

Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Pesquisas Hidráulicas
Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

FERNANDA JUKOSKI DE SIQUEIRA

AVALIAÇÃO DO EFEITO DA DISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS: Um Estudo de Caso

Porto Alegre

2023

FERNANDA JUKOSKI DE SIQUEIRA

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DA DISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS: Um Estudo de
Caso**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do título de mestra em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Cristina de Almeida Silva

Porto Alegre

2023

CIP - Catalogação na Publicação

de Siqueira, Fernanda Jukoski
AVALIAÇÃO DO EFEITO DA DISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS:
Um Estudo de Caso / Fernanda Jukoski de Siqueira. --
2023.
110 f.
Orientadora: Maria Cristina de Almeida Silva.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas,
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2023.

1. Tratamento Combinado. 2. Lagoas de
Estabilização. 3. Parâmetros físicos e químicos. 4.
Fitoplâncton. 5. Ensaio Ecotoxicológicos. I. Silva,
Maria Cristina de Almeida, orient. II. Título.

FERNANDA JUKOSKI DE SIQUEIRA

**AVALIAÇÃO DO EFEITO DA DISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS: Um Estudo de
Caso**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do título de mestra em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Cristina de

Almeida Silva

Aprovada em: Porto Alegre, 6 de novembro de 2023.

BANCA EXAMINADORA:

Profa. Dra. Lucia Helena Ribeiro Rodrigues
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. José Carlos Alves Barroso Júnior
Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Raphael Corrêa Medeiros
Universidade Federal de Santa Maria

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho a minha família, por sempre acreditarem em mim, mesmo quando eu já duvidava de mim mesma durante essa caminhada.

AGRADECIMENTOS

À minha família que sempre acreditou e apoiou todos os meus sonhos, pelo carinho, dedicação durante essa jornada. Vocês sempre foram a minha força em momentos difíceis e minha fonte de amor e coragem.

Aos meus amigos com quem quero compartilhar esse momento e agradecer pelo companheirismo e incentivo na conclusão desta etapa

À minha orientadora, Prof^a Dra Maria Cristina, pela confiança, dedicação, paciência, compreensão e ensinamentos compartilhados ao longo desse estudo.

Aos membros da banca examinadora pelas valiosas contribuições prestadas a este trabalho.

Ao Departamento Municipal de Água e Esgotos – DMAE de Porto Alegre, por ter aceito a proposta desse trabalho e fornecido os dados. Em especial a coordenadora de Tratamento de Esgoto Sul, Adriana Cecchin que sempre esteve disponível para ajudar, apoiar e sanar as minhas dúvidas e a Líder de Equipe Gisele Fernandes Ribeiro pelos valorosos ensinamentos na parte biológica da minha pesquisa e principalmente pela amizade, apoio e incentivo.

“Na vida, não existe nada a temer, mas a entender”.

Marie Curie

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o sistema combinado de tratamento de esgoto doméstico e lixiviado, por lagoas de estabilização, realizado na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Belém Novo, em Porto Alegre/RS. O lixiviado é oriundo do Aterro Sanitário da Extrema, da mesma cidade, que foi encerrado em 2002. A ETE avaliada possui dois módulos de lagoas em paralelo, em que um recebeu (módulo II – lagoa M10) e o outro não recebeu o lixiviado (módulo I – lagoa M5). Foram avaliados os parâmetros físicos, químicos e biológicos de monitoramento por meio da série histórica de dados, de janeiro de 2017 a dezembro de 2021. Em relação ao lixiviado, os seus valores médios de DQO de $1306 \pm 359,9$ mg/L e de $N-NH_3$ $356 \pm 56,0$ mg/L indicam estabilização do Aterro, podendo ser classificado como “velho”. Durante o período avaliado, foram observadas eficiências abaixo do esperado para os parâmetros de DBO, DQO e fósforo. Constatou-se elevada eficiência de remoção para nitrogênio amoniacal, com uma média de $95,7 \pm 2,5\%$. A remoção de *Escherichia coli* foi compatível com o esperado, conforme literatura. DBO e DQO podem ser considerados estatisticamente diferentes para um nível de confiança de 95% (p -valor $< 0,05$) nos dois módulos de lagoas. A comunidade fitoplanctônica das lagoas foi composta por 46 táxons distribuídos em quatro classes taxonômicas, sendo 6 pertencentes ao grupo Cianobactérias (13%), 22 ao grupo das Algas verdes (48%), 4 ao grupo Diatomáceas (9%) e 14 ao grupo Fitoflagelados (30%). O gênero *Merismopedia*, referente ao grupo das cianobactérias, teve frequência constante nas lagoas. Para o grupo de algas verdes, os gêneros constantes foram *Scenedesmus*, *Monoraphidium*, *Desmodesmus*, *Dictyosphaerium*, *Micractinium*. Para o grupo de fitoflagelados, o gênero constante foi *Pteromonas*. Entretanto, para o grupo de diatomáceas, nenhum gênero foi classificado como constante, mas o gênero *Cyclotella* foi comum nas duas lagoas. Em relação aos ensaios ecotoxicológicos, não foi detectada toxicidade para as amostras avaliadas provenientes dos dois módulos (com e sem lixiviado), bem como para o efluente final da ETE no período estudado. Desta forma, constata-se que a inserção de lixiviado impactou a qualidade do efluente final das lagoas, o que pode ser decorrente das suas características, bem como da quantidade percentual inserida no tratamento, que em média foi de $2,7 \pm 0,4\%$.

Palavras-chave: Tratamento Combinado; Lagoas de Estabilização, Parâmetros físicos e químicos, Fitoplâncton; Ensaio Ecotoxicológicos.

ABSTRACT

The present work aimed to evaluate the combined domestic sewage and leachate treatment system, using stabilization ponds, at the Belém Novo Wastewater Treatment Plant (WWTP) in Porto Alegre/RS. The leachate comes from the Extrema Sanitary Landfill, closed in 2002 in the same city. The evaluated ETE has two lagoon modules in parallel, in which one received (module II – M10 lagoon) and the other did not receive the leachate (module I – lagoon M5). The physical, chemical, and biological monitoring parameters were evaluated through the historical data series from January 2017 to December 2021. The leachate's average COD values were 1306 ± 359.9 mg/L and N-NH₃ 356 ± 56.0 mg/L, indicating stabilization of the Landfill and can be classified as "old." During the evaluated period, lower-than-expected efficiencies were observed for the BOD, COD, and phosphorus parameters. A high removal efficiency for ammonia nitrogen was found, with an average of $95.7 \pm 2.5\%$. According to the literature, removing *Escherichia coli* was compatible with expectations. BOD and COD can be considered statistically different at a 95% confidence level (p -value < 0.05) in the two lagoon modules. The phytoplankton community of the lagoons was composed of 46 taxa distributed in four taxonomic classes: 6 belonging to the Cyanobacteria group (13%), 22 to the Green Algae group (48%), 4 to the Diatom group (9%) and 14 to the group Phytoflagellates (30%). The genus *Merismopedia*, referring to the cyanobacteria group, had a constant frequency in the lakes. For the group of green algae, the constant genera were *Scenedesmus*, *Monoraphidium*, *Desmodesmus*, *Dictyosphaerium*, and *Micractinium*. For the group of phytoflagellates, the constant genus was *Pteromonas*. However, for the diatom group, no genus was classified as constant, but the genus *Cyclotella* was common in both lakes. Regarding ecotoxicological tests, no toxicity was detected for the samples evaluated from the two modules (with and without leachate) and for the final effluent from the WWTP during the period studied. Therefore, it appears that the insertion of leachate impacted the quality of the final effluent from the lagoons, which may be due to its characteristics, as well as the percentage quantity inserted in the treatment, which on average was $2.7 \pm 0.4\%$.

Keywords: Combined Treatment; Stabilization Ponds; physical and chemical parameters; Phytoplankton; Ecotoxicological tests.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Desenho Esquemático de uma lagoa anaeróbia.....	13
Figura 2 - Desenho Esquemático de uma lagoa facultativa.	15
Figura 3 - Desenho Esquemático de uma lagoa de maturação.....	17
Figura 4 — Localização do Aterro Sanitário da Extrema, situado na rua Luiz Corrêa da Silva, 4.501 (antiga Estrada do Espigão), no bairro Lami	36
Figura 5 - Vista Área do bairro Belém Novo com indicação da localização da ETE Belém Novo.....	38
Figura 6 — Identificação das lagoas da ETE Belém Novo. No retângulo fica a lagoa de alta taxa onde é adicionado o lixiviado	39
Figura 7 - Identificação dos módulos da ETE Belém Novo, com fluxo do efluente representado pelas setas. Em vermelho, o módulo II que recebe o lixiviado e, em azul, o módulo I que não recebe o lixiviado. Na lagoa de alta taxa, retângulo destacado em vermelho, é acondicionado o lixiviado. E também o ponto de coleta do efluente final que é a mistura do efluente da lagoa M5 e da lagoa M10.....	40
Figura 8 - Diagramas de caixa referentes às eficiências de remoção de (a) DQO e (b) DBO verificadas na ETE Belém Novo, no período de estudo	49
Figura 9 - Diagramas de caixa referentes às eficiências de remoção de (a) fósforo e (b) nitrogênio amoniacal no efluente final da ETE, durante o período de estudo	51
Figura 10 – Diagramas de caixa referentes aos valores de pH encontrados no afluente, M5, M10 e efluente final.	63
Figura 11 – Análises de Componentes Principais (ACP) para as lagoas de maturação (a) M5 (módulo I: tratamento de esgoto doméstico) e (b) M10 (módulo II: tratamento de esgoto doméstico + lixiviado de aterro)	64
Figura 12 - Gráfico com as contribuições percentuais dos grupos encontrados nas duas lagoas de maturação da ETE Belém Novo.....	65
Figura 13 - Contribuições percentuais dos grupos encontrados nas lagoas de maturação para as lagoas de maturação (a) M5 (módulo I: tratamento de esgoto doméstico) e (b) M10 (módulo II: tratamento de esgoto doméstico + lixiviado).....	66
.....	66
Figura 14 - Percentual de indivíduos/mL encontrados em cada amostra durante o período de estudo nas lagoas da ETE Belém Novo: (a) lagoa M5 (módulo I: tratamento de esgoto) e (b) lagoa M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado).....	74
Figura 15 — Diagramas de caixa referentes aos valores de pH encontrados no afluente, M5 (módulo I: tratamento de esgoto), M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado) e efluente final.	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Espécies de Organismos-Teste para Ensaios Ecotoxicológicos Utilizados no Brasil.	20
Tabela 2 - Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros	23
Tabela 3 - Características dos lixiviados da fase acidogênica e fase metanogênica dos aterros sanitários brasileiros.....	26
Tabela 4 - Volumes de esgotos e lixiviado tratados por meio do tratamento combinado nos últimos anos.	37
Tabela 5 — Caracterização das lagoas da ETE Belém Novo	39
Tabela 6 — Pontos de monitoramento da Estação de Tratamento de Esgotos Belém Novo e análises.....	41
Tabela 7 - Frequência do monitoramento	42
Tabela 8 - Análises solicitadas ao Departamento e métodos utilizados.....	43
Tabela 9 - Estatística descritiva dos registros das variáveis avaliadas referentes ao afluente bruto na ETE Belém Novo, de 2017 a 2021.	46
Tabela 10 - Estatísticas descritivas dos registros das variáveis avaliadas referentes ao efluente final da ETE Belém Novo de 2017 a 2021.....	47
Tabela 11 — Estatística descritiva das variáveis avaliadas referentes ao lixiviado, inserido no módulo II da ETE Belém Novo, no período de 2017 a 2021.....	53
Tabela 12 - Estatística descritiva das variáveis avaliadas referentes ao efluente da lagoa M5 (módulo I: tratamento de esgoto doméstico) na ETE Belém Novo, de 2017 a 2021.	56
Tabela 13 - Estatística descritiva das variáveis avaliadas referentes ao efluente da lagoa M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado) na ETE Belém Novo, no período de 2017 a 2021.	58
Tabela 14 — Dados de tendência central dos valores de pH e das concentrações de DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, fósforo total das lagoas M5 e M10 e os resultados referentes ao teste de Mann-Whitney, testados ao nível de confiança de 95% ($\alpha = 0,05$).	61
Tabela 15 — Composição e frequência do grupo cianobactérias nas duas lagoas de maturação: M5 (módulo I: tratamento de esgoto) e M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado).....	68
Tabela 16 — Composição e frequência do grupo algas verdes nas duas lagoas de maturação: M5 (módulo I: tratamento de esgoto) e M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado).....	71
Tabela 17 — Composição e frequência do grupo de diatomáceas nas duas lagoas de maturação: M5 (módulo I: tratamento de esgoto) e M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado).....	73
Tabela 18 — Composição e frequência do grupo fitoflagelados nas duas lagoas de maturação: M5 (módulo I: tratamento de esgoto) e M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado).....	76

Tabela 19 — os resultados encontrados para toxicidade das amostras das lagoas M5 (módulo I: tratamento de esgoto), M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado) e efluente final.....	79
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACP	Análise de Componentes Principais
BN	Belém Novo
CE	Concentração de Efeito
CL	Concentração letal
CO ₂	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DMAE	Departamento Municipal de Água e Esgotos
DMLU	Departamento Municipal de Limpeza Urbana
DQO	Demanda Química de Oxigênio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FT	Fator de Toxicidade
FVMP	Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IND	Indivíduos
L	Litro
M10	Lagoa de Maturação 10
M5	Lagoa de Maturação 5
mg	miligramas
N	Nitrogênio
ND	Não Detectado
NO ₃ ⁻	Nitrato
O ₂	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
s	Segundo

SES

Sistema de Esgotos Sanitários

SMWW

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater

SO₄²⁻

Sulfato

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	6
2	HIPÓTESE E RESULTADO ESPERADO	9
3	OBJETIVOS	10
3.1	OBJETIVO GERAL	10
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
4.1	TRATAMENTO DE ESGOTOS	11
4.2	LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	12
4.2.1	Lagoas Anaeróbias	13
4.2.2	Lagoas facultativas	14
4.2.3	Lagoas de Maturação	15
4.3	FITOPLÂNCTON EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	17
4.4	ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS	19
4.5	LIXIVIADO	22
4.5.1	Decomposição Biológica do Lixiviado	23
4.5.2	Tratamento dos lixiviados	27
4.5.3	Tratamento Combinado de Lixiviados com Esgotos	28
4.5.4	Influência do Lixiviado nas Análises Biológicas	33
5	METODOLOGIA	35
5.1	ÁREA DE ESTUDO	37
5.2	COLETA DE DADOS	42
5.3	TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS	43
6	RESULTADOS	45
6.1	ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DO AFLUENTE, EFLUENTE FINAL RESULTANTE DAS DUAS LAGOAS, LIXIVIADO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO. 45	
6.2	ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DOS EFLUENTE DAS LAGOAS M5 E M10 E COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS OBTIDOS NO FINAL DO TRATAMENTO DE CADA MÓDULO	54
6.3	RESULTADOS DE FITOPLÂNCTON	62
6.3.1	Cianobactérias	67
6.3.2	Algas verdes	70
6.3.3	Diatomáceas	72
6.3.4	Fitoflagelados	75
6.4	RESULTADOS ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS	77
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	81
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS	83

1 INTRODUÇÃO

A geração de esgotos e resíduos sólidos está intrínseca às sociedades organizadas. Tais dejetos, bem como seus subprodutos, precisam ser tratados para minimizar os impactos de seus descartes à saúde ambiental. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB (2017), divulgada pelo IBGE, a Região Sul possui 40,9% de municípios com serviços de esgotamento sanitário. A coleta de esgoto por rede é definida como o afastamento do esgoto gerado nos domicílios e estabelecimentos através de tubulação fechada, bem como a sua condução até a estação de tratamento de esgoto ou ponto de lançamento final (IBGE, 2017).

No Brasil, a maior parte dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) coletados foi disposta em aterros sanitários, com 46,4 milhões de toneladas enviadas para esses locais em 2022. Isso significa que 61% dos resíduos coletados tiveram destinação adequada no país (ABRELPE, 2022).

O lixiviado de aterro é uma mistura de água da chuva percolada, água produzida pela biodegradação de resíduos e a água inerente aos resíduos, que contém grandes quantidades de matéria orgânica dissolvida, sais, íons de metais pesados e outros compostos orgânicos (Teng *et al.*, 2021). Quando não coletado e tratado adequadamente, esse efluente se torna um grande problema ambiental, devido às suas características poluentes, podendo contaminar o corpo hídrico receptor, bem como as águas subterrâneas (Mannarino *et al.*, 2011).

O tratamento do lixiviado do aterro é necessário para evitar impactos ambientais negativos, e ainda é considerado um desafio. Uma alternativa é o denominado tratamento combinado, em que o lixiviado é misturado ao esgoto doméstico. O tratamento combinado tem apresentado bons resultados com processos biológicos de tratamento, a partir da utilização de proporção adequada de mistura, inclusive atendendo aos requisitos legais para lançamento de efluentes (Albuquerque *et al.*, 2018).

O tratamento combinado tem sido empregado em diferentes localidades a fim de reduzir custos de implementação de dispositivos de tratamento em aterros sanitários. No Brasil, o tratamento combinado é utilizado nos aterros sanitários dos estados de São Paulo (Bandeirantes, São João, Vila Albertina e Santo Amaro, Tupã, Baleia, Meridiano), de Minas Gerais (Salvaterra e CTR-BR040), do Rio de Janeiro

(Morro do Céu) e do Rio Grande do Sul (Extrema), em Porto Alegre (Albuquerque *et al.*, 2018).

Dentre os tratamentos biológicos mais empregados no tratamento de lixiviado, destacam-se os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manto de lodo (do inglês *upflow anaerobic sludge blanket* – UASB), filtros anaeróbios, reator de leito móvel com biofilme (do inglês *moving bed biofilm reactor* – MBBR), lodo ativado convencional, entre outros (Lindamulla *et al.*, 2022). Ademais, as lagoas de estabilização, consideradas sistemas de tratamento simplificados, têm apresentado resultados promissores para tratamento de lixiviado de aterro sanitário (Mehmood *et al.*, 2009; Martins, Fernandes e Costa, 2013; Wu, Wang e Chen, 2022), inclusive para tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico (Santos, 2010; Martins, Júnior e Costa, 2010; Dias, 2012; Nakamura, 2012).

