revisão dos últimos 20 anos em pesquisas sobre o uso de sistemas descentralizados para tratamento de esgoto doméstico no Brasil identificou que estes sistemas podem ser potencialmente utilizados em 79% dos municípios do país. Porém, poucos estudos exploram alternativas para o contexto urbano. Visando a aplicação de sistemas descentralizados compactos para tratamento de esgoto doméstico em contextos urbanos, foi avaliada a eficiência, com foco na remoção de matéria orgânica, de dois reatores MBBR em escala de laboratório, utilizando uma mídia tradicional em formato cilíndrico (MBBR1) e uma mídia com formato parabólico (MBBR2), considerada uma tecnologia emergente. Em termos de COT (Carbono Orgânico Total), a eficiência alcançada pelos reatores MBBR 1 e MBBR 2 foi da ordem de 70% e 60%, respectivamente, sendo que a eficiência do reator MBBR1 foi significativamente superior à do MBBR2. As eficiências observadas convergem com valores observados em estudo com taxa de aplicação orgânica semelhante ao empregado nesta dissertação, porém abaixo da eficiência reportada em estudos que utilizaram altas taxas de aplicação de carga orgânica. Foi avaliada também, a composição da comunidade de microrganismos do biofilme dos reatores através do sequenciamento genético pelo método metagenômico do tipo shotgun. Os resultados mostraram grande semelhança na composição das comunidades biológicas, não justificando a diferença na performance dos reatores. Assim, a diferença na eficiência de remoção de matéria orgânica foi atribuída à diferença de carga orgânica superficial (COS) aplicada durante os ensaios práticos com os reatores em laboratório.

**Palavras-chave:** Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto, MBBR, composição do biofilme

## Abstract

The discharge of untreated wastewater in water bodies has a negative impact on water and environment quality and public health. However, the access to sanitation services is unequal, even amongst those connected to the public system. The poor and those that belong to groups already marginalized by society are the most affected ones, highlighting the need for more inclusive strategies on the expansion of the sanitation services. Decentralized systems have been presented as a promising option as complementary for the traditional centralized sanitation systems for being more compact and demanding less installation, operational and maintenance costs. The review of the last 20 years of research on decentralized systems for treating domestic wastewater in Brazil showed their potential use in 79% of Brazilian counties. Nevertheless, few studies explore alternatives for urban areas. Aiming for the application of decentralized systems for treating domestic wastewater in urban areas, the efficiency of two lab-scale MBBR reactors was evaluated regarding organic matter removal. One of the reactors was filled with a traditional cylindrical carrier (MBBR1) and the other one with a recently developed saddle-shaped carrier (MBBR2). The efficiency reached by both reactors regarding TOC (Total Organic Carbon) was around 70% and 60%, respectively. Although these results converge with the reported efficiency on a study that employed similar organic loading rate, the efficiency is below the reported by studies that employed high organic loading rates. MBBR1 reactor had a significant superior efficiency. The composition of the biofilm community was also evaluated. However, both biofilm communities of MBBR1 and MBBR2 presented high similarities, thus not justifying the superior performance of MBBR1. The superior performance of MBBR1 was attributed to the difference in organic surface area loading rate (SALR) that was applied.

**Keywords:** Decentralized wastewater treatment systems, MBBR, biofilm community composition

## Índice de Figuras

### PRIMEIRO ARTIGO

|                                                                                                                               |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1: Nível de estresse hídrico físico nos países e continentes do mundo.....                                             | 19 |
| Figura 2: Diferença no acesso ao abastecimento de água entre os mais ricos e os mais pobres na América Latina.....            | 23 |
| Figura 3: Diferença no acesso ao esgotamento sanitário entre os mais ricos e os mais pobres na América Latina .....           | 24 |
| Figura 4: Diferentes níveis de ocorrência e fatores que influenciam na desigualdade de acesso aos serviços de saneamento..... | 29 |

### SEGUNDO ARTIGO

|                                                                                                        |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1: Scheme of the selection process of papers.....                                               | 43 |
| Figura 2: Description of the studies analyzed.....                                                     | 47 |
| Figura 3: Main technologies analyzed in the studies.....                                               | 48 |
| Figura 4: Parameters evaluated in the studies and the number of times in which they were analyzed..... | 48 |

### TERCEIRO ARTIGO

|                                                                                                                                                                |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1 – Diagrama esquemático do sistema de reatores MBBR. ....                                                                                              | 67 |
| Figura 2 – Gráficos com os dados das Fases de operação referentes a a) temperatura, b) pH e c) OD durante a operação dos reatores MBBR1 e MBBR 2 .....         | 72 |
| Figura 3 – Concentração média de DBO no esgoto aplicado e após tratamento nos reatores MBBR 1 e MBBR 2, e eficiência média de remoção.....                     | 74 |
| Figura 4 - Concentração média de COT no esgoto aplicado e após tratamento nos reatores MBBR 1 e MBBR 2, e eficiência média de remoção.....                     | 75 |
| Figura 5 – Fotografia e imagem de MEV do biofilme presente nas mídias no início da Fase II e ao final da Fase III nos reatores a) MBBR 1 e b) MBBR 2 .....     | 76 |
| Figura 6 - Diagrama de Venn com gêneros únicos e compartilhados presentes no Lodo Ativado utilizado com inóculo e o biofilme dos reatores MBBR1 e MBBR 2 ..... | 78 |
| Figura 7 – Componentes da beta diversidade entre as comunidades do Lodo Ativado e do biofilme dos reatores MBBR1 e MBBR2 .....                                 | 79 |
| Figura 8 – Análise de componente principal (PCA) com fatores de influência para a diferenciação das comunidades analisadas.....                                | 80 |
| Figura 9 – Média da abundância relativa dos Filos presentes nas amostras em triplicata do Lodo Ativado e do biofilme dos reatores MBBR 1 e MBBR 2 .....        | 81 |

## Índice de Tabelas

### PRIMEIRO ARTIGO

|                                                                                                                                                                                                                     |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabela 1: Índices de atendimento de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto no Brasil no ano de 2020.....                                                                                              | 24 |
| Tabela 2: Índices urbanos de atendimento de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto nos Estados da região Sudeste do Brasil no ano de 2020.....                                                        | 26 |
| Tabela 3: Impacto observado dos fatores estudados no acesso adequado ao abastecimento de água e esgotamento sanitário.....                                                                                          | 27 |
| Tabela 4: Amplitude entre o maior e o menor índice de atendimento observado na região metropolitana de Belo Horizonte para os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário nos anos de 200 e 2010..... | 28 |

### SEGUNDO ARTIGO

|                                                                                                                                                                 |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabela 1: Summary of studies on decentralized wastewater systems in Brazil and their main features.....                                                         | 44 |
| Tabela 2: Distribution of the number of publications from 2001 to 2021.....                                                                                     | 46 |
| Tabela 3: Distribution of studies, current wastewater treatment index, and wastewater treatment index goal for 2033 for each geographical region in Brazil..... | 46 |
| Tabela 4: Topics of interest about decentralized systems and the number of studies in which they were mentioned.....                                            | 49 |
| Tabela 5: Predicted or intended reuse for wastewater treated by the decentralized systems of the studies.....                                                   | 50 |
| Tabela 6: Full-scale studies and their main features.....                                                                                                       | 51 |

### TERCEIRO ARTIGO

|                                                                                                              |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabela 1 – Principais características das mídias utilizadas nos reatores MBBR1 e MBBR2 .....                 | 66 |
| Tabela 2 – Fases experimentais .....                                                                         | 68 |
| Tabela 3- Características do esgoto durante as diferentes Fases do experimento .....                         | 68 |
| Tabela 4 – Parâmetros e frequência de análises em cada Fase do experimento.....                              | 69 |
| Tabela 5 – Modificações realizadas no procedimento de extração de DNA do kit utilizado .....                 | 71 |
| Tabela 6 – Cargas orgânicas aplicadas aos reatores MBBR 1 e MBBR 2 durante as Fases do experimento .....     | 73 |
| Tabela 7 – Comparação entre os Filos observados na composição de diferentes biofilmes em reatores MBBR ..... | 82 |

## Lista De Siglas e Abreviaturas

°C - Graus Celsius

μL - Microlitro

AABR - *Anaerobic/Aerobic Baffled Reactor*

ARM - Archival Research Method

BOD - Biological oxygen demand (DBO – Demanda bioquímica de oxigênio)

cm - Centímetro

COD - *Chemical Oxygen Demand* (DQO – Demanda química de oxigênio)

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente (*National Environmental Council*)

COS – Carga orgânica superficial

COT - Carbono Orgânico Total

DEWATS - *Decentralized wastewater treatment system*

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

DO - *Dissolved Oxygen* (OD – Oxigênio Dissolvido)

DQO - Demanda química de oxigênio

DW - Domestic wastewater

G - Força G

g/cm<sup>3</sup> - Grama por centímetro cúbico

g/m<sup>2</sup>.dia - Taxa de aplicação superficial

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (*Brazilian Institute of Geography and Statistics*)

Km - Quilômetro

LCA - *Life Cycle Analysis*

L/hab.dia - Litros por habitante, por dia

L/min - Litros por minuto

L/s - Litros por segundo

MEV – Microscopia Eletrônica de Varredura

mL - mililitro

mm - Milímetro

m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> - Metro quadrado por metro cúbico

m<sup>3</sup>/day - Metros cúbicos por dia (m<sup>3</sup>/dia)

N - *Nitrogen* (nitrogênio, elemento químico)

NBR - Norma Brasileira (*Brazilian Technical Norm*)

$N - NH_4^+$  - Íon amônio

$N - NO_2^-$  - Íon nitrito

$N - NO_3^-$  - Íon nitrato

NS - *Not Specified*

NTK – Nitrogênio total Kjeldahl

OD – Oxigênio dissolvido

ODS - Objetivos do Desenvolvimento Sustentável

P - *Phosphorus* (fósforo, elemento químico)

pH - Potencial hidrogeniônico

Planasa - Plano Nacional de Saneamento (*National Sanitation Plan*)

PLANSAB - Plano Nacional de Saneamento Básico (*National Basic Sanitation Plan*)

PNAD - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (*National Research by Household Sample*)

Q1 – Primeiro Quartil (análise descritiva de dados não paramétricos)

Q3 – Terceiro Quartil (análise descritiva de dados não paramétricos)

R\$ - Reais

rpm - Rotações por minute

s – Segundos

SALR – *Surface área loading rate* (COS – Carga orgânica superficial)

SBR - *Sequencing Batch Reactor*

SDGs - Sustainable Development Goals

SES – Sistema de Esgotamento Sanitário

SFT – Sólidos fixos totais

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (*National System of Sanitation Information*)

SS - *Setable Solids* (Sólidos Sedimentáveis)

SSF - Sólidos suspensos fixos

SSed - Sólidos Sedimentáveis

SST - Sólidos suspensos totais

SSV - Sólidos suspensos voláteis

ST – Sólidos totais

SVT – Sólidos voláteis totais

TKN - *Total Kjeldahl Nitrogen* (NKT – Nitrogênio Kjeldahl Total)

UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

UC - *Sanitary wastewater from University Campus*

UN - United Nations

US\$ - Dólares Americanos

VSS - *Volatile Suspended Solids* (SSV – Sólidos Suspensos Voláteis)

WHO - *World Health Organization*

## Sumário

|                                                                                                                                                                               |             |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|
| <b>RESUMO.....</b>                                                                                                                                                            | <b>I</b>    |
| <b>ABSTRACT .....</b>                                                                                                                                                         | <b>II</b>   |
| <b>ÍNDICE DE FIGURAS .....</b>                                                                                                                                                | <b>III</b>  |
| <b>ÍNDICE DE TABELAS.....</b>                                                                                                                                                 | <b>IV</b>   |
| <b>LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS.....</b>                                                                                                                                    | <b>V</b>    |
| <b>SUMÁRIO.....</b>                                                                                                                                                           | <b>VIII</b> |
| <b>1 INTRODUÇÃO .....</b>                                                                                                                                                     | <b>9</b>    |
| <b>2 OBJETIVOS.....</b>                                                                                                                                                       | <b>11</b>   |
| 2.1 OBJETIVO PRINCIPAL .....                                                                                                                                                  | 11          |
| 2.2 OBJETIVO ESPECÍFICOS .....                                                                                                                                                | 11          |
| <b>3 REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>                                                                                                                                            | <b>12</b>   |
| 3.1 TRATAMENTO DE ESGOTO NO BRASIL .....                                                                                                                                      | 12          |
| 3.2 DESIGUALDADE SOCIAL E ACESSO AO SANEAMENTO: CONTEXTO DA AMÉRICA<br>LATINA AO SUDESTE BRASILEIRO .....                                                                     | 14          |
| 3.3 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....                                                                                                                                     | 34          |
| 3.4 REVISÃO SISTEMÁTICA DOS ÚLTIMOS 20 ANOS DE PESQUISA SOBRE TRATAMENTO<br>DESCENTRALIZADO DE ESGOTO DOMÉSTICO NO BRASIL: ESTADO DA ARTE E POTENCIAIS<br>36                  |             |
| 3.5 SISTEMAS DESCENTRALIZADOS COMPACTOS PARA O CONTEXTO URBANO .....                                                                                                          | 57          |
| <b>4 AVALIAÇÃO DA PERFORMANCE DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E<br/>COMPOSIÇÃO DO BIOFILME EM REATORES MBBR OPERANDO COM MÍDIA<br/>CONVENCIONAL E PARABÓLICA (MINUTA).....</b> | <b>58</b>   |
| 4.1 RESUMO.....                                                                                                                                                               | 59          |
| 4.2 INTRODUÇÃO .....                                                                                                                                                          | 60          |
| 4.3 MATERIAIS E MÉTODOS.....                                                                                                                                                  | 65          |
| 4.3.1 Configuração e Operação dos reatores MBBR.....                                                                                                                          | 65          |
| 4.3.2 Fases experimentais e características do esgoto utilizado .....                                                                                                         | 67          |
| 4.3.3 Parâmetros analisados e métodos analíticos .....                                                                                                                        | 69          |
| 4.3.4 Análises estatísticas.....                                                                                                                                              | 69          |
| 4.3.5 Análise da comunidade microbiana .....                                                                                                                                  | 70          |
| 4.4 RESULTADOS.....                                                                                                                                                           | 72          |
| 4.4.1 Condições de operação .....                                                                                                                                             | 72          |
| 4.4.2 Remoção de matéria orgânica.....                                                                                                                                        | 74          |
| 4.4.3 Crescimento do Biofilme e Composição da comunidade bacteriana .....                                                                                                     | 75          |
| 4.5 DISCUSSÃO .....                                                                                                                                                           | 83          |
| 4.6 CONCLUSÕES .....                                                                                                                                                          | 85          |
| 4.7 REFERÊNCIAS.....                                                                                                                                                          | 87          |
| <b>5 REFERÊNCIAS .....</b>                                                                                                                                                    | <b>90</b>   |

# 1 INTRODUÇÃO

Atualmente, um dos maiores desafios do mundo em relação a gestão sustentável dos recursos hídricos é o esgotamento sanitário, uma vez que o lançamento de esgoto diretamente nos corpos hídricos é um dos maiores contribuintes para a deterioração da qualidade das águas e da saúde pública (IPCC, 2008; GIKAS; TCHOBANOGLOUS, 2009; METCALF & EDDY, 2016; SUBTIL; SANCHEZ; CAVALHERO, 2016; MAROTTI *et al.*, 2017; UNESCO, 2020; HUANG; ZHOU, 2021).

Dada sua importância, a universalização do acesso ao serviço de esgotamento sanitário no Brasil é um objetivo presente desde o primeiro Plano Nacional de Saneamento (Planasa) criado em 1970 (SOUSA; COSTA, 2013), e mantido no atual Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab), que foi elaborado em 2013. Além disso, em 2015 o Brasil adotou a Agenda 2030 da ONU que estabelece 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável e no ano de 2020 com a aprovação da lei nº14.026, que estabeleceu o Novo Marco do Saneamento, novas metas para a universalização foram estabelecidas (BRASIL, 2013; BRASIL, 2020).

No Brasil o sistema de esgotamento sanitário (SES) é definido como o conjunto de instalações, obras e serviços para a coleta, transporte, tratamento e disposição final do esgoto, constituído por ligações domiciliares, redes coletoras, estações elevatórias, estação de tratamento de esgoto e emissários (ABNT, 1986; CODEVASF, 2015). Segundo dados de 2021 do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), há 365 mil km de redes públicas de esgotamento sanitário com 36,4 milhões de ligações de esgoto, abrangendo 55,8% da população total. Já o atendimento referente ao tratamento do esgoto gerado é de somente 51,2%, deixando evidente o grande desafio e a necessidade de adoção de novas medidas e abordagens para que ocorram avanços significativos quanto à cobertura dos serviços de saneamento (SNIS, 2022).

Tradicionalmente os sistemas de esgotamento sanitários são organizados de forma centralizada, onde os efluentes de uma grande área urbana e periurbana são coletados através de uma longa rede e transportados para estações de tratamento de grande porte (SUBTIL; SANCHEZ; CAVALHERO, 2016). Nos últimos anos, autores apontam para o uso combinado de sistemas centralizados e descentralizados como estratégia para alcançar a universalização da coleta e tratamento de esgoto, inclusive em contextos

urbanos. O grau adequado de centralização e descentralização deve ser baseado na distribuição da população nas áreas urbanas e periurbanas; e a combinação dos sistemas possibilita equilíbrio no uso de tecnologias de tratamento convencionais, avançadas e naturais (BERNAL; RESTREPO; GRUESO-CASQUETE, 2021; TORRE *et al.*, 2021; SUBTIL; SANCHEZ; CAVALHERO, 2016; AFFERDEN *et al.*, 2015; PINKHAM, 2004).

Os sistemas de tratamento descentralizados são caracterizados por tratarem de pequenas vazões, onde o efluente é coletado, tratado e descartado (ou reutilizado) próximo ao local de geração (MAURER, 2013; SUBTIL; SANCHEZ; CAVALHERO, 2016), reduzindo consideravelmente os custos de implantação do sistema coletor, que correspondem a aproximadamente 60% dos custos totais em sistemas centralizados (VON SPERLING; SALAZAR, 2013), além de reduzir os custos de operação e manutenção (JUNG *et al.*, 2018; CAPODAGLIO, 2017).

Para além da importância de ampliar a cobertura e o índice de tratamento de esgoto, todavia, é necessário compreender quem são as pessoas sem acesso e quais os fatores que colaboram para essa desigualdade de modo a subsidiar a busca de soluções inclusivas. Desta forma, esta pesquisa foi estruturada em 3 artigos que buscam (1) identificar as desigualdades no acesso ao saneamento, (2) avaliar os estudos e aplicações de sistemas de tratamento de esgoto descentralizados no Brasil entre os anos de 2001 e 2021 e (3) avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica de reatores MBBR operando com mídia parabólica e mídia tradicional e a composição do biofilme nos respectivos reatores para aplicação em sistemas descentralizados urbanos para tratamento de esgoto doméstico.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO PRINCIPAL**

Avaliar a eficiência do uso de mídias parabólicas em sistemas MBBR para o tratamento de esgoto doméstico, para fins de aplicação em sistemas descentralizados urbanos.

### **2.2 OBJETIVO ESPECÍFICOS**

O primeiro artigo possui o seguinte objetivo:

- Compreender os contextos que colaboram para a desigualdade de acesso aos serviços de saneamento;

O segundo artigo possui o seguinte objetivo:

- Identificar os estudos sobre sistemas descentralizados para verificar o potencial de seu uso na ampliação da oferta de tratamento de esgoto no Brasil;

O terceiro artigo possui o seguinte objetivo:

- Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica e composição do biofilme em reatores MBBR operando com mídia convencional e parabólica;

### **3 REFERENCIAL TEÓRICO**

#### **3.1 TRATAMENTO DE ESGOTO NO BRASIL**

O serviço de esgotamento sanitário no Brasil teve início em 1853 a partir do ato legislativo que autorizou a implantação dos serviços de esgoto no município do Rio de Janeiro, tendo as primeiras redes de esgoto instaladas entre os anos de 1857 e 1864. Em seguida, os municípios de Recife, São Paulo, Santos e Campinas receberam suas primeiras redes respectivamente nos anos de 1873, 1876, 1889 e 1892, sendo que em Campinas o sistema constava com tratamento por tanques sépticos e leitos percoladores (AZEVEDO NETTO, 1959).

Nos anos 1970, foi criado o Plano Nacional de Saneamento (Planasa) que incentivou a criação de 27 companhias estaduais para a provisão dos serviços de saneamento, na época definidos como o abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto, e que também tinha como um dos objetivos a universalização do acesso. Com o declínio do Planasa e a extinção do Banco Nacional de Habitação (BNH), o setor não foi priorizado e seguiu sem avanços significativos até os anos 2000. Somente em 2003, com a criação do Ministério das Cidades que se tornou o órgão responsável pelo setor, foi retomada a busca por investimentos e avanços (SOUSA; COSTA, 2013; SOUSA, 2016; ABDIB, 2017).

Em 2007, com a sanção da lei nº 11.445 de 2007 conhecida como o Marco do Saneamento, o saneamento no Brasil ganhou uma concepção mais abrangente, sendo definido como o conjunto dos serviços de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, coleta e destinação adequada de resíduos sólidos urbanos e drenagem urbana. O Marco do Saneamento também previu a elaboração do Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), que foi reiterada em 2008 com o Pacto pelo Saneamento. O PLANSAB foi lançado no final de 2013 com a finalidade de estabelecer diretrizes de longo prazo para o setor e trouxe em sua concepção os princípios fundamentais sobre os serviços públicos de saneamento básico, a saber: a universalização, a integralidade, a promoção da saúde e o controle social (BRASIL, 2007; BRASIL, 2008; BRASIL, 2013; FIOCRUZ, 2018).

O comprometimento com a universalização dos serviços de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto no Brasil foi reiterado com a adoção, no ano de 2015, da

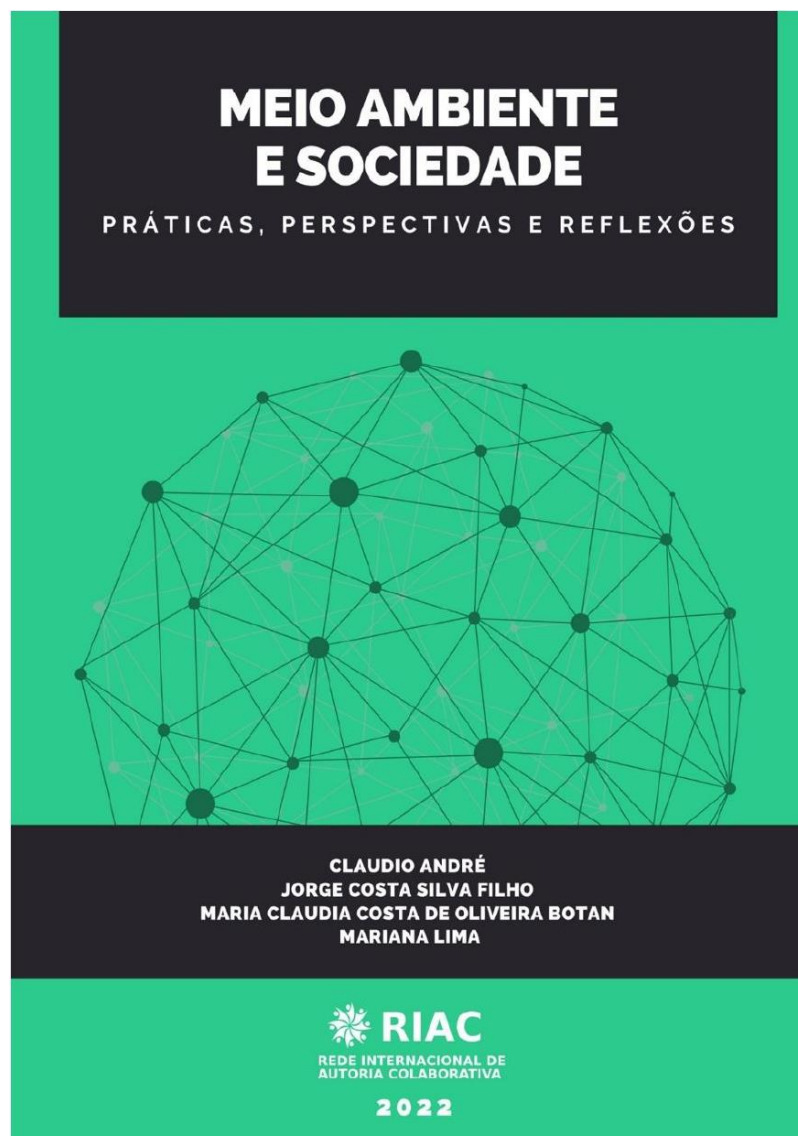
Agenda 2030 que estabelece 17 Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável (ODS), e que inclui a universalização do acesso à água potável e ao serviço de esgotamento sanitário entre os Objetivos principais, além de estar direta ou indiretamente relacionado a outros Objetivos como por exemplo a proteção da vida aquática e terrestre, fome zero e agricultura sustentável, saúde e bem-estar e cidades e comunidades sustentáveis (ONU, 2022).

No ano de 2020, com o intuito de aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País, foi publicada a lei nº 14.026 que atualizou a lei nº 11.445/2007 e ficou conhecida como o Novo Marco do Saneamento, determinando novos objetivos, metas e prazos para a universalização dos serviços de saneamento básico, sendo estabelecido o atendimento de 90% da população com coleta e tratamento de esgoto para o ano de 2033 (BRASIL, 2020).

De acordo com dados de 2021 do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), o atual índice de coleta é de 55,8% e considerando o total de esgoto gerado, o índice de tratamento é de 51,2%, deixando evidente o grande desafio para alcançar a meta estabelecida (SNIS, 2022). Para a elaboração de políticas públicas e estratégias efetivas para a expansão do tratamento de esgoto e demais serviços de saneamento, é necessário compreender quem são as pessoas sem acesso, onde se encontram e quais os fatores que contribuem para o inaccessos aos serviços (SNYDER *et al.*, 2013; QUINTSLR; BRITTO, 2014; ALEIXO *et al.*, 2016; WWAP, 2019).

### **3.2 DESIGUALDADE SOCIAL E ACESSO AO SANEAMENTO: CONTEXTO DA AMÉRICA LATINA AO SUDESTE BRASILEIRO**

Este artigo foi publicado como capítulo do livro “Meio Ambiente e Sociedade – práticas, perspectivas e reflexões”, lançado em 24/12/2022 pela Rede Internacional de Autoria Colaborativa.



## **CAPÍTULO 1 | DESIGUALDADE SOCIAL E ACESSO AO SANEAMENTO: CONTEXTO DA AMÉRICA LATINA AO SUDESTE BRASILEIRO**

Marcella Moretti Ferreira  
Fabiana Alves Fiore

### **RESUMO**

As desigualdades no acesso aos serviços de saneamento se manifestam por diferentes motivos e de distintas formas no mundo e mesmo dentro de um determinado país ou região. Historicamente grupos minoritários, mulheres e a população mais pobre são os mais afetados pela falta de acesso aos serviços de saneamento, notadamente, dos serviços de abastecimento de água e de coleta e tratamento de esgoto. Os serviços de saneamento são essenciais para a manutenção da qualidade ambiental dos territórios e asseguram a qualidade de vida e a manutenção da saúde das pessoas. Logo, investimentos para a universalização e democratização do acesso contribuem para o desenvolvimento local e regional. Para o alcance desse objetivo de desenvolvimento mundial é evidente a importância de compreender os grupos privados de acesso e os fatores determinantes dos atuais cenários, de modo que seja possível elaborar soluções que considerem as características e as necessidades específicas de cada caso, aumentando assim as chances de sucesso e dos impactos positivos das ações.

**Palavras-chaves:** SANEAMENTO. DESIGUALDADE SOCIAL. GESTÃO DO SANEAMENTO.

## 1 INTRODUÇÃO

Os serviços de abastecimento de água são reconhecidos como direitos humanos básicos, dada a sua importância para a manutenção da saúde pública e para a conservação dos recursos hídricos, além de ser um dos dezessete Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU (METCALF & EDDY 2016; SUBTIL et al., 2016; PNUD, 2022). Para além da manutenção da saúde e conservação do meio ambiente, há também impactos sociais decorrentes da falta de acesso aos serviços de saneamento: maior ausência na escola e menor aproveitamento escolar, queda na produtividade dos trabalhadores, desvalorização imobiliária, e, em algumas regiões e culturas, aumenta o tempo gasto pelas mulheres na tarefa de buscar água para abastecer a casa (FISHER, 2008; SORENSON; MORSSINK; CAMPOS, 2011; TRATA BRASIL; CEBDS, 2014; TRATA BRASIL; CEBDS, 2018; WWAP, 2019; MENDES et al., 2020;).

No entanto, o acesso a estes serviços é desigual nos diferentes extratos da população, sendo afetados, principalmente: os mais pobres, habitantes das zonas rurais, mulheres, minorias étnicas incluindo imigrantes e refugiados, habitantes de favelas, periferias e bairros mais pobres, pessoas negras e pessoas com menor escolaridade (BICHIR, 2009; DILL; GONÇALVES, 2013; FRONE; FRONE, 2013; SNYDER

et al., 2013; YANG et al., 2013; QUINTSLR; BRITO, 2014; BORJA et al., 2015; ALEIXO et al., 2016; MORALES-NOVELO; RODRIGUEZ-TAPIA; REVOLLO-FERNANDÉZ, 2018; NAHAS et al., 2019; WWAP, 2019; MENDES et al., 2020; RAMOS et al., 2020).

A desigualdade de acesso aos serviços de saneamento ocorre em diferentes contextos e pela interação de diversos fatores. Compreender os fatores locais que afetam de maneira negativa o acesso de determinados grupos aos serviços de saneamento é necessário para a busca de soluções inclusivas que promovam a redução da desigualdade de acesso e o desenvolvimento regional.

### 1.1 Objetivo Geral

Compreender os contextos que colaboram para a desigualdade no acesso aos serviços de saneamento.

### 1.2 Objetivos Específicos

- a) Compreender os contextos continentais, regionais e locais que afetam o acesso aos serviços de saneamento, especificamente o abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto;

- b) Compreender a estratégia sugerida pelas Organização das Nações Unidas de priorizar os grupos excluídos para a expansão dos serviços de saneamento;
- c) Identificar os fatores que impactam o acesso aos serviços de saneamento.

### 1.3 Questão problematizadora

Quem são as pessoas afetadas pela falta de acesso aos serviços de saneamento e como a desigualdade de acesso se manifesta?

### 1.4 Justificativa

Os serviços de saneamento são essenciais para a saúde da população e para a qualidade de vida. Porém, o acesso da população a estes serviços não ocorre de forma igualitária.

“Água Potável e Saneamento” é um dos 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecidos pela ONU para alcançar a paz e a prosperidade no mundo. No entanto, ao mesmo tempo em que ser um dos 17 ODS atesta a importância do saneamento, também representa o quão desafiador é prover estes serviços.

Assim, compreender as formas em que a desigualdade de acesso se manifesta e quais são as pessoas ou grupos afetados é essencial para repensar as políticas públicas do setor e avaliar ações para combater este problema, possibilitando avanços rumo ao cumprimento das metas estabelecidas nacional e internacionalmente.

## 2 METODOLOGIA

Discussão crítica baseada em revisão bibliográfica integrativa. Foram consultadas as bases da Scopus, Science Direct, Scielo e PubMed para a busca de artigos científicos utilizando as palavras-chave: desigualdade, acesso, saneamento, água, esgoto, *inequality*, *access*, *sanitation*, *water*, *sewage/wastewater*. Não foi delimitado período ou filtro regional. Os artigos foram selecionados após leitura completa para averiguação do atendimento ao tema proposto (desigualdade de acesso aos serviços de saneamento). Também foram consultados livros, legislações e relatórios nacionais e internacionais relacionados ao tema, além da análise dos dados disponíveis no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.

A análise dos conteúdos e interpretação dos dados e resultados contidos nos materiais foram organizadas para que o leitor compreenda os conceitos de saneamento e

desigualdade e como estes se relacionam. Em seguida, os resultados apresentados nos artigos científicos são explorados de forma a exemplificar diferentes ações e situações que caracterizam acesso desigual aos serviços de saneamento, notadamente do abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto.

### **3 O que é saneamento e qual a sua importância**

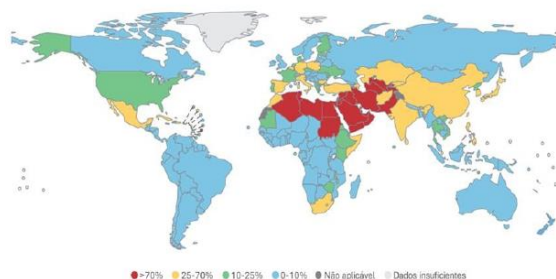
No Brasil, os serviços de saneamento consistem no abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, coleta e destinação adequada de resíduos sólidos e drenagem urbana. Estes serviços são definidos pela lei nº14.026 de 2020, conhecida como Novo Marco do Saneamento, que atualiza a lei nº11.445 de 2007 (BRASIL, 2020a; BRASIL, 2007). Este capítulo aborda principalmente os temas de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto.

Os serviços de saneamento básico são essenciais para a manutenção da saúde pública e para a conservação dos recursos hídricos (METCALF & EDDY 2016; SUBTIL et al. 2016; UHR; SCHMECHEL; UHR, 2016; TRATA BRASIL; CEBDS, 2018; MENDES et al., 2020). Inclusive, o abastecimento de água e a coleta e tratamento de esgotos são reconhecidos como direitos humanos básicos (WWAP, 2019). No Brasil, atualmente 84,1% da população têm acesso a água

potável e 55,0% têm seu esgoto coletado e as metas estabelecidas no Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab) para 2033 são de respectivamente 99,0% da população atendida com abastecimento de água e 92% com coleta de esgoto (BRASIL, 2020b; SNIS, 2021). Porém, a demanda pelos serviços de saneamento vai além da simples existência e/ou oferecimento destes, pois há necessidade de provê-los de forma adequada. Em relação ao abastecimento de água, é preciso atender a critérios de disponibilidade (acesso a uma quantidade igual ou superior a 50 L/hab.dia), acessibilidade física, acessibilidade financeira (não deve limitar a aquisição de outros bens básicos), qualidade e segurança. Para o esgotamento sanitário, é necessário que o método/tecnologia escolhida seja aceitável culturalmente, respeite a privacidade e preserve a dignidade das pessoas (WWAP, 2019).

Em relação ao abastecimento de água, primeiro é preciso compreender os contextos que afetam a disponibilidade do recurso. A Figura 1 apresenta o nível de estresse hídrico físico nos países e continentes do mundo, calculado com base na razão entre o total anual de retirada de água limpa por todos os setores e a quantidade total de recursos hídricos renováveis, expresso em porcentagem.

Figura 1 - Nível de estresse hídrico físico nos países e continentes do mundo:



Fonte: Adaptado de WWAP, 2019.

Em escala global, há diferentes fatores que impactam a disponibilidade de água. A região árabe historicamente vive em condições de escassez de água, e o crescimento populacional e os conflitos armados aumentam ainda mais o estresse sobre o recurso. Na região da Ásia e do Pacífico há baixa disponibilidade de água e a ocorrência de desastres naturais aumenta a pressão sobre o recurso. Na região da África sub-Sahara, mesmo havendo a disponibilidade de água, fatores como a pobreza, a concentração da população em zonas rurais e a ausência de infraestrutura e gestão levam a um quadro crítico na oferta de água. Na América Latina o cenário é semelhante, pois apesar da grande disponibilidade do recurso hídrico, a pobreza e a concentração de pessoas em

zonas periurbanas combinadas com a falta de recursos financeiros e incentivos produzem um cenário onde o acesso não é garantido a todos. Mesmo nos continentes da Europa e na América do Norte, que em um contexto geral apresentam baixo estresse hídrico, existe desigualdade no acesso à água ocasionado por fatores sociais, econômicos, geográficos e culturais (WWAP, 2019).

Apesar de ser um parâmetro importante, a disponibilidade de água não deve ser analisada de maneira isolada, uma vez que o dado não contempla variações sazonais, infraestrutura para o transporte, infraestrutura para o tratamento e não considera parâmetros de qualidade (BORJA et al., 2015; WWAP, 2019; DESHPANDE; MILLER-PETRIE; LINDSTEDT, 2020).

A importância em prover serviços adequados de abastecimento de água e de coleta e tratamento de esgotos é tão grande, que compreende um dos dezessete Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU, além de estar direta ou indiretamente relacionado com outros objetivos como: fome zero e agricultura sustentável, saúde e bem-estar, igualdade de gênero, redução das desigualdades, cidades e comunidades sustentáveis, ação contra a mudança global do clima, vida na água e vida terrestre (PNUD, 2022).

O impacto médio anual, em número de pessoas afetadas, decorrente de questões relacionadas à água, é maior

do que o impacto causado por terremotos, epidemias e conflitos armados. Ainda mais alarmante é o número de mortes causadas por questões relacionadas ao abastecimento de água e ao saneamento inadequado, sendo a média anual de mortes causadas por casos de diarreia e cólera estimada em 780.000 (WWAP, 2019). Serviços inadequados de água e esgotamento sanitário foram o primeiro e o segundo principal fator de risco para a mortalidade de crianças menores de 5 anos por diarreia no mundo em 2017 (STANAWAY; AFSHIN; GAKIDOU, 2018).

No Brasil, entre os anos 2000 e 2011, em média 531.121 pessoas precisaram de internação hospitalar decorrentes de doenças de veiculação hídricas, provocadas por ingestão de água contaminada, contato da pele com água contaminada ou questões de esgotamento sanitário inadequado. O maior número médio de casos foi observado na região Nordeste, seguido pelas regiões Sudeste, Norte, Sul e Centro-Oeste (UHR; SCHMECHEL; UHR, 2016).

Para além dos impactos negativos à saúde, o baixo acesso aos serviços de saneamento causa impactos sociais tais como: maior ausência na escola e menor aproveitamento escolar, queda na produtividade dos trabalhadores, desvalorização imobiliária, e, em algumas regiões e culturas, aumenta o tempo gasto pelas mulheres na tarefa de buscar

água para abastecer a casa (FISHER, 2008; SORENSON; MORSSINK; CAMPOS, 2011; TRATA BRASIL; CEBDS, 2018).

Tão importante quanto compreender as dimensões do impacto, é compreender os grupos que compõem estes números tão trágicos.

### **3.2 A desigualdade social, seus processos e sua influência no acesso aos serviços de saneamento**

Enquanto as diferenças se manifestam de forma horizontal, ou seja, sem presumir algo como melhor e outro como pior, as desigualdades remetem ao sentido de injustiça (BORJA et al., 2015). As desigualdades são diferenças hierárquicas evitáveis e moralmente injustificáveis, baseadas em estruturas sociais decorrentes de processos históricos complexos (THERBORN, 2010). Uma sociedade desigual é caracterizada por ausência de direitos iguais por questões como etnia, religião, gênero, orientação sexual, renda etc.

Therborn (2010) considera quatro mecanismos produtores de desigualdade: o distanciamento, a exclusão, a hierarquia e a exploração. Inicialmente, as discussões sobre desigualdade baseavam-se somente no aspecto da distribuição de renda entre as diferentes classes da sociedade. Apesar do grande impacto que a renda exerce sobre a qualidade de vida das pessoas, existem outros fatores tão importantes quanto ou,

inclusive, mais importantes do que a renda para estabelecer o grau de desigualdade presente em uma dada sociedade (BORJA et al., 2010). A desigualdade social é um processo existente dentro das relações da sociedade, determinando um lugar aos desiguais e prejudicando e limitando o status social destas pessoas, bem como ao acesso a direitos básicos, manifestando-se em todo o mundo (POLITIZE, 2017).

O tratamento desigual às pessoas pode ocorrer de maneira direta, quando indivíduos são intencionalmente excluídos ou não são tratados de forma igualitária, ou de maneira indireta, quando leis, regulações, políticas e práticas que podem parecer neutras, têm efeito de exclusão para determinados grupos na prática.

Conforme mencionado, a desigualdade afeta, entre outras coisas, o acesso a serviços e direitos básicos. No que tange ao saneamento, especialmente os serviços de abastecimento de água e de coleta e tratamento de esgoto, os grupos com o acesso mais afetado são os mais pobres, habitantes das zonas rurais, mulheres, minorias étnicas incluindo imigrantes e refugiados, habitantes de favelas, periferias e bairros mais pobres, pessoas negras e pessoas com menor escolaridade (BICHIR, 2009; DILL; GONÇALVES, 2013; FRONE; FRONE, 2013; SNYDER et al., 2013; YANG et al., 2013; QUINTSLR; BRITO, 2014; BORJA et al., 2015; ALEIXO et al., 2016; MORALES-NOVELO; RODRIGUEZ-

TAPIA; REVOLLO-FERNANDÉZ, 2018; NAHAS et al., 2019; WWAP, 2019; MENDES et al., 2020; RAMOS et al., 2020).

#### 4 DISCUSSÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

A desigualdade no acesso ocorre de várias maneiras e em diferentes camadas. Tomando como exemplo o abastecimento de água, quanto aos aspectos administrativos da gestão do serviço, se destaca a garantia à acessibilidade financeira e quanto aos aspectos técnicos, se destaca a garantia da qualidade da água.

Morales-Novelo, Rodríguez-Tapia e Revollo-Fernández (2018) estudaram a iniquidade no acesso às políticas de subsídio para água potável entre residências de baixa e alta renda na Cidade do México. Foi identificado que o subsídio na tarifa de água está relacionado ao volume de água consumido pela residência, favorecendo àqueles que fazem mais uso do recurso, ou seja, não há, de certa forma, incentivo à economia do recurso. Além disso, o diagnóstico sobre os padrões de consumo no município mostra que as residências com maior renda consomem proporcionalmente maiores volumes de água, assim, a política de subsídio vinculada ao volume consumido acaba desfavorecendo residências com menor renda. Os pesquisadores também reportam erros no sistema

de classificação de usuários, comprometendo o acesso ao subsídio àqueles que mais necessitam.

Yang et al. (2012) investigaram a iniquidade de acesso e a qualidade da água potável entre residências de baixa e alta renda em diversos países em desenvolvimento e constataram que de forma geral, os mais ricos têm maior acesso às fontes de água consideradas seguras. Também foi avaliado o quão seguras são as fontes consideradas adequadas (acessadas por ambas as parcelas), e verificaram que a água consumida nas residências de maior renda apresenta, em geral, melhor qualidade.

Todavia, os aspectos administrativos e técnicos quanto à qualidade são de certa forma preocupações secundárias, pois pressupõem a existência de infraestrutura física para o atendimento. Portanto, principalmente nos países com baixos índices de atendimento, o aspecto mais discutido quanto ao acesso aos serviços de saneamento é a disponibilidade física de infraestrutura para a prestação dos serviços.

#### **4.1 A desigualdade no acesso aos serviços de saneamento no Brasil, em especial na região Sudeste**

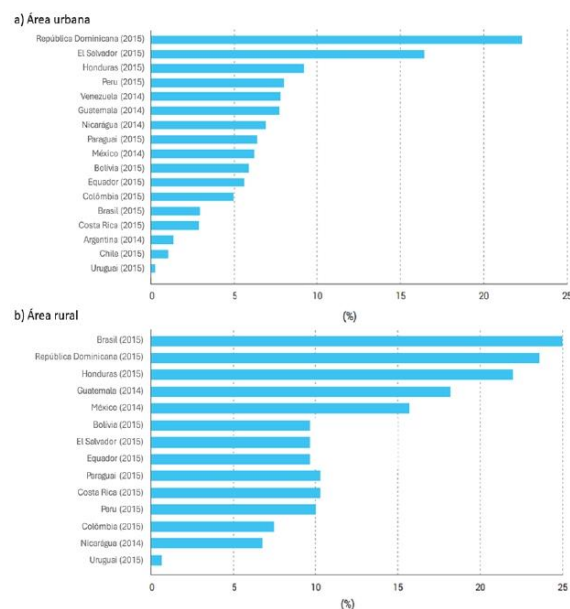
O Brasil é um dos países com mais desigualdade social e de renda do mundo (CHANCEL et al., 2022) e isto reflete no acesso aos serviços de saneamento (BICHR, 2009; DILL;

GONÇALVES, 2013; BORJA et al., 2015; ALEIXO et al., 2016; NAHAS et al., 2019; RAMOS et al., 2020). A Figura 2 apresenta a diferença no acesso ao abastecimento de água entre os mais ricos e os mais pobres, em termos percentuais, em ambientes urbanos e rurais. Observa-se que no contexto urbano a diferença no acesso ao abastecimento de água entre os mais ricos e os mais pobres no Brasil é de menos de 5%, colocando o Brasil entre os menos desiguais da amostra. Porém, no ambiente rural a desigualdade no acesso ao abastecimento de água é de cerca de 25%, representando a maior desigualdade de acesso observada para o serviço dos países que compõem a amostra.

A diferença observada para o abastecimento de água entre o atendimento nas áreas urbanas e rurais no Brasil não é observado em relação ao serviço de esgotamento sanitário. Conforme pode ser observado na Figura 3, a desigualdade no acesso ao serviço entre os mais ricos e os mais pobres é de cerca de 9% nas áreas urbanas e 8% nas áreas rurais. Em relação aos outros países da amostra, o Brasil ocupa posição mediana no ranking da desigualdade de acesso para este serviço tanto nas áreas urbanas, como nas áreas rurais. Os dados apresentados na Figura 2 e na Figura 3 mostram que mesmo em contextos socioeconômicos e culturais semelhantes, como é o caso da América Latina, as desigualdades ocorrem em diferentes níveis decorrentes da

interação de diferentes fatores. Essa mesma constatação se aplica para o território nacional brasileiro.

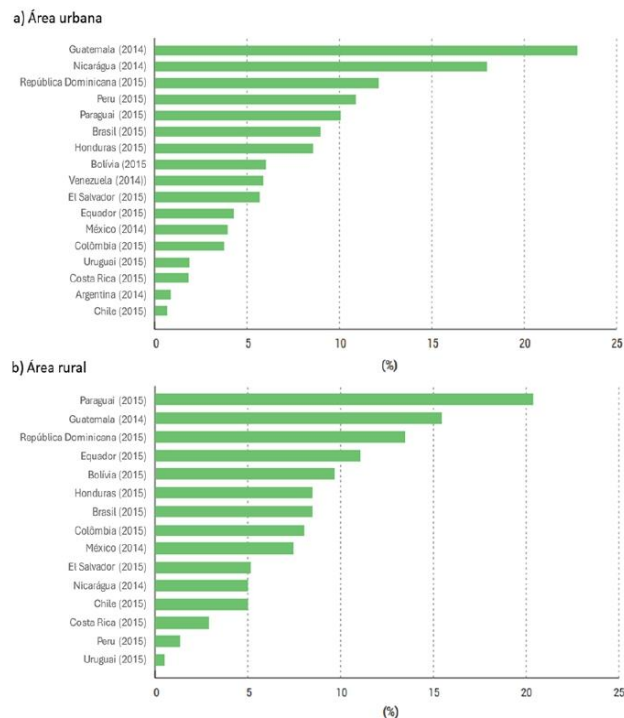
Figura 2 - Diferença no acesso ao abastecimento de água entre os mais ricos e os mais pobres na América Latina.



Fonte: Adaptado de WWAP, 2019.

Dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) referentes a 2020 apontam que o índice de atendimento nacional de redes públicas de abastecimento de água é de 84,1%, sendo o índice de atendimento urbano nacional de 93,4%, mais uma vez ilustrando a desigualdade no acesso. Em relação ao atendimento com rede pública de esgoto (coleta), o índice de cobertura nacional é de 55,0%, enquanto o índice de cobertura urbana é de 63,2% da população, sendo que do total do esgoto coletado, somente 50,8% recebe tratamento (SNIS, 2021). A diferença nos índices de atendimento entre rede de abastecimento de água e rede coletora de esgoto podem ser parcialmente explicados pelo modelo da política de saneamento do Brasil, que adota a abordagem de *path dependency*, em que o serviço de infraestrutura para o abastecimento de água é priorizado ao invés de ser implementado em conjunto com a infraestrutura para coleta de esgoto (HELLER, 2018).

Figura 3 - Diferença no acesso ao esgotamento sanitário entre os mais ricos e os mais pobres na América Latina.



Fonte: Adaptado de WWAP, 2019.

A Tabela 1 apresenta os índices de cobertura dos serviços de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto nas diferentes regiões do Brasil. Observa-se que no caso do abastecimento de água, há disparidade entre as regiões do eixo sul e do eixo norte, sendo que no eixo sul as regiões apresentam cobertura total de cerca de 90% e cobertura urbana acima de 96%, enquanto no eixo norte, a região Norte apresenta cobertura total pouco abaixo de 60%, e a região Nordeste apresenta cobertura total pouco acima de 75%, e a região Nordeste apresenta cobertura total próxima de 75% e cobertura urbana de cerca de 90%, logo pode ser estimada que a cobertura rural na região está pouco acima de 30%, evidenciando a grande disparidade no atendimento (SNIS, 2021).

Tabela 1 – Índices de atendimento de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto no Brasil no ano de 2020:

| Região       | Abastecimento de Água |        | Coleta de Esgoto |        | Tratamento do Esgoto gerado |
|--------------|-----------------------|--------|------------------|--------|-----------------------------|
|              | Total                 | Urbano | Total            | Urbano |                             |
| Norte        | 58,9%                 | 72,0%  | 13,1%            | 17,2%  | 21,4%                       |
| Nordeste     | 74,9%                 | 89,7%  | 30,3%            | 39,3%  | 34,1%                       |
| Centro-Oeste | 90,9%                 | 98,0%  | 59,5%            | 65,8%  | 58,5%                       |
| Sudeste      | 91,3%                 | 96,1%  | 80,5%            | 84,9%  | 58,6%                       |
| Sul          | 91,0%                 | 98,8%  | 47,4%            | 54,3%  | 46,7%                       |

Fonte: Adaptado de SNIS, 2021.

Grupos não atendidos pela rede pública buscam soluções alternativas para o atendimento de suas

necessidades. Todavia, as soluções alternativas não necessariamente são as mesmas dentro de um determinado grupo ou comunidade, criando situações para a manifestação de novas camadas de desigualdades, conforme mostrado na pesquisa de Aleixo *et al.* (2016). Este trabalho avaliou a desigualdade de acesso ao serviço de abastecimento de água em uma comunidade rural do nordeste brasileiro não abastecida pela rede pública, e os pesquisadores constataram que dentro deste universo, a população utiliza de diferentes fontes para se abastecer de água, sendo algumas das fontes consideradas inadequadas e não seguras, como por exemplo água bruta do rio próximo à comunidade e água de chuva coletada, sendo que cerca de 75% da população da comunidade faz uso deste último.

Além da diferença da qualidade da água em função da fonte utilizada, se estabeleceu no local uma rede de comércio ilegal de água, em que um grupo controla o acesso às cisternas e chafarizes públicos e revende a água para a população por preços muito acima do que seria a tarifa paga por m<sup>3</sup> caso a população tivesse acesso à rede pública de água. Os pesquisadores observaram que em termos de acessibilidade econômica, cerca de 40% da população compromete mais do que 3% de sua renda para adquirir água, que é o limite proposto pelo Programa de Desenvolvimento das Nações Unidas. Já em termos de quantidade, o consumo *per capita* de cerca de 70%

da população está abaixo de 50 L por dia, que é considerado o valor mínimo para o atendimento das necessidades básicas humanas (ALEIXO *et al.*, 2016).

Em relação aos serviços de coleta e tratamento de esgoto, conforme apresentado na Tabela 1, as desigualdades no atendimento se manifestam de maneira mais expressiva, ou seja, não há conformidade nos índices entre as diferentes regiões, mas em geral, a situação se repete no sentido de que as regiões mais ao sul do país apresentam melhores índices quando comparados às regiões Norte e Nordeste. Dill e Gonçalves (2013), realizaram estudo em que avaliam o Índice de Oportunidade Humana em relação ao acesso de bens e serviços que podem desempenhar papel essencial na qualidade de vida. Os bens e serviços explorados compreendem acesso à eletricidade, acesso ao saneamento adequado (coleta de esgoto), acesso à água canalizada e a probabilidade de se completar a sexta série do ensino fundamental. Os pesquisadores concluíram que o acesso à coleta de esgoto, analisando tanto pela taxa de cobertura quanto pelo índice de desigualdade na oportunidade de acesso, tem índices alarmantes em todo o país, sendo o serviço com acesso mais crítico.

Analisando ambos os serviços, temos que a região Sudeste é a que apresenta os melhores índices de atendimento no Brasil (SNIS, 2021). De acordo com Diniz (2002), as

desigualdades de desenvolvimento regional no Brasil são decorrentes do histórico colonial e dos diferentes tipos de ocupação de terra ao longo dos anos, e com a expansão da indústria e do transporte, principalmente no Sul e no Sudeste, houve intensificação da concentração econômica nas regiões, reforçando as diferenças com as regiões Nordeste, Norte e Centro-Oeste. Mendes *et al.* (2020) apontam o saneamento básico como um dos principais fatores que afetam o desenvolvimento regional e dos municípios.

A região Sudeste do Brasil apresenta alguma consistência intrarregional dos índices de abastecimento de água, mas os serviços de coleta e tratamento de esgoto não seguem a mesma tendência, conforme pode ser observado na Tabela 2.

Tabela 2 - Índices urbanos de atendimento de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto nos Estados da região Sudeste do Brasil no ano de 2020:

| Estado         | Abastecimento de Água urbano (%) | Coleta de Esgoto urbano (%) | Tratamento do Esgoto gerado (%) |
|----------------|----------------------------------|-----------------------------|---------------------------------|
| São Paulo      | 98,8                             | 93,5                        | 69,6                            |
| Minas Gerais   | 93,6                             | 83,0                        | 41,6                            |
| Rio de Janeiro | 92,7                             | 68,3                        | 47,2                            |
| Espírito Santo | 91,9                             | 65,2                        | 45,2                            |

Fonte: Adaptado de SNIS, 2021.

Quintslr e Brito (2014) investigaram a desigualdade no acesso à água e ao saneamento na metrópole Fluminense e identificaram questões estruturais e de gestão que contribuem para o cenário. Foi identificada existência de reservatórios desativados comprometendo o abastecimento, baixo índice de coleta e tratamento de esgoto que acaba impactando nos custos para o tratamento de água, cobertura de rede insuficiente e diferença entre os indicadores de cobertura de rede e o real acesso à água, além de elevados percentuais de perda de água na distribuição. Também foi observada a diferença nos índices de atendimento comparando os municípios centrais da metrópole com aqueles mais periféricos. Com a ausência da rede pública de abastecimento, a população faz uso de fontes não seguras, como poços rasos, que estão mais sujeitos à contaminação (QUINTSLR; BRITO, 2014).

Snyder *et al.* (2013) compararam os determinantes sociais e espaciais para a saúde da população entre assentamentos formais e informais no município do Rio de Janeiro e concluíram que nos assentamentos informais a cobertura do serviço de esgotamento sanitário é menor. Também foi identificado o perfil das pessoas que vivem nos assentamentos informais, sendo estas, em geral, mais novas e com menor grau de escolaridade, mais pobres e mais diversas em termos raciais. Os autores ressaltam que devido às

diferentes condições que levam ao cenário de desigualdade observado, uma solução única para intervenção nos assentamentos informais provavelmente deixará de considerar aspectos importantes de cada caso, levando a um resultado insatisfatório.

Nahas *et al.* (2019), estudaram a desigualdade de acesso aos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário adequado na região metropolitana de Belo Horizonte avaliando o impacto de diferentes fatores. Os fatores avaliados foram o rendimento mensal domiciliar, a localidade da residência, cor ou raça da pessoa responsável pelo domicílio, sexo biológico e nível de instrução da pessoa responsável pelo domicílio. Uma compilação dos resultados obtidos é apresentada na Tabela 3.

Tabela 3 – Impacto observado dos fatores estudados no acesso adequado ao abastecimento de água e esgotamento sanitário.

| Fator analisado                            | Impacto observado     |                       |
|--------------------------------------------|-----------------------|-----------------------|
|                                            | Abastecimento de Água | Esgotamento Sanitário |
| Localidade da residência                   | 6,51                  | 11,76                 |
| Renda domiciliar                           | 2,78                  | 4,53                  |
| Grau de escolaridade da pessoa responsável | -                     | 4,0                   |
| Cor da pessoa responsável                  | 1,32                  | 1,39                  |
| Sexo biológico da pessoa responsável       | 1,19                  | 1,31                  |

Fonte: Adaptado de Nahas *et al.* (2019).

Em relação ao abastecimento de água, que em 2010 atendia a 97,1% da população, o nível de instrução da pessoa responsável pelo domicílio não revelou impactar o acesso, enquanto domicílios com renda acima de 10 salários mínimos têm cerca de 3 vezes mais chances de acesso adequado em relação àqueles com renda de até 1,5 salários mínimos, domicílios em áreas urbanas tem mais do que 6 vezes maiores chances em relação a domicílios em áreas rurais, pessoas brancas pouco menos do que 1,5 vezes mais chances em relação a pessoas não-brancas. O sexo biológico da pessoa responsável pelo domicílio foi o fator que apresentou menor impacto, com pouco mais chance de acesso em comparação com pessoas do sexo biológico masculino (Nahas *et al.*, 2019).

No ano de 2010 o serviço de acesso adequado ao serviço de esgotamento sanitário atendia a 87,7% da população, e o maior impacto observado para acesso ao serviço foi referente ao fator localidade da residência, sendo que residências em áreas urbanas apresentaram acima de 10 vezes mais chances em comparação com aquelas localizadas em áreas rurais. Domicílios com renda acima de 10 salários-mínimos apresentaram quase 5 vezes mais chances de acesso em relação aos domicílios com renda até 1,5 salários-mínimos, e domicílios em que a pessoa responsável possui curso superior completo apresentaram 4 vezes mais chances em comparação com domicílios sob responsabilidade de pessoas

sem instrução formal ou ensino fundamental incompleto. Os fatores sexo biológico e raça apresentaram para o serviço de esgotamento sanitário impacto semelhante ao observado para o abastecimento de água, com os domicílios chefiados por pessoas brancas e do sexo biológico feminino apresentando pouco mais chances de acesso em relação às pessoas não-brancas e do sexo biológico masculino (Nahas *et al.*, 2019).

A diferença da amplitude no acesso aos serviços entre os anos de 2000 e 2010 também foi analisada pelos autores e é apresentada na Tabela 4.

Entre os anos 2000 e 2010 foi observado aumento nos índices de atendimento para ambos os serviços analisados, todavia, o aumento da amplitude entre o menor e o maior índice observado para cada serviço indica um aprofundamento da desigualdade de acesso tanto para o abastecimento de água quanto para o esgotamento sanitário. Aleixo *et al.* (2016) reforça o princípio estabelecido para os ODS (PNUD, 2022) de que o processo de universalização e de democratização do acesso aos serviços básicos de saneamento não deve se basear somente no aumento de cobertura, mas atendendo prioritariamente os grupos excluídos do acesso, contribuindo desta forma para a redução de desigualdades.

Tabela 4 – Amplitude entre o menor e o maior índice de atendimento observado na região metropolitana de Belo Horizonte para os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário nos anos de 2000 e 2010.

| Serviço               | População com acesso adequado |              |           |              |              |           |
|-----------------------|-------------------------------|--------------|-----------|--------------|--------------|-----------|
|                       | 2000                          |              |           | 2010         |              |           |
|                       | Menor índice                  | Maior índice | Amplitude | Menor índice | Maior índice | Amplitude |
| Abastecimento Água    | 77%                           | 98%          | 21        | 75%          | 99%          | 24        |
| Esgotamento Sanitário | 0%                            | 92%          | 92        | 1%           | 96%          | 95        |

Fonte: Adaptado de Nahas *et al.* (2019).

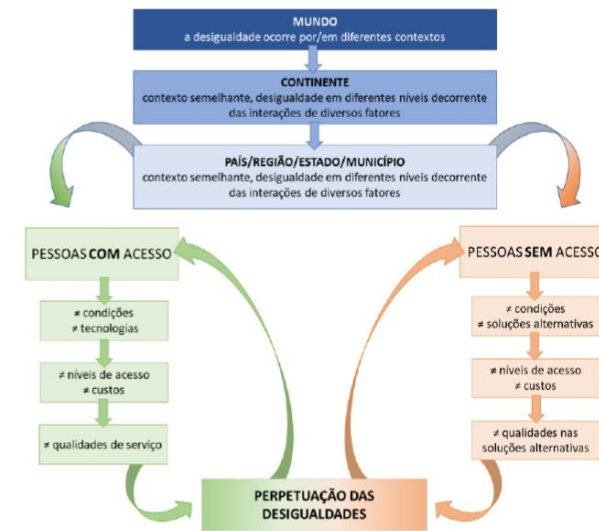
Analisando os índices apresentados na Tabela 2, o Estado de São Paulo apresenta os melhores resultados no contexto geral, e segundo Dill e Gonçalves (2013) é o Estado com maior equidade de acesso. No entanto, o melhor desempenho em relação aos outros Estados do país não significa acesso igualitário, pois a população mais vulnerável é especialmente afetada pelas desigualdades de acesso (RAMOS *et al.*, 2020).

Bichir (2009) explorou a desigualdade de acesso a serviços urbanos, entre eles o acesso à rede de água e atendimento por coleta de esgoto entre o extrato dos 40% mais pobres no município de São Paulo, com objetivo de explorar quais as dimensões além da renda impactam o acesso aos serviços. Ela constatou que cerca de 2/3 desta população tem acesso inadequado ou ineficiente aos serviços urbanos, sendo

a região de residência no município o fator de maior influência no acesso, com os piores índices observados na região periférica, seguida pela região intermediária e central. Dentre os residentes na região periférica, os fatores que mais influenciam no acesso são o tempo morando no bairro, o investimento viário despendido pela prefeitura e os diferentes grupos de renda per capita das famílias. Para a parcela mais pobre, morando na região intermediária do município, os principais fatores são a distância para o centro e ter a moradia em favelas ou loteamentos irregulares (ao invés de bairros regulares). Já para aqueles localizados na região central, os principais fatores são a renda da pessoa responsável pela família e a idade.

Diferentes condições determinam a ausência do acesso de determinados grupos aos serviços de saneamento, e nestes grupos, as diferentes soluções adotadas pelas populações levam a desigualdade de acesso em termos de volume disponível, qualidade e custo. Já nos grupos atendidos, as diferentes condições e as tecnologias utilizadas são os fatores que podem ocasionar desigualdade nos custos, qualidade do produto e do serviço prestado. Em ambos os cenários ocorre a perpetuação das desigualdades, conforme ilustrado na Figura 4.

Figura 4 – Diferentes níveis de ocorrência e fatores que influenciam na desigualdade de acesso aos serviços de saneamento.



Fonte: Autoria própria.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados apresentados e discutidos mostram a existência de desigualdades no acesso aos serviços de saneamento, notadamente para o abastecimento de água e o esgotamento sanitário, em diferentes níveis geográficos e em

diferentes graus de magnitude, decorrente do resultado da interação de diferentes fatores. Mesmo em grupos atendidos pela rede pública, há fatores que levam a situações de desigualdade, seja caracterizada pelas tarifas praticadas ou pela qualidade do serviço. Em grupos sem acesso à infraestrutura pública de saneamento, diferentes soluções alternativas são adotadas, resultando em diferentes condições de disponibilidade e qualidade.

Assim como no mundo, no Brasil os habitantes das zonas rurais, os mais pobres e aqueles pertencentes a grupos minoritários e historicamente excluídos são os mais afetados quanto ao acesso aos serviços de saneamento. O serviço de esgotamento sanitário apresenta os níveis de acesso mais críticos em todo o país, comparado com outros serviços básicos. O abastecimento de água, apesar de apresentar nível de atendimento relativamente alto, não apresenta democratização de acesso.

Considerada a importância dos serviços de saneamento para a manutenção da qualidade de vida e, principalmente, para a manutenção da saúde da população, é imperativa a necessidade de que se estabeleçam estratégias e ações para a universalização do acesso. No entanto, a expansão do atendimento à população não necessariamente significa diminuição da desigualdade, podendo inclusive contribuir para o aumento desta, justificando a estratégia de ação sugerida nos

ODS de privilegiar a expansão do atendimento dos serviços para os grupos excluídos para se obter o maior impacto positivo possível com os investimentos necessários. No entanto, cabe ressaltar que não há uma solução única para o problema. Cada situação apresenta suas particularidades, requerendo diferentes soluções que considerem as especificidades das características e necessidades locais.

## REFERÊNCIAS

ALEIXO, Bernardo; REZENDE, Sonaly; PENA, João Luiz; ZAPATA, Gisela; HELLER, Léo, Direito humano em perspectiva: desigualdades no acesso à água em uma comunidade rural do nordeste brasileiro. **Ambiente e Sociedade**, vol. XIX n.1, p. 63-82, São Paulo, 2016.

BICHIR, Renata Mirandola, Determinantes do acesso à infraestrutura urbana no município de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, vol. 24, n.70, p. 75-89, 2009.

BORJA, Patrícia Campos; FREDIANI, Daniel Augusto; BARRETO, Tarssio Brito; MORAES, Luiz Roberto Santos. Serviços públicos de saneamento básico em Salvador – BA: estudo sobre as desigualdades de acesso. **Revista eletrônica**

de **Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)**, v. 3, n. 2, p. 140-152, 2015.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil – Subchefia para Assuntos Jurídicos. **Lei nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007**. Diário Oficial da União. Brasília, 2007.

BRASIL. Secretaria-Geral. **Lei nº 14.026 de 26 de julho de 2020**. Diário Oficial da União. Brasília, 2020a.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **Plano Nacional de Saneamento Básico - Plansab. Relatório de Avaliação Anual 2018**. Brasília, março de 2020b.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. **Diagnóstico temático: Serviços de Água e Esgoto – Visão Geral**. Brasília, dezembro de 2021.

CHANCEL, Lucas; PIKETTY, Thomas; SAEZ, Emmanuel; ZUCMAN, Gabriel *et al.* **World Inequality Report 2022**. *World Inequality Lab*, 2022.

DESHPANDE, Aniruddha; MILLER-PETRIE, Molly K; LINDSTEDT, Paulina, *et al.* **Mapping geographical inequalities in access to drinking water and sanitation facilities in low-income and middle-income countries, 2000-17**. *The Lancet Global Health*, Volume 8, Issue 9, 2020.

DILL, Helena Cristina; GONÇALVES, Flávio de Oliveira. Igualdade de oportunidade entre os estados brasileiros: uma análise microeconômica com base nos dados da PNAD 2009. **Nova Economia**, 23(2), 307-328, Belo Horizonte, 2013.

FISHER J. *Women in water supply, sanitation and hygiene programmes*. **Proceedings of The Institution of Civil Engineers-municipal Engineer**, 161: 223–29, 2008.

FRONE, Simona; FRONE, Dumitru Florin, *Promoting access to water supply and sanitation: issues and challenges in Romania*. **Scientific Paper Series Management**, 2013.

HELLER, Léo. Saneamento no Brasil: outro mundo é possível e desejável. In: HELLER, L. (Org.). **Saneamento como política pública: um olhar a partir dos desafios do SUS**. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2018.

MENDES, Wesley de Almeida; FERREIRA, Marco Aurélio Marques; FARIA, Evandro Rodrigues de; ABRANTES, Luiz Antônio. Desenvolvimento humano e desigualdades regionais nos municípios brasileiros. *Latin American Research Review*, 55(4), pp. 742–758, 2020.