Contudo, mesmo que o tratamento combinado seja uma prática que reduz o risco de contaminação, o lixiviado pode conter micro e macropoluentes refratários que não são degradados após passagem pelo tratamento biológico, contribuindo para obtenção de efluente com elevada toxicidade (Kalka, 2012; Paskuliakova *et al.*, 2018). Desta forma, os ensaios toxicológicos podem ser empregados não somente para avaliar a eficiência do processo de tratamento na remoção de poluentes específicos, mas também para verificar a ecotoxicidade dos efluentes tratados (Paskuliakova *et al.*, 2018).

São poucos os trabalhos na literatura que utilizam o monitoramento biológico, o qual pode ser definido como o uso sistemático de respostas biológicas para avaliar mudanças ambientais com objetivo de utilizar esta informação em um programa de controle de qualidade ambiental (Barboza, 2011).

Por isso, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o sistema combinado de tratamento de esgoto doméstico, por lagoas de estabilização, realizado no município de Porto Alegre. A estação de tratamento de esgotos (ETE) a ser avaliada possui dois módulos, em paralelo – em que um módulo recebe e o outro módulo não recebe lixiviado de aterro sanitário - o que permitirá a comparação dos resultados, indicando o potencial efeito da mistura no sistema.

Foram analisados resultados do monitoramento de parâmetros físicos e químicos dos afluentes e dos efluentes aos sistemas, para determinar a eficiência do sistema combinado de tratamento. Além disso, também foi avaliado o efeito da adição

de lixiviado na microbiota presente nas lagoas de estabilização através da análise da composição do fitoplâncton e os dados relacionados à toxicidade a partir dos dados de ensaios ecotoxicológicos utilizando dois níveis tróficos.

2 HIPÓTESE E RESULTADO ESPERADO

Considerando a inserção de lixiviado proveniente de aterro sanitário, a fim de se realizar o tratamento combinado com o efluente doméstico, espera-se que possa ser analisado a interferência dele na eficiência das lagoas de maturação. Como a estação de tratamento de esgotos que recebe o lixiviado para o tratamento combinado possui dois módulos de operação e somente um deles recebe o lixiviado estudos comparativos entre os efluentes provenientes das lagoas de maturação serão efetuados.

São poucos trabalhos que se propõem a estudar o monitoramento biológicos por meio de bioindicadores como o fitoplâncton e os organismos testes utilizados em análises ecotoxicológicas. Por isso, espera-se que ocorra uma integração dos resultados das análises físicas e químicas às características biológicas dos ecossistemas.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito da disposição de lixiviado de aterro sanitário em estação de tratamento de esgotos operada por lagoas de estabilização, a partir da análise de dados históricos de monitoramento.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar os parâmetros físicos, químicos e biológicos avaliados durante o monitoramento da estação de tratamento de esgoto por meio da série histórica de dados de janeiro de 2017 a dezembro de 2021.

- Avaliar, de maneira comparativa, os dados analíticos, físicos, químicos das lagoas de estabilização que recebem lixiviado e das que não recebem o lixiviado.

- Avaliar a toxicidade do lixiviado através de testes de toxicidade aguda, utilizando dois níveis tróficos (*Vibrio fischeri* e *Daphnia similis*).

- Analisar o impacto do tratamento combinado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sobre a comunidade de fitoplâncton.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 TRATAMENTO DE ESGOTOS

Esgotos sanitários são aqueles provenientes das residências, edifícios comerciais, instituições e edificações que contenham instalações de banheiro, lavanderia, cozinhas ou outros, em que houver utilização de água para fins domésticos (Jordão e Pessôa, 2017). Esse efluente é constituído por água em percentuais superiores a 99% da composição total. Contém geralmente baixas concentrações de material orgânico e inorgânico, dissolvido ou em suspensão, que variam em quantidade e qualidade em função dos usos ao qual a água foi submetida (Baettker, 2019).

O sistema de esgotos sanitários (SES) é o conjunto de obras e instalações que propicia coleta, transporte e afastamento, tratamento, e disposição final das águas residuárias, de forma adequada do ponto de vista sanitário e ambiental. O sistema de esgotos existe para afastar a possibilidade de contato de dejetos humanos com a população, com as águas de abastecimento, com vetores de doenças e alimentos (Ribeiro e Rooke, 2010).

Os processos biológicos para o tratamento de efluentes reproduzem, de certa maneira, os processos naturais que ocorrem em um corpo d'água após o lançamento de despejos e podem ser divididos em aeróbios e anaeróbios (Von Sperling, 2014). Dentre os principais sistemas de tratamento aeróbio, destacam-se o sistema de lodos ativados, lagoas aeróbias (de alta taxa, facultativa, aerada e de maturação) e os filtros biológicos aeróbios (aerado submerso e percolador) (Oliveira *et al.*, 2021).

O processo anaeróbio é utilizado no tratamento de águas residuais que contêm uma grande carga de compostos orgânicos, sendo mais econômico e eficiente quando o efluente possui alta biodegradabilidade. Entre os principais sistemas de tratamento anaeróbio, destacam-se as lagoas anaeróbias, os tanques sépticos, filtros anaeróbios e os reatores de alta taxa. Esses sistemas podem ser utilizados individualmente ou em combinações, conforme a demanda e características do efluente (Oliveira *et al.*, 2021).

4.2 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

As lagoas de estabilização caracterizam-se como um sistema de tratamento em que processos naturais, físicos, biológicos e bioquímicos, fazem a autodepuração das águas residuárias. Desta forma, é reestabelecido o equilíbrio no meio aquático por mecanismos essencialmente naturais após as alterações induzidas (Fernandes, 2009).

As lagoas também podem ser definidas como um corpo d'água lântico, construído pelo homem e destinado a armazenar e tratar resíduos líquidos de natureza orgânica (esgoto bruto e sedimentado), despejos industriais orgânicos e oxidáveis ou águas residuárias oxidadas. (Rocha, 2005).

Em virtude de seus reduzidos custos de implantação, manutenção e operação, as lagoas de estabilização têm se mostrado uma alternativa viável para o tratamento de lixiviados. Porém, essa técnica requer extensas áreas para implantação dos sistemas e há possibilidade de geração de maus odores decorrentes da liberação de gases durante a digestão nas lagoas anaeróbias (Silva, 2007; Von Sperling, 2017).

Outro problema relacionado ao uso de lagoas no Brasil é que, embora as características climáticas favoreçam o desempenho desse tipo de tratamento, as temperaturas altas, a alta intensidade de radiação e a grande concentração de nutrientes, tendem a favorecer o crescimento de cianobactérias. As cianobactérias podem produzir cianotoxinas, as quais representam um risco significativo para o corpo receptor dos efluentes tratados por esse tipo de sistema. (Mendonça, 2000; Lages, 2017).

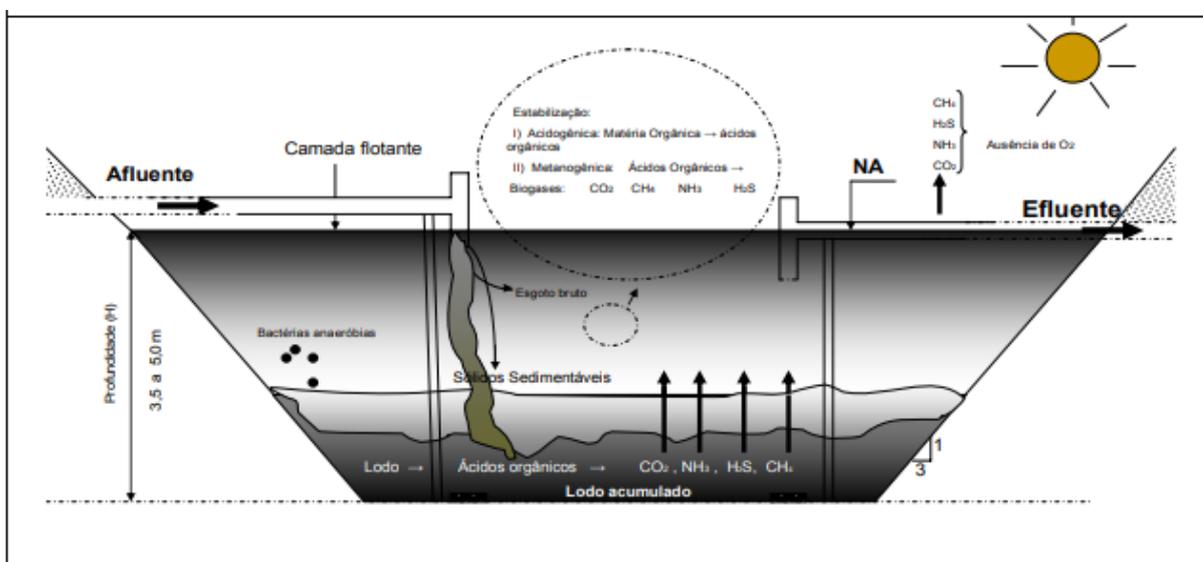
As lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a atividade metabólica predominante na degradação da matéria orgânica em: anaeróbias, facultativas e de maturação ou aeróbias, com variantes segundo a intensificação do processo (Jordão e Pessôa, 2017).

Quando as lagoas anaeróbias são seguidas por lagoas facultativas são denominadas de sistema australianos. No Brasil, a primeira lagoa que utilizou esse sistema foi construída na cidade de São José dos Campos e, desde então, muitas lagoas para o tratamento de esgotos sanitários e industriais têm sido construídas no território nacional (Von Sperling, 2017)

4.2.1 Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias (Figura 1) têm sido utilizadas para o tratamento de esgotos e despejos industriais predominantemente orgânicos, com elevados teores de DBO. A conversão da matéria orgânica é lenta, pois as bactérias anaeróbias se reproduzem numa vagarosa taxa. Isso deve-se ao fato de que as reações anaeróbias geram menos energia do que as reações aeróbias de estabilização da matéria orgânica (Von Sperling, 2017).

Figura 1 – Desenho Esquemático de uma lagoa anaeróbia.



Fonte: Silva Filho (2007).

As lagoas anaeróbias sofrem interferência do pH e da temperatura em seu mecanismo biológico. O efeito do pH se manifesta principalmente nas bactérias metanogênicas, muito sensíveis às variações de pH, com intervalo de tolerância entre 6,5 e 7,6. A temperatura, por sua vez, exerce influência sobre a velocidade do processo de digestão anaeróbia, atuando diretamente na taxa de crescimento dos microrganismos, tendo em vista que os mesmos não possuem meios de controlar sua temperatura interna. Desta forma, a temperatura no interior da célula é determinada pela temperatura do ambiente externo (Chernicharo, 2000)

O processo biológico que caracteriza as lagoas anaeróbias pode ser interpretado como sendo constituído de dois estágios e realizado por dois tipos

distintos de bactérias, as acidogênicas e as metanogênicas. A partir do seu metabolismo, os resíduos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) são biologicamente convertidos em metano e outros produtos (Lages, 2017)

No primeiro estágio, as bactérias fermentativas transformam, por hidrólise, polímeros em monômeros. Um segundo grupo de bactérias, chamadas de acidogênicas, converte os produtos do primeiro grupo em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. No segundo estágio, finalizando o processo, um terceiro grupo, que são as bactérias arqueas metanogênicas, utilizam o acetato e o transforma em metano e dióxido de carbono; elas também produzem metano através da redução do gás carbônico (Gonçalves, 2007).

4.2.2 Lagoas facultativas

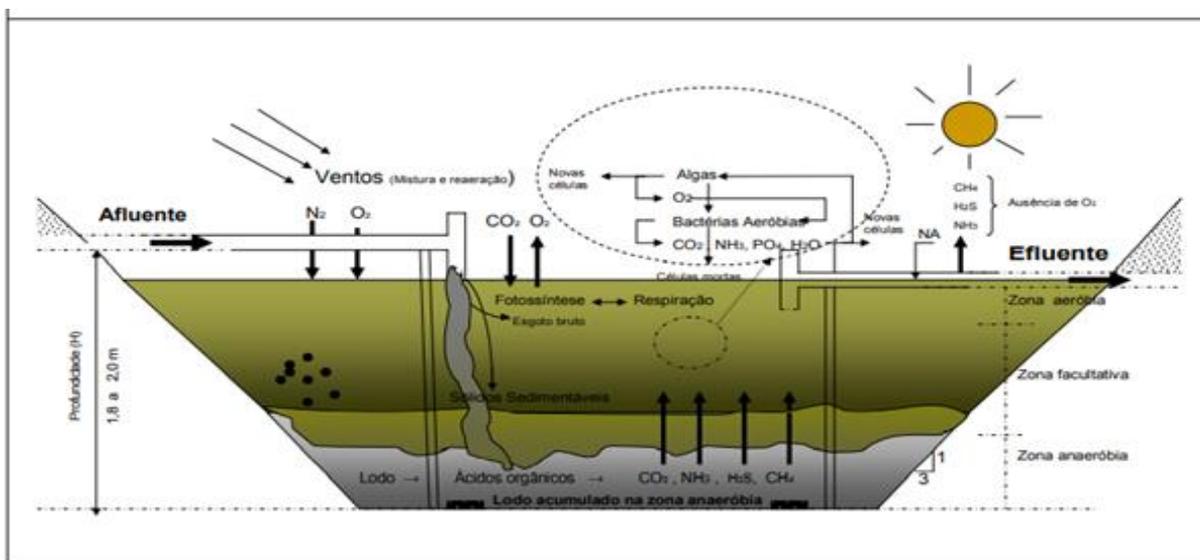
Esse tipo de lagoa pode receber esgoto bruto, efluente de uma unidade de tratamento preliminar, ou pode ser uma variante secundária recebendo um efluente de uma lagoa anaeróbia. Porém, em situações de grande carga orgânica, elas são comumente empregadas como lagoas secundárias, visto que o uso de uma lagoa anaeróbia como predecessora alivia uma possível sobrecarga orgânica (Almeida, 2017).

São sistemas que estabilizam a matéria orgânica carbonácea em três diferentes camadas: uma superior aeróbia, a inferior anaeróbia, e uma intermediária denominada facultativa (Figura 2). Entretanto, a grande particularidade dessa variante corresponde ao oxigênio dissolvido, presente de forma natural a partir da reaeração dos ventos. Além disso, também se destaca a aeração em função da presença de algas que, através da fotossíntese, recolhe o dióxido de carbono (CO_2) do meio, produzindo oxigênio (O_2) livre com grande capacidade de dissolução em água (Almeida, 2017).

Em lagoas facultativas, as algas desempenham um papel fundamental, pois a sua concentração é mais elevada do que a de bactérias. O crescimento do fitoplâncton é intenso, constituindo-se num bom indicador da oxigenação da massa líquida, sendo um fator essencial na manutenção de níveis satisfatórios de oxigênio nestes ambientes. A diversidade e a predominância de espécies na comunidade

fitoplanctônica dependem de uma série de fatores, tais como: temperatura, luz, oxigênio dissolvido, nutrientes, predação, competição e tempo de detenção hidráulica. (Ribeiro, 2007; Oliveira, 2013)

Figura 2 - Desenho Esquemático de uma lagoa facultativa.



Fonte: Silva Filho (2007).

Diferenças nas concentrações de nutrientes e carga orgânica aplicada têm um efeito sobre a densidade algal das lagoas. A relação nitrogênio/fosforo (N:P) é um dos principais fatores na dominância de gêneros e espécies de microalgas: em baixa relação N:P, as algas cianobactérias são beneficiadas por apresentarem maior capacidade de obtenção de nitrogênio; se a relação for mais alta (>5) as clorófitas tendem a dominar (Amengual-Morro *et al.*, 2012).

Embora haja uma sucessão de espécies de algas dominantes durante o ano, geralmente apenas uma ou duas espécies será dominante em qualquer época em uma lagoa facultativa, sendo os gêneros mais encontrados: *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Micractinium*, *Euglena*, *Ankistrodesmus*, *Oscillatoria* e *Microcystis*. (Amengual-Morro *et al.*, 2012; Bastos *et al.* 2010).

4.2.3 Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação são usadas ao final do tratamento de um sistema clássico de lagoas de estabilização. Através delas almeja-se a melhoria da qualidade

do efluente anteriormente tratado, pela redução de organismos patogênicos (Jordão e Pessoa, 2017).

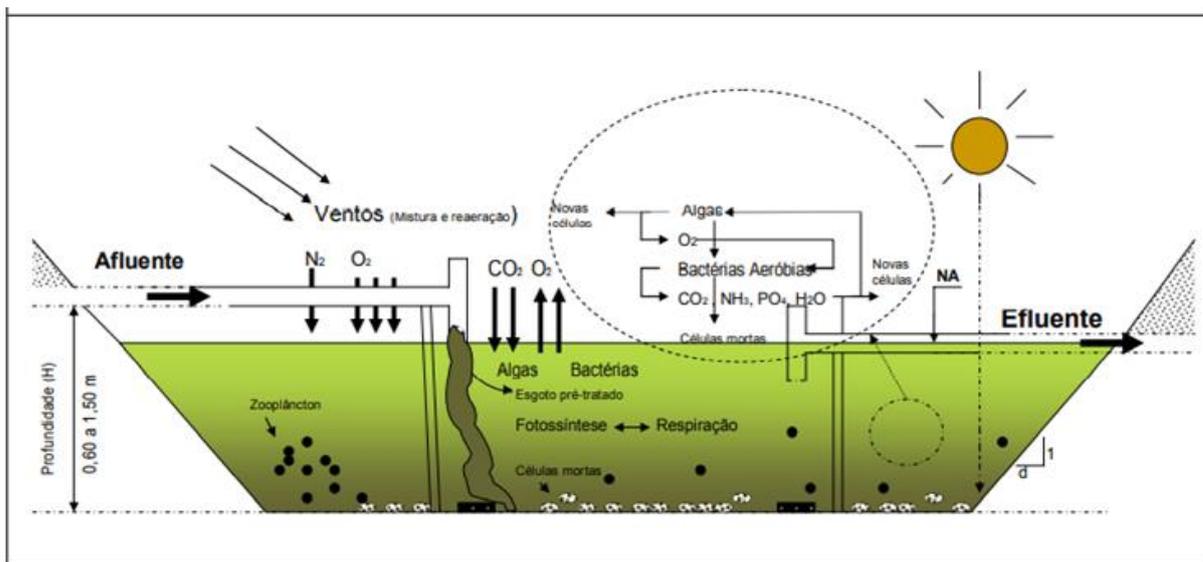
Em regiões de clima tropical e subtropical, a lagoa de maturação promove a desinfecção natural dos esgotos pela ação de diversos fatores. São eles: elevada temperatura, sedimentação, tempo de retenção hidráulica, insolação, pH, oxigênio dissolvido, escassez de alimento, herbívora, competição biológica e presença de compostos tóxicos. (Bento, 2005)

O tratamento biológico que se processa no interior das lagoas de maturação apresenta elevada versatilidade metabólica devido à presença interativa da diversidade de espécies de algas e bactérias em convívio simbiótico. Esses organismos constituem ecossistemas estratificados, compostos de micro-habitat específicos, dispostos verticalmente em conformidade com os gradientes físicos e químicos do meio, e da fisiologia dos organismos presentes (Lages, 2017).