METCALF & EDDY. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa, 5th ed. AMGH, Porto Alegre, 2016.

MORALES-NOVELO, Jorge; RODRÍGUEZ-TAPIA, Lilia; REVOLLO-FERNANDÉZ, Daniel A., *Inequality in Access to drinking water and subsidies between low and high income households in Mexico City*. *Water*, 10, 1023, 2018.

NAHAS, Maria Inês Pedrosa; MOURA, Arlete Soares Alves de; CARVALHO, Rodrigo Coelho de; HELLER, Leo. Desigualdade e discriminação no acesso à água e ao esgotamento sanitário na Região Metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, 35(4), 2019.

PNUD BRASIL – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, **Objetivos de desenvolvimento sustentável**. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>>. Último acesso em 05/08/2022.

POLITIZE. **Desigualdade Social**. Disponível em: <<https://www.politize.com.br/desigualdade-social/>>. Publicado em 31/07/2017. Último acesso em: 23/08/2022.

QUINTSLR, Suyá; BRITTO, Ana, Desigualdades no acesso à água e ao saneamento: impasses da política pública na metrópole Fluminense. *Waterlat-Gobacit Research Network*, vol. 1, n.2, 2014.

RAMOS, Ruth Ferreira; FREY, Klaus; CORREIA, Aldenísio Moraes; DOS ANJOS, Lidiane Alonso Paixão; LEONEL, Ana Lia. Saneamento Ambiental na Macrometrópole Paulista: perspectivas para uma governança multinível. *Revista Ambiente e Sociedade*, Vol. 23, São Paulo, 2020.

SNYDER, Robert E.; JAIMES, Guilherme; RILEY, Lee W.; FAERSTEIN, Eduardo; CORBUR, Jason, *A comparison of social and spatial determinants of health between formal and informal settlements in a large metropolitan setting in Brazil*. *Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine*, vol. 91 No. 3, 2013.

SORENSEN, Susan B; MORSSINK, Christiaan; CAMPOS, Paola Abril. *Safe access to safe water in low income countries: water fetching in current times*. *Soc Sci Med*, 72: 1522–26, 2011.

STANAWAY, JD; AFSHIN, A; GAKIDOU, E; et al. *Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017*. **Lancet**, 392: 1923–94, 2018.

SUBTIL, E. SANCHEZ, A.; CAVALHERO, A. Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto e reúso de água. In **Ciência e Tecnologia Ambiental: Conceitos e Perspectivas**, 201–220. Editora UFABC, Santo André, Brasil, 2016.

THERBORN, Göran. Os campos de extermínio da desigualdade. **Revista Novos Estudos**, Editora Cebrap, n. 87, p. 145-156, 2010.

TRATA BRASIL (Instituto); CEBDS – Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável. **Benefícios econômicos da expansão do saneamento brasileiro**, 2014.

TRATA BRASIL (Instituto); CEBDS – Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável. **Benefícios econômicos e sociais da expansão do saneamento no**

**Brasil – Qualidade de vida, produtividade, educação e valorização ambiental**. 2018.

UHR, Júlia Gallego Ziero; SCHMECHEL, Mariana; UHR, Daniel de Abreu Pereira. Relação entre saneamento básico no Brasil e Saúde da população sob a ótica das internações hospitalares por doenças de veiculação hídrica. **Revista de Administração, Contabilidade e Economia da FUNDACE**, v. 7, n. 2, Ribeirão Preto, junho de 2016.

WWAP, UNESCO *World Water Assessment Programme. The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind*, 2019.

YANG, Hong; BAIN, Robert; BARTRAM, Jamie; GUNDRY, Stephen; PEDLEY, Steve; WRIGTH, James, *Water safety and inequality in access to drinking-water between rich and poor households*. **Environmental Science and Technology**, 47, 1222-1230, 2013.

### 3.3 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Os sistemas de tratamento de efluentes sanitários domésticos têm como objetivo a redução de matéria orgânica, sólidos em suspensão, microorganismos patogênicos e, em alguns casos, os nutrientes (ANA, 2017; LEME, 2010). O tratamento ocorre através da oxidação da matéria orgânica presente nos efluentes, por meio de processos físico, químicos e biológicos, podendo ser aeróbios ou anaeróbios (ANA 2017; LEME, 2010).

A seleção dos processos de tratamento deve levar em consideração os padrões de lançamento e as características do corpo receptor conforme a legislação vigente, aspectos econômicos, sociais e operacionais e a disponibilidade de área (BRASIL, 2013; ANA, 2017). Os processos de tratamento mais utilizados no Brasil são reatores anaeróbios, sistemas de lagoas, sistemas simplificados como fossas sépticas seguidas por filtros anaeróbios, e lodos ativados (ANA, 2020).

Oliveira e Von Sperling (2005) avaliaram o desempenho de 166 estações de tratamento de efluentes em operação no Brasil comparando as eficiências típicas reportadas na literatura para parâmetro como DBO, sólidos suspensos totais, nitrogênio total, fósforo total e coliformes fecais com as eficiências efetivamente observadas. Conforme apontado pelos autores, muitas vezes as eficiências observadas encontram-se abaixo das eficiências reportadas na literatura, todavia, na maioria das estações avaliadas o efluente tratado atende a legislação vigente para o lançamento de efluentes no que diz respeito a DBO.

Em sistemas centralizados os efluentes de uma grande área urbana e periurbana são unificados, coletados através de uma longa rede e transportados para estações de tratamento de grande porte. Os sistemas centralizados requerem grande estrutura de bombas, longas redes de grande diâmetro e apresentam elevado consumo de energia (SUBTIL; SANCHEZ; CAVALHERO, 2016; CAPODAGLIO *et al.*, 2017).

Os sistemas centralizados para tratamento de efluentes, em geral, são atrativos em locais onde as características geográficas e da população permitem economia de escala, pois necessitam de alto investimento capital, além de elevados custos de administração, de operação e manutenção e apresentam capacidade de expansão limitada (GREEN; HO, 2005; MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009; GIKAS; TCHOBANOGLIOUS, 2009; RAMPRASAD; BHARATHWAJ; PODDAR, 2019). Em locais onde não há viabilidade econômica de grandes sistemas centralizados de coleta e tratamento de efluentes uma opção para o atendimento da população é o uso de sistemas descentralizados, inclusive, o uso de sistemas descentralizados como parte da estratégia de universalização é previsto na lei brasileira nº 14.026 (CAPODAGLIO, 2017; BRASIL, 2020).

Os sistemas de tratamento descentralizados são caracterizados por tratarem de pequenas vazões, onde o efluente é coletado, tratado e descartado (ou reutilizado) próximo ao local de geração, reduzindo consideravelmente os custos de implantação do sistema coletor, além de menores custos de operação e manutenção devido a escala reduzida (MAURER.,

2013; SUBTIL; SANCHEZ; CAVALHERO, 2016; CAPODAGLIO, 2017; JUNG *et al.*, 2018). Von Sperling e Salazar (2013) em estudo sobre o custo capital de coleta, transporte e tratamento de efluentes em sistemas centralizados apontam que em todas as 84 estações analisadas o sistema de coleta representava o maior componente dos custos, variando entre 53% e 64% do custo total.

De acordo com Subtil, Sanchez e Cavalhero (2016) as tecnologias utilizadas para operar sistemas descentralizados devem ter a capacidade de operar por longos períodos, atender o nível de tratamento exigido considerando variação de vazão e concentração do efluente a ser tratado e ser acessível em termos econômicos. Porém Pinkham (2004), Maurer, Wolfram e Anja (2010), Afferden *et al.* (2015) e Ramprasad, Bharathwaj e Poddar (2019) apontam que a flexibilidade dos sistemas descentralizados permite modificações e adições ao sistema conforme a necessidade e permite respostas mais rápidas a mudanças em tecnologia.

As tecnologias de tratamento aplicadas em estações descentralizadas variam desde sistemas simples como os tanques sépticos até tecnologias mais avançadas como membranas e tecnologias baseadas na natureza como os *wetlands* construídos (MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009; SINGH *et al.*, 2015; CAPODAGLIO *et al.*, 2017; LUTTERBECK *et al.*, 2018; DE OLIVEIRA CRUZ *et al.*, 2019; DE SOUZA CELENTE *et al.*, 2019).

### **3.4 REVISÃO SISTEMÁTICA DOS ÚLTIMOS 20 ANOS DE PESQUISA SOBRE TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO DOMÉSTICO NO BRASIL: ESTADO DA ARTE E POTENCIAIS**

Este artigo foi publicado em 15 de dezembro de 2021 na revista *Water Science and Technology* pela *International Water Association Publishing* (DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2021.487>).

## Systematic review of the last 20 years of research on decentralized domestic wastewater treatment in Brazil: state of the art and potentials

Marcella Moretti Ferreira <sup>a,\*</sup>, Fabiana Alves Fiore <sup>b</sup>, Alexandre Saron <sup>c</sup>  
and Gustavo Henrique Ribeiro da Silva <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Department of Civil and Environmental Engineer, São Paulo State University (UNESP), Av. Eng. Luiz Edmundo C. Coube, n. 14-01, Bauru – SP, CEP 17033-360, Brasil

<sup>b</sup> Institute of Science and Technology, São Paulo State University (UNESP), Av. Eng. Francisco José Longo, n. 777, São José dos Campos – SP, CEP 12245-00, Brasil

<sup>c</sup> SENAC University Centre- Campus Santo Amaro, Av. Engenheiro Eusébio Stevaux, n. 823, São Paulo – SP, CEP 04696-000, Brasil

\*Corresponding author. E-mail: marcella.moretti@unesp.br

 MMF, 0000-0001-9088-9242; FAF, 0000-0002-2430-8240; AS, 0000-0003-4803-5061; GHRdS, 0000-0002-0741-8966

### ABSTRACT

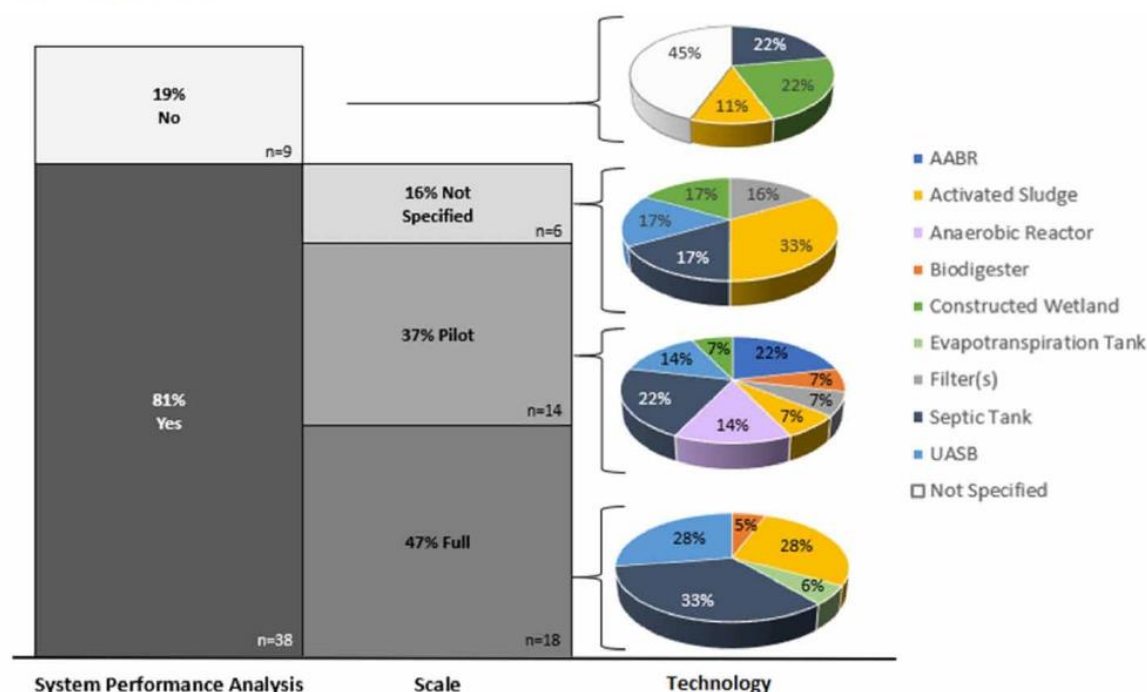
A DEWATS (decentralized wastewater treatment system) is an alternative for expanding sanitation. In Brazil, DEWATS is acknowledged by law and is part of the National Sanitation Plan strategy for achieving the treatment of 85.6% of all the generated wastewater by 2033, improving the current treatment index of 49%. This review's aim is to identify DEWATS studies in Brazil and to verify their potential for narrowing the national wastewater treatment deficit. Hence, aspects such as cost, maintenance, and efficiency were assessed. The archival research method (ARM) was used to identify papers published in the last 20 years through the scientific databases of Scopus, Science Direct, and Web of Science. Data regarding the general characteristics of each study were collected and compared to Brazilian environmental regulation and sanitation status. The results showed the evaluation of different technologies such as DEWATS, highlighting their flexibility and potential use in 79% of Brazilian counties. However, although 81% of the studies conducted performance analysis, none covered the main parameters required by Brazilian law. Although legal gaps for DEWATS improvement and consolidation have been identified and the interest in studying DEWATS has been increasing in the last five years, many barriers to their widespread use remain.

**Key words:** decentralized systems, decentralized wastewater systems, DEWATS, sanitation, sanitation in Brazil, wastewater treatment

### HIGHLIGHTS

- Critical analysis on current challenges for the widespread use of DEWATS in Brazil.
- Studies focus on solutions for rural areas, highlighting the need for solutions in urban and peri-urban areas.
- Advantages as low implementation cost and simplified Operation and Maintenance (O&M) are inadequately evaluated in the analyzed papers.
- The lack of specific laws and regulations about DEWATS and water reuse are barriers for expanding DW treatment.

## GRAPHICAL ABSTRACT



## 1. INTRODUCTION

Sanitation is currently one of the most difficult challenges in water management sustainability worldwide, and it will continue to be so in the coming years (Huang & Zhou 2021). Sewer sanitation services are linked to both water conservation and public health (Metcalf & Eddy 2016; Subtil *et al.* 2016; Marotti *et al.* 2017). The World Health Organization (WHO) considers a sewage sanitation service to be safe and adequate when sanitary appliances are not shared with people from a different household and domestic wastewater (DW) is either treated directly in the location where it was generated or is collected and sent to a proper treatment facility (WHO 2021a). According to the National Basic Sanitation Plan (Plansab – Plano Nacional de Saneamento Básico) in Brazil, an adequate sewage sanitation service includes collection, followed by treatment in a wastewater treatment facility, or the use of septic tank followed by a post-treatment (Brasil 2013).

Untreated DW disposal in water bodies is one of the most significant contributors to water quality deterioration, affecting the availability of this natural resource. Aside from water pollution, population growth, changes in people's consumption patterns, and use of water sources beyond their sustainable limits, alongside the effects of climate change will have a significant impact on water availability, quantity, and quality. Thereby increasing the pressure on this natural resource and highlighting the need for sustainable water management that addresses conservation and efficient water use (Bates *et al.* 2008; Gikas & Tchobanoglous 2009; UNESCO UN-Water 2020).

As a result, proper DW collection and treatment are critical for ensuring the quality of both human health and the environment (Schwarzenbach *et al.* 2010; Metcalf & Eddy 2016). Furthermore, the importance of water quality maintenance is reinforced by the fact that among the United Nations (UN) Sustainable Development Goals (SDGs), universalization of access to drinking water and sewage sanitation services is linked directly or indirectly to other SDGs. These include for example, protection of life below water and on land, climate action, zero hunger, good health and well-being, and sustainable cities and communities (UN 2021).

In Brazil, the conditions and criteria for disposing of treated DW are established by Resolutions no. 357 and no. 430 of the National Environmental Council (CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente). Among the parameters used for

qualifying direct discharge of treated DW in water bodies are pH, temperature, settleable solids, biological oxygen demand (BOD), oil and greases, and other 31 organic and inorganic elements (Brasil 2005; Brasil 2011).

### 1.1. Traditional wastewater treatment system and its development in Brazil

DW collection and treatment have traditionally been based on centralized systems in which the wastewater pipelines of a large urban and peri-urban area are unified, collected, and transported to large wastewater treatment facilities. This system requires a large pumping infrastructure, extensive pipelines, and a large amount of energy (Subtil *et al.* 2016; Capodaglio *et al.* 2017).

Centralized wastewater treatment facilities have become common in the world since the middle of the 19<sup>th</sup> century (Gikas & Tchobanoglous 2009). Sewer sanitation services in Brazil began in 1853, according to Azevedo Netto (1959), with a legislative act authorizing sewage services in the city of Rio de Janeiro. Between the years of 1857 and 1864, the city built its first sewage pipeline. The cities of Recife, São Paulo, and Santos built their first sewage pipelines in 1873, 1876, and 1889, respectively. In the year of 1892, the city of Campinas constructed its first sewage pipeline with septic tanks and percolating bed systems.

However, it was not until 1970, with the establishment of the National Sanitation Plan (Planasa – *Plano Nacional de Saneamento*) at the time and the establishment of 27 companies responsible for providing sanitation services to each Brazilian federal state, that access to sanitation services in the country was expanded (Sousa & Costa 2013; ABDIB 2021). Following that, the investments in basic sanitation declined considerably, with only a significant increase observed in 1990 (Saiani & Toneto Júnior 2010). Since 2007, when national law no. 11.445, known as the Sanitation Milestone, was enacted, financial investment in the sanitation sector has increased in general, reaching a peak in 2019. This year, approximately US\$3.2 billion was invested, far exceeding the US\$2.6 billion and US\$2.2 billion invested in 2018 and 2017, respectively (Dutra *et al.* 2016; Brasil 2020a)\*.

A new National Basic Sanitation Plan (Plansab) was approved in 2013, representing an important achievement for the sanitation sector as it is currently the main instrument of the national sanitation policy. It establishes short-, medium-, and long-term goals, aiming to achieve universal sanitation services over a 20-year period, from 2014 to 2033 (Brasil 2013). The commitment to universalization until 2033 was strengthened by national law no. 14.026 of 2020 (Brasil 2020b), which encourages private investment in the sanitation sector.

### 1.2. The need for new strategies

In 2019, the treatment index of all DWs generated in Brazil was 49.1% (Brasil 2020a), similar to what is observed on a global scale, where only 45% of the world's population is estimated to have access to adequate and safe sanitation (The World Bank Group 2021; WHO 2021b). This current index falls short of the Plansab goal for the given time period, which predicted that by 2018, more than 50% of all generated DWs would be properly treated. In Brazil, there is significant disparity in the DW treatment index across the different regions of the country. The Center-West and Southeast regions have the best DW treatment indexes, treating more than 50% of all generated DWs, while the North and Northeast regions have the worst indexes, treating 22% and 33.7% of all the generated DWs, respectively. The parcel of DW that is not collected and/or treated is discharged directly into the soil or water bodies and contributes to the diffuse pollution of the areas (Brasil 2020a).

The current stage of sanitation services in Brazil demonstrates that the efforts and financial investments made since Planasa, including legal regulation and planning, were ineffective in reducing the DW collection and treatment deficit. On the occasion of Plansab's update in 2018, the optimistic reference scenario adopted by Plansab in 2013 was replaced with a more conservative scenario because the anticipated conditions did not materialize. The current target for 2033 is to treat 85.6% of all DWs generated in the country (Brasil 2020c).

Studies have shown that the sanitation service deficit, especially regarding DW collection and treatment, is concentrated in developing countries, rural areas, peri-urban areas, and informal settlements, such as slums (Massoud *et al.* 2009; Saiani & Toneto Júnior 2010; UNESCO WWP 2019; UNICEF & WHO 2019; Brasil 2020a, 2020c). This demonstrates that, despite the critical role of centralized wastewater treatment systems, relying solely on them is unsuitable for the sustainable management of water resources. Therefore, adopting new strategies for increasing the coverage of sewage sanitation services is necessary (Gikas & Tchobanoglous 2009; Dutra *et al.* 2016; Capodaglio *et al.* 2017).

\* Considering the average exchange rate for each given year: 2019 = R\$3,9451/1 USD, 2018 = R\$ 3,6542/1 USD; 2017 = R\$ 3,1920/1 USD (Brasil 2021)

In general, DW centralized treatment facilities are financially appealing in areas where population and geographical characteristics favor economies of scale, because they require a significant initial capital investment and have high maintenance, operational, and management costs. The main costs in centralized DW treatment facilities are related to DW collection and transport infrastructures, which can account for up to 60% of total costs (Massoud *et al.* 2009; Von Sperling & Salazar 2013; Subtil *et al.* 2016).

Due to financial constraints in expanding sewage sanitation services, as well as the limited expansion capacity of centralized systems (Gikas & Tchobanoglous 2009; Dutra *et al.* 2016), new alternatives are being investigated. Among the actions and strategies described in Plansab for sanitation development is the consideration of options in which the technology used takes into account local and economic characteristics (Brasil 2013), features that correspond to decentralized systems.

### 1.3. DEWATS

In decentralized treatment systems, DW is collected, treated, and discharged (or reused) next to where it is generated (Maurer 2013; Subtil *et al.* 2016). The use of decentralized or alternative systems for DW treatment is predicted in rural or remote areas, as well as in urban informal settlements, as a strategy for achieving the universalization goals set forth in national law no. 14.026 (Brasil 2020b). However, no law or regulation in Brazil currently specifies the characteristics or conditions for a treatment facility to be considered a DEWATS.

Nevertheless, there is a definition for small DW treatment facilities. According to CONAMA Resolution no. 377, small DW treatment facilities have a project flow of 50 L/s or less and a capacity to serve up to 30,000 inhabitants (Brasil 2006), which are characteristics that most DEWATS have. Small DW treatment facilities have a streamlined process for obtaining the environmental permits for its functioning. According to data from the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE – *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*), approximately 79% of Brazilian counties have a population of 30,000 inhabitants or less, demonstrating the enormous potential of small sewage treatment systems (Brasil 2020d).

DEWATS are versatile and can be used as a single-family DW treatment solution in remote areas, university campuses, commercial buildings, and industries, or as collective DW treatment solutions in *clusters* or satellite systems. In clusters/satellite systems, the DW generated by a group of people, usually inside a 3-km radius, is collected and directed to a treatment facility (Gikas & Tchobanoglous 2009; Subtil *et al.* 2016; Capodaglio *et al.* 2017).

The satellite organization of DEWATS tends to be more favorable in areas with a high density of people, like peri-urban areas. In such systems, a local DW pipeline collector is needed. Yet, the pipeline collector is smaller and less costly when compared to pipeline collectors of centralized treatment facilities (Massoud *et al.* 2009; Capodaglio *et al.* 2017). As, in DEWATS, DW treatment is done close to its point of generation, the costs of implementation, operation, and maintenance are considerably lower when compared to traditional centralized systems (Massoud *et al.* 2009; Larsen Tove *et al.* 2016; Capodaglio 2017; Jung *et al.* 2018).

Other features of DEWATS that are often mentioned as advantageous include: the possibility to install in response to current demand, preventing the underutilization of the installed capacity and thus reducing costs and increasing efficiency (Massoud *et al.* 2009; Maurer *et al.* 2010; Maurer 2013; Van Afferden *et al.* 2015; Larsen Tove *et al.* 2016); facilitation for resource recovery from DW (Maurer 2013; Tchobanoglous & Leverenz 2013); facilitation for water reuse, which contributes to reducing the demand for drinking water (Larsen Tove *et al.* 2016; Subtil *et al.* 2016; Capodaglio *et al.* 2017). All the aforementioned points have been regarded as a trend for the sewage sanitation sector, also known as New Sanitation, which represents more sustainable (waste)water management (Zeeman *et al.* 2008; Poortvliet *et al.* 2018; Wielemaker *et al.* 2018; Diaz-Elsayed *et al.* 2019).

Water reuse, including water recovered from DW, is one of the strategies mentioned in Plansab for achieving the goal of sanitation universalization, and it is encouraged by national law no. 14.026 (Brasil 2013, 2020b). However, there is currently no law or regulation governing the conditions and possibilities for treated DW water reuse. However, the Brazilian Technical Norm (NBR – *Norma Brasileira*) 13969 is used as a reference for water reuse. This norm addresses the design, construction, operation, and final disposition of DW treated by septic tanks followed by complementary treatment units (Brasil 1997). Nevertheless, it is worth noting that in May 2020, the Brazilian Chamber of Deputies approved the Law Project no. 2451/2020 on water reuse. The goal of this legislative project is to make water reuse mandatory in some Brazilian counties. Water sources anticipated in this law project include treated wastewater (both sanitary and industrial) and rainwater, with all predicted reuses being non-potable (Brasil 2020e).

DEWATS, like centralized treatment systems, must be carefully designed, operated, and maintained. In general, DW treatment facilities are designed to remove organic matter, suspended solids, pathogenic microorganisms, and nutrients in some cases (Leme 2010; Brasil 2017). The treatment process must be chosen considering the conditions established by law for treated DW discharge, as well as the characteristics of the water body that will receive the discharge, area availability, and economic, social, and operational aspects (Brasil 2017).

DEWATS treatment technologies range from simple technologies like septic tanks to more advanced technologies like membranes and nature-based technologies like the Constructed Wetlands (Massoud *et al.* 2009; Singh *et al.* 2015; Capodaglio *et al.* 2017; Lutterbeck *et al.* 2018; de Oliveira Cruz *et al.* 2019; de Souza Celente *et al.* 2019). According to data from the 2015 National Research by Household Sample (PNAD – *Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios*), 21.5% of the Brazilian population use a septic tank as a single-family DW treatment solution (Brasil 2015). However, it is important to note that the information displayed in the National System of Sanitation Information (SNIS – *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento*) is provided by sewage service provider companies. As a result, alternative or single-family treatment solutions are not accounted for in the national treatment index. These companies can be state companies, county autarchies, private companies, or even county authorities.

#### 1.4. Current needs for dewats' improvement

Despite the need to expand the current sewage sanitation service coverage and the potential of DEWATS, there are barriers to the use of new systems. Among these impediments, are the continuation of the *business-as-usual* attitude toward centralized treatment stations, the limited information about DEWATS performance, and the almost non-existent economic assessment of decentralized systems (Singh *et al.* 2015; Capodaglio *et al.* 2017). These issues, among others, are critical for the sustainability of sanitation systems. Recent research on global sanitation trends by Huang & Zhou (2021) reveals the sustainability of the systems, including wastewater treatment as one of the main subjects of study.

The proof of the effectiveness of a given treatment system is related to compliance with the conditions established by law for treated DW disposition and is essential for technology or a combination of technologies to be used on a large scale. The objectives of this study are to (a) identify DEWATS research done in Brazil over the last 20 years, (b) overview publications' development and geographical region distribution in Brazil and verify their relationship to the main national sanitation legal milestones, (c) identify and discuss the technologies used as DEWATS and identify their methodological approaches, and (d) evaluate the potential use of DEWATS as part of the strategy for the universalization predicted by law considering operational and economic factors, as well as compliance with current national environmental regulations.

## 2. METHODS

A systematic review of the literature on DEWATS in Brazil was conducted to achieve the research objectives. As a result, Archival Research Methodology (ARM) was used, which is a strategy for inquiring about studies previously done (Searcy & Mentzer 2003). The description of this research methodology and its steps are presented below.

1. Defining database source: this review covered the well established scientific databases of Scopus, Science Direct, and Web of Science.
2. Delimitation of the scope: the timeframe covered was from 2001 to 2021, 18 March 2021 being the last date on which the database was screened for new papers.
3. Defining a unit of analysis: first, all search results were accepted.
4. Sampling: the sample of documents was defined by searching the following keywords in the mentioned databases: '*decentralized wastewater*,' '*decentralized waste water*,' and '*decentralized sewage*'.
5. Applying a regional filter: '*Brazil*' as an affiliated country was used as a filter. Search results returned 193 results.
6. Conducting general compilation: a total of 111 articles were dismissed due to duplicity. Hence, the sample was reduced to 82 publications.
7. First screening: the title and abstract of each article were read to dismiss papers not related to the use of DEWATS. A total of 21 papers were dismissed; thus, the remaining sample comprised 61 papers.
8. Second screening: review papers, conference papers, and book chapters were dismissed. The number of dismissed papers was 10; thus, the remaining sample comprised 51 papers.

9. Third screening: all the remaining articles were read to confirm their relation to DEWATS. Six papers that presented no relation to DEWATS and/or were not performed in Brazil were dismissed. The final sample comprised 45 papers.
10. Defining final sample: the papers of the final sample were once again entirely read for the collection of data of interest.

The scheme of the process on which this review was based and its steps are shown in Figure 1.

A protocol for data collection was developed. The data of interest were those that provided general characteristics of each studied system, such as the technology investigated, the scale of the study, the year of publication, the type of effluent being treated, the intended area of application of the technology being investigated, the geographical region in which the study was performed, the operation data, the type of analysis performed in the study, the physical, chemical, and biological parameters evaluated, the intended or predicted water reuse, recovery of nutrients, system maintenance, economical assessment, and the use of the natural elements as part of the technology.

All data collected were organized and systematized in Microsoft Excel tables for further analysis. The CONAMA Resolutions no. 357 and no. 430 were chosen for comparison of the analysis' results to the current Brazilian environmental law. These resolutions define water bodies classification based on their water quality and predominant use, as well as the standards and conditions for treated wastewater discharge.

### 3. RESULTS AND DISCUSSION

The content analysis and data interpretation from the final sample of 45 papers resulted in the evaluation of 47 studies about DEWATS conducted in Brazil over the last 20 years (two of the studies applied a comparative design and included two systems, respectively). First, the research done on DEWATS in Brazil over the last 20 years is presented. Second, an overview of the publications is done regarding the publications' development through the years and their geographical region distribution alongside their relationship to the main national sanitation milestones. Third, the technologies used as DEWATS are identified and discussed, and the publications' methodological approaches are identified. Finally, the potential use of DEWATS as part of the strategy for sanitation universalization is assessed in terms of operational, maintenance, and economic aspects, as well as compliance with the current national laws and regulations.

#### 3.1. Research on DEWATS in Brazil

In the last 20 years, 45 publications regarding DEWATS in Brazil were identified. In Table 1, a summary of the studies and their main features is presented.

The studies were conducted utilizing three different types of effluents, as shown: DW, synthetic DW, and university campus sanitary wastewater. The performance of the systems/technologies was addressed in 38 of the studies. The remaining nine focused on specific topics, such as sludge volume reduction and digestion, the effect of endocrine disruptors exposure on fish, odor control in DEWATS, design tools, economic assessment, and the sustainability of DEWATS.

#### 3.2. Overview of publications' development and geographical region distribution

The distribution of papers about DEWATS over the last 20 years is presented in Table 2. It was observed that, over the two decades of publications examined for this review, publications about DEWATS have become more consistent beginning in 2018. The total number of papers published from 2018 to 2021 accounts for 60% of the time period under consideration. Given this, neither the Sanitation Milestone represented by the approval of national law no. 11.445 in 2007 nor the release of Plansab in 2013 resulted in an increase in the number of papers published about DEWATS. Nonetheless, there may be a link between financial investment in the sanitation sector and the number of DEWATS papers published, because the year with the most publications was also the year with the most money invested in the sector.

It is possible to conclude that interest in researching sanitation in Brazil increased over time and that, in general, this interest is quite recent, with the highest number of publications concentrated in the last 5 years, which follows the global trend of most publications concentrated in the last decade, indicating that sanitation research is on a growth stage (Huang & Zhou 2021).

In terms of the geographical region where the studies were conducted, one can see a concentration of research in both the Southeast and South regions, which account for more than 60% of the sample, as shown in Table 3.

One can observe that the number of publications about DEWATS is very low in the North and Northeast regions of Brazil, where DW treatment indexes have historically been very low. This highlights the critical importance of fostering research

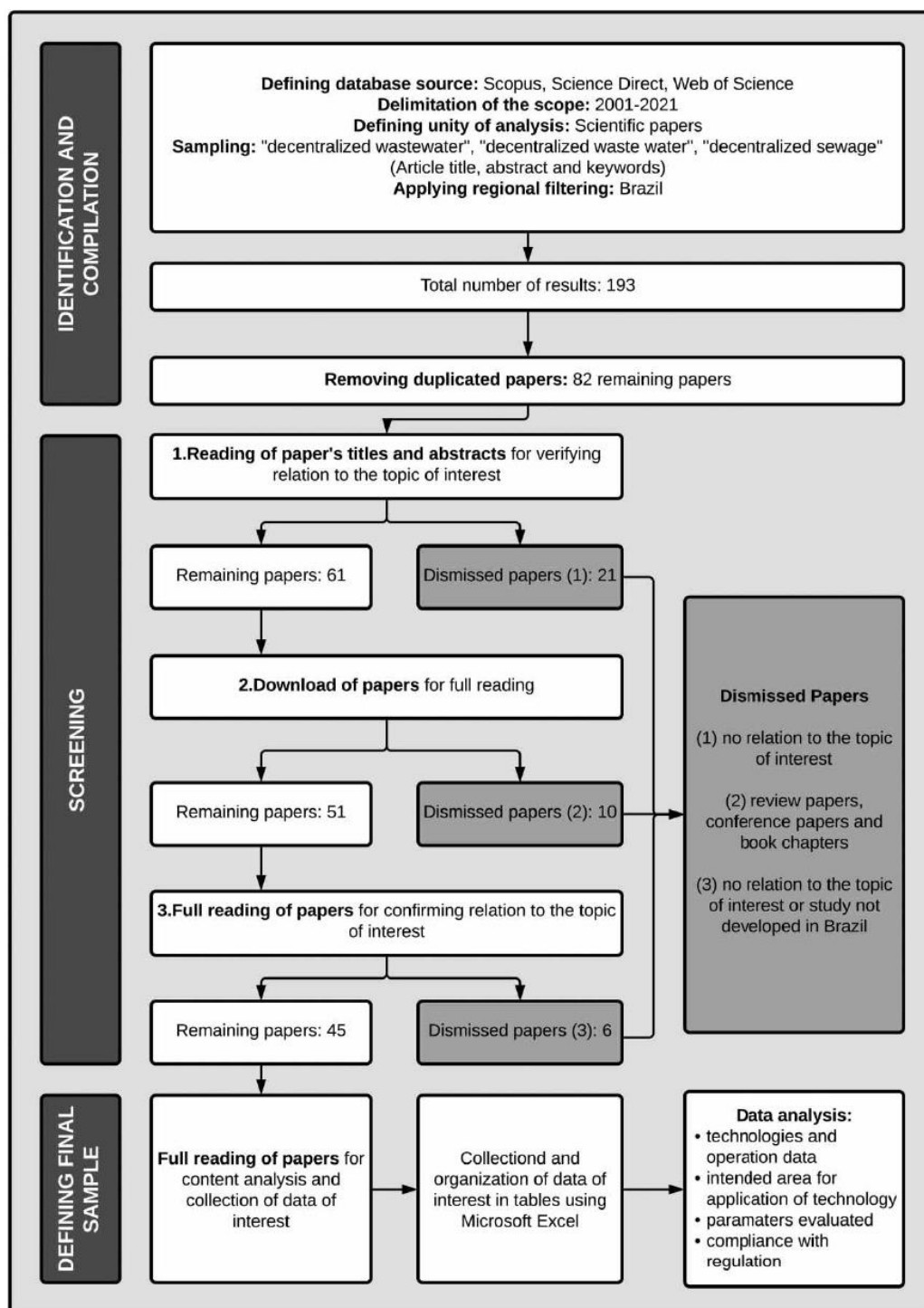


**Figure 1** | Scheme of the selection process of papers.

aimed at identifying new alternatives and strategies, such as DEWATS, that consider local aspects and demands in order to improve the current sanitation situation in the aforementioned regions.

**Table 1** | Summary of studies on decentralized wastewater systems in Brazil and their main features

| First Technology used in the treatment system |                     | Type of Effluent | Post-Treatment                 | Application area | Scale | Performance analysis | Other topics mentioned                                               | Authors                                                          |
|-----------------------------------------------|---------------------|------------------|--------------------------------|------------------|-------|----------------------|----------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------|
| AABR                                          |                     | UC               | Disinfection                   | Rural*           | Pilot | Yes                  | Water reuse<br>Ozone as disinfectant agent                           | Slompo & da Silva (2019)                                         |
|                                               |                     |                  | –                              | NS               | Pilot | Yes                  | Bamboo rings as medium in the anaerobic chamber                      | Silva <i>et al.</i> (2017a)                                      |
|                                               |                     |                  | –                              | NS               | Pilot | Yes                  | Economic evaluation<br>Bamboo rings as medium in the aerobic chamber | Silva <i>et al.</i> (2017b)                                      |
| Activated Sludge                              | Side-Stream Reactor | Synthetic        | –                              | NS               | NS    | No                   | Reduction of sludge volume                                           | Habermacher <i>et al.</i> (2015)                                 |
|                                               | Extended Aeration   | UC               | Disinfection                   | Rural            | Full  | Yes                  | Water reuse<br>Impact of rainwater on treatment                      | Albornoz <i>et al.</i> (2020)                                    |
|                                               | SBR                 | Domestic         | Constructed Wetland            | NS               | Pilot | Yes                  | System maintenance<br>Nutrients Recovery                             | Baldovi <i>et al.</i> (2021)                                     |
|                                               |                     |                  | –                              | Urban            | Full  | Yes                  | Biomass characterization                                             | Fernandes <i>et al.</i> (2014)<br>Fernandes <i>et al.</i> (2013) |
|                                               |                     | UC               | –                              | NS               | Full  | Yes                  | Biomass characterization                                             | Fernandes <i>et al.</i> (2016)                                   |
|                                               |                     |                  | –                              | NS               | Full  | Yes                  | –<br>Estrogenic hormones analysis                                    | Da Costa <i>et al.</i> (2008)<br>Teixeira <i>et al.</i> (2018)   |
| Anaerobic Reactor                             |                     | Domestic         | Biomembrane Filter             | Urban            | Pilot | Yes                  | Quantification of gas production                                     | Chimuca <i>et al.</i> (2020)                                     |
| Biodigester                                   |                     | UC               | Microalgae+Constructed Wetland | Rural            | Pilot | Yes                  | Water reuse                                                          | De Souza Celente <i>et al.</i> (2019)                            |
|                                               |                     | Domestic         | –                              | Rural            | Full  | Yes                  | Impact in water quality of water body that receives the effluent     | Lanna <i>et al.</i> (2019)                                       |
|                                               |                     | UC               | Constructed Wetland            | Urban            | Pilot | Yes                  | Water reuse<br>Nutrients recovery                                    | Dell'Osbel <i>et al.</i> (2020)                                  |
| Constructed Wetland                           |                     | Domestic         | –                              | NS               | NS    | No                   | LCA tool applied to constructed wetland assessment                   | Castañer <i>et al.</i> (2020)                                    |
|                                               |                     |                  |                                |                  |       | No                   | Assessment tool for design                                           | Fioreze & Mancuso (2019)                                         |
|                                               |                     | UC               | –                              | NS               | Pilot | Yes                  | Economic evaluation                                                  | Silva <i>et al.</i> (2017a)                                      |
| Evapotranspiration Tank                       |                     | Domestic         | –                              | Rural*           | Full  | Yes                  | Nutrients recovery<br>Proposal of the equation for designing         | Paulo <i>et al.</i> (2019)                                       |
| Filter(s)                                     | –                   | Domestic         | Constructed Wetland            | NS               | Pilot | Yes                  | –                                                                    | Sanchez <i>et al.</i> (2018)                                     |
|                                               | Anaerobic and Sand  | UC               | –                              | Rural            | NS    | Yes                  | Water Reuse<br>Bamboo rings as medium in the anaerobic filter        | Leonel <i>et al.</i> (2016)                                      |
|                                               |                     |                  |                                |                  |       |                      | Use of coconut husks as medium in Anaerobic filter                   | Tonon <i>et al.</i> (2015)<br>Silva <i>et al.</i> (2015)         |
|                                               |                     |                  |                                |                  |       |                      | Use of coconut husks as medium in Anaerobic filter                   | De Oliveira Cruz <i>et al.</i> (2013)                            |
|                                               | Anaerobic           | UC               | –                              | Rural            | NS    | Yes                  | Use of coconut husks as medium in Anaerobic filter                   |                                                                  |

(Continued.)

Table 1 | Continued

| First Technology used in the treatment system | Type of Effluent | Post-Treatment                                                              | Application area                         | Scale        | Performance analysis | Other topics mentioned                                                              | Authors                                                             |
|-----------------------------------------------|------------------|-----------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------|--------------|----------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|
| Septic Tank                                   | Domestic         | Sand Filter                                                                 | Rural                                    | Full         | Yes                  | System maintenance<br>Water Reuse                                                   | De Oliveira Cruz <i>et al.</i> (2018)<br>Sousa <i>et al.</i> (2020) |
|                                               |                  | Anaerobic Filter + Sand Filter                                              | Rural                                    | Full         | Yes                  | System maintenance<br>Water Reuse<br>Use of coconut husks as medium in An filter    | De Oliveira Cruz <i>et al.</i> (2019)                               |
|                                               |                  | Constructed Wetland                                                         | NS                                       | Full         | Yes                  | –                                                                                   | Decezarro <i>et al.</i> (2018)                                      |
|                                               |                  |                                                                             |                                          | Pilot        | Yes                  | Economic evaluation<br>LCA                                                          | Resende <i>et al.</i> (2019)                                        |
|                                               |                  | Aerated Filter + Constructed Wetland + Microalgae + Constructed Wetland     | Rural <sup>a</sup><br>Rural <sup>a</sup> | Full<br>Full | Yes<br>Yes           | System maintenance<br>System maintenance                                            | Forgiarini & Rizzi (2016)<br>Salomão <i>et al.</i> (2012)           |
|                                               | UC               | Aerated Filter + Biofilter + Constructed Wetland + Microalgae + Sand Filter | NS                                       | Full         | No                   | Effect of endocrine disruptors in fish                                              | Salomão & Marques (2015)                                            |
|                                               |                  | UASB                                                                        | NS                                       | Pilot        | Yes                  | –                                                                                   | Santos <i>et al.</i> (2018)<br>Santos <i>et al.</i> (2017)          |
|                                               |                  | Anaerobic Filter + Sand Filter                                              | NS                                       | NS           | No                   | Water Reuse                                                                         | Duarte <i>et al.</i> (2019)                                         |
|                                               |                  | Synthetic                                                                   | Rural <sup>a</sup>                       | NS           | Yes                  | Water Reuse<br>Nutrients Recovery                                                   | Slompo <i>et al.</i> (2020)                                         |
|                                               |                  |                                                                             |                                          |              |                      | Nutrients Recovery                                                                  | Slompo <i>et al.</i> (2019)                                         |
| UASB                                          | Domestic         | Submerged Aerated Filter                                                    | NS                                       | Full         | Yes                  | System maintenance                                                                  | Ribeiro & Silva (2018)                                              |
|                                               |                  | Anaerobic Filter + Sand Filter                                              | Rural                                    | Full         | Yes                  | System maintenance<br>Water Reuse                                                   | Sousa <i>et al.</i> (2020)                                          |
|                                               | UC               | Anaerobic biofilter + Constructed Wetlands + UV Disinfection                | Rural                                    | Full         | Yes                  | Water Reuse                                                                         | Lutterbeck <i>et al.</i> (2018)                                     |
|                                               |                  | Sponge-Bed Trickling Filter                                                 | NS                                       | Full         | Yes                  | Gas treatment                                                                       | Ribeiro <i>et al.</i> (2017)                                        |
|                                               |                  | –                                                                           | NS                                       | Full         | Yes                  | –                                                                                   | Amaral <i>et al.</i> (2019)                                         |
|                                               |                  | Aerated Filter + Microalgae + Constructed Wetland                           | Urban                                    | Pilot        | Yes                  | –                                                                                   | Silveira <i>et al.</i> (2019)                                       |
|                                               |                  | –                                                                           | –                                        | –            | No                   | Chlorine and peracetic acid application for odor control and disinfection in DEWATS | Freitas <i>et al.</i> (2021)                                        |
|                                               | –                | –                                                                           | –                                        | –            | No                   | Sludge digestion in small scale wastewater treatment plants                         | Habermacher <i>et al.</i> (2016)                                    |
|                                               |                  |                                                                             |                                          |              | No                   | Effect of different metals on gas production of anaerobic treatment                 | Braga <i>et al.</i> (2018)                                          |
|                                               |                  |                                                                             |                                          |              | No                   | Discussion about the sustainability of decentralized systems                        | Parkinson & Tayler (2003)                                           |

AABR, anaerobic/aerobic baffled reactor; LCA, life cycle analysis; SBR, sequencing batch reactor; Synthetic, synthetic domestic wastewater; NS, not specified; UASB, upflow anaerobic sludge blanked; UC, sanitary wastewater from university campus.

\*Implied.

**Table 2** | Distribution of the number of publications from 2001 to 2021

| Year      | Publications |     |
|-----------|--------------|-----|
|           | Quantity     | %   |
| 2001–2011 | 2            | 4%  |
| 2012–2015 | 8            | 18% |
| 2016      | 4            | 9%  |
| 2017      | 4            | 9%  |
| 2018      | 8            | 18% |
| 2019      | 11           | 24% |
| 2020      | 6            | 13% |
| 2021      | 2            | 4%  |

**Table 3** | Distribution of studies, current wastewater treatment index, and wastewater treatment index goal for 2033 for each geographical region in Brazil

| Region      | DW treated concerning total generation <sup>a</sup><br>% | DW treated concerning total generation – Goal of Plansab for 2033 <sup>b</sup><br>% | Papers about DEWATS analyzed <sup>c</sup> |       |
|-------------|----------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------|-------|
|             |                                                          |                                                                                     | Quantity                                  | %     |
| North       | 22.0                                                     | 81.8                                                                                | 0                                         | 0.0%  |
| Northeast   | 33.7                                                     | 79.1                                                                                | 5                                         | 11.1% |
| Southeast   | 55.5                                                     | 86.4                                                                                | 20                                        | 44.4% |
| South       | 47.0                                                     | 93.1                                                                                | 9                                         | 20.0% |
| Center West | 56.8                                                     | 80.6                                                                                | 1                                         | 2.2%  |
| BRASIL      | 49.1                                                     | 85.6                                                                                | 45                                        | 100   |

<sup>a</sup>SNIS (2020)—data from 2019.<sup>b</sup>BRASIL (2020a).<sup>c</sup>In 10 papers, it was not possible to identify the city nor the State in which the study was done (22.2% of the sample).

Given that in Brazil all regions have a low percentage of generated DW treatment, the search for solutions that collaborate to increase sanitation attendance levels is applicable across the entire country. In general, given the bold goal established in the National Sanitation Plan (Plansab) for 2033 and the need already identified by Gikas & Tchobanoglous (2009), Dutra *et al.* (2016), and Capodaglio (2017) for new sanitation expansion strategies, the number of Brazilian publications on DEWATS is low.

### 3.3. Technologies used as DEWATS and studies' methodological approaches

As presented in Table 1, many technologies used as DEWATS were observed alongside various arrangements of units utilized for DW treatment, confirming the flexibility of DEWATS as highlighted by Capodaglio *et al.* (2017), Subtil *et al.* (2016), and Gikas & Tchobanoglous (2009). Septic Tank, in conjunction with post-treatment units, were the most used treatment technology. Septic tanks were used in 11 of the 38 studies in which some performance analyses were evaluated, representing 23.4% of the sample. Activated Sludge and UASB reactors, whether combined or not with post-treatment units, were used in eight studies each, representing 17% of the sample. These three treatment technologies together represent almost 60% of the studies analyzed. They are also among the most utilized treatment technologies in Brazil's centralized treatment systems (Brasil 2017), demonstrating the application potential of well consolidated treatment systems on a smaller scale.

According to Singh *et al.* (2015), proof efficacy through scientific assessment is an important aspect to consider for the application possibility of new or existing technologies in new contexts. Based on the information presented in Table 1 and summarized in Figure 2, it is possible to confirm that most of the studies published about DEWATS included some type of performance analyses of the technology under consideration.

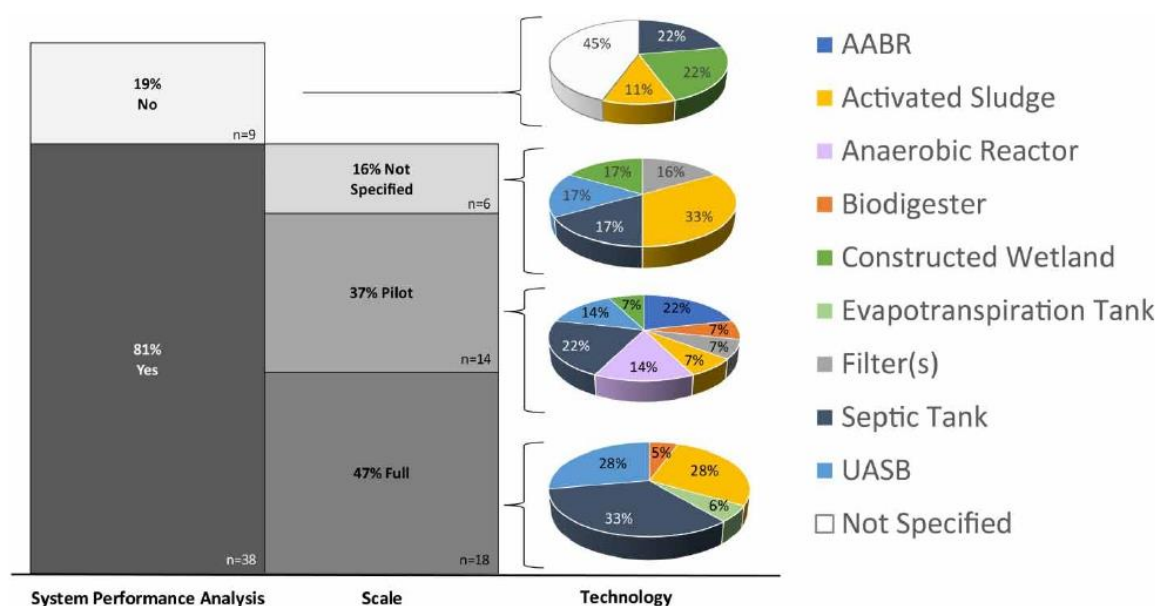


**Figure 2** | Description of the studies analyzed.

Overall, half of the studies applying a performance analysis were carried out in full-scale systems. However, this represents a small quantity in absolute terms, mainly when considering the low variety of technologies studied. This emphasizes that a gap remains for the efficacy of the desired technologies to be proven and its application as a DEWATS to be disseminated.

Once again, the prevalence of publications involving Septic Tank, UASB reactors, and Activated Sludge can be seen in all scales. However, it should be noted that the technologies mentioned in Figure 2 refer to the first element of the studied systems, and that many of the studies evaluated systems with more than one technology/element, as shown in both Table 1 and Figure 3.

From the final sample of 47 studies, 19 investigated systems with only one treatment technology, 16 systems with two technologies combined (main technology + post-treatment), four studies with three different technologies combined (main technology + 2 post-treatments), and four studies with four or more technologies combined. Constructed Wetlands were used as post-treatment for various technologies as well as the main treatment, demonstrating a strong interest in implementing low-cost systems with simplified operation and maintenance. Furthermore, the use of Microalgae as a post-treatment stage in Brazil indicates a trend toward resource reclamation.

### 3.4. Potential use of dewats

Many parameters were evaluated in the 38 studies that included some performance analyses. The parameters ranged from simple measurements, such as pH, to more complex measurements, such as the quantification of helminth eggs and estrogen hormones. The relation between all evaluated parameters and the number of times each was tracked is shown in Figure 4. None of the studies evaluated all the main parameters outlined in CONAMA Resolutions no. 357 and no. 430 (pH, temperature, settleable solids, BOD, and oil and greases). Thus, although many important parameters were evaluated, the proposed systems' compliance with environmental legal requirements could not be proven. Therefore, despite the use of DEWATS being predicted by the national law no. 14.026 signed in 2020, it is possible to conclude that implementing DEWATS on a large scale as part of the solution for sewage sanitation universalization remains a distant reality for Brazil.

As revealed by many authors, DEWATS facilitates water and nutrient reclamation from wastewater (Maurer 2013; Tchobanoglous & Leverenz 2013; Larsen Tove *et al.* 2016; SUBTIL *et al.* 2016; Capodaglio *et al.* 2017; Slompo *et al.* 2020). Both topics are part of the New Sanitation concept, in which sanitation systems are designed to recover, among other things, resources such as nutrients, and to minimize potable water use (Zeeman *et al.* 2008; Poortvliet *et al.* 2018; Wielemaker *et al.* 2018), strategies that Larsen Tove *et al.* (2016) identified as critical to achieving sustainable (waste)

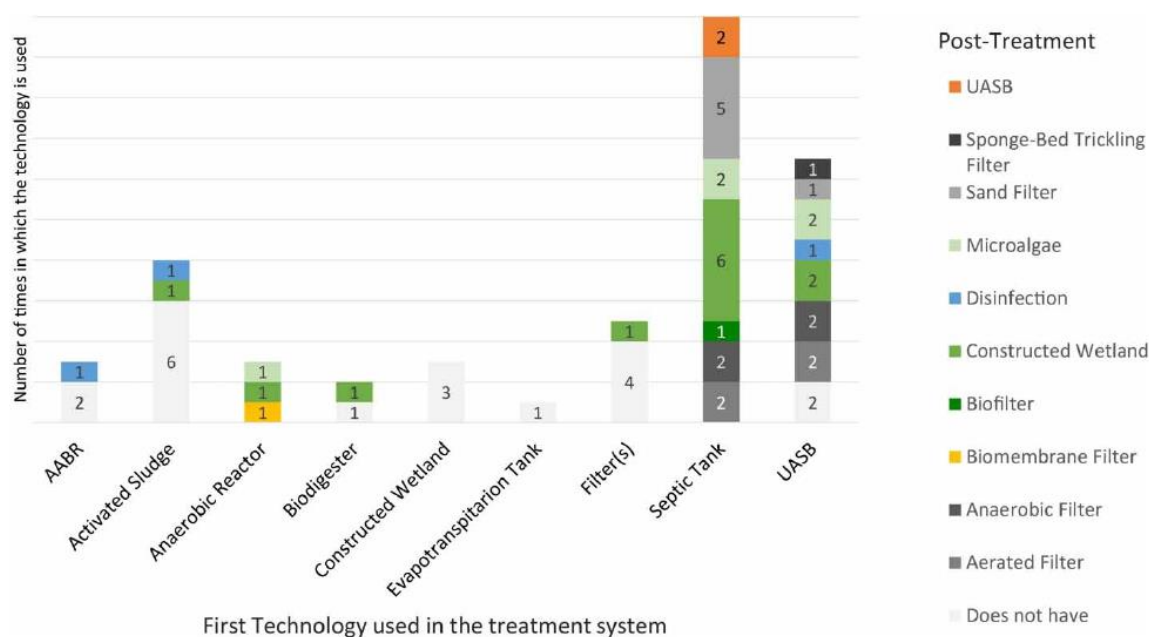


**Figure 3** | Main technologies analyzed in the studies.

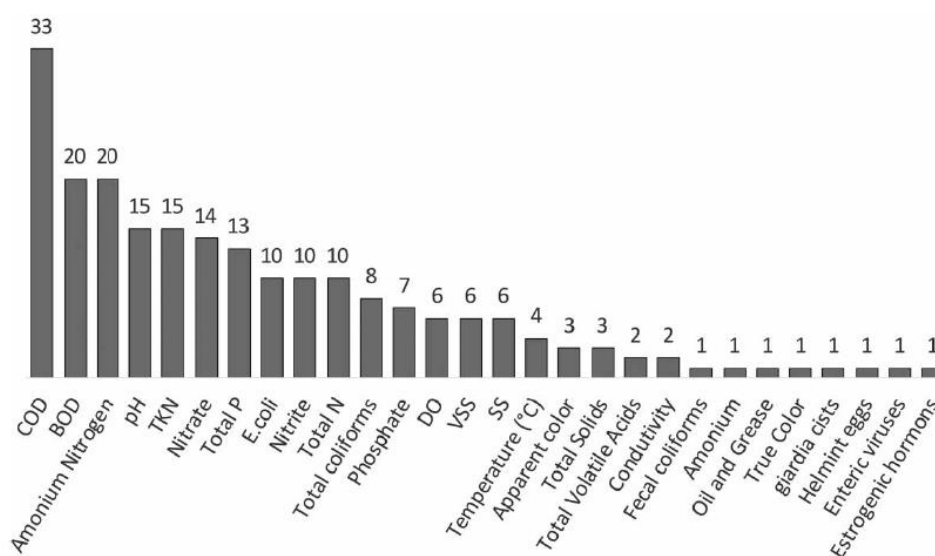


**Figure 4** | Parameters evaluated in the studies and the number of times in which they were analyzed.

water management. In this regard, it is possible to argue that treating DW only is outdated. As a result, the topics mentioned above were addressed in the final sample of 45 papers, as shown in Table 1 and as a compilation in Table 4. Aside from these topics, mentions of system maintenance and economic assessments were also observed, all of which were deemed relevant to the application potential of the studied systems.

Furthermore, the studies that were included highlighted the incorporation of natural elements in the systems/technologies. This contributes to the sustainable aspect of DW management and can have an impact on cost reduction. When compared to traditional centralized systems, the lower cost of DEWATS is frequently mentioned as an advantage in previous literature.

**Table 4** | Topics of interest about decentralized systems and the number of studies in which they were mentioned

| Topic                                                        | Quantity | %  |
|--------------------------------------------------------------|----------|----|
| Water reuse                                                  | 11       | 24 |
| Nutrients' recovery                                          | 5        | 11 |
| Aspects of system maintenance                                | 7        | 16 |
| Perform some sort of economic evaluation                     | 2        | 4  |
| Incorporation of natural elements in the proposed technology | 7        | 16 |

However, in the sample of publications analyzed in this review, only [Resende \*et al.\* \(2019\)](#) presented a general cost composition of the proposed technology, and [Silva \*et al.\* \(2017a\)](#) presented a comparison of the monthly electricity costs of a pilot system comprising an AABR reactor and Constructed Wetland attending 20 inhabitants with a conventional electric shower.

Regarding systems maintenance, [Salomão \*et al.\* \(2012\)](#), [Forgiarini & Rizzi \(2016\)](#), and [Baldovi \*et al.\* \(2021\)](#) conducted their research utilizing Constructed Wetlands as one technological element of the treatment systems and covered macrophytes maintenance. Additionally, [Salomão \*et al.\* \(2012\)](#) evaluated the general efficiency for pollutant removal of a robust full-scale treatment system combining Septic Tank, Aerated Filter, Constructed Wetland, and Microalgae, whereas [Forgiarini & Rizzi \(2016\)](#) investigated the efficiency of a full-scale system combining Septic Tank and Constructed Wetland attending a four people single-family for organic matter removal. [Baldovi \*et al.\* \(2021\)](#) investigated the effect of hydraulic retention time and seasonality on phosphorus removal in a pilot system of SBR and free surface Constructed Wetland.

[Sousa \*et al.\* \(2020\)](#) investigated two different systems, both of which included a sand filter as a technological component (UASB reactor + Anaerobic Filter + Sand filter and Septic Tank + Sand Filter). The authors [de Oliveira Cruz \*et al.\* \(2018, 2019\)](#) also used a sand filter in their systems. All mentioned authors conducted their studies on full-scale systems, serving a range from 3 to 15 people, and addressed basic maintenance of the sand filter regarding its cleaning.

[Ribeiro & Silva \(2018\)](#) monitored the operation of a full-scale compact treatment station equipped with a UASB reactor and a Submerged Aerated Filter. The system under consideration can serve a population of up to 1,709 people and treat 240 m<sup>3</sup>/day. They reported on the system's maintenance in general, mentioning basic aspects such as the importance of regular equipment inspections for verifying the need for maintenance, the effects of operating with a flow greater than project flow, filter cleaning, and sludge discharge from a UASB reactor.

Considering all the information presented, it is clear that, despite being frequently mentioned, the economic advantage of DEWATS has not been thoroughly explored and evaluated in the studies examined. The same is true for systems maintenance, which is restricted to sand filters and macrophytes in Constructed Wetland maintenance.

Although DEWATS present features that facilitate water and other resource reclamation when compared to centralized systems, the topics were poorly explored by the publications examined. Thus, these facts are relevant as water and resource reclamation are part of the characteristics that make DEWATS appealing and contribute to sustainable water management. Aside from that, these features can be investigated economically for reduction of operation and maintenance costs.

Concerning resource reclamation from DW, only nutrient recovery was addressed in the publications reviewed, with the nutrients phosphorus (P) and nitrogen (N) being the nutrients in question. [Slompo \*et al.\* \(2019\)](#) evaluated N and P content in DW treated using a UASB reactor and mentioned their reclamation potential by, for example, Microalgae; [Dell'Osbel \*et al.\* \(2020\)](#) investigated the absorption of N and P by the plants in a Constructed Wetland used as a Biodegestor post-treatment and identified the potential use of the plants as biomass for nutrient cycling in future studies; [Paulo \*et al.\* \(2019\)](#) discuss nutrients absorption by the plants used in an Evapotranspiration Tank and the potential for reclamation.

[Slompo \*et al.\* \(2020\)](#) went one step further and used a Microalgae photo-bioreactor as a UASB reactor post-treatment, demonstrating the potential of the method for N and P absorption for biomass production; [Baldovi \*et al.\* \(2021\)](#) investigated the absorption of P by the plants used in a Constructed Wetland as post-treatment of an SBR and estimated corn production based on the amount of P reclaimed by the biomass.

Water reuse was the most mentioned topics of interest in this review. The predicted or intended water reuse indicated in the publications is shown in [Table 5](#).

Since most of the studies that addressed water reclamation predicted that the system would be used in rural areas, agricultural water reuse, which is the use with fewer quality requirements according to NBR 13969 ([Brasil 1997](#)), is the most

**Table 5** | Predicted or intended reuse for wastewater treated by the decentralized systems of the studies

| Predicted or intended reuse                | Quantity of publications | Authors                                                                                                                                                                                                                                 | Intended area of application                                |
|--------------------------------------------|--------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|
| Agriculture                                | 7                        | De Oliveira Cruz <i>et al.</i> (2018)<br>De Oliveira Cruz <i>et al.</i> (2019)<br>Albornoz <i>et al.</i> (2020)<br>Slompo & da Silva (2019)<br>Slompo <i>et al.</i> (2020)<br>Sousa <i>et al.</i> (2020)<br>Leonel <i>et al.</i> (2016) | Rural<br>Rural<br>Rural<br>Rural<br>Rural<br>Rural<br>Rural |
| Plants' watering/Floor washing/Landscaping | 2                        | De Souza Celente <i>et al.</i> (2019)<br>Dell'Ossel <i>et al.</i> (2020)                                                                                                                                                                | Rural<br>Urban                                              |
| Concrete production                        | 1                        | Duarte <i>et al.</i> (2019)                                                                                                                                                                                                             | NS                                                          |
| Car washing/Fountains/Toilet flushing      | 1                        | Dell'Ossel <i>et al.</i> (2020)                                                                                                                                                                                                         | Urban                                                       |
| Not Specified                              | 1                        | Lutterbeck <i>et al.</i> (2018)                                                                                                                                                                                                         | Rural                                                       |

NS, Not Specified.

intended application. The lack of a national law or specific technical standard regarding the reutilization of water obtained through DW treatment may be a limiting factor for the development of research and further exploitation of the DEWATS topic. However, water reuse is a topic that has received growing attention in recent years.

In general, it can be asserted that the main advantages associated with DEWATS were not thoroughly explored in the analyzed publications. As the use of DEWATS is predicted by law and is part of the National Basic Sanitation Plan (Plansab), it is necessary to investigate their alleged benefits the most possibly for verifying whether these advantages apply to the Brazilian context and the technical, economic, and social principles necessary for its implementation.

Another important factor to consider is the scale on which the studies were conducted as the performance evaluation of the systems should be done in real situations or in the closest possible situation to its intended use. Thirty-six publications conducted some performance analyses, evaluating 38 different treatment systems. About half the studies were conducted on a full scale, and the relation of these studies is presented in Table 6.

In all the studies conducted in full-scale, the operational or projected flow was less than 50 L/s or 4,320 m<sup>3</sup>/day; thus, all can be classified as small treatment facilities according to CONAMA Resolution no. 377 (Brasil 2006), which can be implemented for serving up to 30,000 people and thus be a potential option for 79% of Brazilian counties (Brasil 2020d). Considering this, the enormous potential applicability of DEWATS as a tool for improving sanitation in Brazil is clarified.

It is possible to see that there are more studies in which DEWATS are proposed as a collective solution for DW treatment than as single-family solution. Collective systems fit the definition of satellite systems, which are interesting for presenting certain economies of scale, also, single-family treatment solutions are not considered by the National System of Sanitation Information (SNIS).

Given that the use of DEWATS or alternative DW treatment systems is part of the national strategy for sanitation universalization, there is a need for data collection and mapping of DEWATS for their inclusion in the SNIS, as it is contradictory to encourage the adoption of such systems if the amount of DW treated by them is not accounted for tracking the progress of wastewater treatment index toward reaching the defined goals.

A predominance of studies aimed at applying DEWATS in rural areas. One of the key findings was that the studies in general chose to use already consolidated technologies that, in theory, require less maintenance and specialized human resources and have a simpler operation. Nevertheless, the low DW treatment index is not limited to rural areas; it is also a problem in urban areas, particularly in poor areas such as slums and in irregular occupations established outside of counties guidelines. Therefore, the search for sanitation alternative solutions that can be used in urban areas with high population density and few available areas is substantiated in Brazil.

The use of more recent DW treatment technologies that work with high rates, such as membranes or a moving bed biofilm reactor (MBBR) was not of interest in the analyzed studies. This occurrence is thought to be related to the filter used to select the papers and to the disconnection between the research and their potential use as DEWATS.