As lagoas de maturação conseguem remover mais de 60% de nitrogênio e seis unidades logarítmicas de *E. coli*. Essa remoção ocorre nas duas camadas da lagoa: na zona fótica, com grande concentração de oxigênio, e na camada mais inferior, com baixa concentração de oxigênio e luz solar, denominada de zona afótica. Durante o período diurno, as taxas de insolação nas regiões superficiais das lagoas permitem um acréscimo de temperatura, causando a inativação ou morte das bactérias fecais. Além do mais, a diminuição da viscosidade permite o agrupamento dessa biomassa causando a sua sedimentação (Almeida, 2017).

À medida que as algas vão fazendo uso da energia solar para a produção de O₂, elas recolhem CO₂ da massa líquida aumentando os valores de pH. Esse acréscimo de pH rapidamente influencia na morte de tais bactérias, sendo a sua completa inativação em valores de pH acima de 9,4. A remoção na zona afótica se dá a partir da sedimentação das bactérias em formato de flocos (Figura 3). Uma parte dessas bactérias se depositam no lodo e, por falta de locomoção e alimento, acabam morrendo (Almeida, 2017).

Figura 3 - Desenho Esquemático de uma lagoa de maturação.



Fonte: Silva Filho (2007).

Soldatelli e Schwarzbald (2010), a partir da avaliação de lagoas de maturação componentes de um sistema de lagoas de estabilização em série (Lagoa aerada + Lagoa de sedimentação + Lagoa de maturação 1 + Lagoa de maturação 2) no tratamento de esgotos domésticos no Rio Grande do Sul, Brasil, observaram a presença, principalmente, dos gêneros pertencentes às Chlorophyta (58,54%). Fato que, segundo os autores, demonstra que esse grupo de algas se desenvolve muito bem em ambientes eutrofizados, como é o caso das lagoas de maturação. Além disso, também encontraram: Cyanobacteria (20,73%), Heterokontophyta (14,63%) e Euglenophyta (6,10%).

4.3 FITOPLÂNCTON EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Entre os diversos organismos microscópicos que compõem a população viva nos corpos hídricos, e que também aparecem nas ETE, são os seres fotossintetizantes, denominados como fitoplâncton (do grego planktons, “errante”). As algas planctônicas e as cianobactérias juntas constituem o fitoplâncton - comunidade de organismos aquáticos uni ou pluricelulares, móveis ou imóveis, e microscópicos (Albuquerque *et al.*, 2016).

Os principais fatores que afetam a diversidade, sucessão e a abundância desses organismos, e conseqüentemente a eficiência do tratamento de efluente

doméstico são: 1) a disponibilidade de substratos e nutrientes; 2) as interações entre os organismos; 3) as mudanças ambientais (temperatura e radiação solar) e 4) as mudanças nas condições operacionais das lagoas (Albuquerque *et al.*, 2016).

O uso do fitoplâncton como bioindicador vem de sua sensibilidade a variações ambientais e nutricionais e a sua alta capacidade de responder às mais diversas alterações ambientais de forma rápida, devido ao seu curto ciclo de vida. Ainda, como produtores primários, organismos fitoplanctônicos são a base da cadeia alimentar, influenciando na estruturação de toda a rede trófica (Martignago, 2019).

Nas lagoas de estabilização, o aumento significativo de nutrientes favorece o crescimento excessivo do fitoplâncton. Os grupos comumente encontrados são Cyanophyta (cianobactérias), Chlorophyta (clorofíceas), Bacillariophyta (diatomáceas) e Euglenophyta (euglenofíceas), variando suas espécies em cada tipo de lagoa e ambiente (Aquino *et al.*, 2011).

As Chlorophyta caracterizam-se por apresentar elevada riqueza de táxons, em relação às demais classes, sendo sua ocorrência notadamente observada principalmente em águas continentais brasileiras, sistemas eutrofizados e ambientes com matéria orgânica. Indicam uma boa condição de funcionamento das lagoas, e estão sempre associadas a pH elevado e a um meio líquido balanceado em nutrientes. Dentre os gêneros de clorofíceas, um que requer especial atenção, devido à sua ocorrência em sistemas de lagoas, são as do gênero *Chlamydomonas*. Além deste gênero, podem-se citar como recorrentes os gêneros: *Chorella*, *Scenedesmus*, *Carteria*, *Micractium*, *Chlorococum* (Albuquerque *et al.* 2020; Fernandes, 2009).

As Euglenophytas utilizam somente nitrogênio amoniacal como fonte de nitrogênio, portanto é mais dependente da existência de nitrogênio amoniacal do que matéria orgânica, que justifica a presença e frequência desses gêneros nas lagoas de estabilização tratando esgoto sanitário. Nas lagoas podem ser encontrados os seguintes gêneros: *Euglena*, *Phacus*, *Leptocinclis* e *Trachelomonas* (Albuquerque *et al.* 2020; Fernandes, 2009).

As Cyanophytas são tolerantes à poluição orgânica. Predominam, geralmente, nas lagoas com valores de pH próximo do neutro ou tendendo ao alcalino, cujas águas possuem temperaturas mais elevadas (acima de 30°C) e onde ocorre uma deficiência ou desequilíbrio de nutrientes (principalmente nitrogênio). Este tipo de alga flutua na superfície do líquido, dificultando, assim, a penetração de luz na

água. Além disso, elas são capazes de produzir substâncias inibidoras para o crescimento de outras algas ou tóxicas para o zooplâncton, e quando se decompõem, exalam maus odores. Os principais gêneros encontrados nas lagoas de estabilização são: *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Microcystis* e *Anabaena* (Albuquerque *et al.* 2020; Fernandes, 2009).

Enquanto as Bacillariophyta – Também conhecidas como diatomáceas a sua presença indica a eficiência do tratamento. Em lagoas de estabilização podem ser encontrados os seguintes gêneros: *Nitzschia*, *Surirella* e *Cymatopleura*. Apresentam elevada taxa fotossintética mesmo sobre intensidades luminosas mais baixas, otimizando seu crescimento em épocas de menor incidência de radiação solar, além disso, elas são mais adaptadas a crescer em baixas temperaturas do que outros grupos de fitoplâncton (Albuquerque *et al.* 2020; Fernandes, 2009).

4.4 ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS

Segundo Magalhães e Ferrão Filho (2008) a Ecotoxicologia Aquática é uma ciência que surgiu para dar suporte no enfrentamento dos problemas de contaminação dos corpos d'água por compostos tóxicos. Os resultados das análises químicas por si só não retratam o impacto ambiental causado pelos poluentes porque não demonstram os efeitos sobre o ecossistema. Somente os sistemas biológicos (organismos ou partes deles) podem detectar os efeitos tóxicos das substâncias. A aplicação dos testes de toxicidade na análise ambiental é bastante abrangente, e sua importância aumenta na proporção que cresce a complexidade das transformações químicas no meio ambiente.

Os ensaios de ecotoxicidade foram incorporados na Resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, no que diz respeito às condições e padrões de lançamento de efluentes é estabelecido que “o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, e que os critérios de toxicidade devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos padronizados, utilizando organismos aquáticos”. Em 2011, a resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 430 estabeleceu

que os ensaios de ecotoxicológicos deveriam ser realizados em organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes.

A utilização de mais de uma espécie e que estas ocupem níveis tróficos distintos se faz necessária pois, dependendo da concentração e da composição do poluente químico, pode ocorrer que estes, além de serem tóxicos para todos os organismos, apresentem toxicidade para apenas uma ou outra espécie. Esse procedimento também é recomendado devido às diferenças na sensibilidade apresentada por cada espécie diante do agente tóxico (Gomes, 2007).

Tabela 1 - Espécies de Organismos-Teste para Ensaios Ecotoxicológicos Utilizados no Brasil.

Tipo de Ensaio	Organismo-teste	Tipo de Organismo	Nível Trófico
Agudo	<i>Daphnia similis</i>	Microcrustáceo	Consumidor Primário
Agudo	<i>Daphnia magna</i>	Microcrustáceo	Consumidor Primário
Agudo e Crônico	<i>Pimephales promelas</i>	Peixes	Consumidor Secundário
Agudo e Crônico	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Algas	Produtor
Agudo e Crônico	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Algas	Produtor
Crônico	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Microcrustáceo	Consumidor Primário
Agudo	<i>Vibrio fischeri</i>	Bactéria	Decompositor

Fonte: Adaptado de Arenzon *et al.* (2011).

As espécies utilizadas nesses testes devem apresentar as seguintes características: 1) seletividade constante e elevada aos contaminantes, 2) elevada disponibilidade e abundância, 3) uniformidade e estabilidade genética nas populações, 4) representatividade de seu nível trófico, 5) significado ambiental em relação à área de estudo, 6) ampla distribuição e importância comercial e, 7) facilidade de cultivo e de adaptação às condições de laboratório. Além disso, devem ser utilizadas espécies cuja fisiologia, genética e comportamento sejam bem conhecidos, o que pode facilitar a interpretação dos resultados (Costa *et al.*, 2008).

Os ensaios de toxicidade podem ser classificados em agudos e crônicos, ao quais diferem na duração e nas respostas finais que são medidas. Os testes de toxicidade aguda são utilizados para medir os efeitos de agentes tóxicos sobre espécies aquáticas durante um curto período de tempo, em relação ao período de vida do organismo-teste. O objetivo é estimar a dose ou concentração de um agente tóxico que seria capaz de produzir uma resposta específica mensurável em um organismo-

teste ou população, em um período de tempo relativamente curto, geralmente de 24 a 96 h (Costa *et. al.*,2008).

Os testes de toxicidade crônica permitem avaliar os possíveis efeitos tóxicos de substâncias químicas sob condições de exposições prolongadas a concentrações sub-letais. Ou seja, concentrações que permitem a sobrevivência dos organismos, mas que afetam suas funções biológicas, tais como reprodução, desenvolvimento de ovos, crescimento e maturação, dentre outros (Gomes, 2007).

As bactérias são utilizadas como organismos- teste e produzem uma rápida resposta à toxicidade. Enquanto os métodos que usam organismos mais complexos, como por exemplo peixes, podem levar vários dias a produzir resultados mensuráveis, as bactérias indicadoras produzem dados mensuráveis de toxicidade aguda em apenas alguns minutos. Esse fato as tornando ideais a uma primeira abordagem sobre a qualidade em sistemas de água (Gomes, 2007)

Vibrio fischeri é uma bactéria gram-negativa, marinha heterótrofa, luminescente, que quando em condições ambientais adequadas produzem luz como subproduto de sua respiração celular. A bioluminescência bacteriana está ligada diretamente à respiração celular e qualquer inibição da atividade celular (toxicidade) resulta em uma diminuição da taxa de respiração e uma diminuição correspondente na taxa de luminescência. Quanto mais tóxica for a amostra, maior será a porcentagem de perda de luz da suspensão de teste de bactérias luminescentes (Gazola, 2020).

O teste de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri* é considerado uma alternativa valiosa na avaliação da contaminação ambiental. É um método eficiente na detecção da toxicidade de um amplo espectro de contaminantes químicos, especialmente quando se pretende avaliar misturas complexas contendo diferentes compostos orgânicos e inorgânicos. Essa bactéria é muito utilizada na avaliação de toxicidade aguda por apresentar as vantagens de ser um teste rápido, sensível, reprodutível e com boa relação custo-benefício (Berton, 2013).

A realização de ensaios ecotoxicológicos com amostras líquidas de interesse ambiental os microcrustáceos do gênero *Daphnia* spp vem sendo extensivamente empregados por serem cultivados com facilidade em laboratórios bem controlados. Além disso, também de possuem homogeneidade populacional de resposta a agentes estressores, conferida pela reprodução partenogenética dos organismos (Nour,2014).

As espécies do gênero *Daphnia* (Filo: Arthropoda, Subfilo: Crustacea, Classe: Branchiopoda, Ordem: Cladocera) são microcrustáceos planctônicos filtradores, consumidores primários de algas, bactérias, protozoários e outras partículas em suspensão. Representam, juntamente, com outros grupos que compõem o zooplâncton, o elo intermediário da cadeia alimentar, através do qual a energia flui para os níveis tróficos superiores, chegando até peixes, aves aquáticas e o homem (Santos, 2011).

O gênero *Daphnia* é o mais empregado em ensaios ecotoxicológicos para uma variada gama de compostos, bem como devido à sua importância ecológica, disponibilidade e facilidade para manejo em laboratório. São os primeiros seres afetados pelas toxinas produzidas por cianobactérias, sofrem efeitos de bioacumulação, diminuição da filtragem de alimentos, que pode causar mortalidade ou consequências ao longo de gerações (Albuquerque, 2021).

4.5 LIXIVIADO

Devido ao seu potencial poluidor, os lixiviados devem ser tratados antes de serem lançados no meio ambiente, a fim de evitar maiores riscos de contaminação do solo e das águas subterrâneas e superficiais (Fernandes, 2009). Este efluente tem como característica altas concentrações de nitrogênio amoniacal, matéria inorgânica e compostos orgânicos de difícil degradação, como substâncias húmicas, além de compostos tóxicos ao meio ambiente (Suzuki *et al.*, 2013).

A quantidade de lixiviado gerado em um aterro sanitário depende da percolação das águas de chuvas pelas camadas dos resíduos aterrados, dos processos bioquímicos que ocorrem na fração de massa putrescível, do percentual de água presente na massa dos resíduos e também do grau de compactação dos resíduos aterrados. (LEITE *et al.*, 2017)

Além disso, variabilidade na sua composição química depende de vários fatores como idade do aterro, as condições geológicas, locais e eventos climáticos. Por isso, composição dos lixiviados pode variar consideravelmente de um local para o outro, como também em um mesmo local entre diferentes épocas do ano (Reque, 2015; Suzuki *et al.*, 2013). A Tabela 2 apresenta as características dos lixiviados de diferentes aterros sanitários no Brasil.

Tabela 2 - Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP* (%)
pH	5,7 – 8,6	7,2 - 8,6	78
DBO mg/L de O ₂	<20 - 30000	<20-8600	75
DQO mg/L de O ₂	190-80000	190-22300	83
NTK mg/l de N	80 -3100	Não há	-
P- Total (mg/L)	0,1-40	0,1-15	63
Sólido Totais (mg/L)	3200-21900	3200-14400	79
Ferro (mg/L)	0,01-260	0,01-65	67
Manganês (mg/L)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cobre (mg/L)	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Níquel (mg/L)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cromo (mg/L)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Cádmio (mg/L)	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Chumbo (mg/L)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64
Zinco (mg/L)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70

*FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: Adaptado de Langue e Amaral (2009)

A fase em que se encontra o aterro sanitário também pode influenciar nas características do lixiviado. As fases acidogênica e metanogênica dos aterros sanitários levaram os pesquisadores a reconhecer a denominação de lixiviado “velho” e lixiviado “novo”. Esta distinção, embora não considere nuances mais sutis, é extremamente prática, desde que associada às fases de degradação (Reque, 2015).

4.5.1 Decomposição Biológica do Lixiviado

A decomposição biológica é influenciada por uma série de fatores intervenientes, como condições climáticas, quantidade de resíduos biodegradáveis, condições de operação do aterro e microrganismos disponíveis para o processo (Perotti, 2020). As fases de degradação dos resíduos sólidos urbanos podem ser classificadas como: fase I (degradação aeróbica); fase II (fase de transição), fase III (acetogênica); fase IV (fermentação do metano); fase V (oxidação ou maturação) (Oliveira,2019).

A Fase I é uma fase inicial de ajuste, na qual os componentes orgânicos biodegradáveis nos resíduos sólidos urbanos começam a sofrer decomposição bacteriana, logo depois que eles são colocados em um aterro sanitário. Nesta fase, a decomposição biológica ocorre sob condições aeróbicas, os microrganismos

decompõem a matéria orgânica com o consumo de oxigênio, pois uma certa quantidade de ar fica retida dentro do aterro (Oliveira, 2019; Silva, 2009).

A maioria dos microrganismos responsáveis pela decomposição dos resíduos, tanto aeróbicos como anaeróbicos, são do material do solo que é usado para recobrimento diário e final. O lixiviado gerado nessa fase é normalmente composto por material particulado arrastado pelo escoamento líquido, sais solúveis e pequenas quantidades de matéria orgânica solúvel, porém a compactação dos resíduos pode expulsar matéria orgânica liquefeita, mesmo que ainda não digerida. A água de chuva também é uma fonte de oxigênio, que fica dissolvido nela. Quando a concentração do oxigênio termina, o aterro entra em condições anaeróbicas (Oliveira, 2019; Silva, 2009).

Na Fase II, as condições anaeróbicas começam a se desenvolver devido ao esgotamento do oxigênio. Como o aterro se torna anaeróbico, nitrato (NO_3^-) e sulfato (SO_4^{2-}), os quais podem servir como receptores de elétrons em reações de conversão biológica, frequentemente são reduzidos a gás nitrogênio (N_2) e sulfeto de hidrogênio (H_2S). As proteínas, os carboidratos e os lipídeos presentes na massa sólida são convertidos a compostos mais simples, facilitando a sua assimilação por parte dos microrganismos. Logo, as proteínas são transformadas em aminoácidos, os carboidratos são transformados em monossacarídeos e os lipídios em ácidos graxos de cadeia longa (Oliveira, 2019, Bidone, 2007).