Other topics not covered in the papers included the energy reclamation from anaerobic systems' biogas and the disposal of sludge generated in DEWATS. Because of the potential operational cost savings, energy reclamation from anaerobic systems'

**Table 6** | Full-scale studies and their main features

| Wastewater | System used for treatment                                                             | Area of application | System used by    | Authors                               | Population attended | Project Q or Treated Q (m <sup>3</sup> /day) |
|------------|---------------------------------------------------------------------------------------|---------------------|-------------------|---------------------------------------|---------------------|----------------------------------------------|
| Domestic   | Biodigester                                                                           | Rural               | Single-family     | Lanna <i>et al.</i> (2019)            | 78 dwellings        | –                                            |
| UC         | Activated Sludge + Disinfection                                                       | Rural               | University Campus | Albornoz <i>et al.</i> (2020)         | ~550 people         | 91**                                         |
| Domestic   | Activated Sludge (SBR)                                                                | Urban               | Collective        | Fernandes <i>et al.</i> (2014)        | –                   | 168                                          |
|            |                                                                                       |                     | Collective        | Fernandes <i>et al.</i> (2013)        | –                   | –                                            |
|            |                                                                                       | NS                  | Collective        | Fernandes <i>et al.</i> (2016)        | –                   | 52,36                                        |
| UC         | Activated Sludge (SBR)                                                                | NS                  | University Campus | Teixeira <i>et al.</i> (2018)         | –                   | 85                                           |
| Domestic   | Evapotranspiration                                                                    | Rural*              | Single-family     | Paulo <i>et al.</i> (2019)            | 2 people            | –                                            |
| Domestic   | Septic Tank + Sand Filter                                                             | Rural               | Collective        | De Oliveira Cruz <i>et al.</i> (2018) | 8–10 people         | 0,717                                        |
|            |                                                                                       |                     |                   | Sousa <i>et al.</i> (2020)            | 15 people           | 1,5                                          |
|            | Septic Tank + Sand Filter + Anaerobic Filter                                          | Rural               | Collective        | De Oliveira Cruz <i>et al.</i> (2019) | 8–10 people         | 0,29                                         |
|            | Septic Tank + Constructed Wetland                                                     | NS                  | Collective        | Decezar <i>et al.</i> (2018)          | 10 people           | 1,5                                          |
|            |                                                                                       | Rural*              | Single-family     | Forgiarini & Rizzi (2016)             | 4 people            | 0,52                                         |
|            | Septic Tank + Aerated Filter + Constructed Wetland + Microalgae + Constructed Wetland | Rural*              | Collective        | Salomão <i>et al.</i> (2012)          | 12–16 people        | 1,248                                        |
| Domestic   | UASB + Aerated Filter                                                                 | NS                  | Collective        | Ribeiro & Silva (2018)                | 1,709 people        | 240                                          |
| Domestic   | UASB + Sand Filter + Anaerobic Filter                                                 | Rural               | Single-family     | Sousa <i>et al.</i> (2020)            | 3 people            | 0,3                                          |
| Domestic   | UASB + Anaerobic Filter + Constructed Wetland + UV Disinfection                       | Rural               | Single-family     | Lutterbeck <i>et al.</i> (2018)       | 4–6 people          | –                                            |
| Domestic   | UASB + Sponge-Bed Trickling Filter                                                    | NS                  | Collective        | Ribeiro <i>et al.</i> (2017)          | 500 people          | 45,7                                         |
| UC         | UASB                                                                                  | NS                  | University Campus | Amaral <i>et al.</i> (2019)           | 1,582 people        | 204                                          |

UC, sanitary wastewater from University Campus; NS, Not Specified.

\*Implied.

\*\*Estimated by adopting contribution of 130 L per person (NBR 7229/93—Brazilian Technical Norm). (Brasil 1993).

biogas may be an important factor in the viability of DEWATS. Sludge management is important because of the costs of its proper disposal as well as the potential negative effects on human health and the environment from improper handling and disposal. It is important to mention that sanitation is inter- and multidisciplinary, involving many research fields and subjects (Huang & Zhou 2021); thus, the sampling criteria used for this review do not cover all topics.

#### 4. CONCLUSIONS

Through a systematic review based on ARM, 45 papers about DEWATS in Brazil over a 20-year period were identified. It was observed that the interest in the topic is relatively new, as most of the papers were published within the last five years. No evidence was found suggesting that the approval of the main sanitation legal frameworks in Brazil influenced the number

of papers published. The number of publications, conversely, can be linked to financial investment in the sanitation sector because the year with the highest number of published papers was also the year with the most financial support for the sanitation sector.

The variety of technologies investigated as DEWATS, as well as the large variety of elements that comprised the systems, demonstrate the flexibility of decentralized systems. Nevertheless, the use of Septic Tank, Activated Sludge, and UASB reactors stands out, highlighting the potential use of conventional and widely used centralized DW treatment technologies in Brazil on a small scale. Still, regarding the technological aspect, in the papers examined, high-rate technologies were not studied. In general, the studies conducted were limited to simpler technologies.

Most of the papers examined referred to investigating rural sanitation alternatives. Although the rural sanitation deficit must be addressed and expanding DW treatment in these areas contributes to improving the treatment index in Brazil, the lack of sanitation is not restricted to rural areas. There is a need for DEWATS studies that can address urban and peri-urban areas with a high population density and adversities that limit this population's access to conventional centralized treatment systems.

Around half of the papers investigated systems that combined two or more treatment technologies. Some performance analyses were carried out in 81% of the final sample studies. However, none of those studies evaluated all the main quality parameters defined by the national environmental regulation (CONAMA Resolutions no. 357 and no. 430) in which the characteristics of treated wastewater and the conditions for its disposal are defined. As a result, it was not possible to determine whether the proposed systems would comply with the current regulations if used as an alternative to centralized systems.

In terms of the practical aspects of DEWATS, although frequently mentioned, the advantages of low implementation and maintenance costs, as well as simplified operations, were underappreciated in the papers reviewed. Hence, it was not possible to attest to these advantages.

Nutrients' recovery and reuse of the DW treated by DEWATS were investigated in 11 and 24% of the papers, respectively. Concerning nutrient recovery, research was restricted to phosphorus and nitrogen. Energy reclamation through biogas from anaerobic reactors was not assessed when such treatment technologies were investigated.

For the reuse of treated DW, most of the papers in which the topic was explored predicted the treatment systems to be used in rural areas; thus, agricultural reuse was the most mentioned application of the treated DW. It is worth noting that agricultural reuse has fewer quality restrictions than other possible applications, such as car washing and toilet flushing. The lack of specific regulations governing the reuse of treated DW may be a limiting factor for the development of research in the context of DEWATS. In any case, it is worth noting that, of the topics of interest assessed in the papers sample, reuse was the most explored. This draws attention to the interest in exploring this advantage of DEWATS.

The management of the sludge generated in DEWATS was not addressed in any of the papers. This topic is imperative due to the health and environmental risks associated with inadequate handling and disposal of the sludge. Yet, as the sludge from DW systems is a solid residue, research on its handling and management may be published dissociated from DEWATS, thereby impairing a fully sustainable approach for this alternative.

From the legal point of view, there are also gaps to be filled, such as the parameters and definitions that govern the characteristics of a DEWATS, as well as strategies for mapping and data collecting of DEWATS for their inclusion in the SNIS, thus being accounted for the national DW treatment index.

Around half of the publications in which some performance analyses were evaluated were conducted in full-scale studies. This is important regarding the evaluation of the potential of systems' applicability. All of these studies worked with a flow rate within the range defined for small treatment stations, having the potential to attend 79% of the Brazilian counties.

As the use of DEWATS is predicted by law and is part of the National Sanitation Plan (PLANSAB – *Plano Nacional de Saneamento Básico*) for universalization of sanitation in Brazil, and considering the papers published in the last 20 years and their content, it can be concluded that there are many aspects requiring thorough investigation for testifying compliance to the Brazilian environmental regulations, reliability of the systems costs estimation, and maintenance and optimal operational conditions. Therefore, despite the increase in the number of papers published in recent years, DEWATS still have a long way to go before they can be considered a viable alternative to centralized DW treatment systems.

#### DATA AVAILABILITY STATEMENT

All relevant data are included in the paper or its Supplementary Information.

## REFERENCES

- Albornoz, L. L., Centurião, T. C., Giacobbo, A., Zoppas-Ferreira, J. & Bernardes, A. M. 2020 Influence of rain events on the efficiency of a compact wastewater treatment plant: a case study on a university campus aiming water reuse for agriculture. *Environmental Science and Pollution Research* **27** (33), 41350–41360. doi:10.1007/s11356-020-10102-w.
- Amaral, S. R., Dos Santos, L. V., Lima, L. M., Vich, D. V. & Queiroz, L. M. 2019 A modified upflow anaerobic sludge blanket reactor as an alternative for decentralized domestic wastewater treatment in developing countries. *Water Practice and Technology* **14** (2), 249–258. doi:10.2166/wpt.2019.009.
- Associação Brasileira da Infraestrutura e Indústrias de Base (ABDID) 2021 *Dez anos da lei de saneamento: legado e perspectivas. Seminário “As soluções para o saneamento básico e os recursos hídricos no Brasil (Ten Years of the Sanitation Law: Legacy and Perspectives. Seminar ‘The Solutions for Basic Sanitation and Water Resources in Brazil’)*. Available from: <https://www.abdib.org.br/wp-content/uploads/2017/03/Análise-legado-Lei-11445.pdf> (accessed 22 May 2021).
- Azevedo Netto, J. M. 1959 Cronologia dos Serviços de Esgotos, com especial menção ao Brasil (Chronology of sewage services with special mention to Brazil). *Revista DAE* **33** (704), 15–19.
- Baldovi, A. A., de Barros Aguiar, A. R., Benassi, R. F., Vymazal, J. & de Jesus, T. A. 2021 Phosphorus removal in a pilot scale free water surface constructed wetland: hydraulic retention time, seasonality and standing stock evaluation. *Chemosphere* **266**. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.128939.
- Bates, B. C., Kundzewicz, Z. W., Wu, S. & Palutikof, J. P. 2008 *Climate Change and Water*. In: *Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC Secretariat, Geneva, Switzerland, p. 210. doi:10.1029/90EO00112.
- Braga, A. F. M., Pereira, M. B. O. C., Zaiat, M., da Silva, G. H. R. & Fermo, F. G. 2018 Screening of trace metal supplementation for black water anaerobic digestion. *Environmental Technology (United Kingdom)* **39** (14), 1776–1785. doi:10.1080/09593330.2017.1340343.
- Brasil. Agência Nacional de Águas (ANA) 2017 *Atlas Esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas/Agência Nacional das Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (Sewage Atlas: Depollution of Watersheds/Water National Agency, National Secretary of Environmental Sanitation)*, Brasília: ANA. Brazil.
- Brasil. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) 1993 NBR 7229: *Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos (Brazilian Norm N.7229: Design, Construction, and Operation of Septic Tanks’ Systems)*. Rio de Janeiro, Brazil, p. 15.
- Brasil. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) 1997 NBR 13969: *Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação (Brazilian Norm N.13969: Septic Tanks – Complementary Treatment Units and Final Disposal of Liquid Effluents – Design, Construction, and Operation)*. Rio de Janeiro, Brazil, p. 60.
- Brasil. Câmara dos Deputados 2020e *Projeto de Lei nº 2451 de 6 de maio de 2020 (Law Project N. 24516 May 2020)*. Brasília, Brazil. Available from: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=2251907> (accessed 11 May 2020).
- Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) 2020d *Estimativas da População Residente Para os Municípios E Para as Unidades da Federação Brasileiros com Data de Referência em 1º de Julho de 2020 (Estimative of Resident Inhabitants for Counties and Brazilian Federal Units with Reference Data in 1st of July 2020)*. Available from: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9109-projecao-da-populacao.html?=&t=o-> (accessed 5 May 2021).
- Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) 2015 PNAD – *Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios 2015: Domicílios Particulares Permanentes, Tipo de Esgotamento Sanitário (PNAD – National Research by Household Sample 2015: Private Permanent Households, Kind of Sewage System)*. Available from: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/44/47044> (accessed 5 May 2021).
- Brasil. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada 2021 Taxa de câmbio comercial para venda: real (R\$)/dólar americano (US\$) – média (Commercial Exchange rate for selling: real (R\$)/american dollar (US\$) – average). Available from: <http://www.ipeadata.gov.br/ExibeSerie.aspx?serid=31924> (accessed 27 March 2021).
- Brasil. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Básico 2013 *Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB (National Plan of Basic Sanitation – PLANSAB)*. Brasília, Brazil.
- Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) 2020a *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto 2019 (Diagnosis of Water and Sewage Services 2019)*. Secretaria Nacional de Saneamento, Brasília, Brazil.
- Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento 2020c *Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab) – Relatório de Avaliação Anual 2018 (National Plano of Basic Sanitation (Plansab) – Annual Evaluation Report 2018)*. Brasília, Brazil.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 2005 *Resolução nº 357, 18 de março de 2005 (Resolution n.357, 18 March 2005)*. In: *Diário Oficial [da União]*, Brasília, Brazil.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 2006 *Resolução nº 377, de 9 de Outubro de 2006 (Resolution n. 377, 9 October 2006)*. In: *Diário Oficial [da União]*, Brasília, Brazil.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 2011 *Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011 (Resolution N. 430, 13 May 2011)*. In: *Diário Oficial [da União]*, Brasília, Brazil.
- Brasil. Secretaria-Geral 2020b *Lei nº 14.026 de 26 de julho de 2020 (Law N. 14026, 26 July 2020)*. *Diário Oficial [da União]*, Brasília, Brazil.
- Capodaglio, A. G. 2017 Integrated, decentralized wastewater management for resource recovery in rural and peri-urban areas. *Resources* **6** (22). doi:10.3390/resources6020022.

- Capodaglio, A. G., Callegari, A., Cecconet, D. & Molognoni, D. 2017 Sustainability of decentralized wastewater treatment technologies. *Water Practice and Technology* **12** (2), 463–477. doi:10.2166/wpt.2017.055.
- Castañer, C. M., Bellver-Domingo, Á. & Hernández-Sancho, F. 2020 Environmental and economic approach to assess a horizontal subsurface flow wetland in developing area. *Water Resources Management* **34** (12), 3761–3778. doi:10.1007/s11269-020-02629-x.
- Chimuca, J. F. J., de Sousa, J. T., Lopes, W. S., Leite, V. D. & Do Canto, C. S. A. 2020 Decentralized treatment of domestic sewage in dynamic membrane bioreactor. *Desalination and Water Treatment* **197**, 76–89. doi:10.5004/dwt.2020.25981.
- Da Costa, R. H. R., Souto, V. S., Prelhaz, A. T. S., Neto, L. G. L. & Wolff, D. B. 2008 Utilization of a hybrid sequencing batch reactor (HSBR) as a decentralized system of domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology* **57** (12), 1951–1956. doi:10.2166/wst.2008.318.
- Decezar, S. T., Wolff, D. B., Araújo, R. K., Faccenda, H. B., Perondi, T. & Sezerino, P. H. 2018 Vertical flow constructed wetland planted with *Heliconia psittacorum* used as decentralized post-treatment of anaerobic effluent in Southern Brazil. *Journal of Environmental Science and Health – Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* **53** (13), 1131–1138. doi:10.1080/10934529.2018.1530106.
- Dell'Osbel, N., Colares, G. S., Oliveira, G. A., Rodrigues, L. R., da Silva, F. P., Rodriguez, A. L., López, D. A. R., Lutterbeck, C. A., Silveira, E. O., Kist, L. T. & Machado, Ê. L. 2020 Hybrid constructed wetlands for the treatment of urban wastewaters: increased nutrient removal and landscape potential. *Ecological Engineering* **158**, 106072. doi:10.1016/j.ecoleng.2020.106072.
- de Oliveira Cruz, L. M., Stefanutti, R., Filho, B. C. & Tonetti, A. L. 2013 Coconut shells as filling material for anaerobic filters. *SpringerPlus* **2** (1), 1–6. doi:10.1186/2193-1801-2-655.
- de Oliveira Cruz, L. M., Tonetti, A. L. & Gomes, B. G. L. A. 2018 Association of septic tank and sand filter for wastewater treatment: full-scale feasibility for decentralized sanitation. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development* **8** (2), 268–277. doi:10.2166/washdev.2018.094.
- de Oliveira Cruz, L. M., Gomes, B. G. L. A., Tonetti, A. L. & Figueiredo, I. C. S. 2019 Using coconut husks in a full-scale decentralized wastewater treatment system: the influence of an anaerobic filter on maintenance and operational conditions of a sand filter. *Ecological Engineering* **127**, 454–459. doi:10.1016/j.ecoleng.2018.12.021.
- de Souza Celente, G., Colares, G. S., Machado, Ê. L. & Lobo, E. A. 2019 Algae turf scrubber and vertical constructed wetlands combined system for decentralized secondary wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research* **26** (10), 9931–9937. doi:10.1007/s11356-019-04425-6.
- Diaz-Elsayed, N., Rezaei, N., Guo, T., Mohebbi, S. & Zhang, Q. 2019 Wastewater-based resource recovery technologies across scale: a review. *Resources, Conservation and Recycling* **145**, 94–112. doi:10.1016/j.resconrec.2018.12.035.
- Duarte, N. C., Amaral, A. E. D. S., Gomes, B. G. L. A., Siqueira, G. H. & Tonetti, A. L. 2019 Water reuse in the production of non-reinforced concrete elements: an alternative for decentralized wastewater management. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development* **9** (3), 596–600. doi:10.2166/washdev.2019.106.
- Dutra, J., Oliveira, F., Altafin, I., Souza, R. M., De Freitas, R., Altafin, I. & Freitas, R. 2016 *Efetividade dos Investimentos em Saneamento no Brasil: da Disponibilidade dos Recursos Financeiros à Implantação dos Sistemas de Abastecimento de água e Esgotamento Sanitário (Effectiveness of Investments in Sanitation in Brazil: From Availability of Financial Resources to Implementation of Water Supply Systems and Sewage)*. Fundação Getúlio Vargas (FGV) - Centro de Estudos em Regulação e Infraestrutura (CERI), Rio de Janeiro, Brazil.
- Fernandes, H., Jungles, M. K., Hoffmann, H., Antonio, R. V. & Costa, R. H. R. 2013 Full-scale sequencing batch reactor (SBR) for domestic wastewater: performance and diversity of microbial communities. *Bioresource Technology* **132**, 262–268. doi:10.1016/j.biortech.2013.01.027.
- Fernandes, H., Hoffmann, H., Antonio, R. V. & Costa, R. H. R. 2014 The role of microorganisms in a full scale sequencing batch reactor under Low aeration and different cycle times. *Water Environment Research* **86** (9), 800–809. doi:10.2175/106143013(13807328848450).
- Fernandes, H., Antonio, R. V. & da Costa, R. H. R. 2016 Investigation of full-scale step-fed SBR under low dissolved oxygen: performance and microbial community response. *Water Quality Research Journal of Canada* **51** (2), 141–152. doi:10.2166/wqrjc.2016.042.
- Fioreze, M. & Mancuso, M. A. 2019 MODFLOW and MODPATH for hydrodynamic simulation of porous media in horizontal subsurface flow constructed wetlands: a tool for design criteria. *Ecological Engineering* **130**, 45–52. doi:10.1016/j.ecoleng.2019.01.012.
- Forgiarini, F. R. & Rizzi, E. S. 2016 Eficiência de diferentes macrófitas na remoção da matéria orgânica biodegradável em 'wetland' construído de fluxo vertical (Efficiency of different macrophytes in removing biodegradable organic matter in vertical flow constructed wetland in a subtropical climate). *Ciência & Engenharia* **25** (2), 79–86. doi:10.14393/19834071.2016.36034.
- Freitas, B. d. O., Leite, L. d. S. & Daniel, L. A. 2021 Chlorine and peracetic acid in decentralized wastewater treatment: disinfection, oxidation and odor control. *Process Safety and Environmental Protection* **146**, 620–628. doi:10.1016/j.psep.2020.11.047.
- Gikas, P. & Tchobanoglous, G. 2009 The role of satellite and decentralized strategies in water resources management. *Journal of Environmental Management* **90** (1), 144–152. doi:10.1016/j.jenvman.2007.08.016.
- Habermacher, J., Benetti, A. D., Derlon, N. & Morgenroth, E. 2015 The effect of different aeration conditions in activated sludge – side-stream system on sludge production, sludge degradation rates, active biomass and extracellular polymeric substances. *Water Research* **85**, 46–56. doi:10.1016/j.watres.2015.08.002.
- Habermacher, J., Benetti, A. D., Derlon, N. & Morgenroth, E. 2016 Degradation of the unbiodegradable particulate fraction (XU) from different activated sludges during batch digestion tests at ambient temperature. *Water Research* **98**, 206–214. doi:10.1016/j.watres.2016.04.005.
- Huang, L. & Zhou, M. 2021 Trends in global research on sanitation: a 30-year perspective from 1990 to 2019. *Environmental Reviews* **29** (1), 75–86. doi:10.1139/er-2020-0030.

- Jung, Y. T., Narayanan, N. C. & Cheng, Y. L. 2018 Cost comparison of centralized and decentralized wastewater management systems using optimization model. *Journal of Environmental Management* **213**, 90–97. doi:10.1016/j.jenvman.2018.01.081.
- Lanna, M. C. S., Viancelli, A., Michelon, W., Carvalho, S. V. C., Reis, D. A., Salles, L. A. F., Sant'Anna, I. H., Resende, L. T., Ferreira, C. S., Chagas, I. A., Hernández, M., Treichel, H., Rodríguez-Lázaro, D. & Fongaro, G. 2019 Household-based biodigesters promote reduction of enteric virus and bacteria in vulnerable and poverty rural area. *Environmental Pollution* **252**, 8–13. doi:10.1016/j.envpol.2019.05.104.
- Larsen Tove, A., Hoffmann, S., Lüthi, C., Truffer, B. & Maurer, M. 2016 Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. *Science* **352** (6288), 928–933. doi:10.1126/science.aad8641.
- Leme, E. J. d. A. 2010 *Manual Prático de Tratamento de Águas Residuárias*. EdUFSCar, São Carlos, p. 595.
- Leonel, L. P., Tonetti, A. L., Silva, J. C. P., da Nunes, E. A. & Anaruma Filho, F. 2016 Reuse of sewage treated effluent in agricultural practices: an alarming presence of giardia spp. cysts. *Ecological Engineering* **94**, 682–687. doi:10.1016/j.ecoleng.2016.06.126.
- Lutterbeck, C. A., Zerwes, F. V., Radtke, J. F., Köhler, A., Kist, L. T. & Machado, Ê. L. 2018 Integrated system with constructed wetlands for the treatment of domestic wastewaters generated at a rural property – evaluation of general parameters ecotoxicity and cytogenetics. *Ecological Engineering* **115**, 1–8. doi:10.1016/j.ecoleng.2018.01.004.
- Marotti, A. C. B., Santiago, C. D. & Pugliesi, E. 2017 Aplicação de instrumento para avaliação de planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos ante às políticas públicas: estudo de caso do município de Rio Claro – SP (Application of tool for evaluation of counties' integrated solid waste management plans in view of public policies: case study of Rio Claro county, São Paulo). *Desenvolvimento E Meio Ambiente* **41**, 191–214. doi:10.5380/dma.v41i0.46020.
- Massoud, M. A., Tarhini, A. & Nasr, J. A. 2009 Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management* **90** (1), 652–659. doi:10.1016/j.jenvman.2008.07.001.
- Maurer, M. 2013 Full costs, (dis-)economies of scale and the price of uncertainty. In: *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management* (Larsen, T. A., Udert, K. M. & Lienert, J. eds.). IWA Publishing, London, United Kingdom, pp. 85–100.
- Maurer, M., Wolfram, M. & Anja, H. 2010 Factors affecting economies of scale in combined sewer systems. *Water Science and Technology* **62** (1), 36–41. doi:10.2166/wst.2010.241.
- Metcalf & Eddy 2016 *Tratamento de Efluentes E Recuperação de Recursos (Wastewater Engineering – Treatment and Resource Recovery)*; Translation: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa, 5th ed. AMGH, Porto Alegre.
- Parkinson, J. & Tayler, K. 2003 Decentralized wastewater management in peri-urban areas in low-income countries. *Environment and Urbanization* **15** (1), 75–90. doi:10.1630/095624703101286556.
- Paulo, P. L., Galbiati, A. F., Magalhães Filho, F. J. C., Bernardes, F. S., Carvalho, G. A. & Boncz, M. Á. 2019 Evapotranspiration tank for the treatment, disposal and resource recovery of blackwater. *Resources, Conservation and Recycling* **147**, 61–66. doi:10.1016/j.resconrec.2019.04.025.
- Poortvliet, P. M., Sanders, L., Weijma, J. & De Vries, J. R. 2018 Acceptance of new sanitation: the role of end-users' pro-environmental personal norms and risk and benefit perceptions. *Water Research* **131**, 90–99. doi:10.1016/j.watres.2017.12.032.
- Resende, J. D., Nolasco, M. A. & Pacca, S. A. 2019 Life cycle assessment and costing of wastewater treatment systems coupled to constructed wetlands. *Resources, Conservation and Recycling* **148**, 170–177. doi:10.1016/j.resconrec.2019.04.034.
- Ribeiro, J. C. & Silva, G. H. R. d. 2018 Acompanhamento operacional e avaliação de uma estação compacta de tratamento de esgoto sanitário: reator UASB seguido de filtro aerado submerso (Operational follow-up and evaluation of a compact domestic wastewater treatment station: UASB reactor followed by submerged aerated filter). *Engenharia Sanitaria E Ambiental* **23** (1), 27–31. doi:10.1590/s1413-41522018164458.
- Ribeiro, T. B., Brandt, E. M. F., de Almeida, P. G. S., Flórez, C. A. D. & Chernicharo, C. A. d. L. 2017 Technological improvements in compact UASB/SBTF systems for decentralized sewage treatment in developing countries. *Desalination and Water Treatment* **91**, 112–120. doi:10.5004/dwt.2017.21611.
- Saiani, C. C. S. & Toneto Júnior, R. 2010 Evolução do acesso a serviços de saneamento básico no Brasil - 1970 a 2004 (Evolution of access to basic sanitation services in Brazil from 1970 to 2004). *Economia E Sociedade* **19** (1), 79–106. doi:10.1590/s0104-06182010000100004.
- Salomão, A. L. S. & Marques, M. 2015 Estrogenicity and genotoxicity detection in different contaminated waters. *Human and Ecological Risk Assessment* **21** (7), 1793–1809. doi:10.1080/10807039.2014.987027.
- Salomão, A. L. S., Marques, M., Severo, R. G. & Roque, O. C. D. C. 2012 Engineered ecosystem for on-site wastewater treatment in tropical areas. *Water Science and Technology* **66** (10), 2131–2137. doi:10.2166/wst.2012.434.
- Sanchez, A. A., Ferreira, A. C., Stopa, J. M., Bellato, F. C., Jesus, T. A. d., Coelho, L. H. G., Domingues, M. R., Subtil, E. L., Matheus, D. R. & Benassi, R. F. 2018 Organic matter, turbidity, and apparent color removal in planted (*Typha* sp. and *Eleocharis* sp.) and unplanted constructed wetlands. *Journal of Environmental Engineering* **144** (10). doi:10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001443.
- Santos, S. L., De Oliveira Simões, J. P., Paiva, F. V. & Van Haandel, A. 2017 Design optimization of a simple, single family, anaerobic sewage treatment system. *Water Practice and Technology* **12** (1), 55–71. doi:10.2166/wpt.2017.010.
- Santos, S. L., Simões, J. P. d. O., Paiva, F. V. & van Haandel, A. 2018 Projeto de otimização de sistemas anaeróbios para tratamento de esgoto em escala unifamiliar (Optimization design of anaerobic systems for treating sewage at single-family scale). *Engenharia Sanitaria E Ambiental* **23** (6), 1213–1225. doi:10.1590/s1413-41522018166570.
- Schwarzenbach, R. P., Egli, T., Hofstetter, T. B., von Gunten, U. & Wehrli, B. 2010 Global water pollution and human health. *Annual Review of Environment and Resources* **35**, 109–136. doi:10.1146/annurev-environ-100809-125342.
- Searcy, D. L. & Mentzer, J. T. 2003 A framework for conducting and evaluating research. *Journal of Accounting Literature* **22** (07374607), 130–167.

- Silva, J. C. P. d., Tonetti, A. L., Leonel, L. P. & Costa, A. 2015 Denitrification on upflow-anaerobic filter filled with coconut shells (*Cocos nucifera*). *Ecological Engineering* **82**, 474–479. doi:10.1016/j.ecoleng.2015.05.007.
- Silva, J. A., Sarti, A. & da Silva, G. H. R. 2017a Performances of two pilot decentralized wastewater treatment plants used to treat low-strength wastewater. *Desalination and Water Treatment* **91**, 93–100. doi:10.5004/dwt.2017.21526.
- Silva, J. A., Sarti, A., Maintinguer, S. I., Kaiser, I. M. & Da Silva, G. H. R. 2017b Performance of an anaerobic baffled reactor with an aerobic chamber treating low-strength wastewater. *Desalination and Water Treatment* **100**, 1–10. doi:10.5004/dwt.2017.21713.
- Silveira, E. O., Wink, M., Zappe, A. L., Kist, L. T. & Machado, Ê. L. 2019 Integrated system with microalgae and constructed wetland in vertical flow for urban wastewater treatment. *Engenharia Sanitária E Ambiental* **24** (2), 305–313. doi:10.1590/s1413-41522019161655.
- Singh, N. K., Kazmi, A. A. & Starkl, M. 2015 A review on full-scale decentralized wastewater treatment systems: techno-economical approach. *Water Science and Technology* **71** (4), 468–478. doi:10.2166/wst.2014.413.
- Slompo, N. D. M. & da Silva, G. H. R. 2019 Disinfection of anaerobic/aerobic sanitary effluent using ozone: formaldehyde formation. *Water Environment Research* **91** (9), 898–905. doi:10.1002/wer.1128.
- Slompo, N. D. M., Quartaroli, L., Zeeman, G., da Silva, G. H. R. & Daniel, L. A. 2019 Black water treatment by an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor: a pilot study. *Water Science and Technology* **80** (8), 1505–1511. doi:10.2166/wst.2019.402.
- Slompo, N. D. M., Quartaroli, L., Fernandes, T. V., Silva, G. H. R. d. & Daniel, L. A. 2020 Nutrient and pathogen removal from anaerobically treated black water by microalgae. *Journal of Environmental Management* **268**, 2–8. doi:10.1016/j.jenvman.2020.110693.
- Sousa, A. C. A. & Costa, N. d. R. 2013 Incerteza e dissenso: os limites institucionais da política de saneamento brasileira. *Revista de Administracao Publica* **47** (3), 587–599. doi:10.1590/S0034-76122013000300003.
- Sousa, J. T., de Luna, M. L. D., Henrique, I. N., Leitea, V. D., Lopesa, W. S. & Pearsona, H. W. 2020 Compact sewage treatment systems for rural sanitation. *Journal of Urban and Environmental Engineering* **14** (1), 78–86. doi:10.4090/juee.2020.v14n1.078086.
- Subtil, E. L., Sanchez, A. A. & Cavalheiro, A. 2016 Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto e reúso de água (Decentralized systems of wastewater and water reuse). In: Mantovani, W., de Oliveira Cardoso, Benassi, A. R. F. & Subtil, E. L. (eds). *Ciência E Tecnologia Ambiental: Conceitos E Perspectivas*, 201–220. Editora UFABC, Santo André, Brazil.
- Tchobanoglous, G. & Leverenz, H. 2013 The rationale for decentralization of wastewater infrastructure. In: *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management* (Tove, A., Larsen, K., Udert, M. & Lienert, J. eds.). IWA Publishing, London, United Kingdom. doi:10.2166/9781780401072.
- Teixeira, R. B., Marques, C. A., de Carvalho, N. R., Gomes, L. E. T., da Silva, F. T. & Paiva, T. C. B. 2018 Determinação de hormônios estrogênicos em esgoto bruto e efluente de uma estação descentralizada de tratamento por lodos ativados (Determination of estrogenic hormones in raw wastewater and effluent from an activated sludge decentralized treatment station). *Revista Ambiente E Água* **13** (2), 1–10. doi:10.4136/1980-993X.
- The World Bank Group 2021 *Data – People Using Safely Managed Sanitation Service*. Available from: <https://data.worldbank.org/indicator/SH.STA.SMSS.ZS?end=2017&start=2000&view=chart> (accessed 15 March 2021)
- Tonon, D., Tonetti, A. L., Coraucci Filho, B. & Bueno, D. A. C. 2015 Wastewater treatment by anaerobic filter and sand filter: hydraulic loading rates for removing organic matter, phosphorus, pathogens and nitrogen in tropical countries. *Ecological Engineering* **82**, 583–589. doi:10.1016/j.ecoleng.2015.05.018.
- United Nations Children's Fund (UNICEF), & World Health Organization (WHO) 2019 *Progress on Household Drinking Water, Sanitation and Hygiene 2000–2017 Special Focus on Inequalities*. Launch version July 12 Main report Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene, New York, USA.
- United Nations. Department of Economics and Social Affairs 2021 *Sustainable Development – the 17 Goals*. Available from: <https://sdgs.un.org/goals> (accessed 12 March 2021)
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), UN – Water 2020 *United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change*. Paris, France. doi:10.1002/9781118786352.wbieg0793.pub2.
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), World Water Assessment Programme (WWAP) 2019 *The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving no one Behind*. Paris, France.
- Van Afferden, M., Cardona, J. A., Müller, R. A., Lee, M. Y. & Subah, A. 2015 A new approach to implementing decentralized wastewater treatment concepts. *Water Science and Technology* **72** (11), 1923–1930. doi:10.2166/wst.2015.393.
- Von Sperling, M. & Salazar, B. L. 2013 Determination of capital costs for conventional sewerage systems (collection, transportation and treatment) In a developing country. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development* **3** (3), 365–374. doi:10.2166/washdev.2013.063.
- Wielemaker, R. C., Weijma, J. & Zeeman, G. 2018 Harvest to harvest: recovering nutrients with New sanitation systems for reuse In urban agriculture. *Resources, Conservation and Recycling* **128**, 426–437. doi:10.1016/j.resconrec.2016.09.015.
- World Health Organization (WHO) 2021a *Sanitation*. Available from: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/sanitation> (accessed 15 March 2021).
- World Health Organization (WHO) 2021b *Water Sanitation and Health*. Available from: <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/water-sanitation-and-health/monitoring-and-evidence/water-supply-sanitation-and-hygiene-monitoring> (accessed 15 March 2021).
- Zeeman, G., Kujawa, K., de Mes, T., Hernandez, L., de Graaff, M., Abu-Ghunmi, L., Mels, A., Meulman, B., Temmink, H., Buisman, C., van Lier, J. & Lettinga, G. 2008 Anaerobic treatment as a core technology for energy, nutrients and water recovery from source-separated domestic waste(water). *Water Science and Technology* **57** (8), 1207–1212. doi:10.2166/wst.2008.101.

First received 1 September 2021; accepted in revised form 28 October 2021. Available online 9 November 2021

### 3.5 SISTEMAS DESCENTRALIZADOS COMPACTOS PARA O CONTEXTO URBANO

O debate entre sistemas centralizados versus sistemas descentralizados é recorrente quando são discutidas soluções para o tratamento de esgoto em contextos urbanos (TORRE *et al.*, 2021). Os sistemas descentralizados apresentam maior adaptabilidade às diferentes condições locais, podem contribuir para a redução da desigualdade de acesso da população mais pobre, facilitar o reuso, contribuir para a resiliência e sustentabilidade dos sistemas de coleta e tratamento de esgotos municipais, apresentam maior eficiência para recarga de aquíferos e menor impacto ao corpo receptor da descarga do sistema devido ao menor volume (FERREIRA; FIORE, 2022; BERNAL; RESTREPO; GRUESO-CASQUETE, 2021; FERREIRA, *et al.*, 2021; TORRE *et al.*, 2021).

Apesar do crescente interesse em sistemas descentralizados no Brasil, os estudos tendem a explorar tecnologias simples e aplicações em contextos rurais (FERREIRA *et al.*, 2021). Todavia, com o crescimento dos grandes centros urbanos e regiões periurbanas e os desafios para a expansão do atendimento com a coleta e tratamento de esgoto, cada vez mais ênfase será dada para a construção de estações de tratamento compactas, que ocupem menor área física e apresente impactos ambientais reduzidos (BERNAL; RESTREPO; GRUESO-CASQUETE, 2021; FERREIRA *et al.*, 2021; TORRE *et al.*, 2021; BASSIN; DEZOTTI, 2018).

O estudo realizado por Garrido-Basserba *et al.* (2022) avança na análise do atendimento técnico e econômico de sistemas descentralizados em contextos urbanos, explorando viabilidade em diferentes tipos de moradias e número de pessoas atendidas, mostrando resultados promissores referentes a competitividade dos custos de sistemas descentralizados com reuso que atendam mais do que 100 pessoas frente aos custos de água praticados na América do Norte e oeste da Europa. No entanto, os sistemas descentralizados também apresentam seus desafios, como por exemplo: a ausência de leis e regulamentos específicos e a garantia do atendimento aos padrões de lançamento, especialmente em relação à eficiência de desinfecção, de modo a prevenir a ocorrência de surtos de doenças de veiculação hídrica e consequente sobrecarga nos sistemas de saúde (FERREIRA, *et al.*, 2021; TORRE *et al.*, 2021).

#### **4 AVALIAÇÃO DA PERFORMANCE DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E COMPOSIÇÃO DO BIOFILME EM REATORES MBBR OPERANDO COM MÍDIA CONVENCIONAL E PARABÓLICA (MINUTA)**

Espera-se que o artigo, após finalizado seja encaminhado para publicação internacional qualificada, em periódico a definir. Para além da produção científica, com este estudo de caso, espera-se contribuir com informações para o desenvolvimento de sistemas compactos descentralizados para aplicação em contextos urbanos, contribuindo para a expansão dos serviços de coleta e tratamento de esgoto, especialmente para os grupos que historicamente têm este direito básico negado.

## 4.1 RESUMO

Os reatores MBBR surgiram no final dos anos 1980 como uma proposta de otimização do processo de lodos ativados e, desde então, têm sido empregados para o tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais por apresentarem elevada eficiência de remoção de matéria orgânica. Um dos principais componentes destes sistemas são as mídias empregadas para o crescimento da biomassa aderida no reator, e, ao longo dos anos diferentes modelos de mídia foram desenvolvidos visando otimização do processo de tratamento, sendo os modelos de mídias parabólicas um dos mais recentes. As mídias influenciam no crescimento do biofilme, que por sua vez impactam na composição da comunidade de microrganismos, que tem papel importante na remoção de poluentes e na estabilidade e performance de operação dos reatores. Apesar de sua grande importância, a composição da comunidade de microrganismos presentes em biofilme de reatores MBBR ainda é pouco explorada. Este estudo avaliou a eficiência de tratamento de esgoto doméstico de dois reatores MBBR idênticos, em escala de laboratório e operando em batelada. Um dos reatores foi preenchido com mídia cilíndrica convencional (MBBR 1) e o outro com Mutag Biochip™ (MBBR 2), um modelo de mídia em formato parabólico considerado emergente. Os sistemas foram avaliados em termos de remoção de matéria orgânica e a composição do biofilme foi investigada e relacionada com a performance observada. Em termos de COT, a eficiência de remoção de matéria orgânica observada nos reatores MBBR 1 e MBBR 2 na ordem de 70% e 60% respectivamente, se mostrou abaixo da reportada em estudo em que reatores MBBR operaram com altas taxas de aplicação de carga orgânica, no entanto, os resultados convergem com valores observados em estudo com taxa de aplicação orgânica semelhante ao empregado neste estudo. O reator MBBR 1 obteve eficiência de remoção de matéria orgânica significativamente superior ao MBBR2 em termos de COT. Os resultados do sequenciamento genético pelo método metagenômico do tipo shotgun mostraram grande semelhança na composição das comunidades de microrganismos do biofilme dos reatores, não justificando a diferença na performance, sendo que esta foi atribuída à diferença de carga orgânica superficial aplicada.

**Palavras-chave:** MBBR, esgoto doméstico, composição do biofilme

## 4.2 INTRODUÇÃO

Os *Moving Bed Biofilm Reactors* (MBBR) foram desenvolvidos na Noruega no final dos anos 80 e começo dos anos 90 com o propósito de unir as vantagens dos sistemas de lodos ativados e de reatores com biofilme, podendo ser do tipo aeróbio ou anaeróbio/anóxico (METCALF; EDDY, 2016; BASSIN; DEZOTTI, 2018). Essas vantagens são alcançadas através do uso de mídias que se movem livremente no reator, cujo design possibilita o crescimento aderido de biomassa, assim, todo o volume do reator é utilizado para o crescimento da biomassa (ØDEGAARD; GISVOLD; STRICKLAND, 2000; ØDEGAARD, 2006).

Por apresentar as vantagens de serem mais compactos e flexíveis e produzem efluente de alta qualidade, os sistemas MBBR foram rapidamente adotados em todo o mundo (ØDEGAARD; GISVOLD; STRICKLAND, 2000; BASSIN *et al.*, 2016). Em comparação com os sistemas de lodos ativados, sistemas MBBR requerem menores volumes de reatores – devido à presença das mídias, apresentam maior diversidade de microrganismos, alta concentração de biomassa ativa, tempos de detenção hidráulica reduzidos e menor produção de lodo. Entre outras aplicações, sistemas MBBR são utilizados para tratamento de efluentes domésticos, industriais, e para desnitrificação de água potável (ØDEGAARD *et al.*, 2010; MCQUARRIE; BOLTZ, 2011; ZHAO *et al.*, 2019).

Os sistemas MBBR permitem diferentes configurações para atingir diferentes objetivos. Entre as aplicações mais comuns estão a remoção de matéria orgânica, com eficiência de até 98%, nitrificação e desnitrificação (MAHTO; DAS, 2022; BARWAL; CHAUDHARY, 2014). Em sistemas MBBR aeróbios, a aeração deve garantir a mistura no reator, manter as mídias em movimento, e otimizar a transferência de oxigênio para a massa líquida para favorecer a remoção de matéria orgânica (METCALF; EDDY, 2016; BASSIN; DEZOTTI, 2018; MORGAN-SAGASTUME, 2018).

As mídias utilizadas nos sistemas MBBR afetam diretamente a área disponível para o crescimento do biofilme, a hidrodinâmica do reator através da taxa de recheio empregada e a taxa de aplicação orgânica superficial (METCALF; EDDY, 2016; PICULELL, 2016; BASSIN; DEZOTTI, 2018; MORGAN-SAGASTUME, 2018). A carga orgânica superficial (COS) é definida como a razão entre a carga orgânica aplicada ao reator e a totalidade da área superficial fornecida pelas mídias. Em reatores MBBR a aplicação de carga orgânica

superficial varia de 6 a 16gDBO/m<sup>2</sup>.dia em sistemas de alta taxa de remoção de DBO (METCALF; EDDY, 2016), enquanto taxas de aplicação menores do que 8gDBO/m<sup>2</sup>.dia são consideradas faixas normais de aplicação e tendem a favorecer a nitrificação (ØDEGAARD *et al.*, 2010).

A carga orgânica superficial aplicada afeta a formação do biofilme, sendo que aplicações de alta taxa, com cerca de 30gDQO/m<sup>2</sup>.dia, tendem a formar biofilme compacto, enquanto cargas de 15gDQO/m<sup>2</sup>.dia tendem a formar biofilmes menos compactos e cargas menores que 5gDQO/m<sup>2</sup>.dia tendem a formar biofilmes mais soltos (METCALF; EDDY, 2016; BASSIN; DEZOTTI, 2018; MORGAN-SAGASTUME, 2018).

Ao longo dos anos, buscando aumentar a eficiência de reatores MBBR, através da otimização dos processos de difusão pelo fornecimento de maior área superficial e controle da espessura do biofilme, novos modelos de mídia foram criados. Dentre estes novos modelos figuram as mídias com formato parabólico, como o Mutag Biochip™, que possui área útil maior que 5.000 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> (BASSIN *et al.*, 2016; PICULELL, 2016; MORGAN-SAGASTUME, 2018; CARVALHO, 2019; MUTAG, 2022; GUPTA *et al.*, 2022). Na Tabela 1 são apresentadas pesquisas que exploram diferentes aspectos de mídias parabólicas.

**Tabela 1** – Pesquisas sobre mídias parabólicas que verificam eficiência dos sistemas

| <b>Autores</b>                         | <b>Efluente utilizado</b>       | <b>Vol. do reator</b> | <b>Mídias utilizadas</b>                    | <b>Tempo de operação</b> | <b>Foco</b>                                                                                                         | <b>Parâmetros avaliados</b>                                                            | <b>Eficiência obtida com mídia parabólica/Resultados reportados</b>                                                                                                                              |
|----------------------------------------|---------------------------------|-----------------------|---------------------------------------------|--------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Bassin <i>et al.</i> , 2016            | Esgoto sintético                | 1L cada               | K1 e Mutag Biochip™                         | 700 dias                 | Nitrificação realizada pela biomassa suspensa e aderida com incremento da carga orgânica superficial aplicada       | DQO, $NH_4$ , SST, SSV, $NO_2$ , $NO_3$                                                | >90% remoção de DQO; Menor quantidade de biomassa aderida às mídias em relação à mídia tradicional.                                                                                              |
| Carvalho, 2019                         | Esgoto doméstico                | 120L cada             | Biobob e Mutag Biochip™                     | 214 dias                 | Impacto da mídia na remoção de matéria orgânica e nitrogênio e na geração de lodo                                   | pH, OD, ST, SFT, SVT, SST, SSF, SSV, NTK, $NH_4$ , $NO_2$ , $NO_3$ , DQO, alcalinidade | >80% remoção de DQO; Desempenho semelhante ao Biobob na remoção de nitrogênio; Maior geração de lodo em relação ao Biobob.                                                                       |
| Tadda <i>et al.</i> , 2021             | Esgoto sintético de maricultura | 10L cada              | Parabólica e K5                             | 108 dias                 | Remoção de nitrogênio em diferentes TDH                                                                             | $NH_4$ , $NO_2$ , $NO_3$ , OD, pH, DQO, SSV                                            | >75% remoção de nitrogênio com TDH = 3h e >99% com TDH de 24h.                                                                                                                                   |
| Arabgol, Vanrolleghem, Delatolla, 2022 | Esgoto doméstico                | 4L cada               | K5 e duas variações de mídia parabólica     | 15 meses                 | Influência do formato da mídia na remoção de DQO, no tamanho das partículas e velocidade de sedimentação            | DBO, DBO solúvel, DQO e DQO solúvel, SST, SSV, $NO_2$ , $NO_3$ , OD, pH, temperatura   | Menor eficiência na remoção de DQO em relação à mídia tradicional; Maior produção de sólidos em relação à mídia tradicional; Menor sedimentabilidade dos sólidos em relação à mídia tradicional. |
| Dan, Luu, 2021                         | Lixiviado de aterro             | 12L cada              | K1, Mutag Biochip™ e esponja de poliuretano | 347 dias                 | Efeitos do tempo de aeração e carga orgânica volumétrica na eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogenada | pH, OD, DQO, COT, N total, $NH_4$ , $NO_2$ , $NO_3$ , cor                              | Quanto maior a área superficial da mídia, maior resistência a choques de carga orgânica; Melhor desempenho da mídia parabólica em relação às outras mídias avaliadas                             |

|                              |                                      |                                                |                                           |          |                                                                        |                                                      |                                                                                                                                                                                                                                 |
|------------------------------|--------------------------------------|------------------------------------------------|-------------------------------------------|----------|------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Jang <i>et al.</i> ,<br>2023 | Efluente de<br>digestor<br>anaeróbio | Não<br>informado<br>(escala de<br>laboratório) | Esfera de<br>fibra e<br>Mutag<br>Biochip™ | 140 dias | Efeito do tipo de mídia<br>na composição do<br>biofilme e nitrificação | pH, OD, COT,<br>N total, $NH_4$ ,<br>$NO_2$ , $NO_3$ | >95% de remoção de amônia, desempenho<br>melhor do que o observado para a mídia de<br>esfera de fibra;<br>Maior abundância e diversidade de bactérias,<br>principalmente nitrificantes em relação à<br>mídia de esfera de fibra |
|------------------------------|--------------------------------------|------------------------------------------------|-------------------------------------------|----------|------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

---

DQO = demanda química de oxigênio,  $NH_4$  = nitrogênio amoniacal, SST = sólidos suspensos totais, SSV = sólidos suspensos voláteis,  $NO_2$  = íon nitrito,  $NO_3$  = íon nitrato, pH = potencial hidrogeniônico, OD = oxigênio dissolvido, ST = sólidos totais, SFT = sólidos fixos totais, SVT = sólidos voláteis totais, SSF = sólidos suspensos fixos, NTK = nitrogênio total Kjeldahl, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, N = nitrogênio, TDH = tempo de detenção hidráulica.

Fonte: Autora, 2023.

É reportado que as mídias parabólicas apresentam excelente hidrodinâmica, além de performance superior na remoção de amônia devido à liberação de biopolímeros quando comparados com mídias tradicionais cilíndricas (TADDA *et al.*, 2021). No entanto, em relação à remoção de matéria orgânica, não foi observada diferença significativa entre reatores MBBR operando com mídia tradicional K1 e Mutag Biochip™ sob as mesmas taxas de aplicação orgânica superficial de até 12,8gDQO/m<sup>2</sup>.dia, sendo as eficiências de remoção maiores que 90% em ambas as condições (BASSIN *et al.*, 2016). Também foi observado desempenho semelhante de remoção de matéria orgânica da ordem de 80% a 90% em reatores tratando esgoto doméstico utilizando as mídias Mutag Biochip™ e Biobob®, sendo que o efluente do reator com Mutag Biochip apresentou maior concentração de sólidos suspensos e conseqüentemente, maior produção de lodo (CARVALHO, 2019).

Outro estudo em escala de laboratório que utilizou esgoto doméstico e comparou o desempenho de mídias parabólicas e mídias tradicionais K5, aponta desempenho semelhante quanto à remoção de matéria nitrogenada, porém melhor desempenho da mídia K5 na remoção de matéria orgânica, alcançando  $59,9 \pm 3,0\%$  de remoção de DBO aplicando carga orgânica superficial de cerca de  $6,0 \pm 0,8\text{gDQO/m}^2\text{.dia}$  (ARABGOL; VANROLLEGHEM; DELATOLLA, 2022).

O tipo de mídia pode influenciar a composição do biofilme devidos aos seus diferentes materiais e estruturas (CHU *et al.*, 2014; di BIASI *et al.*, 2019). O biofilme é uma estrutura complexa composta de uma comunidade de microrganismos e para o seu desenvolvimento é imprescindível a transferência de oxigênio, nutrientes e, principalmente, matéria orgânica, que ocorre através da difusão (BASSIN; DEZOTTI, 2018; MORGAN-SAGASTUME, 2018). Além dos fatores mencionados, o crescimento do biofilme é limitado pelo atrito entre a camada mais externa do biofilme com as mídias em movimento e a fase líquida, que provoca seu desprendimento (PICULELL, 2016; di BIASI *et al.*, 2019; ARABGOL *et al.*, 2020; MAHTO; DAS, 2022).

A composição da comunidade de microrganismos em biofilmes tem grande importância na remoção de poluentes e na estabilidade e performance da operação de reatores (CHEN *et al.*, 2021), e o interesse em pesquisas que exploram a diversidade de comunidades de microrganismos cresceu com o avanço das técnicas utilizadas para sequenciamento genético que dispensam a criação de culturas para análise, como as técnicas de 16S RNA e metagenoma do tipo shotgun (RAUSCH *et al.*, 2019; ZHU *et al.*, 2022). Recentemente foi

realizada uma extensa análise da diversidade da comunidade bacteriana em lodos ativados (WU *et al.*, 2019) e diferentes autores têm explorado a composição das comunidades em reatores MBBR e sua relação com remoção de nitrogênio (WU *et al.*, 2022; ZHOU *et al.*, 2022), formação de biofilme (LIU *et al.*, 2020; SUN *et al.*, 2020), diversidade em diferentes tipos de mídias e diferentes taxas de aplicação orgânica superficial (CHEN *et al.*, 2021; ZHU *et al.*, 2022) e comparação entre biomassa suspensa e biofilme aderido em sistemas MBBR para remoção de micropoluentes (WOLFF *et al.*, 2021), demanda química de oxigênio e nitrogênio (ZHOU *et al.*, 2022).

No entanto, é consenso entre diversos autores que o conhecimento sobre as comunidades de microrganismos em biofilmes de reatores MBBR é pouco explorado apesar de sua importância para o entendimento e otimização dos processos de tratamento (WOLFF *et al.*, 2021; ZHU *et al.*, 2022; JANG *et al.*, 2023). Além disso, até onde se sabe, somente dois estudos exploraram a composição da comunidade de microrganismos em mídias do tipo parabólica Mutag Biochip™, sendo um dos estudos sobre o tratamento de lixiviado de aterro (DAN; LUU, 2021) e o outro sobre remoção de nitrogênio em digestão anaeróbia de esgoto (JANG *et al.*, 2023).

Assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica no tratamento de esgoto doméstico de dois reatores MBBR, um deles operando com mídias cilíndricas tradicionais como referência e o outro com mídias em formato parabólico Mutag Biochip™, visando sua aplicação em sistemas compactos descentralizados em contextos urbanos. A eficiência de remoção de matéria orgânica foi relacionada à composição do biofilme das mídias em amostras coletadas ao final do período de operação e foi avaliada a diferença entre a composição de microrganismos nos biofilmes e na amostra de lodos ativados utilizado como inóculo para os sistemas.

## **4.3 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **4.3.1 Configuração e Operação dos reatores MBBR**

Dois reatores MBBR cilíndricos idênticos, com 40cm de altura, 30cm de diâmetro e capacidade para 20L foram utilizados. Os reatores foram operados em paralelo e aerados por um compressor de ar Boyu modelo ACQ-003 com capacidade para 50L/min. O reator

MBBR1 operou com mídias tradicionais e o reator MBBR2 operou com mídias parabólicas Mutag Biochip™. As principais características das mídias utilizadas são mostradas na Tabela 2. Foi utilizado esgoto doméstico após decantação primária, coletado em uma estação de tratamento de esgoto localizada na zona sul do município de São Paulo.

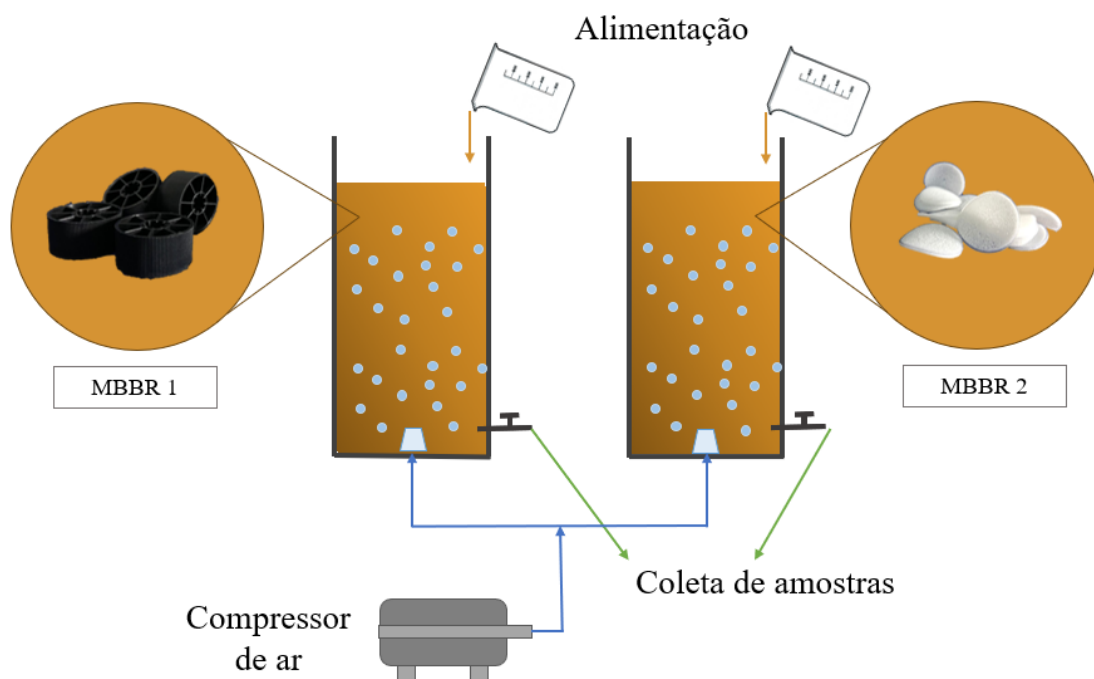
**Tabela 2** – Principais características das mídias utilizadas nos reatores MBBR1 e MBBR2

|                                                                  | <b>MBBR1</b><br><b>Mídia tradicional</b> | <b>MBBR2</b><br><b>Mutag Biochip™</b> |
|------------------------------------------------------------------|------------------------------------------|---------------------------------------|
| <b>Diâmetro (mm)</b>                                             | 30                                       | 30                                    |
| <b>Altura (mm)</b>                                               | 15                                       | 1,1                                   |
| <b>Área superficial (m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>)</b>            | 526                                      | 5.500                                 |
| <b>Material</b>                                                  | PP                                       | PE                                    |
| <b>Taxa de recheio v/v (%)</b>                                   | 40                                       | 10                                    |
| <b>Área superficial no sistema (m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>)</b> | 2,1                                      | 5,5                                   |

Fonte: Adaptado de Nanoplastic (2022) e Mutag (2022).

Os reatores foram operados em batelada e alimentados com 10L cada, pela parte superior, e as amostras foram coletadas por uma torneira, instalada na parte inferior de cada reator. Cada ciclo consistia nas fases de alimentação, aeração, sedimentação e descarga, semelhante ao adotado por Carvalho (2019). O diagrama esquemático do sistema é apresentado na Figura 1.

**Figura 1** – Diagrama esquemático do sistema de reatores MBBR.



Fonte: Autora, 2023.

Para possibilitar comparações diretas entre diferentes mídias, Ødegaard, Gisvold e Strickland (2000) afirmam que deve ser aplicada a mesma taxa orgânica superficial. Porém, neste estudo, para avaliar a eficiência dos reatores no tratamento do esgoto doméstico, optou-se por não alterar as características do esgoto artificialmente. Uma vez mantida as características do esgoto, o ajuste da carga orgânica superficial aplicada seria possível diminuindo a taxa de recheio do MBBR 2 para 3,8%, o que resultaria em condições hidrodinâmicas muito distintas, portanto, foi também mantida a taxa de recheio de 10%.

#### 4.3.2 ***Fases experimentais e características do esgoto utilizado***

Antes do início da operação, foi realizada uma etapa de inoculação das mídias com duração de 7 dias. No primeiro dia cada reator recebeu 2L de esgoto e 8L de água. No segundo dia, 2L foram retirados de cada reator, repostos por 2L de esgoto. No terceiro e quarto dia, foram retirados 3L de cada reator, repostos por 3L de esgoto. Após as reposições de volume, a aeração era mantida ligada por 24h. No quinto dia foram retirados 8L de cada reator, repostos por 8L de esgoto, com aeração mantida ligada por 48h consecutivas. Após este período, foi iniciada a Fase I da operação.

Os reatores foram operados em 3 fases, conforme apresentado na Tabela 3.

**Tabela 3** – Fases experimentais

| Fase | Duração   | Aeração | Sedimentação |
|------|-----------|---------|--------------|
| I    | 3 semanas | 23h     | 1h           |
| II   | 3 semanas | 23h     | 1h           |
| II   | 3 semanas | 3h      | 1h           |

Fonte: Autora, 2023.

A Fase I teve como objetivo o desenvolvimento do biofilme nas mídias. Devido ao fato de não ter sido observado desenvolvimento do biofilme nas duas primeiras semanas, no início da terceira semana de operação foi adicionado em cada reator 1L de inóculo de lodos ativados (linha de retorno do decantador secundário da mesma ETE onde foram realizadas as coletas de esgoto). A operação e os procedimentos analíticos foram temporariamente interrompidos após a terceira semana de operação (Fase I).

O início da Fase II corresponde à retomada da operação e para a re-inoculação dos sistemas foi adicionado em cada reator 1L de inóculo de lodos ativados. Após 3 semanas, foi iniciada a Fase III, com redução do período de aeração, visando operação com cargas orgânicas mais concentradas. As características do esgoto durante as três Fases são apresentadas na Tabela 4.

**Tabela 4-** Características do esgoto bruto durante as diferentes Fases do experimento

| Fase | Temp.<br>(°C) | pH        | OD<br>(mg/L) | COT<br>(mg/L) | DBO<br>(mg/L) |
|------|---------------|-----------|--------------|---------------|---------------|
| I    | 19,4±1,62     | 7,16±0,2  | 0,7±0,38     | 28,6±6,83     | 41,8±13       |
| II   | 19,2±1,44     | 6,97±0,13 | 1,12±0,97    | 52,6±38,7     | 111±74,2      |
| II   | 20,7±1,67     | 6,98±0,16 | 0,55±0,11    | 103±12,9      | 189±13,7      |

Fonte: Autora, 2023.

Do início da Fase I até a segunda semana da Fase II, o esgoto utilizado foi coletado no período da manhã, entre 6h50 e 7h30, e apresentou baixa concentração de matéria orgânica. Deste modo, a partir da terceira semana da Fase II até a última semana da Fase III o horário de coleta do esgoto foi alterado para o período da tarde, entre 12h00 e 13h00, resultando em amostras com maior concentração de carga orgânica.

Para o cálculo da Carga Orgânica Superficial aplicada nos reatores, foi utilizada a fórmula

$$COS = \frac{[Morg] \times Q}{A_{mídias} \times 1000}$$

Onde:

$COS$  = Carga orgânica superficial (g/m<sup>2</sup>.dia)

$[Morg]$  = concentração de matéria orgânica (mg/L)

$Q$  = vazão (L/dia)

$A_{mídias}$  = área superficial das mídias (m<sup>2</sup>)

#### 4.3.3 **Parâmetros analisados e métodos analíticos**

As amostras foram avaliadas pelos parâmetros de demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ) e carbono orgânico total (COT). Também foi medido o oxigênio dissolvido, pH e temperatura no esgoto e nos reatores MBBR1 e MBBR2. A metodologia utilizada para as análises baseia-se nas recomendações da APHA *Standard Methods*. Para as medições de temperatura e oxigênio dissolvido foi utilizada uma sonda paramétrica YSI *Professional Plus*, para as medições de pH foi utilizado pHmetro de bancada Quimis, para as análises de COT foi utilizado o *Laboratory TOC Analyzer* da Sievers InnOx – General Eletrics. As análises de COT e DBO foram feitas em triplicata. A frequência de análises dos parâmetros avaliados é apresentada na Tabela 5.

**Tabela 5** – Parâmetros e frequência de análises em cada Fase do experimento

| Parâmetro      | Unidade | Fase        | Frequência |
|----------------|---------|-------------|------------|
| Temperatura    | °C      | I, II e III | Diária     |
| pH             | -       | I, II e III | Diária     |
| OD             | mg/L    | I, II e III | Diária     |
| COT*           | mg/L    | I, II e III | Diária     |
| $DBO_{5,20}$ * | mg/L    | I, II e III | Semanal    |

\*amostras colhidas em triplicata

Fonte: Autora, 2023.

#### 4.3.4 **Análises estatísticas**

As análises estatísticas foram realizadas no software Jamovi (versão 2.3.18). As comparações entre os dois reatores MBBR foram feitas através do Teste T de Student para variáveis independentes (dados paramétricos) ou teste de Mann-Whitney (dados não paramétricos) e as análises comparando a eficiência de tratamento dos dois reatores em

relação ao esgoto bruto foram feitas utilizando One-way ANOVA seguido pelo teste de Tukey para os dados paramétricos e teste de ANOVA Kruskal-Wallis seguido por teste de comparação pareada de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner para dados não-paramétricos.

As análises consideraram nível de probabilidade  $p < 0,05$ . Para averiguação da normalidade dos dados e análises foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk. Para os dados não paramétricos a análise descritiva apresenta os resultados da mediana, primeiro quartil (Q1) e terceiro quartil (Q3).

Para as análises estatísticas das amostras colhidas em triplicata, foi utilizado o valor da média simples.

#### **4.3.5 *Análise da comunidade microbiana***

Amostras biológicas em triplicata do inóculo de lodos ativados utilizado no início da Fase II, amostras do biofilme do reator MBBR1 da última semana de operação da Fase III e amostras do biofilme do reator MBBR2 da última semana de operação da Fase III foram enviadas para sequenciamento genético.

As amostras dos inóculos de lodos ativados foram previamente homogeneizadas para a coleta; as amostras de biofilme dos reatores MBBR1 e MBBR2 foram coletadas após a descarga dos reatores. Todas as amostras foram armazenadas em tubos eppendorf de 2 mL e mantidas congeladas a  $-70^{\circ}\text{C}$ .

Para a extração de DNA foram utilizados kits *Genomic DNA from soil - NucleoSpin® Soil* da Macherey-Nagel e o procedimento descrito na revisão de 11 de agosto de 2022 do manual do usuário (MACHEREY-NAGEL, 2022), com duas etapas de lise, utilizando os tampões SL2 e *Enhancer SX*, e para a quebra utilizando o equipamento FastPrep®-24, com as modificações apresentadas na Tabela 6, sugeridas pela equipe de *Microbial Data Science* da UFZ.

**Tabela 6** – Modificações realizadas no procedimento de extração de DNA do kit utilizado

| <b>Etapa</b>                     | <b>Instrução</b>                                                                                                   | <b>Modificação</b>                                                                                                     |
|----------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 4. Precipitação de contaminantes | Centrifugar por 1min a 11.000G                                                                                     | Centrifugar por 2min a 11.000G                                                                                         |
| 5. Filtração do material da lise | Centrifugar por 1min a 11.000G                                                                                     | Centrifugar por 1,5min a 9.000rpm                                                                                      |
| 10. Elução do DNA                | Adicionar 30-100µL do tampão SE e deixar incubar em temperatura ambiente por 1min com a tampa do eppendorf aberta. | Adicionar 25µL do tampão SE, fechar a tampa e deixar incubar por 10min a temperatura ambiente. Repetir o procedimento. |
|                                  | Centrifugar por 30s a 11.000G                                                                                      | Centrifugar por 1min a 14.000G                                                                                         |

Fonte: Adaptado de Macherey-Nagel, 2023.

Após a extração do DNA, a quantificação preliminar da concentração de DNA foi feita com o aparelho NanoDrop (Thermo Scientific) e software NanoDrop2000/2000C.

As extrações de DNA das amostras foram sequenciadas pelo método metagenômico do tipo shotgun no laboratório Eurofins, na Alemanha, e os resultados foram processados pelo grupo de pesquisa *Microbial Data Science*, do Departamento de Microbiologia Ambiental do *Helmholtz Centre for Environmental Research (Umwelt Forschung Zentrum – UFZ)* da Universidade de Leipzig, Alemanha.

Os genes de rRNA foram reconstruídos utilizando 6 bases de dados disponíveis na base de dados SILVA 138.1 (QUAST *et al.*, 2013) através do software MATAM v1.6.1 (PEROCARD *et al.*, 2018). As sequências com comprimento menor que 900 bp foram removidas utilizando o SeqKit v1.3 (SHEN *et al.*, 2016). As quimeras foram removidas e as sequências agrupadas de acordo com o domínio (Archaea, Bacteria e Eukarya) utilizando o VSEARCH v2.4.3-1 (ROGNES *et al.*, 2016). As taxonomias representativas de cada agrupamento foram atribuídas utilizando o alinhador online SILVA (SILVA, 2023).

Para as análises de riqueza das comunidades microbianas, beta diversidade, beta diversidade pareada e análise de componente principal (PCA) foi utilizado o programa R versão 4.3.1 e o R Studio versão 23.3.0. Foram utilizados os pacotes “vegan”, “tidyverse”, “forcats”, “iNEXT”, “betapart”, “wesanderson”, “reshape2”, “FactoMineR”, “readxl” e “factoextra”.