Como o potencial de oxidação/redução continua a diminuir, os microrganismos responsáveis pela conversão do material orgânico presente no resíduo sólido urbano (RSU) a metano (CH_4) e CO_2 começam o processo da Fase III (Oliveira, 2019).

Nesta Fase (III), o material orgânico é convertido em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários e a atividade bacteriana iniciada na Fase II é acelerada com a produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos e quantidades menores de gás hidrogênio. O primeiro passo no processo da Fase III envolve a transformação enzimática (hidrólise) de compostos de massa molecular mais elevada (por exemplo, lipídios, polímeros orgânicos e proteínas) em compostos adequados para uso por microrganismos como fonte de energia e carbono celular (Oliveira, 2019).

O segundo passo no processo (acidogênese) envolve a conversão bacteriana dos compostos resultantes do primeiro passo em compostos intermediários de baixo peso molecular, como tipificados por ácido acético (CH_3COOH), e pequenas

concentrações de ácidos fúlvicos e outros ácidos orgânicos mais complexos (Oliveira, 2019).

A demanda química de oxigênio (DQO) e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), assim como a condutividade e acidez, aumentam significativamente nesta fase, devido à dissolução dos ácidos orgânicos presentes no lixiviado. Em consequência do baixo pH do lixiviado, muitos constituintes inorgânicos, tais como metais pesados (ferro, zinco, chumbo e cobre), solubilizam-se nesta fase, tornando o lixiviado mais difícil de ser tratado devido à inibição microbiana que introduz nos processos de tratamento (Carard, 2018; Oliveira, 2019).

Na Fase IV, um segundo grupo de microrganismos que converte o ácido acético e o gás hidrogênio, formado pelos formadores de ácido na fase ácida, para CH_4 e CO_2 , torna-se mais predominante. Em alguns casos, esses organismos começam a se desenvolver no final da Fase III (Carard, 2018; Oliveira, 2019).

As bactérias responsáveis por esta conversão são estritamente anaeróbicas e são chamadas de metanogênicas. Na Fase IV, tanto o metano como a fermentação ácida prosseguem simultaneamente e a taxa de fermentação ácida é consideravelmente reduzida. Como os ácidos e o gás hidrogênio produzidos pelos formadores de ácido foram convertidos em CH_4 e CO_2 na Fase IV, o pH dentro do aterro aumentará para valores mais próximo da neutralidade, na faixa de 6,8 a 8 conforme os ácidos e ácidos carboxílicos são consumidos, e uma redução nos valores DBO e DQO (Carard, 2018; Oliveira, 2019).

Com valores de pH mais altos, menos constituintes inorgânicos são solubilizados e conseqüentemente, a concentração de metais pesados presentes no lixiviado também será reduzida. A concentração da DBO e DQO e o valor de condutividade do lixiviado serão reduzidos. A relação DBO/DQO diminui, o que implica menor biodegradabilidade do lixiviado, dificultando a quebra dos compostos, fator esse influenciado pela presença de ácidos húmicos e fúlvicos, compostos de difícil degradação (Oliveira, 2019; Perotti, 2020).

Para Renou *et al.* (2008), os aterros sanitários novos possuem lixiviado com relação DBO/DQO maior que 0,3 e para aterros sanitários antigos a relação DBO/DQO é menor que 0,1. Os autores também classificaram aterros que possuem idade entre 5 a 10 anos como intermediários, possuindo relação DBO/DQO entre 0,1 a 0,3. Tchobanoglous *et al.* (1993) consideram que aterros sanitários novos possuem

lixiviado em torno de 0,7, enquanto em aterros sanitários antigos esta relação aproxima-se de 0,2.

Segundo Leite *et al.* (2017), aterros sanitários novos, com idade inferior a cinco anos, encontram-se na fase acidogênica e, conseqüentemente, apresentam grande quantidade de matéria orgânica biodegradável. Porém, quando o aterro ultrapassa os cinco anos, a fase metanogênica inicia-se resultando na redução da biodegradabilidade da fração orgânica. Na tabela 3 encontram-se as características dos lixiviados da fase ácida e fase metanogênica dos aterros sanitários brasileiros.

Tabela 3 - Características dos lixiviados da fase acidogênica e fase metanogênica dos aterros sanitários brasileiros

Parâmetros	Fase Acidogênica		Fase Metanogênica	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
pH	4,4	8,4	5,9	9,2
DBO (mg/L)	1	55000	3	17200
DQO (mg/L)	90	100000	20	35000
Nitrogênio Amoniacal Total (mg/L)	0,07	2000	0,03	3000
NTK (mg/L)	1,7	3000	0,6	5000
Fósforo Total (mg/L)	ND	45	ND	80
Sólidos Totais (mg/L)	400	45000	200	29000
Ferro Total (mg/L)	ND	1400	0,01	720
Manganês (mg/L)	ND	115	ND	30
Cobre (mg/L)	ND	0,8	ND	2,9
Níquel (mg/L)	ND	6,5	ND	1,4
Cromo (mg/L)	ND	1,2	ND	1,0
Cádmio (mg/L)	ND	0,1	ND	0,6
Chumbo (mg/L)	ND	1,5	ND	6,7
Zinco (mg/L)	ND	27	ND	35
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	200	5x10 ⁷	ND	5X10 ⁸

ND: Abaixo do limite de detecção.

Fonte: Adaptado de Reque (2015)

4.5.2 Tratamento dos lixiviados

O tratamento dos lixiviados pode ocorrer por métodos biológicos (aeróbios e anaeróbios), como lodos ativados, lagoas de estabilização, filtros biológicos e reatores anaeróbios. Também podem ser utilizados sistemas físico-químicos, como oxidação química, adsorção, evaporação, coagulação-floculação sedimentação, flotação-sedimentação e, para poluentes específicos, precipitação química e remoção por arraste de ar (Scandelai *et al.*, 2021).

Martins *et al.* (2010) avaliaram o desempenho de um sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário, em escala piloto, formado por três lagoas em série (L1, L2 e L3) seguidas por um filtro de pedras (FP). O trabalho utilizou lixiviado bruto do aterro sanitário de Tijuquinhas, em Biguaçu, Santa Catarina e três condições operacionais foram avaliadas verificando-se o efeito da recirculação do efluente da L3 para a L1: 0, 50 e 100% da vazão.

Como resultados, os autores supracitados destacam remoções superiores a 80% para DBO filtrada, 70% para DQO total e 98% para nitrogênio amoniacal. Na lagoa L2 houve nitrificação parcial, com acúmulo de nitritos.

Também foi constatada a presença marcante do gênero *Chlamydomonas* nas lagoas L2 e L3 fotossintéticas. Esses organismos, além de serem organismos frequentes em lagoas de estabilização, adaptam-se bem às condições extremas de contaminação, levando, assim a exclusão dos demais grupos. Na avaliação ecotoxicológica, os pesquisadores utilizaram o organismo-teste *Daphnia magna* para os testes de toxicidade aguda. O efluente bruto apresentou-se bastante tóxico, com concentrações da CE (I) 48 horas menores que 3,5 e, ao passar pelas unidades de tratamento, observou diminuição superiores a 95% na saída do sistema. A maior redução constatada foi de 98% com fator de diluição (FD) igual a 2, caracterizando o efluente como pouco tóxico.

Sawaguchi *et al.* (2020) avaliaram a aplicação de técnicas complementares ao tratamento biológico: coagulação-floculação - sedimentação (CFS) com cloreto férrico e oxidação por reação de Fenton (RF), seguidos de adsorção. Os autores avaliaram lixiviado proveniente do aterro do Limoeiro, localizado na cidade de Londrina-PR. O aterro foi desativado em 2010, sendo assim, seu lixiviado é caracterizado como estabilizado.

O tratamento do lixiviado do aterro do Limoeiro é realizado por 2 lagoas para o estudo supracitado. Os pós-tratamentos CFS e RF empregados isoladamente apresentaram eficiência de remoção de matéria orgânica, correlacionada à cor verdadeira, entre 98,9% e 87,9%. Já para a DQO, essa eficiência variou na faixa de 53,6% e 67%.

O lixiviado tratado biologicamente apresentou baixa ecotoxicidade aguda ao organismo teste *Artemia salina*. Decorridas 24 horas do ensaio, as amostras do pós-tratamento por reação de Fenton demonstraram uma maior toxicidade que o lixiviado tratado biologicamente, apresentando uma concentração letal média (CL₅₀) de 77,2%. Acredita-se que esse resultado foi possivelmente, devido aos produtos químicos H₂O₂ e Fe²⁺ terem reagido e gerado uma toxicidade ao efluente que inicialmente não existia. Apesar disso, após o emprego da adsorção, o efluente tratado por reação de Fenton não apresentou toxicidade.

No Brasil, o clima tropical, com temperaturas e volumes de precipitação elevados, favorece o processo de degradação dos resíduos e a formação de lixiviados (Costa *et al*, 2019). De forma a viabilizar o tratamento do lixiviado produzido em um aterro, e assim, promover o manejo ambientalmente correto deste resíduo, o tratamento combinado apresenta-se como uma alternativa que vem sendo implantada em algumas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) (Facchin, 2000; Leite, 2017).

4.5.3 Tratamento Combinado de Lixiviados com Esgotos

O tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário em esgoto doméstico consiste na mistura de parte do primeiro no segundo em proporções volumétricas (%v/v) ideais para que a eficiência do tratamento alcance os padrões exigidos para descarte. Apesar de necessitarem de maiores estudos tanto do ponto de vista operacional como em relação a proporção lixiviado/esgoto, demonstra-se como uma alternativa viável para dar destino ao lixiviado produzido nos aterros (Nascentes, 2013).

O tratamento combinado pode se constituir em alternativa para minimizar os efeitos deletérios do lixiviado ao meio ambiente, sendo alguns dos requisitos para o tratamento combinado: 1) a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE; 2)

capacidade da estação em assimilar esse efluente; 3) a compatibilidade do processo com as características desse material e 4) a possibilidade do manejo do provável aumento da produção de lodo (Mannarino,2010).

Miorim (2018) estudou o tratamento combinado por processo anaeróbio através de um reator UASB em escala piloto e inoculado com lodo anaeróbio proveniente de um reator UASB em escala plena. Operando inicialmente apenas com esgoto sanitário (Fase 1), em seguida com a adição de 3% de lixiviado (Fase 2) e a última fase om a adição de 6% de lixiviado (Fase 3).

Verificou-se que houve um equilíbrio no pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis na Fase 1, enquanto nas Fases 2 e 3 estes parâmetros sofreram uma elevação no afluente. O decréscimo na alcalinidade do efluente ocorreu devido a necessidade de se neutralizar os ácidos graxos voláteis. Foi observado que o nitrogênio amoniacal afetou diretamente o processo anaeróbio, uma vez que ocorreu aumento da alcalinidade do afluente com a entrada do lixiviado. Constatou-se formação de hidróxido de amônia a partir do nitrogênio amoniacal presente no lixiviado.

Baetter (2019) avaliou a tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário em reator anaeróbio tipo UASB avaliando o comportamento do reator na codisposição do lixiviado, em porcentagens de 2%, 5% e 10%. Os resultados demonstraram que o lixiviado não interferiu de forma significativa no tratamento do esgoto, com porcentagem de 2% e 5%, sendo as eficiências em termos de DQO de 53% e 49%, respectivamente. Contudo, para 10% de lixiviado, obteve-se remoção média de DQO de 37%, devido à adição de possíveis substâncias tóxicas, como a amônia.

Leite *et al.* (2020) estudaram o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico na proporção de 1%, em uma série de quatro lagoas de estabilização. O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba, localizada na cidade de Campina Grande.

O lixiviado utilizado para a preparação do substrato era proveniente do aterro sanitário da cidade de João Pessoa e coletado de um poço de recepção do sistema de drenagem, originado de três diferentes células do aterro, com idade variando de 2

a 10 anos. Obtiveram uma eficiência média de remoção de DBO₅ e de nitrogênio amoniacal foi de 69 e 86% respectivamente, enquanto a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes esteve sempre no patamar de 99,9% durante todo o período de monitoramento, que foi de 220 dias.

Não foi identificado impacto no desempenho das lagoas de estabilização quando realizado o tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário, quando comparado com o tratamento de esgoto doméstico de forma isolada.

Leite *et al.* (2017) avaliaram com a utilização do sistema de tratamento da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba, localizada na cidade de Campina Grande, que consiste em uma série de quatro lagoas de estabilização com profundidade média de 0,5 m, sendo uma lagoa facultativa, seguida de três lagoas de maturação. O substrato utilizado na alimentação das lagoas consistiu em uma mistura de esgoto doméstico (99%) e lixiviado de aterro sanitário in natura (1%). A eficiência média de DQO total contatada foi de 49,0%, DQO filtrada de 48%. Constatando que tratamento de lixiviado de aterro sanitário conjugado com esgoto doméstico apresenta potencial de se tornar uma promissora alternativa, principalmente para regiões com disponibilidade de área física, temperatura na faixa mesófila e significativa irradiação solar.

Tavarez *et al.* (2021) avaliaram o desempenho de um sistema de tratamento de lixiviado de aterro mais esgoto doméstico, em escala piloto, composto por de um reator UASB, um filtro biológico percolador (PBF) e um reator anóxico (AR). O substrato utilizado para alimentar o reator UASB composto por uma mistura de esgoto doméstico (97%) mais lixiviado de aterro (3%). As eficiências médias para a remoção DBO total e demanda química filtrada de oxigênio, os sólidos suspensos totais foram, respectivamente, 82, 64 e 88%.

Ruiz *et al.* (2022) realizaram experimentos em batelada em escala de bancada utilizando um sistema de tratamento de lodo ativado. Os experimentos foram conduzidos com concentrações crescentes de lixiviado no esgoto sanitário, nas proporções de 1,0; 2,5; 5,0 e 10%. Os autores concluíram que o aumento das proporções de lixiviado ao esgoto sanitário para tratamento em sistemas de lodos ativados em batelada reduziram as remoções de DQO, e que o processo de nitrificação foi realizado de forma satisfatória nas proporções de 1% e 2,5%. As proporções de 5% e 10% ocasionaram um fenômeno de granulação parcial do lodo.

No Rio Grande do Sul, em Porto Alegre, Facchin *et al.* (2000) monitoraram durante 22 meses o tratamento combinado do lixiviado do aterro sanitário da Extrema na ETE Lami, entre os anos 1998 e 2000. Neste período, o lixiviado era conduzido à área de tratamento por caminhão pipa, foi adicionado em média, na proporção de 3,2% em relação ao volume de esgoto. Essa adição correspondeu a um aumento de carga orgânica de 11% em relação à carga orgânica do esgoto bruto.

A ETE Lami utiliza a tecnologia de um sistema australiano, combinando lagoa anaeróbia com lagoa facultativa e lagoa de maturação, tendo sido projetada para vazão média de 30 L/s. Resultados médios de concentração efluente de DQO, DBO e amônia, de 167 mg/L, 15 mg/L e 1 mg/L respectivamente, levaram os autores a concluir a viabilidade do tratamento combinado, principalmente para pequenos municípios.

O principal problema relatado pelos autores refere-se ao efeito tóxico das elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal do afluente composto, pois as lagoas facultativas apresentaram uma redução no número de organismos fitoplânctônicos. Devido a esse fato, sugeriram o estabelecimento de limites máximos para as cargas carbonácea e nitrogenada do lixiviado, de modo a causar menos impacto nas unidades de tratamento de esgoto doméstico, quando da mistura de ambos.

Facchin (2005), em seu trabalho, avaliou além do tratamento combinado do lixiviado do aterro sanitário da Extrema na ETE Lami, também a inserção do lixiviado do aterro sanitário da Extrema na ETE Ipanema. Esta ETE está localizada no município de Porto Alegre, e foi projetada inicialmente para tratar águas contaminadas que escoavam através dos cursos d'água da região (arroyos capivara, Espírito Santo e Guarujá), em canais e redes coletoras pluviais e que desaguavam diretamente na baía de Ipanema, margem do Lago Guaíba. O objetivo inicial dessa ETE era a redução das elevadas densidades de microrganismos coliformes termotolerantes nas águas de baía, local esse utilizado para a atividade balneária no município.

O sistema adotado foi o de lagoas de estabilização do tipo australiano, divididas em dois módulos. A proporção entre esgoto doméstico e as águas pluviais na rede coletora era de 1:7, quando comparado as concentrações médias de DBO₅ encontradas no afluente da ETE e nos esgotos domésticos de Porto Alegre. Em meados de agosto de 2002, essa ETE passou a receber lixiviado para tratamento combinado, no limite de 30 m³ diários. Foi verificada a ocorrência de valores menores

de pH (média de 7,8) no efluente final depois que a estação começou a receber o lixiviado.

Os menores valores de pH observados no período, de agosto de 2002 a dezembro de 2004, embora de acordo com a faixa de variação estabelecida na legislação vigente à época, não propiciaram condições favoráveis para a remoção de nitrogênio e fósforo do meio líquido.

Oliveira (2013) avaliou um sistema experimental constituído de quatro lagoas de estabilização rasas em série, sendo uma lagoa facultativa, seguida de três lagoas de maturação. Para isso, a autora utilizou um substrato contendo uma mistura de 1% de lixiviado de aterro sanitário, in natura, mais 99% de esgoto sanitário para a alimentação da série de lagoas de estabilização. O sistema de tratamento apresentou eficiência média de remoção de coliformes termotolerantes foi de 99,78% e concentração média da massa de algas expressa em clorofila a foi de 1032,6 ug/L.

Nesse estudo foram identificados 29 táxons fitoplanctônicos incluídos em seis classes taxonômicas entre elas: Cyanobacteria (28%), Chlamydomonadales (14%), Chlorophyta (31%), Euglenozoa (14%) Bacillariophyta (10%), e Zygophyceae (3%)

Na classe Cyanobacteria foram encontrados 8 gêneros entre eles *Cylindrospermopsis raciborskii* foi o táxon como frequência (igual ou superior a 50%) e distribuição nas quatro lagoas. Na classe Chlamydomonadales encontraram 4 gêneros e entre estes, o gênero *Chlamydomonas* sp. apresentou maior frequência e esteve nas quatro lagoas da série. Destaca-se que esse é um gênero flutuante em lagoas pouco profundas, além de ser capaz de crescer na presença de altas cargas orgânicas e sobreviver, muitas vezes, em condições anaeróbias.