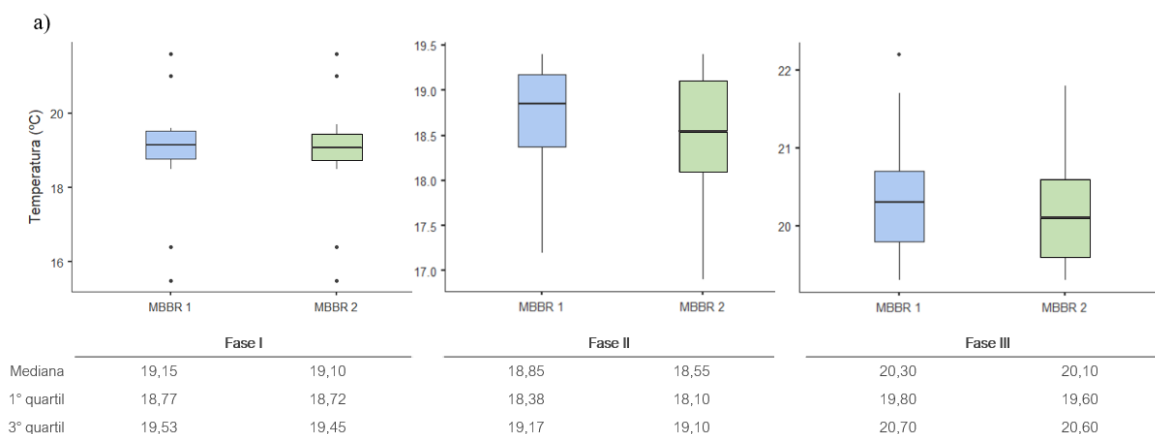
Foi realizada análise de Microscopia Eletrônica por Varredura (MEV) nas mídias colhidas de cada reator no início da Fase II, e na última semana de operação da Fase III. As análises foram realizadas no Instituto de Estudos Avançados do Mar (IEAMar) em São José dos Campos, São Paulo. As amostras foram fixadas com glutaraldeído (3%), desidratadas por graduações de etanol, secas em dissecador e metalizadas com ouro. As imagens morfológicas foram obtidas no microscópio eletrônico de varredura modelo – MEV Quanta 250 (FEI) acoplado EDS EDAX, com aumento de 150 vezes.

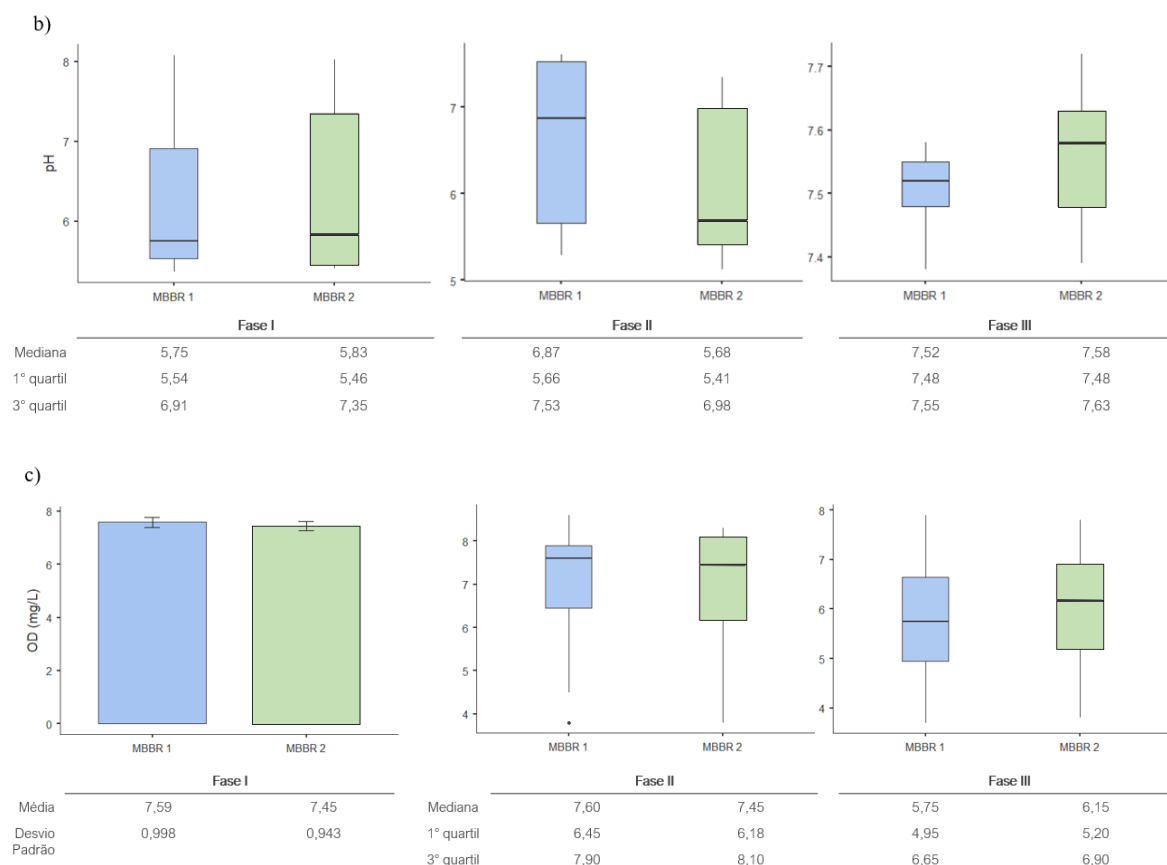
## 4.4 RESULTADOS

### 4.4.1 *Condições de operação*

Os testes estatísticos não apresentaram diferença significativa entre os parâmetros de temperatura, pH e oxigênio dissolvidos nos reatores MBBR1 e MBBR2 ( $p > 0,05$ ) durante as três Fases de operação, atestando que estes operaram sob as mesmas condições ambientais. Os gráficos representativos dos resultados são apresentados na Figura 2a, b e c.

**Figura 2** – Gráficos com os dados das Fases de operação referentes a a) temperatura, b) pH e c) OD durante a operação dos reatores MBBR 1 e MBBR 2





Fonte: Autora, 2023.

O esgoto utilizado apresentou baixa concentração de matéria orgânica, conforme apresentado na Tabela 2, principalmente durante as Fases I e II que operaram em ciclos de 23h de aeração. Durante a Fase III, com a mudança no horário da coleta do esgoto e a diminuição do período de aeração, as cargas aplicadas foram um pouco maiores, estando o reator MBBR 1 operando dentro da faixa usual reportada na literatura para favorecimento da remoção de matéria orgânica. Na Tabela 7 são apresentados os dados de carga orgânica superficial aplicada nas diferentes Fases do experimento.

**Tabela 7** – Cargas orgânicas superficiais aplicadas aos reatores MBBR 1 e MBBR 2 durante as Fases do experimento

| Fase | MBBR 1                      |                             | MBBR 2                      |                             |
|------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
|      | COT (g/m <sup>2</sup> .dia) | DBO (g/m <sup>2</sup> .dia) | COT (g/m <sup>2</sup> .dia) | DBO (g/m <sup>2</sup> .dia) |
| I    | 0,14±0,03                   | 0,19±0,07                   | 0,05±0,01                   | 0,07±0,02                   |
| II   | 0,26±0,20                   | 0,56±0,38                   | 0,10±0,08                   | 0,20±0,16                   |
| III  | 4,00±0,47                   | 7,38±0,50                   | 1,58±0,18                   | 2,91±0,20                   |

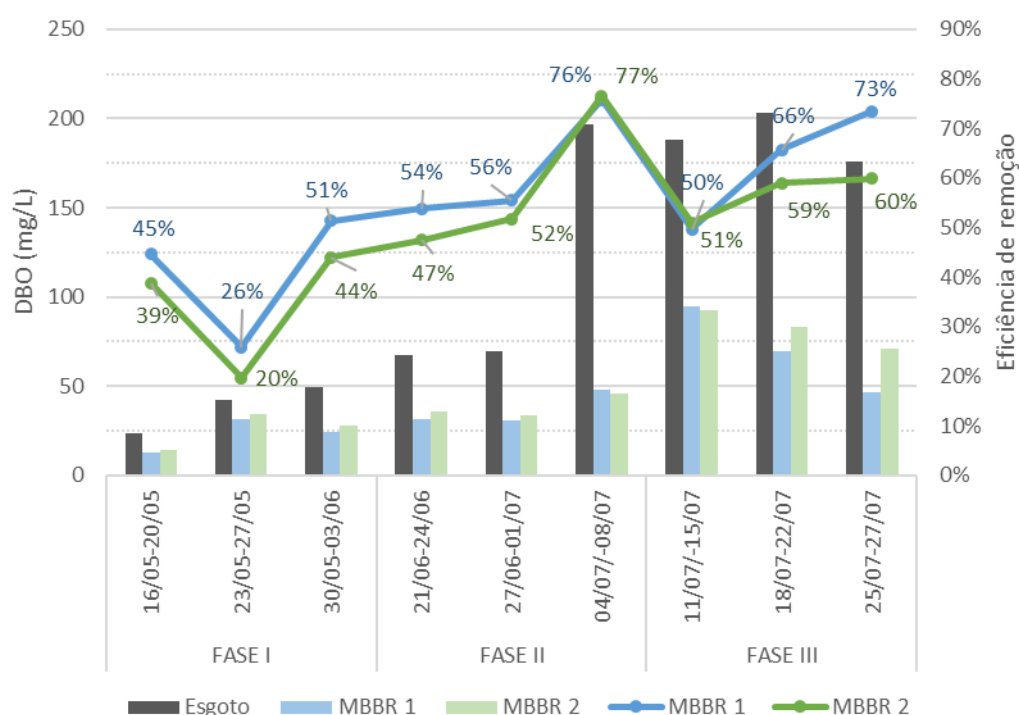
Valor médio ± desvio padrão

Fonte: Autora, 2023.

#### 4.4.2 Remoção de matéria orgânica

Os reatores apresentaram comportamento semelhante, porém, o MBBR1 apresentou maior eficiência de remoção de DBO. Durante a Fase III a eficiência de remoção dos reatores se manteve acima de 50%, alcançando 73% com o MBBR1 e 60% com o MBBR2. As concentrações e eficiência de remoção médias durante as Fases do experimento são apresentadas na Figura 3.

**Figura 3** – Concentração média de DBO no esgoto aplicado e após tratamento nos reatores MBBR 1 e MBBR 2, e eficiência média de remoção



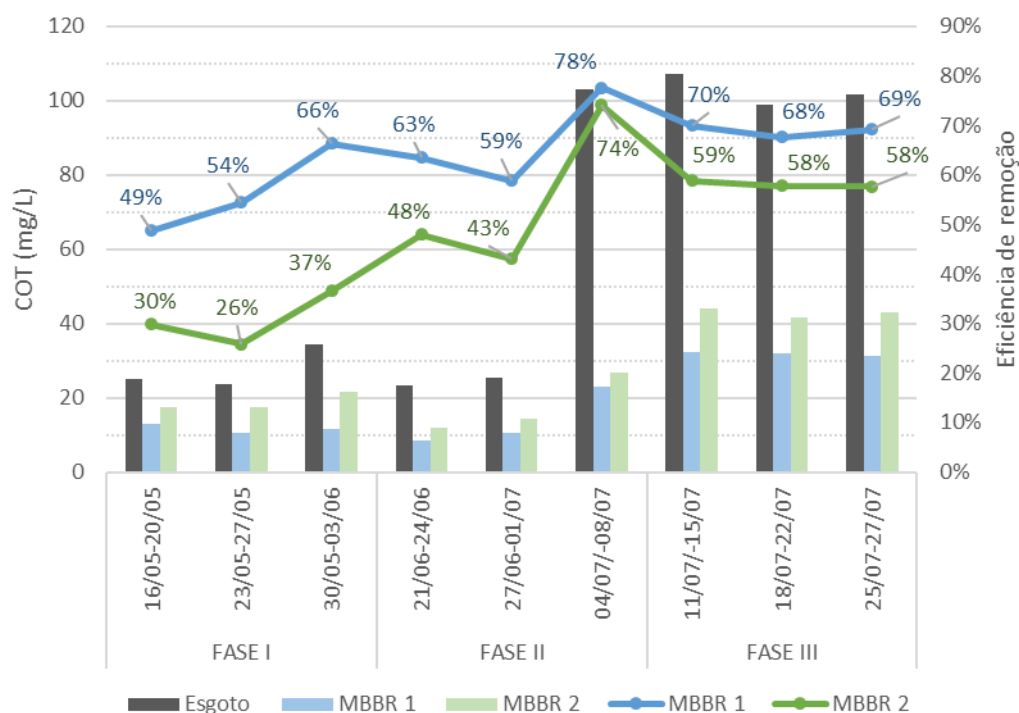
Fonte: Autora, 2023.

Durante as Fases I e II não foram identificadas diferença significativa nos valores de concentração de DBO no esgoto e nos valores finais observados nos reatores MBBR1 e MBBR2, ao contrário da Fase III que apresentou  $p < 0,001$  nas comparações entre a concentração de DBO no esgoto com cada um dos reatores. Durante a Fase III a concentração média de DBO no esgoto foi de  $189,1 \pm 13,7$  mg/L, enquanto o valor no MBBR 1 foi de  $70,4 \pm 24,0$  mg/L e no MBBR 2 de  $82,1 \pm 10,8$  mg/L.

Assim como ocorreu com a DBO, para o COT os reatores MBBR1 e MBBR2 apresentaram comportamentos semelhantes. O MBBR1 obteve melhores eficiências de remoção em todas as Fases do experimento, sendo que na Fase III a eficiência de remoção dos reatores MBBR1

e MBBR2 se manteve próximo a 70% e 60%, respectivamente. Na Figura 4 são apresentadas as concentrações e eficiências de remoção médias de COT.

**Figura 4** - Concentração média de COT no esgoto aplicado e após tratamento nos reatores MBBR 1 e MBBR 2, e eficiência média de remoção



Fonte: Autora, 2023.

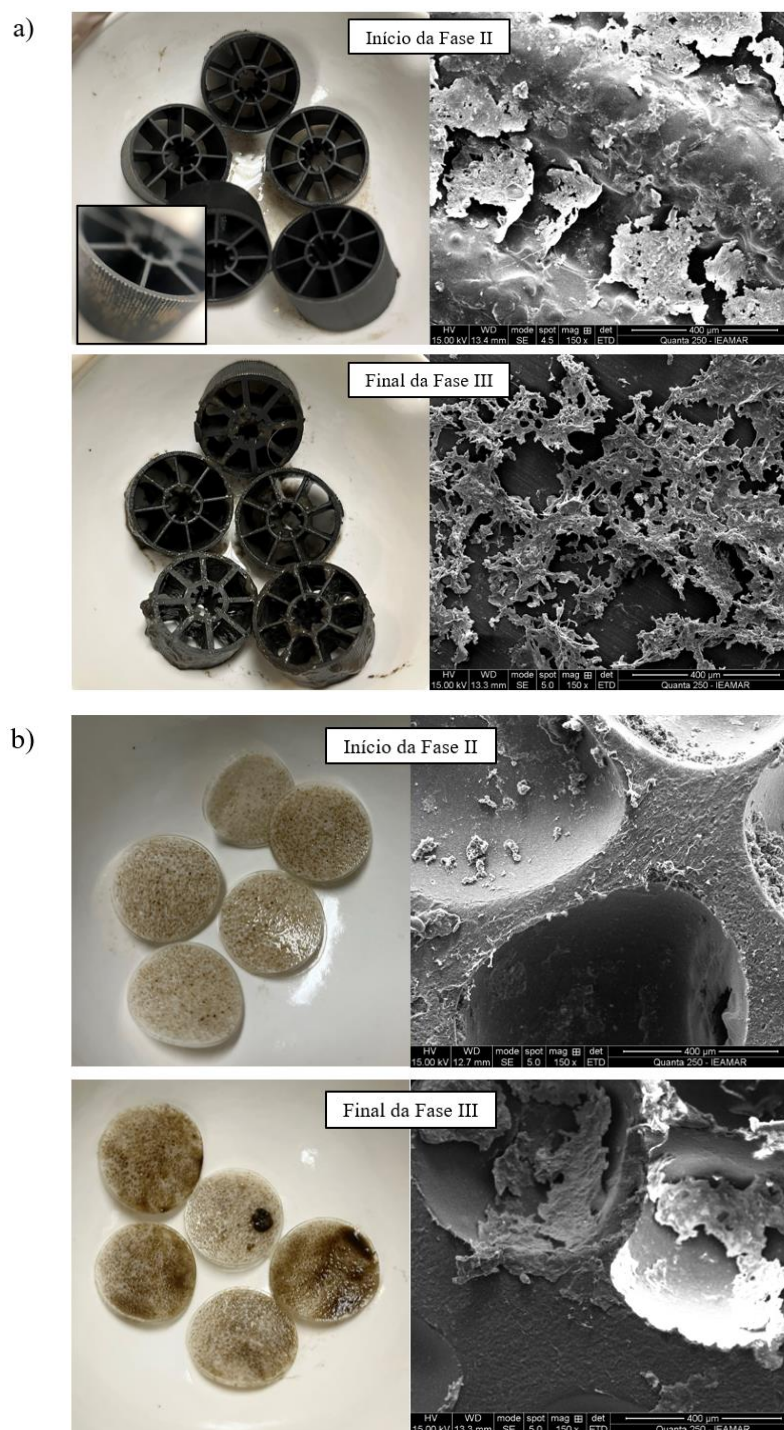
Não foram identificadas diferenças significativas em relação aos valores de concentração de COT durante a Fase II de operação. Tanto na Fase I quanto na Fase III, foi constatada diferença significativa ( $p < 0,001$ ) entre a concentração de COT no esgoto e no efluente de ambos os reatores. Na Fase III, os valores médios da concentração de COT e desvios padrão das amostras de esgoto e dos reatores MBBR1 e MBBR2 foram de, respectivamente,  $102,6 \pm 12,16$  mg/L,  $31,9 \pm 4,11$  mg/L e  $42,9 \pm 5,47$  mg/L. Os reatores também apresentaram diferença significativa entre si ( $p < 0,01$ ), sendo que o MBBR1 apresentou melhor desempenho.

#### 4.4.3 **Crescimento do Biofilme e Composição da comunidade bacteriana**

Ao longo de todo o período do experimento houve momentos em que era visível o acúmulo de biofilme nas mídias, porém em nenhum momento foi observado biofilme em todas as mídias dos reatores. O acúmulo do biofilme não ocorreu de forma constante, sendo observado inclusive momentos de redução da quantidade de biofilme nas mídias. Nas Figura

5a e b são apresentadas imagens do biofilme nas mídias no início da Fase II e ao final da Fase III do experimento. As imagens de MEV estão amplificadas em 150x.

**Figura 5** – Fotografia e imagem de MEV do biofilme presente nas mídias no início da Fase II e ao final da Fase III nos reatores a) MBBR 1 e b) MBBR 2



Fonte: Autora, 2023.

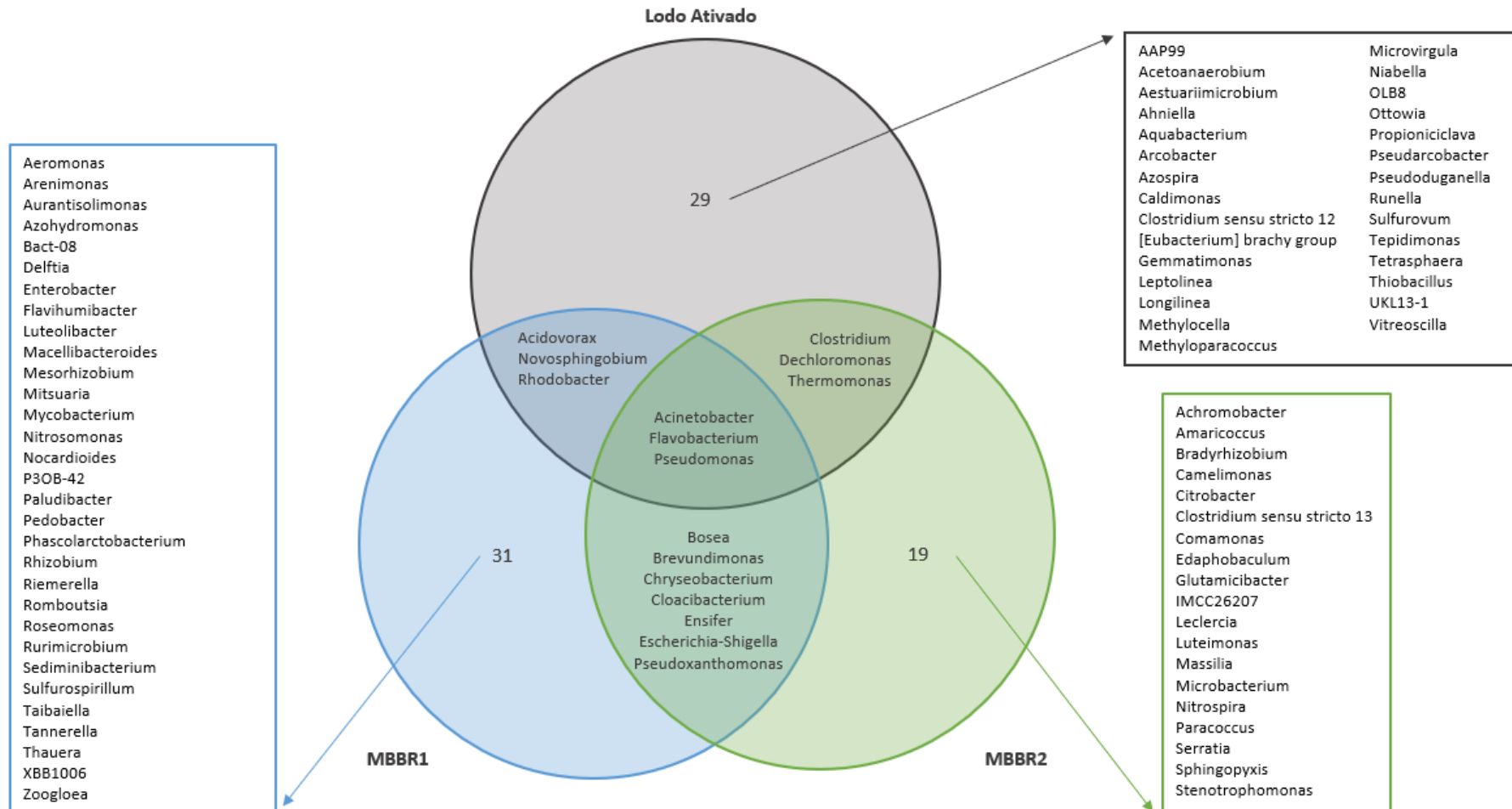
Observa-se na Figura 5a que no início da Fase II o biofilme estava presente somente em alguns pontos na área externa e mais rugosa nas mídias do MBBR1, com estrutura semelhante à pequenas placas na imagem de MEV; E que ao final da Fase III o biofilme ocupava tanto espaços internos quanto externos da mídia, apresentando textura mais gelatinosa e estrutura mais complexa e ramificada na imagem de MEV, evidenciando o desenvolvimento do biofilme.

Também nas mídias do reator MBBR2 foi observado desenvolvimento do biofilme, conforme mostrado Figura 5b, em que no início da Fase II o biofilme ocupava os interporos da mídia e ao final da Fase III, além de ocupar os interporos, formava uma pequena camada gelatinosa na superfície da mídia. As imagens de MEV mostram uma estrutura de biofilme mais complexa ao final da Fase III.

Tanto no início da Fase II quanto ao final da Fase III, os biofilmes dos reatores MBBR1 e MBBR2 apresentaram estruturas morfológicas distintas, sendo que o biofilme do reator MBBR1 se apresentou com uma trama mais complexa enquanto o biofilme do reator MBBR2 se assemelhou a placas soltas.

O biofilme do reator MBBR1 apresentou maior riqueza de gêneros (44 gêneros) comparado ao Lodo Ativado utilizado para a inoculação (38 gêneros) e ao biofilme do reator MBBR2 (32 gêneros). Na Figura 6 é apresentado um diagrama de Venn contendo os gêneros compartilhados entre os biofilmes dos reatores MBBR1 e MBBR2 e o Lodo Ativado utilizado para inoculação e a descrição dos gêneros únicos observados nas amostras.

**Figura 6** - Diagrama de Venn com gêneros únicos e compartilhados presentes no Lodo Ativado utilizado com inóculo e o biofilme dos reatores MBBR1 e MBBR 2

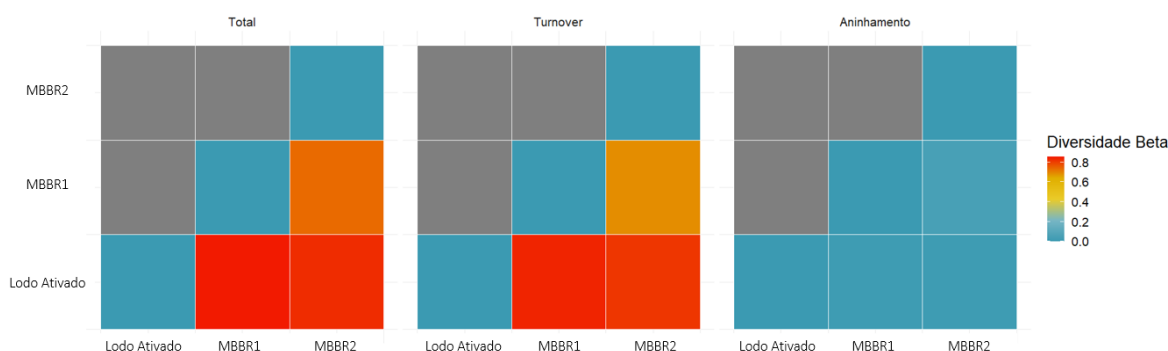


Fonte: Autora, 2023.

Foram observados 3 gêneros em comum entre as três diferentes comunidades, 3 gêneros em comum entre o biofilme do reator MBBR1 e o Lodo Ativado e 3 gêneros em comum entre o biofilme do reator MBBR2 e o Lodo ativado, enquanto no biofilme dos reatores MBBR1 e MBBR2 foram observados 7 gêneros compartilhados, indicando maior similaridade entre estas duas comunidades.

A comunidade do reator MBBR1 mostrou-se a mais diversa, seguida pela comunidade do Lodo Ativado e do MBBR2, com índices de Shannon de, respectivamente: 3,601435, 3,553509 e 3,334547. O índice de Shannon total para as 3 comunidades foi de 4,297881. A análise pareada entre a diversidade das comunidades é apresentada na Figura 7.

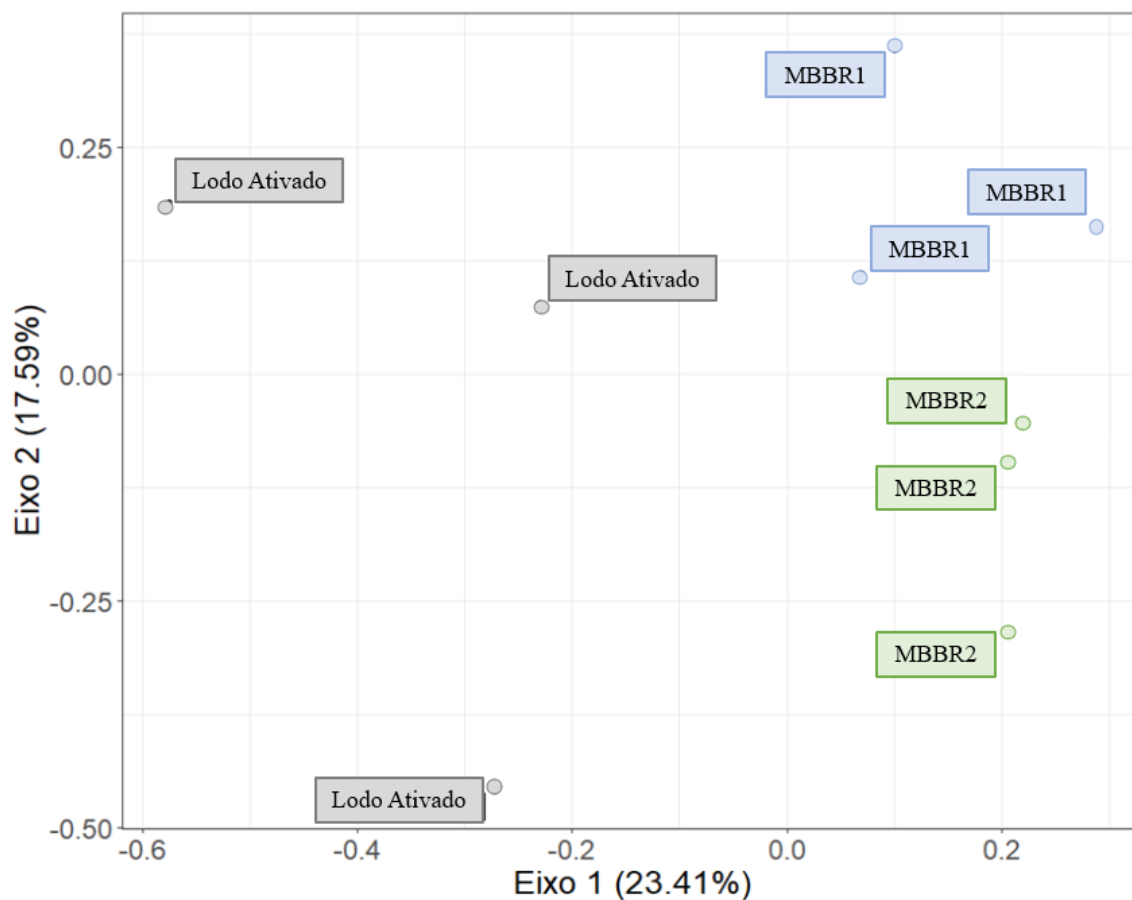
**Figura 7** – Componentes da beta diversidade entre as comunidades do Lodo Ativado e do biofilme dos reatores MBBR1 e MBBR2



A comparação mostra maior diferenciação das comunidades comparando Lodo Ativado x MBBR1 e Lodo Ativado x MBBR2, apresentando índice de dissimilaridade de Sørensen de respectivamente 0,8518519 e 0,8260870, enquanto o índice de dissimilaridade de Sørensen entre MBBR1 x MBBR2 foi de 0,7368421. A diferenciação das comunidades deu-se por meio de troca de espécies (turnover), e não foi observada diferenciação devido a perda de espécies (aninhamento).

A análise de componente principal, apresentada na Figura 8 revelou diferença nas comunidades bacterianas do Lodo Ativado e do biofilme dos reatores MBBR1 e MBBR2, explicando o total de 41% da variação na composição taxonômica. A amostra em triplicata do biofilme do reator MBBR1 ficou agrupada com influência positiva tanto do primeiro quanto do segundo componente, enquanto a amostra em triplicata do biofilme do reator MBBR2 sofreu maior influência do segundo componente (eixo 2). A separação entre as amostras dos reatores MBBR e do Lodo Ativado ao longo do eixo 1 mostra a distinção entre os biofilmes e o Lodo Ativado, além da similaridade entre os biofilmes.

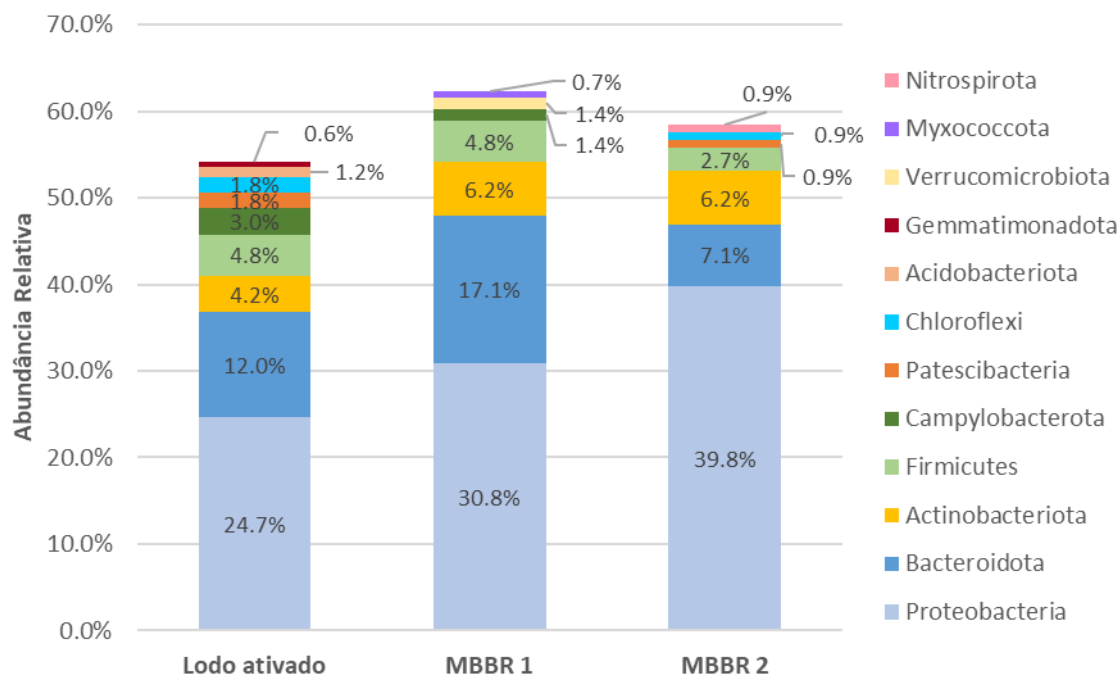
**Figura 8** – Análise de componente principal (PCA) com fatores de influência para a diferenciação das comunidades analisadas



Fonte: Autora, 2023.

A análise taxonômica da amostra de Lodo Ativado utilizado para inoculação indicou maior abundância relativa do Filo *Proteobacteria* seguido por *Bacteroidota*, o que também foi observado no biofilme dos reatores MBBR1 e MBBR2, conforme apresentado na Figura 9.

**Figura 9** – Média da abundância relativa dos Filos presentes nas amostras em triplicata do Lodo Ativado e do biofilme dos reatores MBBR 1 e MBBR 2



Fonte: Autora, 2023.

Nas amostras de biofilme dos reatores MBBR1 e MBBR2, seguindo os Filos *Proteobacteria* e *Bacteroidota*, os Filos *Actinobacteriota* e *Firmicutes* foram os que apresentaram maior abundância relativa e se mostraram presentes no biofilme de ambos os reatores. No biofilme do reator MBBR1 foi observada presença de organismos dos Filos *Campylobacterota*, *Verrucomicrobiota* e *Myxococcota*, enquanto no biofilme do reator MBBR2 foi observada a presença de *Patescibacteria*, *Chloroflexi* e *Nitrospirota*.