Para classe Chlamydomonadales foram identificados 9 gêneros, porém, apesar de apresentar o maior número de táxons, apenas dois gêneros estiveram presentes em todas as lagoas da série: *Chlorella* sp. e *Monoraphidium arcuatum*. Para a classe Euglenozoa, foram identificados 4 gêneros; estes gêneros estão presentes em ambientes hipereutroficos, como lagoas de estabilização e utilizam somente nitrogênio amoniacal como fonte de nitrogênio. Portanto é mais dependente da existência de nitrogênio amoniacal do que da matéria orgânica, o que justifica a presença e frequência em lagoas tratando lixiviados de aterro sanitário.

Também foram identificados a classe Bacillariophyceae representados por 3 gêneros. Essa classe é bastante sensível às variações na composição química da massa líquida e a classe Zignemaphyceae apresentou somente 1 gênero.

4.5.4 Influência do Lixiviado nas Análises Biológicas

Para realização do monitoramento de lixiviado de aterro sanitário, uma série complexa de parâmetros físicos e químicos pode ser utilizada. Contudo, nenhum destes parâmetros é capaz de determinar se a amostra poderá ter efeitos tóxicos na biota aquática. Assim, como alternativa a complementação da caracterização física e química de efluentes, recomenda-se também a avaliação toxicológica (Silva, 2007).

A composição tóxica e recalcitrante do lixiviado o torna uma grande preocupação na gestão de resíduos sólidos urbanos e, principalmente, na gestão de aterros sanitários no Brasil e no mundo. A liberação de lixiviado no solo ou diretamente nos recursos hídricos pode causar danos irreparáveis ao meio ambiente (Albuquerque, 2012).

Ferreira *et al.* (2009) avaliaram o tratamento combinado do lixiviado proveniente do aterro do Morro do Céu na estação de tratamento de esgotos de Icaraí. A ETE possui tratamento em nível primário quimicamente assistido, composto por gradeamento, desarenação, tanque de mistura de coagulante (cloreto férrico), decantação e secagem de lodo. O monitoramento ocorreu por aproximadamente 20 meses e foi avaliada a interferência da toxicidade do lixiviado. Os testes de toxicidade conduzidos com o peixe *Danio rerio* e com o microcrustáceo *Daphnia Similis* mostraram que, embora o lixiviado seja bem mais prejudicial a esses organismos do que o esgoto, a mistura de ambos com diluição não superior à 1,5% (v/v), não resultou em mais alta toxicidade, quando comparado com o esgoto doméstico puro.

Silva *et al.* (2012) realizaram a avaliação da toxicidade em amostras de lixiviado de aterro sanitário que foram tratadas utilizando um sistema experimental composto por três lagoas de estabilização, no período de março de 2005 a maio de 2006. As

instalações foram construídas no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade de Santa Catarina, em Florianópolis.

O lixiviado utilizado era proveniente do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, em Biguaçu-SC e o organismo teste utilizado foi a *Daphnia Magna*. Os testes realizados nas lagoas anaeróbia e facultativa e mostraram que os efluentes destas unidades de tratamento ainda apresentavam toxicidade alta a moderada. Contudo, os resultados dos testes de toxicidade realizados com as amostras da lagoa de maturação não apresentaram toxicidade aguda ou apresentaram baixa toxicidade.

As algas se apresentam como um dos grupos mais diversificados entre os microrganismos presentes em lagoas de estabilização. A sua presença nestes sistemas de tratamento é fundamental para a produção de oxigênio, dando continuidade aos processos aeróbios de estabilização da matéria orgânica, sendo também as responsáveis pela remoção de uma parcela do nitrogênio, fosforo e carbono do meio líquido (Gonçalves, 2007)

Variações da composição do fitoplâncton estão intimamente ligadas às mudanças nas características físicas e químicas dos afluentes ao sistema de tratamento. As flutuações das concentrações de nutrientes e carga orgânica aplicada tem um efeito sobre a densidade algal das lagoas (Amengual-Morro *et al.*, 2012). As altas concentrações de poluentes nos lixivados comprometem o desenvolvimento de várias espécies de algas, deste modo, em lagoas que tratam somente esgoto sanitário há ocorrência de maior riqueza de táxons quando comparadas aos sistemas que tratam lixivados (Carrilho, 2014).

Fernandes *et al.* (2012), em estudo realizado em lagoas facultativas que tratam lixivados de aterro sanitário, constataram que os gêneros de algas dominantes foram *Chlamydomonas*, e *Chryptomonas*. Já para o tratamento conjugado de lixiviado e esgoto sanitário utilizando o substrato composto por uma mistura de águas residuárias e lixiviado pré-tratado em uma proporção de 99:1.

Lima (2010) obteve uma maior diversidade de organismos fitoplanctônicos identificando, na lagoa facultativa secundária, 44 táxons genéricos e infra-genéricos incluídos em 6 classes taxonômicas da seguinte forma: Chlorophyceae 15 sp. (34,1%), Euglenophyceae 9 sp. (20,5%), Cianobactéria 9 sp. (20,5%), Bacillariophyceae 6 sp. (13,6%), Chlamydoephyceae 4 sp. (9,1%) e Zignemaphyceae 1 sp. (2,3%).

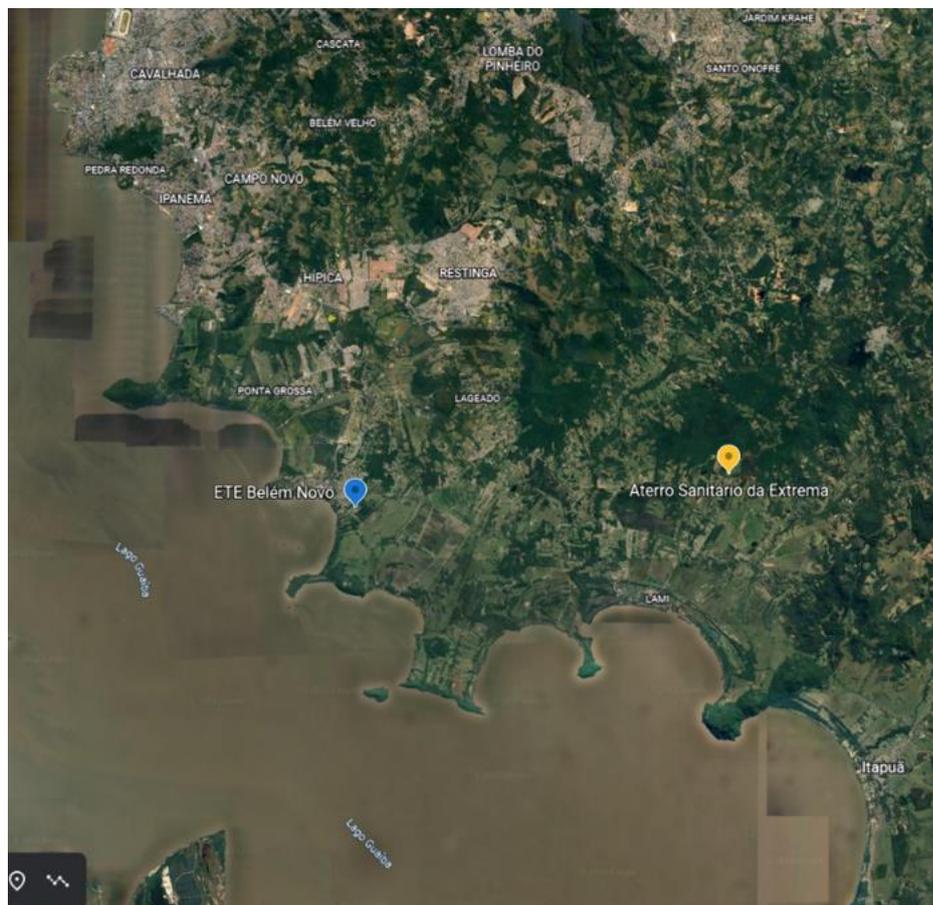
5 METODOLOGIA

O trabalho foi realizado com base na análise e interpretação dos resultados analíticos do banco de dados obtido através do monitoramento da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Belém Novo, sob responsabilidade do Departamento Municipal de Água e Esgotos (DMAE), do município de Porto Alegre/RS. Foram avaliados dados do período de janeiro/2017 a dezembro/2021, de diferentes pontos de monitoramento da referida ETE.

A pesquisa teve caráter exploratório, descritivo e explicativo com o objetivo de aprofundar os conhecimentos no saneamento ambiental com ênfase no monitoramento ambiental, em que também foram abordados os principais tópicos que envolvem o tema proposto.

O lixiviado recebido pela ETE é proveniente do Aterro Sanitário da Extrema, que foi o primeiro aterro municipal licenciado para o recebimento de resíduos classe II no Rio grande do Sul. O Aterro está localizado na Rua Luiz Corrêa da Silva, nº 4.501, no bairro Lami, em Porto Alegre (30°12'27.6"S 51°03'40.0"W) (figura 1). A sua operação teve início em 1997, recebendo carga máxima de 70 toneladas/dia, sendo 50t/dia de resíduo domiciliar e 20 t/dia de resíduos de capina e varrição. O aterro esgotou sua capacidade em 31 de dezembro de 2002, tendo recebido cerca de 820 mil toneladas de resíduos sólidos.

Figura 4 — Localização do Aterro Sanitário da Extrema, situado na rua Luiz Corrêa da Silva, 4.501 (antiga Estrada do Espigão), no bairro Lami



Fonte: Imagem do Google Earth.

A licença de operação da ETE Belém Novo foi concedida em 2000 e, em 30 de setembro de 2016, começou a receber o lixiviado proveniente do aterro, em caráter emergencial. Isso ocorreu, pois, a ETE que receberia e trataria o lixiviado, a Mato Grande, localizada em Canoas, foi impedida de receber essa carga, de forma inesperada. Como a Belém Novo era a única ETE do DMAE que estava sem restrição para carga externa e, como a sua licença de operação ainda estava vigente, foi vista como uma alternativa.

A estação de tratamento Belém Novo possui dois módulos de tratamento por lagoas de estabilização, e cada módulo tem capacidade para 30L/s, totalizando 60L/s de capacidade. Atualmente, a ETE opera com vazão média total de 27 L/s de esgoto sanitário.

Devido à existência dos dois módulos, decidiu-se por inserir o lixiviado em apenas um dos módulos (módulo II), para tratamento combinado com esgoto

doméstico. No outro módulo (módulo I) foi mantida a operação apenas com o recebimento de esgoto. Desta forma, é possível realizar o comparativo, avaliando o efeito da inserção de lixiviado na operação do sistema.

No início do tratamento combinado, a vazão de lixiviado inserida no módulo II da ETE foi de 1.200m³ mensais, ou 0,5 L/s, de acordo com o Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU), órgão que realiza a gestão do aterro sanitário. Contudo, houve alteração da proporção volumétrica (%v/v) do lixiviado adicionado, e o volume de esgoto e lixiviado tratado no módulo II, bem como a fração percentual de lixiviado tratado (%) média, nos anos de 2017 à 2021 está apresentada na tabela 4.

Tabela 4 - Volumes de esgotos e lixiviado tratados por meio do tratamento combinado nos últimos anos.

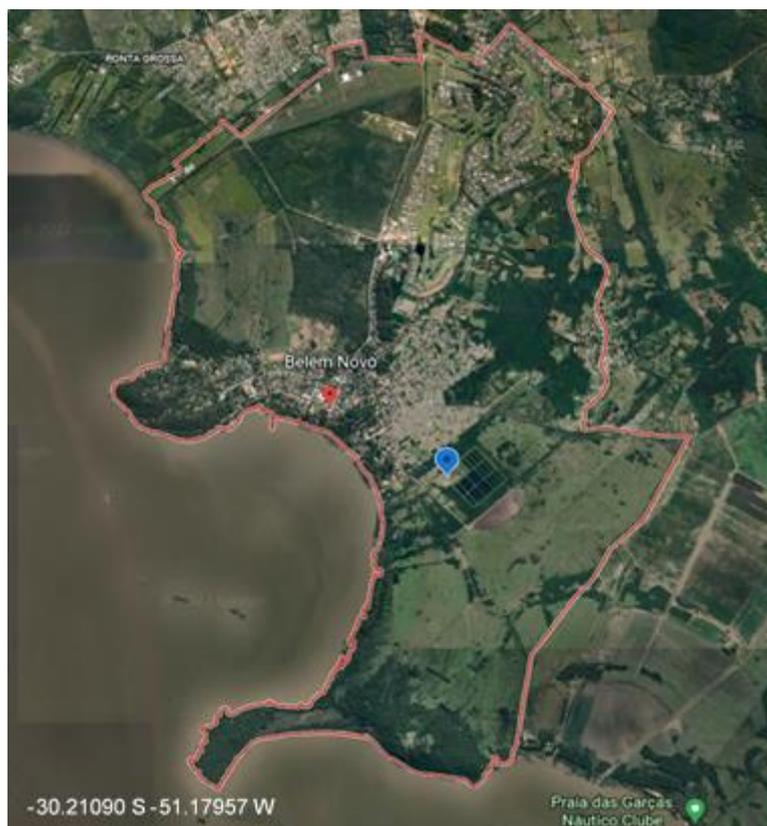
Ano	Volume de esgoto tratado (m³)	Volume de lixiviado tratado (m³)	Média percentual (%) lixiviado tratado no módulo II
2017	661.302	9.165	2,88
2018	760.711	9.765	2,50
2019	862.006	9.885	2,20
2020	764.134	12.238	3,22
2021	766.154	10.931	2,82

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

5.1 ÁREA DE ESTUDO

Como objeto de estudo, foi escolhida a Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Belém Novo localizada no município de Porto Alegre, projetada para o atendimento da área urbana do Bairro Belém (-30.21090 S -51.17957 W), Novo (figura 1). A ETE se situa na Avenida Heitor Vieira, 1.450 e ocupa área de 24,1 hectares.

Figura 5 - Vista Área do bairro Belém Novo com indicação da localização da ETE Belém Novo



Fonte: Imagem do Google Earth.

O processo de tratamento utiliza lagoas de estabilização, com dois módulos em paralelo, sendo cada módulo constituído por uma lagoa anaeróbia, duas lagoas facultativas e cinco lagoas de maturação, conforme descrito na figura 6. A lagoa de alta taxa atualmente serve de tanque pulmão para o recebimento de lixiviado. O ponto de coleta do efluente final também está indicado na figura 6 e refere-se à mistura do efluente da lagoa M5 (módulo I: tratamento de esgoto doméstico) e do efluente da lagoa M10 (módulo II: tratamento de esgoto doméstico com lixiviado).

Figura 6 — Identificação das lagoas da ETE Belém Novo. No retângulo fica a lagoa de alta taxa onde é adicionado o lixiviado



Fonte: Imagem do Google Earth.

Os valores de área (m^2), profundidade (m), tempo de detenção hidráulica (d) das lagoas são mostradas na tabela 5.

Tabela 5 — Caracterização das lagoas da ETE Belém Novo

Lagoa	Área (m^2)	Profundidade (m)	Tempo Detenção total das lagoas em dias
Anaeróbia	2.650	3,0	3
Facultativa	8.512	1,5	10
Maturação	3.584	1,0	7
Total	17.746		20

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

A lagoa de alta taxa, que atualmente serve como um tanque pulmão para o recebimento do lixiviado, possui 77 metros de comprimento, 19,80 metros de largura e 60 centímetros de profundidade. Esse lixiviado é direcionado ao módulo II, em que

é adicionado na lagoa anaeróbia 2 (A2), passando por duas lagoas facultativas (F3 e F4) e por cinco de lagoas de maturação (M6, M7, M8, M9, M10), conforme mostrado na figura 7

Figura 7 - Identificação dos módulos da ETE Belém Novo, com fluxo do efluente representado pelas setas. Em vermelho, o módulo II que recebe o lixiviado e, em azul, o módulo I que não recebe o lixiviado. Na lagoa de alta taxa, retângulo destacado em vermelho, é acondicionado o lixiviado. E também o ponto de coleta do efluente final que é a mistura do efluente da lagoa M5 e da lagoa M10



Legenda: Lagoas anaeróbias: A1 e A2; Lagoas facultativas: F1, F2, F3 e F4; Lagoas de maturação: M1, M2, M3 M4, M5, M6, M7, M8, M9, M10.

Fonte: Imagem do Google Earth.

O DMAE executa um programa de monitoramento desde o início da operação da referida ETE, que inclui coletas e análises físicas, químicas e biológicas do esgoto afluente e dos efluentes do modulo I e modulo II. Além desses, também é avaliado o efluente final e o ponto de lançamento da estação de tratamento localizado no lago Guaíba. Os dados foram solicitados via Lei de Acesso à Informação, conforme disposto na Lei Federal nº 12.527 de 2011. Na tabela 6 encontram-se descritos os pontos e as análises solicitadas.

Tabela 6 — Pontos de monitoramento da Estação de Tratamento de Esgotos Belém Novo e análises.

Pontos Análises	Afluente	Lagoas (A1/A2/F2/F4/M5/M10)	Efluente	Lixiviado	60 N*
	Temperatura do Ar	X	X	X	X
Temperatura da Amostra	X	X	X	X	X
Sólidos Suspensos Totais	X	X	X	X	X
Sólidos decantáveis	X	X	X	X	X
pH	X	X	X	X	X
Oxigênio Dissolvido		X	X	X	X
DBO	X	X	X	X	X
DQO	X	X	X	X	X
Nitrogênio Amoniacal	X	X	X	X	X
Óleos e Graxas	X	X	X	X	X
Surfactantes	X	X	X	X	X
Alumínio Total	X	X	X	X	X
Cádmio Total	X	X	X	X	X
Chumbo Total	X	X	X	X	X
Cobre Total	X	X	X	X	X
Cromo Total	X	X	X	X	X
Ferro Total	X	X	X	X	X
Fósforo Total	X	X	X	X	X
Estanho Total	X	X	X	X	X
Mercúrio Total	X	X	X	X	X
Níquel Total	X	X	X	X	X
Prata Total	X	X	X	X	X
Zinco Total	X	X	X	X	X
Coliformes Totais	X	X	X	X	X
E. Coli	X	X	X	X	X
Fitoplâncton Total			X	X	X
<i>Vibrio Fischeri</i>		X	X	X	X
<i>Daphnia Similis</i>		X	X	X	X

*60N – Lago Guaíba, margem esquerda, ponto de lançamento do efluente da ETE Belém Novo.

Fonte: Elaborada pela autora (2023)

O foco central do trabalho foi a comparação dos efluentes dos dois módulos de tratamento: 1) o **modulo I** que trata somente o esgoto doméstico, tendo como final do tratamento a **lagoa de maturação número 5**, o qual denominou-se **M5** e 2) o **modulo II**, que além do esgoto doméstico, recebe carga de lixiviado, tendo como final do

tratamento a **lagoa de maturação número 10**, o qual foi denominada **M10**. Como comentado anteriormente, foram avaliadas informações de monitoramento das lagoas, do ano de 2017 a 2021.

5.2 COLETA DE DADOS

Para a elaboração do trabalho, um processo de acesso às informações do monitoramento foi aberto no Departamento Municipal de Água e Esgotos (DMAE). Nesse processo, foram solicitadas as análises efetuadas em vários pontos de monitoramento (afluente, lagoas anaeróbias 1 e 2, lagoas facultativas 2 e 4 e lagoas de maturação 5 e 10, efluente final, ponto de lançamento no lago Guaíba e lixiviado), no período de janeiro/2017 a dezembro/2021. A frequência do monitoramento realizado pelo Departamento pode ser observada na tabela 7.

Tabela 7 - Frequência do monitoramento realizado pelo Departamento.

Análises	Frequência da Amostragem				
	2017	2018	2019	2020	2021
Temperatura da Amostra	Mensal	Mensal	Mensal	Mensal	Quinzenal
pH	Mensal	Mensal	Mensal	Mensal	Quinzenal
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Mensal	Mensal	Mensal	Mensal	Quinzenal
Demanda Química de Oxigênio	Mensal	Mensal	Mensal	Mensal	Quinzenal
Nitrogênio Amoniacal	Mensal	Mensal	Mensal	Mensal	Quinzenal
Fósforo Total	Mensal	Mensal	Mensal	Mensal	Quinzenal
<i>Escherichia coli</i>	Mensal	Mensal	Mensal	Mensal	Quinzenal
Fitoplâncton	Mensal	Mensal	Mensal	Mensal	Mensal
<i>Vibrio Fischeri</i>	Semestral	Semestral	Semestral	Semestral	Semestral
<i>Daphnia Similis</i>	Semestral	Semestral	Semestral	Semestral	Semestral

Fonte: Elaborada pela autora (2023)

Depois de uma análise preliminar dos pontos de monitoramento e os respectivos dados analíticos, pode se evidenciar que o período de janeiro/2017 a dezembro/2019 possui os dados mais completos em se tratando de análises físicas, químicas e biológicas. No ano de 2020, houve uma redução nos dados de monitoramento devido à situação de pandemia.

As determinações das características físicas, químicas e biológicas foram processadas pelo corpo técnico dos laboratórios da Gerência de Gestão Ambiental e

Tratamento de Esgotos (GATE) do DMAE e adotaram procedimentos descritos em normas técnicas conforme a tabela 8.

Tabela 8 - Análises solicitadas ao Departamento e métodos utilizados.

Análises	Material/Método
Temperatura do Ar	Termômetro de campo
pH	NBR 7353:2014
Demanda Bioquímica de Oxigênio	NBR 12614
Demanda Química de Oxigênio	SMWW - Método 5220 B, C, D
Nitrogênio Amoniacal	EPA – Método 350-2
Fósforo Total,	EPA – Método 6010D.
<i>Escherichia coli</i>	SMWW - Método 9223 B
Fitoplâncton	SMWW - Método 10200 F
<i>Vibrio fischeri</i>	ABNT NBR 15411-3
<i>Daphnia similis</i>	ABNT NBR 12713

Legenda: SMWW: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*; EPA: *Environmental Protection Agency*; ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas.

Fonte: Elaborada pela autora (2023)

5.3 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

O Tratamento de dados estatísticos utilizou a técnica estatística multivariada de Análise de Componentes Principais, por meio do Software PAST®. Foi realizada uma interpretação dos resultados encontrados para o efluente de cada lagoa de maturação, pois essa técnica nos permite relacionar com maior clareza os diferentes aspectos do estudo.

A análise estatística dos dados dos efluentes das lagoas de maturação foi apresentada por Análise Exploratória de Dados, mediante diagrama de caixa ou “*Box-plot*”, formado por medianas e quartis. Os valores que apresentaram discrepâncias com os demais são chamados de outliers, considerados como atípicos.

O Software Minitab®, versão 16, foi utilizado para construção dos gráficos “*Box-Plot*”, para que se tenha uma visão da variabilidade dos dados. Foi utilizado também o teste de Mann-Whitney avaliação para verificação se há diferença significativa entre os valores dos parâmetros físicos e químicos do efluente final da lagoa M5 (módulo I: tratamento de esgoto doméstico) efluente da lagoa M10 (módulo II: tratamento de esgoto doméstico + lixiviado de aterro).

Os dados de fitoplâncton, provenientes de análises mensais, no período de maio de 2017 a janeiro de 2020, são apresentadas por meio de estatística descritiva

utilizando o percentual representativo das seguintes classes: Cianobactérias, Algas verdes, Diatomáceas e Fitoflagelados.

Também são apresentados os gêneros que compõem cada classe, demonstrando se há diferenças entre as lagoas de maturação. A frequência de ocorrência de cada táxon para cada lagoa de maturação foi determinada levando-se em consideração a relação entre o número de amostras em que o táxon ocorreu e o número de amostras analisadas, sendo expressa em porcentagem. Para a avaliação da frequência foi utilizada a classificação descrita no trabalho de Lobo e Leighton (1896) *apud* Albuquerque *et al.* (2020), em que se considera como constante uma frequência superior a 50%, comum de 10% a 50% e rara quando apresenta até 10%.

Os dados dos ensaios de toxicidade aguda para os dois níveis tróficos, originados de análises semestrais, foram apresentados em forma de fator de toxicidade, o qual é determinado quando o ensaio é realizado com uma série de diluições da amostra.

Para o teste de *Daphnia similis*, esse fator é expresso pelo valor do fator de diluição correspondente à maior concentração da amostra na qual se observa imobilidade superior a 10% dos organismos-teste. Para *Vibrio Fischeri* é o menor valor de fator de diluição onde o efeito inibitório é menor que 20%, após um período de exposição de 30 minutos. Cabe ressaltar que, para os ensaios com bactérias *Vibrio fischeri*, a maior concentração da amostra utilizada é 81,90% devido ao ajuste de salinidade (Hamada *et al.*,2011).

6 RESULTADOS

6.1 ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DO AFLUENTE, EFLUENTE FINAL RESULTANTE DAS DUAS LAGOAS, LIXIVIADO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO.

Nas Tabelas 9 e 10 a seguir são apresentadas as estatísticas que descrevem as concentrações de DBO, DQO, Nitrogênio amoniacal, Fósforo, SST, *Escherichia coli*, valores de pH e temperatura das amostras avaliadas. Elas mostram os resultados do afluente e do efluente final, que é a mistura dos efluentes das duas lagoas antes do seu lançamento no manancial receptor. Na tabela 11 é apresentada a estatística que descrevem as concentrações de DQO e Nitrogênio amoniacal, das amostras de lixiviado, coletadas na lagoa de alta taxa, que serve como um tanque pulmão. Destaca-se que o monitoramento ocorreu durante os anos 2017 a 2021.

O número de observações foi diferente para o período avaliado. O ano de 2020 foi o que apresentou o menor número de observações, pois as atividades de monitoramento e dos laboratórios do departamento foram impactadas pela pandemia. Entre as amostras avaliadas (afluente, efluente final, efluente das lagoas M5 e M10) também foram constatados números de observações diferentes, e o parâmetro que apresentou menor número de dados foi o fósforo, com apenas seis registros tanto para M5 como para M10 no ano de 2020. As concentrações de sólidos suspensos totais tiveram um monitoramento concomitante das duas lagoas somente a partir do ano de 2019.

Segundo Jordão & Pessôa (2017), a composição típica de esgoto doméstico bruto considerado fraco seria: DQO de 200 mg/L, DBO de 100 mg/L e fósforo total de 5 mg/L. A composição do esgoto afluente à ETE Belém Novo apresentou, nos cinco anos de monitoramento adotados no presente estudo, valores médios dos parâmetros próximos aos descritos pelos referidos autores, com DQO de $201 \pm 11,6$ mg/L; DBO de $120 \pm 13,4$ mg/L e fósforo total de $3,7 \pm 0,3$ mg/L. A Tabela 8 apresenta as estatísticas descritivas do afluente bruto à ETE, no período avaliado.

Tabela 9 - Estatística descritiva dos registros das variáveis avaliadas referentes ao afluente bruto na ETE Belém Novo, de 2017 a 2021.

Amostra	Afluente	2017	2018	2019	2020	2021
	<i>N</i>	12	12	10	8	24
pH	Mínimo	6,3	5,8	6,7	6,9	7,0
	Média	7,0	7,2	7,3	7,2	7,4
	Mediana	7,1	7,2	7,3	7,2	7,4
	Máximo	7,4	8,8	7,9	7,7	9,1
	Desvio padrão	0,4	0,8	0,3	0,3	0,4
DBO ₅ mg O ₂ /L	Mínimo	43	35	21	49	33
	Média	122	136	116	128	100
	Mediana	134	141	140	124	98
	Máximo	189	238	180	225	241
	Desvio padrão	45,4	58,8	58,0	63,8	54,7
DQO mg O ₂ /L	Mínimo	118	102	93	104	83
	Média	187	219	198	203	201
	Mediana	188	230	199	200	181
	Máximo	310	321	460	310	550
	Desvio padrão	55,2	64,4	105,0	76,7	109,8
Nitrogênio Amoniacoal mg N/L	Mínimo	6,6	14,6	10,0	9,5	8,4
	Média	24,6	29,4	27,8	25,8	27,0
	Mediana	24,6	30,8	31,0	28,9	27,2
	Máximo	39,5	44,4	42,3	36,7	42,4
	Desvio padrão	12,0	8,6	10,7	9,5	8,2
Fósforo mg/L	Mínimo	1,8	2,6	1,6	1,1	1,6
	Média	3,5	4,0	4,1	3,4	3,5
	Mediana	3,7	3,9	4,2	3,8	3,6
	Máximo	5,0	5,5	8,2	4,6	5,7
	Desvio padrão	1,2	0,9	1,8	1,2	1,1
Sólidos Suspensos Totais mg/L	Mínimo	60	43	44	54	40
	Média	90	110	114	95	107
	Mediana	90	108	86	93	83
	Máximo	132	202	346	146	640
	Desvio padrão	22,5	44,4	86,3	29,7	119,3
<i>E. coli</i> NMP/100mL	Mínimo	3,00x10 ⁵	2,30x10 ⁶	2,50x10 ⁶	9,80x10 ⁵	8,40 x10 ⁵
	Média	6,04x10 ⁶	6,48x10 ⁶	6,52x10 ⁶	5,24x10 ⁶	4,77 x10 ⁶
	Mediana	4,45x10 ⁶	6,00x10 ⁶	4,6x10 ⁶	4,80x10 ⁶	4,20 x10 ⁶
	Máximo	2,60x10 ⁷	1,10x10 ⁷	1,30x10 ⁷	1,30x10 ⁷	1,80 x10 ⁷
	Desvio padrão	6,96x10 ⁶	2,75x10 ⁶	3,85x10 ⁶	3,93x10 ⁶	3,78 x10 ⁶
Temperatura Amostra (°C)	Mínimo	18,5	15,0	15,0	15,0	16,0
	Média	21,9	21,4	21,9	22,2	22,4
	Mediana	21,0	23,0	21,3	23,0	22,5
	Máximo	26,5	26,0	27,0	28,0	28,0
	Desvio padrão	3,0	4,1	4,0	4,5	3,7

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Tabela 10 - Estatísticas descritivas dos registros das variáveis avaliadas referentes ao efluente final da ETE Belém Novo de 2017 a 2021.

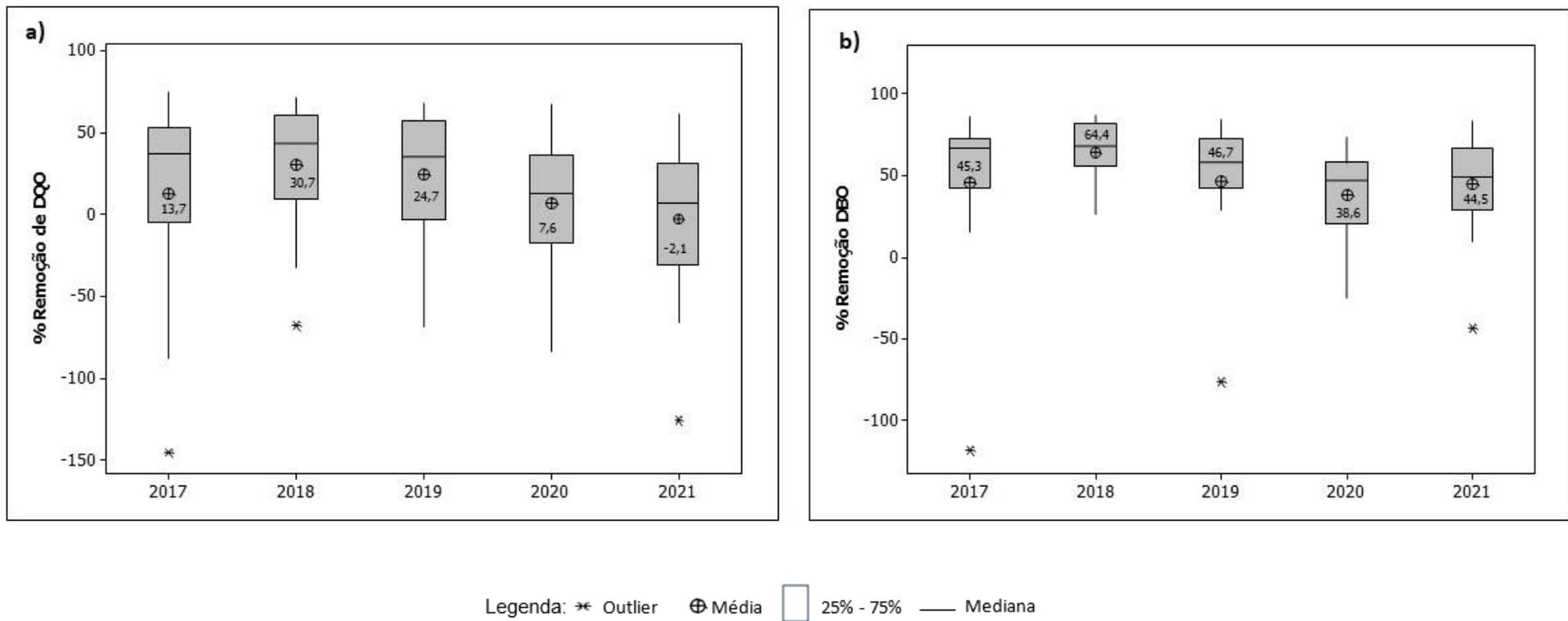
Amostra	Efluente	2017	2018	2019	2020	2021
	<i>N</i>	12	12	11	9	23
pH	Mínimo	6,7	7,0	6,6	7,4	7,3
	Média	8,3	8,8	8,5	9,3	9,0
	Mediana	7,9	8,8	8,9	9,4	9,3
	Máximo	10,2	10,3	10,2	10,1	10,3
	Desvio padrão	1,1	1,1	1,1	0,8	0,9
DBO ₅ mg O ₂ /L	Mínimo	23	12	16,8	22	9
	Média	57	45	46	62	48
	Mediana	45	43	50	67	49
	Máximo	207	79	82	80	87
	Desvio padrão	49,2	22,6	19,3	18,6	22,9
DQO mg O ₂ /L	Mínimo	51	80	67	108	101
	Média	143	132	124	163	180
	Mediana	121	120	130	159	151
	Máximo	296	224	173	215	317
	Desvio padrão	80,1	47,1	34,3	38,2	61,4
Nitrogênio Amoniacal mg N/L	Mínimo	0,3	0,3	0,2	0,0	0,2
	Média	2,0	1,3	0,4	0,5	1,1
	Mediana	0,7	1,3	0,4	0,5	0,7
	Máximo	12,1	2,5	0,8	1,0	3,2
	Desvio padrão	3,4	0,7	0,2	0,3	1,0
Fósforo mg/L	Mínimo	1,1	1,2	1,5	1,0	1,2
	Média	2,6	2,1	2,3	1,8	2,1
	Mediana	2,4	2,1	2,3	1,7	2,1
	Máximo	4,5	3,3	3,3	2,9	3,2
	Desvio padrão	0,8	0,7	0,6	0,6	0,6
Sólidos Suspensos Totais mg/L	Mínimo	37	50	32	66	37
	Média	73	91	80	90	94
	Mediana	68	81	86	88	86
	Máximo	158	172	112	124	184
	Desvio padrão	33,3	38,8	24,9	16,8	34,9
<i>E.coli</i> NMP/100mL	Mínimo	28	4	4	3	2
	Média	193	187	290	138	56
	Mediana	120	24	96	10	29
	Máximo	690	1600	2000	1100	228
	Desvio padrão	197,0	450,4	573,6	361,3	65,4
Temperatura Amostra (°C)	Mínimo	15,0	12,0	12,0	14,0	11,0
	Média	21,4	20,8	21,1	22,5	20,7
	Mediana	22,0	22,8	22,0	24,0	22,0
	Máximo	27,0	26,5	29,0	27,0	28,0
	Desvio padrão	4,4	5,2	5,4	4,5	5,2

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

O sistema clássico de lagoas de estabilização tem como característica o uso de lagoas de maturação ao final do processo, a fim de reduzir a quantidade de organismos patogênicos, em especial coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* (Jordão e Pessoa, 2014). As faixas de eficiência relatadas por Jordão e Pessoa (2014) para lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação são: DBO 80-85%; DQO 70-83%; nitrogênio amoniacal 40-80%; fósforo >50%. Em relação à remoção de organismos patogênicos, a percentagem de remoção de coliformes é de 99,9-99,9999%.