A abundância relativa observada na composição dos biofilmes dos reatores MBBR1 e MBBR2 é consistente com a observada em estudos da composição do biofilme em reatores MBBR operando com diferentes tipos de mídia e sob distintas condições, conforme pode ser observado na Tabela 8.

Tabela 8 – Comparação entre os Filos observados na composição de diferentes biofilmes em reatores MBBR

| ‘Fonte              |          | Autora, 2023        |                | Wu et al, 2022                   | Zhu et al, 2022            |                 |            | Chen et al, 2021                                 |         | Dan; Luu, 2021                |               |                 | Jang et al, 2023                                        |               |
|---------------------|----------|---------------------|----------------|----------------------------------|----------------------------|-----------------|------------|--------------------------------------------------|---------|-------------------------------|---------------|-----------------|---------------------------------------------------------|---------------|
| Mídia utilizada     |          | MBBR 1 convencional | MBBR 2 Biochip | Rotiforme                        | Cubo de esponja gelatinosa | Cubo de esponja | Esfera oca | Conven-cional K1                                 | Esponja | K1                            | Mutag Biochip | Cubo de esponja | Esfera de fibra                                         | Mutag Biochip |
| Filo                | Efluente | Esgoto doméstico    |                | Esgoto doméstico rural sintético | Esgoto doméstico sintético |                 |            | Esgoto sintético de abatedouro de aves e bovinos |         | Lixiviado de aterro sanitário |               |                 | Efluente de planta de biocombustível (reator anaeróbio) |               |
| Acidobacteriota     |          | -                   | -              | *                                | ~7                         | ~2              | ~3         | *                                                | -       | -                             | -             | -               | -                                                       | -             |
| Actinobacteriota    |          | 6,2                 | 6,29           | 1,8 – 6,4                        | -                          | -               | -          | ~7                                               | ~9      | 3,6                           | 4,5           | 3,9             | -                                                       | -             |
| Bacteroidota        |          | 17,1                | 7,1            | 4,6 – 20,2                       | 36,69                      | ~21             | 33,03      | ~14                                              | ~14     | 12,7                          | 20,6          | 19,4            | ~10,3                                                   | ~7,7          |
| Campylobacterota    |          | 1,4                 | -              | -                                | -                          | -               | -          | -                                                | -       | -                             | -             | -               | -                                                       | -             |
| Chloroflexi         |          | -                   | 0,9            | 0,7 – 5,7                        | *                          | *               | ~5         | ~5                                               | ~2      | 2,1                           | 1,3           | 1,6             | -                                                       | -             |
| Firmicutes          |          | 4,8                 | 2,7            | 6,0 – 31,2                       | *                          | ~2              | *          | ~2                                               | ~5      | 8,9                           | 10,6          | 11,4            | -                                                       | -             |
| Myxococcota         |          | 0,7                 | -              | *                                | -                          | -               | -          | -                                                | -       | -                             | -             | -               | -                                                       | -             |
| Patescibacteria     |          | -                   | 0,9            | *                                | -                          | -               | -          | ~20                                              | -       | -                             | -             | -               | -                                                       | -             |
| Proteobacteria      |          | 30,8                | 39,8           | 46,6-51,4                        | ~32                        | 63,54           | ~32        | ~34                                              | ~47     | 63,0                          | 47,8          | 49,3            | ~41                                                     | ~50           |
| Verrucomicrobiota   |          | 1,4                 | -              | -                                | ~4                         | ~6              | ~7         | -                                                | -       | -                             | -             | -               | -                                                       | -             |
| Nitrospirota        |          | -                   | 0,9            | -                                | 6,74                       | 2,04            | 1,41       | -                                                | -       | 0,5                           | 0,1           | 0,1             | -                                                       | -             |
| Denococcota         |          | -                   | -              | -                                | -                          | -               | -          | -                                                | -       | 2,4                           | 8,2           | 8,7             | -                                                       | -             |
| Desulfobacterota    |          | -                   | -              | -                                | -                          | -               | -          | -                                                | -       | 0,8                           | 4,3           | 2,1             | -                                                       | -             |
| Campilobacterota    |          | -                   | -              | *                                | -                          | -               | -          | -                                                | -       | -                             | -             | -               | -                                                       | -             |
| Planctomycetes      |          | -                   | -              | -                                | ~10                        | ~3              | ~15        | -                                                | -       | -                             | -             | -               | ~1,1                                                    | ~1,9          |
| Cyanobacteria       |          | -                   | -              | -                                | *                          | *               | *          | -                                                | -       | -                             | -             | -               | -                                                       | -             |
| Chlamidiae          |          | -                   | -              | -                                | *                          | -               | *          | -                                                | -       | -                             | -             | -               | -                                                       | -             |
| Deinococcus-Thermus |          | -                   | -              | -                                | -                          | -               | -          | ~9                                               | -       | -                             | -             | -               | -                                                       | -             |
| Thenericutes        |          | -                   | -              | -                                | -                          | -               | -          | ~2                                               | ~4      | -                             | -             | -               | -                                                       | -             |
| Episolonbacteraeota |          | -                   | -              | -                                | -                          | -               | -          | -                                                | ~13     | -                             | -             | -               | -                                                       | -             |
| Actinomycetota      |          | -                   | -              | -                                | -                          | -               | -          | -                                                | -       | -                             | -             | -               | ~2,7                                                    | ~2,6          |

Valores expressos em %  
\*Presente, porém sem quantidade informada

Fonte: Autora, 2023.

Dentre os estudos analisados, somente o biofilme da mídia do reator MBBR1 não apresentou o Filo *Chloroflexi*, e foi o único que apresentou *Campylobacterota*. Nota-se que os Filos *Proteobacteria*, *Bacteroidota* e *Firmicutes* estiveram presentes em todas as amostras de biofilme.

#### 4.5 DISCUSSÃO

Os reatores foram alimentados com as mesmas amostras de esgoto bruto e operados sob as mesmas condições de temperatura, pH e OD. Porém, devido à diferença de área superficial fornecida pelas mídias, a carga orgânica aplicada diferiu entre os reatores ao longo do experimento, sendo que o reator MBBR1 recebeu maiores cargas, o que pode ter influenciado no desempenho superior na remoção de matéria orgânica. De acordo com Bassin *et al.* (2012), a quantidade de matéria orgânica no estágio inicial do desenvolvimento do biofilme contribui para o crescimento de bactérias heterotróficas e nitrificantes, que contribuem para o aumento da produção de biomassa e favorecem a adesão às mídias. Ødegaard *et al.* (2010) afirmam que baixas taxas de aplicação de carga orgânica superficial tendem a favorecer a nitrificação em detrimento da remoção de matéria orgânica, sendo provável que a mais baixa carga orgânica aplicada no reator MBBR2 tenha favorecido o crescimento de bactérias do gênero *Nitrospirota*, que não foi observado nas amostras de biofilme do reator MBBR1 e de Lodo Ativado.

A eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de COT observada nos reatores MBBR1 e MBBR2, na ordem de 70% e 60% respectivamente, estão abaixo da eficiência reportada por Bassin *et al.* (2016), que utilizaram esgoto sintético e reportaram remoção de DQO acima de 90%, utilizando mídia tradicional K1 e Mutag Biochip™ em reatores MBBR com taxas de aplicação orgânica superficial de até 12,8gDQO/m<sup>2</sup>.dia. Já os autores Arabgol, Vanrolleghem e Delatolla (2022) e Arabgol *et al.* (2020), que utilizaram esgoto doméstico e compararam o desempenho de mídias tradicionais K5 e mídias parabólicas em reatores MBBR com taxas de aplicação orgânica de cerca de 6,0 ± 0,8gDBO/m<sup>2</sup>.dia, próxima à aplicada no presente estudo, e observaram melhor desempenho da mídia K5 na remoção de matéria orgânica em termos de DBO, alcançando 59,9 ± 3,0% de remoção, taxa semelhante às observadas no presente estudo.

O biofilme do reator MBBR1 apresentou aspecto de trama complexa enquanto o biofilme do reator MBBR2 apresentou aspecto de placas soltas. Esta diferença morfológica observada entre os biofilmes pode ser justificada pela diferente taxa de aplicação orgânica superficial. Morgan -Sagastume (2018) afirma que quanto menor a carga orgânica aplicada, mais solto e menos compacto é o biofilme formado. Os diferentes tipos de mídia também influenciam no biofilme. Chen *et al.* (2021) investigaram a eficiência de remoção de matéria nitrogenada em sistemas MBBR operando com mídia tradicional K1 e uma mídia porosa (PVA gel) em diferentes taxas de aplicação de matéria carbonácea e nitrogenada, e concluíram que tanto o tipo de mídia quanto as taxas de aplicação contribuíram para diferença na eficiência de remoção de nitrogênio e na composição da comunidade do biofilme. Os autores Zhu *et al.* (2022) que investigaram a performance de tratamento de esgoto doméstico em reatores MBBR operando com diferentes mídias, também afirmam que as diferentes estruturas das mídias influenciam na riqueza e na variação da composição da comunidade microbiana do biofilme, e atribuíram inconsistências na performance dos reatores à variação da comunidade microbiana.

A análise taxonômica da amostra de Lodo Ativado utilizado para inoculação indicou maior abundância relativa do Filo *Proteobacteria* seguido por *Bacteroidota*, que foram os dois filos com maior número de Unidades Taxonômicas Operacionais em estudo global sobre a composição da comunidade bacteriana de lodos ativados conduzido por Wu *et al.* (2019), que concluiu que apesar da grande diversidade de microrganismos, há um pequeno conjunto que compõe uma comunidade central relacionada à funcionalidade de sistemas de lodos ativados. A comparação da abundância relativa dos Filos observados nos biofilmes dos reatores MBBR1 e MBBR2 com o biofilme observado em outros estudos mostra semelhança entre os Filos encontrados e as respectivas abundâncias observadas, podendo ser um indicativo de que também para sistemas MBBR um conjunto central de microrganismos seria o responsável pelas funcionalidades desejadas para o tratamento de efluentes. Os autores Zhu *et al.* (2022) também observaram similaridades entre as comunidades microbianas entre os biofilmes de diferentes mídias e Wollf *et al.* (2021), que compararam as comunidades microbianas entre a biomassa suspensa e aderida em sistemas MBBR e concluíram que a diferença entre a composição das comunidades pode ser atribuída a um grupo de microrganismos específicos, e que estes estão relacionados à eficiência de remoção de micro poluentes. Inclusive nos estudos conduzidos por Jang *et al.* (2023) e Dan e Luu (2021), que utilizaram, respectivamente, efluente de planta de biocombustível em reator

anaeróbio e lixiviado de aterro sanitário, os filos predominantes também foram *Proteobacteria* seguido por *Bacteroidota*. No entanto, há necessidade de mais estudos sobre a composição metagenômica de biofilmes de sistemas MBBR para validar esta hipótese.

O Filo *Proteobacteria* é associado a processos de remoção de compostos orgânicos, nitrogênio e desnitrificação (ZHOU *et al.*, 2022; ZHU *et al.*, 2022), enquanto *Bacteroidota* à remoção de compostos orgânicos, nitrogênio e fósforo (CHEN *et al.*, 2021; DAN; LUU, 2021; WU *et al.*, 2022). *Actinobacteria* e *Chloroflexi* são relacionados à remoção de matéria orgânica e de nitrogênio (CHEN *et al.*, 2021; WU *et al.*, 2022; ZHOU *et al.*, 2022). Já *Firmicutes* é relacionado à desnitrificação (WU *et al.*, 2022) e *Acidobacteriota* à remoção de nitrogênio (CHEN *et al.*, 2021; ZHOU *et al.*, 2022). Os Filos *Proteobacteria* e *Bacteroidota*, seguidos por *Actinobacteria* e *Firmicutes* foram os que apresentaram maior abundância tanto no reator MBBR1 quanto no reator MBBR2, sendo que os 3 primeiros estão relacionados à remoção de matéria orgânica e somados totalizaram 54,1% no MBBR1 e 53,1% no MBBR2. A princípio, esta pequena variação na abundância não justifica a diferença na eficiência de remoção de matéria orgânica observada, fortalecendo a tese que de a diferença na taxa de aplicação orgânica superficial desempenhou maior influência na eficiência dos reatores.

Os resultados da análise de componente principal e da análise pareada da beta diversidade entre as comunidades presentes no biofilme dos reatores MBBR1 e MBBR2 e no Lodo Ativado utilizado para inoculação apontam para uma maior similaridade entre as comunidades presentes nos biofilmes, em linha com o observado por Zhou *et al.* (2022) e Wollf *et al.* (2021) que compararam as comunidades presentes no biofilme de mídias com as comunidades presentes nos sólidos suspensos em reatores MBBR.

#### 4.6 CONCLUSÕES

A concentração média final de COT na Fase III para os reatores MBBR1 e MBBR2 foi de, respectivamente,  $31,9 \pm 4,11$  mg/L e  $42,9 \pm 5,47$  mg/L, correspondendo a eficiência de remoção na ordem de 70% e 60% respectivamente, abaixo da eficiência reportada em estudos com altas taxas de aplicação de carga orgânica superficial. Todavia, as eficiências observadas são semelhantes à reportada por estudos que trabalharam com taxas de aplicação orgânica superficial próximas à aplicada neste estudo.

Foi constatada maior similaridade entre as comunidades do biofilme dos reatores MBBR1 e MBBR2 do que entre a comunidade do biofilme de cada reator e o Lodo Ativado utilizado para inoculação dos sistemas. Apesar da similaridade, o biofilme do reator MBBR1 se mostrou mais rico em termos de Gêneros de microrganismos. Em termos de Filos presentes nas amostras dos biofilmes dos reatores, foram observadas algumas diferenças, no entanto, os Filos mais abundantes apresentaram abundância relativas muito próximas, o que a princípio não justifica a diferença na eficiência de remoção de matéria orgânica que foi observada, sendo esta atribuída à diferente carga orgânica aplicada nos reatores.

A comparação da abundância relativa dos Filos presentes no biofilme dos reatores MBBR1 e MBBR2 com o observado em outros estudos realizados em reatores MBBR operando com diferentes mídias e sob diferentes condições apontou grande similaridade em relação aos Filos mais abundantes, o que pode sugerir que, assim como foi observado em estudo global sobre a comunidade de microrganismos presentes em sistemas de lodos ativados, um pequeno grupo de microrganismos podem ser centrais para as funcionalidades desejadas em sistemas MBBR para o tratamento de efluentes. No entanto, mais estudos sobre a composição do biofilme são necessários para validar esta hipótese.

Cabe ressaltar que o presente estudo utilizou esgoto doméstico proveniente de uma estação de tratamento localizada na área urbana do município de São Paulo, portanto, a baixa carga orgânica está relacionada a uma condição real do efluente.

#### 4.7 REFERÊNCIAS

ARABGOL, R.; VANROLLEGHEM, P.; PICULELL, M.; DELATOLLA, R. *The impact of biofilm thickness-restraint and carrier type on attached growth system performance, solids characteristics and settleability. Environmental Science: Water Research & Technology*, 6, 2843-2855, 2020.

ARABGOL, Raheleh; VANROLLEGHEM, Peter A.; DELATOLLA, Robert. *Influence of MBBR carrier geometrical properties and biofilm thickness restraint on biofilm properties, effluent particle size distribution, settling velocity distribution and settling behavior. Journal of Environmental Sciences* 122, 138-149, 2022.

BARWAL, Anjali; CHAUDHARY, Rubina. *To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: a review. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 13(3), 285-299, 2014.

BASSIN, J.P.; KLEEREBEZEM, R.; ROSADO, A.S.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; DEZOTTI, M. *Effect of different operational conditions on biofilm development, nitrification, and nitrifying microbial population in Moving-Bed Biofilm Reactors. Environmental Science and Technology*, 46, 1546-1555, 2012.

BASSIN, J.P.; DIAS, I.N.; CAO, S.M.S.; SENRA, E.; LARANJEIRA, Y.; DEZOTTI, M. *Effect of increasing organic loading rates on the performance of moving-bed biofilm reactor filled with different support media: Assessing the activity of suspended and attached biomass fractions. Process Safety and Environmental Protection*, 100 pp 131-141, 2016.

BASSIN, João Paulo; DEZOTTI, Márcia. *Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)*. In: DEZOTTI, Márcia; LIPPEL, Geraldo; BASSIN, João Paulo. *Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment – Emerging, Consolidated Technologies and Introduction to Molecular Techniques*. Cham, Switzerland. Springer International Publishing AG, 2018.

CARVALHO, Jamille Sandes de. **Sistemas MBBR em escala piloto operados em bateladas sequenciais para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário: impacto do material suporte no desempenho dos processos e na geração de lodo**. 80p. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2019.

CHEN, Xue; ZHANG, Qian; ZHU, Yunan; ZHAO, Tiantao. *Response of wastewater treatment performance, microbial composition and functional genes to different C/N ratios and carrier types in MBBR inoculated with heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria. Bioresource Technology* 236, 125339, 2021.

CHU, Libing; WANG, Jianlong; QUAN, Feng; XING, Xin-Hui; TANG, Liming; ZHANG, Chong. *Modification of polyurethane foam carriers and application in a moving bed biofilm reactor. Process Biochemistry* 49, 1979-1982, 2014.

DAN, Nguyen Hong; LUU, Tran Le. *High organic removal of landfill leachate using a continuous flow sequencing batch biofilm reactor (CF-SBBR) with different biocarriers. Science of the Total Environment* 787, 147680, 2021.

di BIASI, Alessandro; Kowalski, Maciej S.; Devlin, Tanner R.; Oleszkiewicz, Jan A. *Moving bed biofilm reactor technology in municipal wastewater treatment: A review. Journal of Environmental Management* 247, 849-866, 2019.

GUPTA, Bramha; GUPTA, Ashok Kumar; GHOSAL, Partha Sarathi; LAL, Saurabh; SAIDULU, Duduku; Srivastava, Ashish; UPADHYAY, Maharishi. *Recent advances in application of Moving bed biofilm reactor for wastewater treatment: Insights into critical operational parameters, modifications, field-scale performance, and sustainable aspects. Journal of Environmental Chemical Engineering* Vol 10, 107742, 2022.

JANG, Duksoo; WON, Jongyeob; JO, Yeadam; KIM, Young-o; JANG, Am. *Effect of biocarriers on the nitrification and microbial community in moving bed biofilm reactor for anaerobic digestion effluent treatment. Environmental Research* 232, 116350, 2023.

MACHEREY-NAGEL. *User manual – Genomic DNA from soil - NucleoSpin® Soili*. August 2022, Rev 11. Disponível em: <https://www.mn-net.com/media/pdf/f5/e4/7a/Instruction-NucleoSpin-Soil.pdf>. Acesso em: 20/09/2022.

MAHTO, Kumari Uma; DAS, Surajit; *Bacterial Biofilm and extracellular polymeric substances in the moving bed biofilm reactor for wastewater treatment: a review. Bioresource Technology*, 345, 126476, 2022.

McQUARRIE, James P.; BOLTZ, Joshua P. *Moving bed biofilm reactor technology: process applications, design, and performance. Water Environment Research*, vol. 83 No 6 pp 560-575, 2011.

METCALF & EDDY. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos (Wastewater Engineering – treatment and resource recovery)* ; translation: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. (5th ed.). Porto Alegre : AMGH, 2016.

MORGAN-SAGASTUME, Fernando. *Biofilm development, activity and the modification of carrier material surface properties in moving-bed biofilm reactors (MBBRs) for wastewater treatment, Critical Reviews in Environmental Sciences and Technology*, vol 0, NO. 0, 1-32, 2018.

MUTAG. *Mutag Biochip™ Technology*. Disponível em: <https://mutag.de/mutag-biochip/technology/>. Acesso em: 17/11/2022.

NANOPLASTIC. **Mídia MBBR - MBBR1**. Disponível em: <https://www.nanoplastic.com.br/mbbr>. Acesso em 17/11/2022.

ØDEGAARD, H.; GISVOLD, B.; STRICKLAND, J. *The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process. Water Science & Technology*, vol. 41 No 4-5 pp383-391, IWA Publishing, 2000.

ØDEGAARD, Hallvard. *Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. Water Science & Technology*, vol. 53 No 9 pp 17-33, IWA Publishing, 2006.

ØDEGAARD, Hallvard; CIMBRITZ, Michael; CHRISTENSSON, Magnus; DAHL, Claus Poulsen. *Separation of biomass from moving bed biofilm reactors (MBBRs). Proceeding of the Water Environment Federation*, vol. 7, 212-233, 2010.

PERICARD, Pierre; DUFRESNE, Yoann; COUDERC, Loïc; BLANQUART, Samuel; TOUZET, Hélène. *MATAM: reconstruction of phylogenetic marker genes from short sequencing reads in metagenomes*. **Bioinformatics**, vol. 34, Issue 4, 585-591, 2018.

QUAST, Christian; PRUESSE, Elmar; YILMAZ, Pelin; GERKEN, Jan; SCHWEER, Timmy; YARZA, Pablo; PEPLIES, Jörg; GLÖCKNER, Frank Oliver. *The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools*, **Nucleic Acids Research**, vol. 41, Issue D1, D590–D596, 2013.

RAUSCH, P.; RÜHLEMANN, M.; HERMES, B.M.; et al. *Comparative analysis of amplicon and metagenomic sequencing methods reveals key features in the evolution of animal metaorganisms*. **Microbiome** 7, 133, 2019.

ROGNES, Torbjørn; FLOURI, Thomáš; NICHOLS, Ben; QUINCE, Christopher; MAHÉ, Frédéric. *VSEARCH: a versatile open source tool for metagenomics*. **PeerJ** 4:e2584, 2016.

SHEN, Wei; LE, Shuai; LI, Yan; HU, Fuquan. *SeqKit: A Cross-Platform and ultrafast toolkit for FASTA/Q file manipulation*. **PloS ONE** 11(10), 2016.

SILVA – *High quality ribosomal RNA database*. **ACT: Alignment, Classification and Tree Service**. Disponível em: <https://www.arb-silva.de/aligner>. Acesso em 15/05/2023.

TADDA, Musa Abubakar; ALTAF, Rubina; GOUDA, Mostafa; ROUT, Prangya Ranjan; SHITU, Abubakar; YE, Zhangying; ZHU, Songming; LIU, Dezhao. *Impact of Sddle-Chips biocarrier on treating mariculture wastewater by moving bed biofilm reactor (MBBR): Mechanism and kinetic study*. **Journal of Environmental Engineering**, 9, 106710, 2021.

PICULELL, Maria. *New dimensions of moving bed biofilm carriers: Influence of biofilm thickness and control possibilities*. 99p. Doctoral Thesis. Lund: Department of Chemical Engineering, Lund University, 2016.

WOLFF, David; HELMHOLZ, Lissa; CASTRONOVO, Sandro; GHATTAS, Ann-Kathrin; TERNES, Thomas A.; WICK, Arne. *Micropollutant transformation and taxonomic composition in hybrid MBBR – A comparison of carrier-attached biofilm and suspended sludge*. **Water Research** 202, 117441, 2021.

WU, Linwei, Ning, Daliang, Zhang, Bing et al. *Global diversity and biogeography of bacterial communities in wastewater treatment plants*. **Nature Microbiology** 4, 1183–1195, 2019.

ZHAO, Yingxin; LIU, Duo; HUANG, Wenli; YANG, Ying; JI, Min; NGHIEM, Long Duc; TRINH, Quang Thang; TRAN, Ngoc Han. *Insights into biofilm carriers for biological wastewater treatment processes: Current state-of-the-art, challenges, and opportunities*. **Bioresource Technology**, 288, 121619, 2019.

ZHU, Liang; YUAN, Huizhou; SHI, Zhou; DENG, Lin; YU, Zefang; LI, Yong; HE, Qiulai. *Metagenomic insights into the effects of various biocarriers on moving bed biofilm reactors for municipal wastewater treatment*. **Science of the Total Environment** 813, 151904, 2022.

## 5 REFERÊNCIAS

ABDIB - Associação Brasileira da Infraestrutura e Indústrias de Base. Dez anos da lei de saneamento: legado e perspectivas. *Seminário “As soluções para o saneamento básico e os recursos hídricos no Brasil”*. Disponível em: <<https://www.abdib.org.br/wp-content/uploads/2017/03/An%C3%A1lise-legado-Lei-11445.pdf>>. Acesso em 26 nov. 2022.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9649 – Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro, 1986.

AFFERDEN, Manfred van; CARDONA, Jaime A.; LEE, Mi-Yong; SUBAH, Ali; MÜLLER, Roland A., *A new approach to implementing decentralized wastewater treatment concepts*. **Water Science and Technology**, Vol. 72 No. 11 pp 1923-1930, 2015.

ALEIXO, Bernardo; REZENDE, Sonaly; PENA, João Luiz; ZAPATA, Gisela; HELLER, Léo, Direito humano em perspectiva: desigualdades no acesso à água em uma comunidade rural do nordeste brasileiro. **Ambiente e Sociedade**, vol. XIX n.1, p. 63-82, São Paulo, 2016.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Atlas Esgotos – Despoluição das Bacias Hidrográficas**. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2017.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Atlas Esgotos: atualização da base de dados de Estações de Tratamento de Esgotos no Brasil**. Agência Nacional de Águas. Brasília, 2020.

Azevedo Netto J. M. Cronologia dos Serviços de Esgotos, com especial menção ao Brasil. **Revista DAE**, 33(704), 15–19, 1959.

BASSIN, João Paulo; DEZOTTI, Márcia. *Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)*. In: DEZOTTI, Márcia; LIPPEL, Geraldo; BASSIN, João Paulo. **Advanced Biological Processes for Wastewater Treatment – Emerging, Consolidated Technologies and Introduction to Molecular Techniques**. Cham, Switzerland. Springer International Publishing AG, 2018.

BERNAL, Diana; RESTREPO, Inés; GRUESO-CASQUETE, Simón. *Key criteria for considering decentralization in municipal wastewater management*. **Heliyon** 7, e06375, 2021.

BRASIL, Presidência da República. **Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007**. Diário Oficial da União, Brasília - DF, 08 de janeiro de 2007.

BRASIL, Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA, Grupo de Trabalho Interministerial, Grupo de Acompanhamento do Comitê Técnico de Saneamento Ambiental do Conselho das Cidades. **Pacto pelo Saneamento Básico – mais saúde, qualidade de vida e cidadania**. Dezembro de 2008.

BRASIL, Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB**. Brasília, dezembro de 2013.

BRASIL, Presidência da República. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Diário Oficial da União, Brasília - DF, 16 de julho de 2020.

BRUNNER, Norbert; STARKL, Markus; KAZMI, Absar A.; REAL, Alvaro; JAIN, Nitin; MISHRA, Vijay. *Affordability of decentralized wastewater systems: a case study in integrated planning from India*, **Water**, v.10, p. 1644, november 2018.

CAPODAGLIO, Andrea, G. *Integrated, decentralizes wastewater management for resource recovery in rural and peri-urban areas*. **Resources** Vol 6 No 22, 2017.

CAPODAGLIO, A.G; CALLEGARI, A.; CECCONET, D.; MOLOGNONI, D., *Sustainability of decentralized wastewater treatment Technologies*. **Water Practice & Technology**, vol.12 No 2, IWA Publishing, 2017.

CODEVASF – Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba. **Manual de Comunicação e Organização Social: Esgotamento Sanitário** /coord. geral, Cintia Philippi Salles; coord. técnica, Rovenia Serralha Teodoro; equipe técnica, Aline Tavares Oliveira... [et al.]. – Brasília: Codevasf, 2015).

FERREIRA, Marcella Moretti; FIORE, Fabiana Alves; SARON, Alexandre; da SILVA, Gustavo Henrique Ribeiro. *Systematic review of the last 20 years of research on decentralized domestic wastewater treatment in Brazil: state of the art and potentials*. **Water Science and Technology**, Vol 84 No 12, 3169, 2021.

FERREIRA, Marcella Moretti; FIORE, Fabiana Alves. Desigualdade social e acesso ao saneamento: contexto da América Latina ao sudeste brasileiro. In: **Meio Ambiente e Sociedade – práticas, perspectivas e reflexões**. RIAC – Rede Internacional da Autoria Colaborativa, 2022.

FIOCRUZ - Fundação Oswaldo Cruz. Saneamento e saúde – saneamento: entre os direitos humanos, a justiça ambiental e a promoção da saúde. **Coleção Saúde, Ambiente e Sustentabilidade**. v. 6. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2018.

GARRIDO-BASSERBA, Manel; BARNOSELL, Irene; MOLINOS-SENANTE, Maria; SEDLAK, David L.; RABAEY, Korneel; SCHRAA, Oliver; VERDAGUER, Marta; ROSSO, Diego; POCH, Manel. *The third route: A techno-economic evaluation of extreme water and wastewater decentralization*. **Water Research** 218, 118408, 2022.

GIKAS, Petros; TCHOBANOGLIOUS, George. *The role of satellite and decentralized strategies in water resource management*. **Journal of Environmental Management**, 90, 144-152, 2009.

GREEN, W.; HO, G., *Small scale sanitation Technologies*. **Water Science and Technology**, Vol. 51 no. 10 pp29-38, IWA Publishing, 2005.

HUANG, Li; ZHOU, Mi, *Trends in global research on sanitation: a 30-year perspective from 1990 to 2019*. **Environmental Reviews** 29 (1): 75–86, 2021.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas). **Climate Change and Water**. Geneva, 2008.

JUNG, Youngmee Tiffany; NARAYANAN, N.C.; CHENG, You-Ling, *Cost comparison of centralized and decentralized wastewater management systems using optimization model*. **Journal of Environmental Management** n. 213, p.90-97, 2018.

LEME, Edson José de Arruda, **Manual prático de tratamento de águas residuárias**. EdUFSCar, 2010.

MAROTTI A. C. B.; SANTIAGO C. D.; PUGLIESI E. Aplicação de instrumento para avaliação de planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos ante às políticas públicas: estudo de caso do município de Rio Claro – SP. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, 41, 191–214, 2017.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. *Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries*. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 652–659, 2009.

MAURER M. *Full costs, (dis-)economies of scale and the price of uncertainty*. In T.A. Larsen, K. M. Udert, & J. Lienert (Eds.), **Source separation and decentralization for wastewater management** (pp. 85–100). IWA Publishing. London, United Kingdom, 2013.

MAURER, Max; WOLFRAM, Martin; ANJA, Herlyn, *Factors affectin economies of scale in combined sewer systems*. **Water Science and Technology**, Vol. 62 No. 1 pp 36-41, IWA Publishing, 2010.

MESQUITA, Tayane Cristiele Rodrigues. **Tratamento descentralizado de esgotos sanitários em sistemas constituídos por tanques sépticos e filtros anaeróbios**. 225p. Dissertação (Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, fevereiro de 2019.

METCALF & EDDY. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos** (*Wastewater Engineering – treatment and resource recovery*) ; translation: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. (5th ed.). Porto Alegre : AMGH, 2016.

OLIVEIRA, Silvia M.A. Corrêa; VON SPERLING, Marcos. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 – análise de desempenho. **Engenharia Sanitária e Ambiental** vol.10 no. 4 pp 347-357, 2005.

ONU – Organização das Nações Unidas/Nações Unidas – Brasil. **Objetivos do Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>. Acesso em: 23/10/2022.

PINKHAM, R. D.; HURLEY, E.; WATKINS, K.; LOVINS, A. B.; MAGLIARO, J.; ETNIER, C.; NELSON, V. **Valuing Decentralized Wastewater Technologies: A Catalog of Benefits, Costs, and Economic Analysis Techniques**. Rocky Mountain Institute, 2004.

QUINTSLR, Suyá; BRITTO, Ana. Desigualdades no acesso à água e ao saneamento: impasses da política pública na metrópole Fluminense. **Waterlat-Gobacit Research Network**, vol. 1, n.2, 2014.

RAMPRASAD, C.; BHARATHWAJ, R.R.; PODDAR, Debesh, *Design and performance evaluation of decetralized wastewater treatment and reuse system for urban and rural places*. **International Journal of Applied Engineering Research**, Vol. 14 no. 5 pp1135-1144, 2019.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico Temático, Serviços de Água e Esgoto – Visão Geral, ano de referência 2021**. Ministério do Desenvolvimento Regional, Secretaria Nacional de Saneamento. Brasília, dezembro de 2022.

SNYDER, Robert E.; JAIMES, Guillermo; RILEY, Lee W.; FAERSTEIN, Eduardo; CORBUR, Jason, *A comparison of social and spatial determinants of health between formal and informal settlements in a large metropolitan setting in Brazil*. **Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine**, vol. 91 No. 3, 2013.

SOUSA, A. P. O saneamento básico após a implementação da Lei 11.445/2007 e a necessidade de regulação do setor. In: **Anais do Seminário de Pesquisa, Pós-Graduação, Ensino e Extensão do CCSEH-SEPE v.2**, Universidade Estadual de Goiânia, 2016.

SOUSA, A. C. A.; COSTA, N. R. Incerteza e dissenso: os limites institucionais da política de saneamento brasileira. **Revista Administração Pública**, Rio de Janeiro v. 47, n.3, p. 587-599, maio/jun, 2013.

SUBTIL E.; SANCHEZ, A.; CAVALHERO, A. Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto e reúso de água. In **Ciência e Tecnologia Ambiental: Conceitos e Perspectivas**, 201–220. Editora UFABC, Santo André, Brasil, 2016.

TORRE, Andre; VÁZQUEZ-ROWE, Ian; PARODI, Eduardo; KAHHAT, Ramzy. *Wastewater treatment decentralization: Is this the right direction for megacities in the Global South?* **Science of the Total Environment** 778, 146227, 2021.

UNESCO – *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization* (Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura). **United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change**. Paris, 2020.

VON SPERLING, Marcos; SALAZAR, Bruno Lopes, *Determination of capital costs for conventional sewage systems (collection, transportations and treatment) in a developing country*, **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, IWA, p.365-374, 2013.

WWAP, UNESCO World Water Assessment Programme. **The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind**, Paris, 2019.