A Figura 8 mostra os diagramas de caixa referentes à eficiência de remoção dos parâmetros DQO (Figura 8-a) e DBO (Figura 8-b) no efluente final da ETE. Analisando as remoções ao longo do tempo de estudo, é possível verificar remoção média de DQO de $14,9 \pm 13,1\%$ e de DBO média $47,9 \pm 9,7\%$. Para DQO, verifica-se a diminuição gradativa de sua eficiência. Já a DBO, a remoção se mantém na faixa de 39-64%.

Figura 8 - Diagramas de caixa referentes às eficiências de remoção de (a) DQO e (b) DBO verificadas na ETE Belém Novo, no período de estudo



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

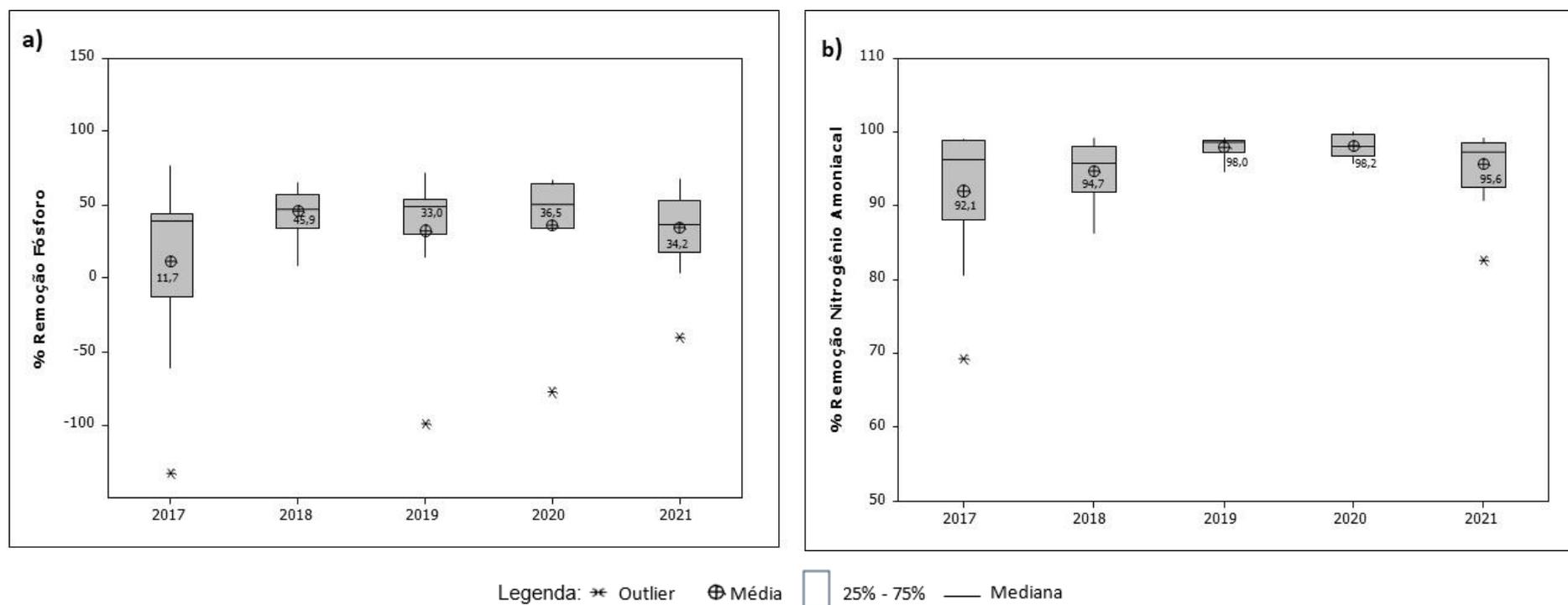
Acredita-se que a baixa eficiência de remoção de DQO e DBO nas lagoas, verificada no presente trabalho, seja devido à presença de fitoplâncton no efluente final. Em 2021, foi iniciada a realização da análise de DBO_5 com amostra filtrada (com remoção do fitoplâncton em suspensão), obtendo-se valor médio de DBO_5 de $17,2 \pm 10,4$ mg/L. Sendo assim, a eficiência de remoção média deste parâmetro com a amostra filtrada foi de $80,8 \pm 14,9\%$, e com a amostra não filtrada foi de $44,5 \pm 29,6\%$. Para DQO, não há dados da realização da análise com a amostra filtrada.

Contudo, destaca-se que na ETE Belém Novo não há mecanismo de remoção de fitoplâncton do efluente, ou seja, esses organismos são encaminhados ao manancial receptor. Segundo Barroso Júnior *et al* (2022), em lagoas de estabilização, são fornecidas condições para o desenvolvimento de microalgas, que podem estar presentes no esgoto tratado. Desta forma, se as mesmas não são removidas, podem contribuir para o aumento nos valores de DBO e DQO no efluente final.

Ali *et al.* (2020) avaliaram a performance de lagoa de estabilização, utilizada para tratamento de esgoto doméstico, em ETE localizada no Egito. Obtiveram valores de eficiência de remoção de DQO e DBO de 25% e fósforo total de 11,5%. Os autores ainda destacam a influência de estações quentes na maior eficiência de remoção de matéria orgânica, quando comparado ao período de inverno e na ausência de luz solar. Entretanto, a avaliação do efeito da sazonalidade na eficácia de tratamento não foi realizada no presente trabalho.

Além da matéria orgânica, de acordo com Barroso Júnior *et al* (2022), a não remoção das microalgas do líquido também acarreta diminuição da eficiência de remoção de nutrientes do efluente final, para fósforo entre 25-55% e nitrogênio total de 40 – 90%. Na Figura 9 são apresentados os diagramas de caixa referentes à remoção de nutrientes pelo sistema de tratamento, fósforo (Figura 9-a) e nitrogênio amoniacal (Figura 9-b). Observa-se média de remoção de fósforo no período de estudo de $32,3 \pm 12,6\%$ e nitrogênio amoniacal de $95,7 \pm 2,5\%$.

Figura 9 - Diagramas de caixa referentes às eficiências de remoção de (a) fósforo e (b) nitrogênio amoniacal no efluente final da ETE, durante o período de estudo



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Destaca-se que o tratamento por lagoas mostrou elevada remoção de nitrogênio amoniacal. Resultado semelhante foi verificado por Gonçalves *et al.* (2019), que avaliaram a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal no sistema de lagoas de estabilização da ETE Malvas do município de Juazeiro do Norte – CE. O sistema avaliado era constituído por dois módulos em paralelo de duas lagoas anaeróbias e facultativas, seguidas de uma de maturação. A alimentação das lagoas era feita com despejos de caminhões limpa-fossa e águas residuárias domésticas provenientes da rede de coleta de esgoto. Os autores constataram que eficiência média global do sistema atingiu 92%, atribuindo o fato de que o principal mecanismo de retirada da amônia ocorreu via assimilação biológica das algas. A amônia se encontrava predominantemente na forma ionizada (NH_4^+), em consequência do pH próximo da neutralidade.

A remoção de amônia em lagoas de estabilização pode ocorrer por três fatores (Barroso Júnior *et al.* 2022): 1) volatilização, através da elevação do pH pela fotossíntese; 2) reações de nitrificação, na presença de oxigênio dissolvido acima de 1,5 mg/L, e desnitrificação e 3) assimilação pelas microalgas, sendo transformado em nitrogênio orgânico.

Da Silva *et al.* (2010) avaliaram a remoção de nutrientes em três sistemas de lagoas de estabilização no Rio Grande do Norte: ETE Ponta Negra, ETE Pipa e ETE Caiçara. As três ETEs possuem a mesma configuração, baseada em tratamento preliminar, seguido por uma lagoa facultativa e por duas lagoas de maturação. Foi constatada baixa eficiência de remoção de fósforo total nas ETEs. Na ETE Pipa, foi verificado 30%, já as ETEs Ponta Negra e Caiçara removeram cerca de 15% cada. Esse resultado foi atribuído, principalmente, aos baixos níveis de pH e OD, e, por consequência, condições menos favoráveis à precipitação dos fosfatos.

De acordo com Ali *et al.* (2020) e Mahapatra, Samal e Dash (2022), a remoção de fósforo em lagoas pode ocorrer pela acumulação de fósforo na biomassa de algas, bem como pela precipitação do fósforo inorgânico. A precipitação ocorre por adição de produtos químicos ou a partir da obtenção de elevados valores de pH.

Os resultados obtidos para a análise de fósforo, nesse trabalho, podem ter relação com o pH. No ano de 2017, em que o pH médio foi de 8,3, verificou-se

concentração média de fósforo de 2,6 mg/L. No ano de 2020, o pH médio foi de 9,3, e a concentração média de fósforo foi de 1,8 mg/L. Em se tratando da remoção de fósforo, segundo Von Sperling (2019), a dependência de altos valores de pH é maior que com nitrogênio. Para que haja precipitação significativa de fósforo, o pH deve ser no mínimo 9,0.

Destaca-se também a remoção de *Escherichia coli*, que apresentou eficiência acima de 99,9% em todo o período analisado. De acordo com Da Silva *et al.* (2015), o sistema de lagoas de maturação é capaz de atingir a eficiência de remoção de bactérias de 99,9999%.

A menor eficiência verificada foi de 4,5 unidades logarítmicas (ano 2017) e a maior de 5,4 (ano 2020), ano esse que apresentou a valor médio para a mediada de pH mais elevado. Segundo Leite *et al.* (2017), os fatores que podem interferir no decaimento bacteriano ao longo do sistema de lagoas de estabilização são: 1) temperatura; 2) direção e velocidade dos ventos; 3) a intensidade da luz solar; 4) geometria das lagoas; 5) as altas concentrações de oxigênio dissolvido; 6) as variações das magnitudes de pH e 7) o fenômeno da predação.

A Tabela 11 apresenta a estatística descritiva das concentrações de DQO e nitrogênio amoniacal das amostras de lixiviado, coletadas na lagoa de alta taxa, que serve como um tanque pulmão. Verifica-se média de DQO de $1306 \pm 359,9$ mg/L e N-NH₃ $356 \pm 56,0$ mg/L, durante o período analisado.

Tabela 11 — Estatística descritiva das variáveis avaliadas referentes ao lixiviado, inserido no módulo II da ETE Belém Novo, no período de 2017 a 2021.

Amostra	Lixiviado	2017	2018	2019	2020	2021
	N	8	12	11	8	13
DQO mg O ₂ /L	Mínimo	572	514	542	393	667
	Média	916	1230	1191	1895	1301
	Mediana	879	1091	870	1624	1516
	Máximo	1488	3430	3080	4750	1969
	Desvio padrão	290,5	752,4	850,7	1346,8	411,1
	N	37	11	11	8	13
Nitrogênio Amoniacal mg N/L	Mínimo	15,8	71,9	15,9	30,8	155,8
	Média	378,5	324,1	307,0	326,4	444,0
	Mediana	375,6	307,6	228,1	205,8	449,3
	Máximo	772,0	733,2	589,0	692,4	876,6
	Desvio padrão	201,3	176,0	228,7	293,2	210,7

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

De acordo com Mojiri *et al.* (2021) e Teng *et al.* (2021), as características do lixiviado e sua tratabilidade podem variar com a idade do aterro. Aterros considerados velhos, com idade superior a 10 anos, apresentam pH > 7,5; DQO < 5000 mg/L; NH₃-N > 400 mg/L; relação DBO/DQO > 0,1 e baixa biodegradabilidade. Destaca-se que o aterro que produz o lixiviado tratado na ETE avaliado neste trabalho é considerado velho, tanto pelos valores dos parâmetros avaliados, bem como pelo seu tempo de operação.

Miao *et al.* (2019) afirmam que a amônia é um contaminante importante em lixiviados, e a sua concentração não diminui com a idade do aterro. Kurnianwam *et al.* (2006) citam que lixiviado de aterros estabilizados podem apresentar valores de nitrogênio amoniacal maiores do que 400 mg/L.

6.2 ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DOS EFLUENTE DAS LAGOAS M5 E M10 E COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS OBTIDOS NO FINAL DO TRATAMENTO DE CADA MÓDULO

Nas Tabelas 12 e 13 são apresentadas as estatísticas que descrevem as concentrações de DBO, DQO, Nitrogênio amoniacal, Fósforo, SST, *Escherichia coli*, valores de pH e temperatura das amostras avaliadas. Elas mostram os resultados do efluente da lagoa M5 (módulo I – tratamento de esgoto doméstico), da lagoa M10 (módulo II - tratamento de esgoto doméstico combinado com lixiviado de aterro), respectivamente. Destaca-se que o monitoramento ocorreu durante os anos 2017 a 2021.

A ETE Belém Novo possui dois módulos de tratamento por lagoas de estabilização. O módulo I realiza tratamento de esgoto doméstico, e é avaliado com o efluente da lagoa de maturação 5 (M5). Já o módulo II trata, de forma combinada, o esgoto doméstico e lixiviado de aterro, sendo monitorado com o efluente da lagoa de maturação (M10).

Os dados de monitoramento da M5, última lagoa do módulo I, no período avaliado no presente estudo, estão mostrados na Tabela 11. A partir da avaliação dessa tabela, destaca-se valores médios de pH acima de 8 no período analisado. De acordo com Barroso Júnior *et al.* (2022), o pH do efluente de lagoas aumenta durante o dia, em função da presença de radiação solar e consequente fotossíntese de

microalgas. Wallace, Champagne e Hall (2016) explicam que isso ocorre, pois, carbonatos e bicarbonatos do efluente são consumidos para produzir o dióxido de carbono, contribuindo para o acúmulo de íons hidroxila (OH^-) no meio.

A sequência de lagoas do módulo I, finalizado pela lagoa de estabilização M5, apresentou remoção dos poluentes, ressaltando-se os valores médios de DQO de $142,4 \pm 25,7$ mg/L; DBO de $43,4 \pm 9,5$ mg/L, nitrogênio amoniacal de $1,02 \pm 0,3$ mg/L e fósforo total de $1,8 \pm 0,2$ mg/L

Tabela 12 - Estatística descritiva das variáveis avaliadas referentes ao efluente da lagoa M5 (módulo I: tratamento de esgoto doméstico) na ETE Belém Novo, de 2017 a 2021.

Amostra	M5	2017	2018	2019	2020	2021
	<i>N</i>	8	11	11	7	24
pH	Mínimo	7,2	7,4	7,8	8,8	7,4
	Média	8,2	9,1	9,6	9,8	9,1
	Mediana	8,0	9,4	9,6	9,6	9,3
	Máximo	9,8	11,4	10,7	10,8	10,5
	Desvio padrão	1,0	1,4	1,0	0,7	0,9
DBO5 mg O2/L	Mínimo	10	12,8	12	42	14
	Média	30	49	33	59	46
	Mediana	34	42	36	51	43
	Máximo	44	124	44	83	92
	Desvio padrão	12,5	34,1	9,4	16,2	24,0
DQO mg O2/L	Mínimo	35	86	46	110	93
	Média	111	129	123	172	177
	Mediana	115	115	134	176	155
	Máximo	211	182	163	206	320
	Desvio padrão	55,6	34,6	32,8	33,1	68,5
Nitrogênio Amoniacoal mg N/L	Mínimo	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0
	Média	1,1	1,6	0,9	0,4	1,1
	Mediana	0,4	1,7	0,0	0,0	0,6
	Máximo	3,9	2,5	5,0	1,1	3,4
	Desvio padrão	1,3	0,7	0,4	0,5	1,1
	<i>N</i>				6	
Fósforo mg/L	Mínimo	0,8	1,0	1,2	0,9	1,0
	Média	1,9	1,9	1,9	1,3	2,2
	Mediana	2,2	2,0	1,6	1,2	2,1
	Máximo	2,3	2,8	3,1	2,0	3,4
	Desvio padrão	0,5	0,5	0,6	0,5	0,7
Sólidos Suspensos Totais mg/L	Mínimo			34	68	50
	Média			83	98	106
	Mediana			86	96	97
	Máximo			112	136	212
	Desvio padrão			27,2	21,8	46,1
<i>E. coli</i> NMP/100mL	Mínimo	36	1	2	1	1
	Média	770	374	79	15	72
	Mediana	485	68	40	4	19
	Máximo	2200	1800	280	68	690
	Desvio padrão	859,1	568,9	102,5	26,2	150,2
Temperatura Amostra (°C)	Mínimo	15,5	12,0	13,0	18,0	11,0
	Média	19,5	21,3	21,2	23,6	21,0
	Mediana	19,0	23,0	22,0	25,0	22,8
	Máximo	25,5	27,0	29,0	27,5	27,5
	Desvio padrão	3,6	5,5	5,0	3,7	5,2

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

A Tabela 13 apresenta os valores médios dos parâmetros avaliados na M10, que trata de forma combinada o efluente doméstico com o lixiviado do aterro. Bem como constatado anteriormente para a M5, a lagoa M10 também apresentou elevados valores médios de pH, durante o período avaliado.

Em 2019, a média da concentração de nitrogênio amoniacal foi de 3,5 mg N/L, devido a um valor atípico encontrado no mês de agosto de 29,6 mg N/L para a lagoa M10, o que elevou o desvio padrão para 8,8 mg N/L. Se esse dado não for considerado, a média seria de 0,9 mg N/L com um desvio padrão de 1,6.

Tabela 13 - Estatística descritiva das variáveis avaliadas referentes ao efluente da lagoa M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado) na ETE Belém Novo, no período de 2017 a 2021.

Amostra	M10	2017	2018	2019	2020	2021
	<i>N</i>	12	11	11	7	24
pH	Mínimo	8,3	7,4	6,6	8,1	7,3
	Média	9,4	9,3	8,6	9,5	9,0
	Mediana	9,4	9,4	8,5	9,7	9,1
	Máximo	10,6	11,0	10,4	10,1	10,3
	Desvio padrão	0,8	1,0	1,4	0,7	1,0
DBO ₅ mg O ₂ /L	Mínimo	17	18	19	33	7,6
	Média	42	56	48	59	49
	Mediana	44	43	50	62	46
	Máximo	74	190	76	85	92
	Desvio padrão	15,4	46,7	18,0	6,2	24,5
DQO mg O ₂ /L	Mínimo	45	99	92	112	118
	Média	208	165	138	181	200
	Mediana	168	142	138	184	175
	Máximo	643	269	200	233	340
	Desvio padrão	153,9	55,3	34,1	44,6	69,6
Nitrogênio Amoniacoal mg N/L	Mínimo	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
	Média	0,7	1,6	3,5	0,4	1,6
	Mediana	0,4	1,6	0,1	0,6	1,1
	Máximo	2,0	3,7	29,6	1,0	6,8
	Desvio padrão	0,6	1,1	8,8	0,4	1,5
	<i>N</i>				6	
Fósforo mg/L	Mínimo	1,6	1,2	1,1	1,0	1,3
	Média	2,8	2,4	2,2	2,0	2,2
	Mediana	2,7	2,1	2,2	1,9	2,1
	Máximo	4,9	4,5	3,6	2,9	4,4
	Desvio padrão	1,1	1,0	0,7	0,8	0,8
Sólidos Suspensos Totais mg/L	Mínimo		42	58	44	32
	Média		97	88	92	98
	Mediana		94	90	102	90
	Máximo		154	118	120	196
	Desvio padrão		35,3	20,8	27,6	36,4
<i>E. coli</i> NMP/100mL	Mínimo	4	1	3	0	1
	Média	203	169	117	5	31
	Mediana	105	17	28	10	17
	Máximo	520	1600	920	16	140
	Desvio padrão	206,8	475,5	268,0	6,6	39,0
Temperatura Amostra (°C)	Mínimo	15,5	12,0	13,0	18,0	10,5
	Média	21,2	22,0	21,6	23,6	20,8
	Mediana	20,5	23,0	22,0	25,0	22,5
	Máximo	28,0	29,0	29,0	27,0	28,0
	Desvio padrão	4,4	5,0	5,4	3,8	5,4

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

A sequência de lagoas do módulo II apresentou remoção dos poluentes, ressaltando-se os valores médios de DQO de $178,4 \pm 28,1$ mg/L; DBO $50,8 \pm 6,8$ mg/L, nitrogênio amoniacal de $1,56 \pm 1,21$ mg/L e fósforo total de $2,32 \pm 0,30$ mg/L.

Leite *et al.* (2020) avaliaram a eficiência do processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário (*in natura*) diluído com esgoto sanitário. Foi utilizado sistema experimental para os ensaios, com quatro lagoas de estabilização rasas (0,55 m), em série, sendo uma lagoa facultativa (LF) seguida por três lagoas de maturação (LM1, LM2 e LM3). O volume de 500 L alimentação do sistema era preparada, diariamente, a partir da mistura de 1% de lixiviado de aterro sanitário e 99% de esgoto sanitário. Os autores verificaram eficiências médias de remoção de DQO total, DQO filtrada, DBO₅ e N-NH₄⁺ de 49%, 48%, 69% e 86%, respectivamente.

Além disso, os autores supracitados também constataram que os valores finais de pH (8,9), DBO₅ (74 mgO₂/L) e N-NH₄⁺ (11 mg N/L) atingiram os patamares definidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011, para descarte de efluentes de sistemas de tratamento de esgoto sanitário em corpos hídricos. Essa constatação também é válida para o presente trabalho, pois as concentrações desses parâmetros, obtidas no efluente final da ETE Belém Novo, se enquadram nos padrões dispostos na referida Resolução.

Santos (2010) estudou o tratamento combinado do lixiviados em lagoas de estabilização para tratamento de esgoto sanitário. A pesquisa foi realizada com a diluição do lixiviado dos aterros de Gramacho e Gericinó, no Rio de Janeiro, em lagoas de estabilização para tratamento de esgoto doméstico. A proporção de lixiviado variou entre 0,2% e 2% (v/v) em duas linhas operacionais: Linha 01 - lagoa facultativa + lagoa de maturação, com diluição do lixiviado do aterro de Gramacho; Linha 02 – lagoa aerada + lagoa de sedimentação, com diluição do lixiviado do aterro de Gericinó. A autora destaca que a linha 01 apresentou resultados satisfatórios somente em uma das fases operacionais (diluição de 0,5%, tempo de detenção hidráulica de 16,5 dias e carga orgânica superficial adotada de 134 kgDBO/ha.dia), com eficiência média de remoção de DBO de 70% e sua concentração média no efluente menor que 40 mg/L. Já a linha 02 apresentou melhores resultados. Nas fases operacionais com diluição de lixiviado de até 0,5% (v/v), verificou-se concentração média efluente de DBO menor que 40 mg/L e de DQO menor que 100 mg/L.

Castro (2001) avaliou o tratamento consorciado do lixiviado com esgoto em sistema australiano, consistindo em lagoa anaeróbia (1 m³) seguida de lagoa de estabilização (0,7 m³). A unidade piloto foi montada na própria estação e operada durante 18 meses, sendo avaliado o comportamento da eficiência para proporções crescentes do lixiviado em relação ao esgoto (0; 6; 11; 20 e 100%). Para as condições em estudo, foram alcançadas eficiências médias de remoção de DQO de 46, 49, 31, 28 e 21%, respectivamente. Em relação à eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal, foi obtido 87,5% para esgoto puro e 82,5% para esgoto e lixiviado.

Lima (2010) utilizou sistema experimental para tratamento de águas residuárias e lixiviado de aterro sanitário em uma série de quatro lagoas de estabilização rasas localizado na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES), da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande. O sistema recebeu o esgoto do emissário leste do sistema de esgotamento da cidade de Campina Grande e lixiviado coletado no aterro sanitário da cidade, pré-tratado por processo de *stripping* de amônia, em uma série de lagoas rasas. O período experimental foi dividido em três fases, dependendo das misturas de substratos usados para alimentar o sistema de lagoas. Na Fase 1, o substrato foi apenas água residuária e, na Fase 2, o substrato foi composto por uma mistura de águas residuárias e lixiviado pré-tratado em uma proporção de 99:1, respectivamente. Na Fase 3, a proporção de esgoto para lixiviado foi 98:2. A eficiência de remoção de material carbonáceo medido indiretamente como DQO e DBO₅ na Fase 1 foi 29% e 91%. Na Fase 2 de 54% e 95% e, na Fase 3, de 83% e 90%, respectivamente.

Ranjan *et al.* (2016) também avaliaram o tratamento combinado, com concentração de lixiviado de aterro de 20% v/v. Foram removidos 93% de amônia e 70% de DQO. Os autores destacam que os parâmetros cinéticos de crescimento microbiano indicaram que não houve inibição do crescimento de biomassa até 20% de lixiviado de aterro.

A Tabela 14 apresenta os dados de tendência central dos valores de pH e das concentrações de DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, fósforo total das lagoas M5 e M10. A tabela também mostra os resultados referentes ao teste de Mann-Whitney, testados ao nível de confiança de 95% ($\alpha = 0,05$). Essa avaliação foi realizada a fim de verificar a existência de diferença significativa no valor dos parâmetros dos efluentes de cada lagoa.

Tabela 14 — Dados de tendência central dos valores de pH e das concentrações de DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, fósforo total das lagoas M5 e M10 e os resultados referentes ao teste de Mann-Whitney, testados ao nível de confiança de 95% ($\alpha = 0,05$).

Parâmetros	Lagoas	<i>n</i>	Média	Desvio Padrão	Mediana	p-valor
DBO (mg/L)	M5	59	42,28	22,98	40,00	0,049
	M10	59	49,69	27,24	46,00	
DQO (mg/L)	M5	60	148,45	59,24	139,00	0,027
	M10	60	172,25	64,94	155,00	
N-NH ₃ (mg/L)	M5	60	1,04	1,11	0,69	0,322
	M10	60	1,63	3,83	0,72	
P-Total (mg/L)	M5	61	1,97	0,63	2,03	0,108
	M10	61	2,28	0,87	2,08	
pH	M5	62	9,15	1,07	9,45	0,570
	M10	62	9,00	1,05	9,10	

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

De uma forma geral, verifica-se que o efluente final da lagoa M10, do módulo II, apresentou concentrações maiores dos parâmetros DBO, DQO, N-NH₃ e fósforo. Pode-se observar, a partir da Tabela 13, que não houve diferença significativa entre as concentrações de nitrogênio amoniacal e fósforo total e nos valores de pH em ambas as lagoas.

Entretanto, para DBO, DQO os efluentes das lagoas M5 e M10 são considerados estatisticamente diferentes para um nível de confiança de 95% (p-valor < 0,05). Desta forma, constata-se o efeito da inserção de lixiviado no efluente final das lagoas, o que pode ser decorrente das suas características, bem como da quantidade percentual de lixiviado inserido no tratamento, que em média foi de $2,7 \pm 0,4\%$.

De acordo com Ospitia Thola (2015), os aterros maduros, também chamados de estabilizados, as condições anaeróbias predominam e a relação DBO/DQO é menor que 0,5. Ou seja, é mais dificilmente biodegradável, apresentando recalcitrância quando submetido a tratamento biológico. A matéria orgânica de lenta biodegradação passa por um processo de menor taxa de metabolização, formando moléculas complexas de alto peso molecular e cadeias longas como os ácidos húmicos e fúlvicos. Outro parâmetro que é alterado é o nitrogênio amoniacal, já que aumenta com o tempo, devido ao processo de degradação que ocorre no aterro de RSU. Durante a decomposição dos resíduos, há liberação de nitrogênio em consórcio

com a matéria orgânica, assim como proporciona elevação da concentração de sólidos totais e de alcalinidade.

Kalka (2012) avaliou a eficiência do tratamento combinado de lixiviado de aterro (1% e 10%) com esgoto doméstico (99% e 90%). O autor explica que a relação DBO/DQO esteve entre 0,8-0,6 quando ocorreu a adição de 1% de lixiviado de aterro, e 0,5 para a adição de 10%. Ou seja, a adição de maior proporção de lixiviado contribuiu com a diminuição da sua biodegradabilidade, o que acarreta elevado conteúdo orgânico no efluente final.

Segundo Ruiz *et al.* (2022), não há unanimidade sobre quais os fatores relevantes que afetam o tratamento biológico combinado de lixiviado e esgoto doméstico. Além disso, não há consonância sobre a porcentagem ideal de lixiviado no esgoto, ou até mesmo qual o percentual máximo de lixiviado pode ser aplicado de forma que não prejudique os processos biológicos.

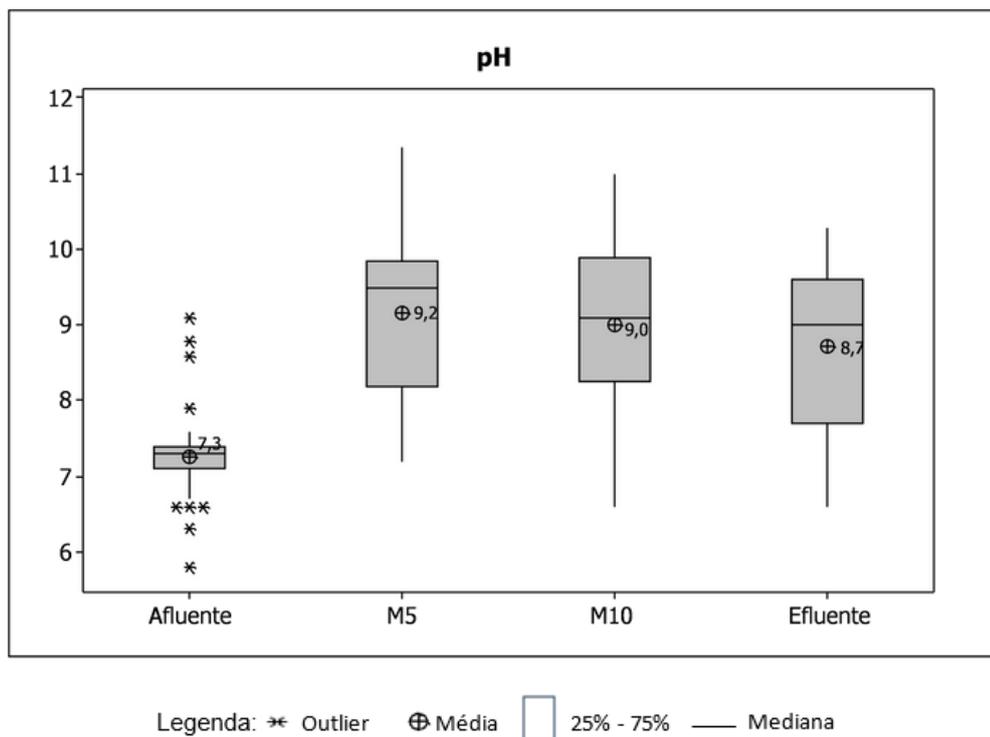
Os autores supracitados também destacam que os fatores que corroboram para esta dificuldade é a extrema variabilidade e complexidade das características físico-químicas dos lixiviados. As mesmas são influenciadas desde as características dos resíduos depositados nos aterros, mesmo que seja doméstico, as condições operacionais dos aterros e, principalmente pela idade do aterro.

6.3 RESULTADOS DE FITOPLÂNCTON

A figura 10 mostra a variação do pH ao longo do tratamento. O efluente apresentou valor médio de 8,7 no efluente final; 9,2 e desvio padrão de 1,07 para a lagoa M5 (módulo I: tratamento de esgoto); 9,0 com desvio padrão de 1,05 para M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado).

Segundo Cruz *et al.* (2005), o pH é uma importante variável na qualidade da água, tanto pela sua influência sobre os processos biológicos e químicos, quanto por sofrer interferência dos mesmos. Como ressaltado anteriormente, a fotossíntese, que ocorre nas lagoas de estabilização, contribui para a elevação do pH.

Figura 10 – Diagramas de caixa referentes aos valores de pH encontrados no afluente, M5, M10 e efluente final.

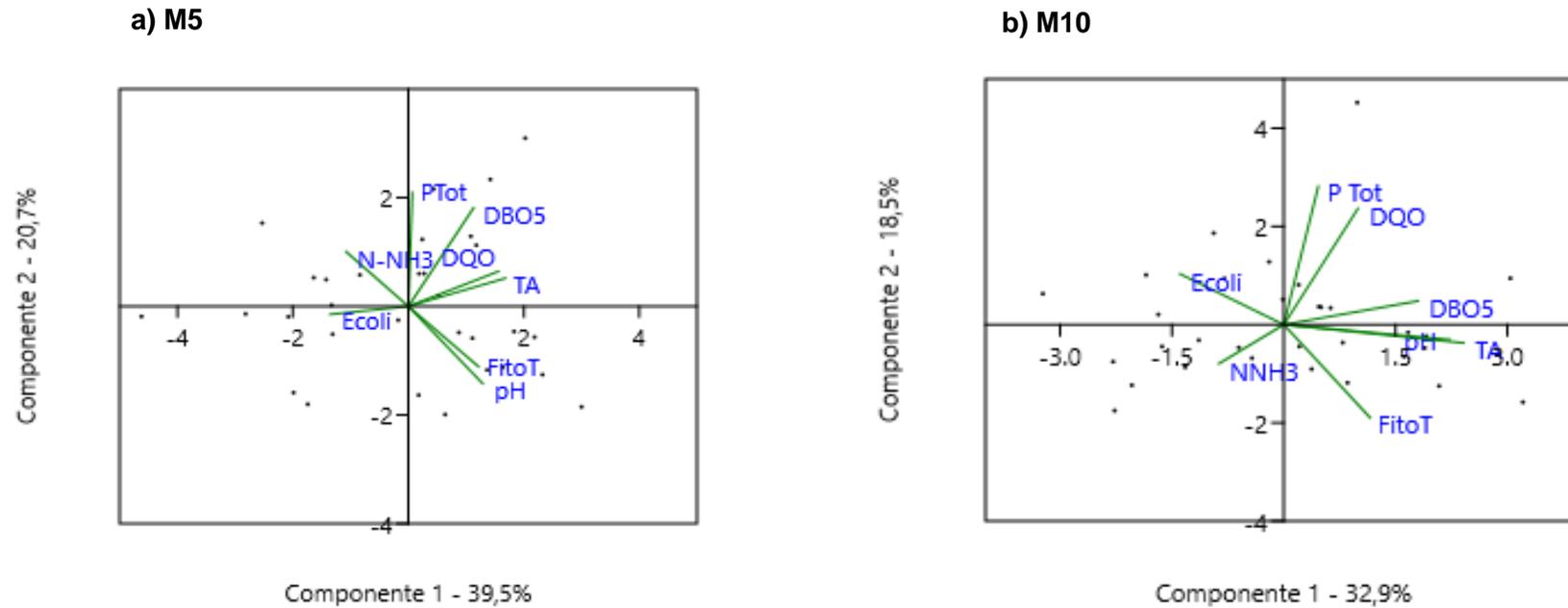


Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Segundo D'alessandro & Saavedra (2018), o valor para o crescimento ótimo de microrganismos varia de 6,5 a 7,5. Entretanto, as algas verdes possuem crescimento ótimo em pH maior que 7,0 e, por isso, as lagoas de maturação são propícias para o crescimento fitoplanctônico. As lagoas de maturação podem apresentar elevados valores de pH devido ao seu dimensionamento, condições climáticas e características do afluente, que favorecem o crescimento da comunidade fitoplanctônica e, conseqüentemente, contribuem para o consumo de CO_2 dissolvido no efluente, provocando o aumento o valor do pH.

Essa relação entre a comunidade fitoplânctonica e o pH pode ser verificada nas análises de componentes principais (ACP) apresentadas na figura 11. Para a lagoa M5 (módulo I: tratamento de esgoto), obteve-se uma explicabilidade de 60,2%, como mostra (Figura 10-a). Para a lagoa M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado), a explicabilidade foi de 51,4% (Figura 10-b). Assim, como descrito por D'Alessandro *et al.* (2014), ao avaliar uma lagoa facultativa da ETE de Trindade, o pH influenciou as variações da comunidade fitoplanctônica.

Figura 11 – Análises de Componentes Principais (ACP) para as lagoas de maturação (a) M5 (módulo I: tratamento de esgoto doméstico) e (b) M10 (módulo II: tratamento de esgoto doméstico + lixiviado de aterro)

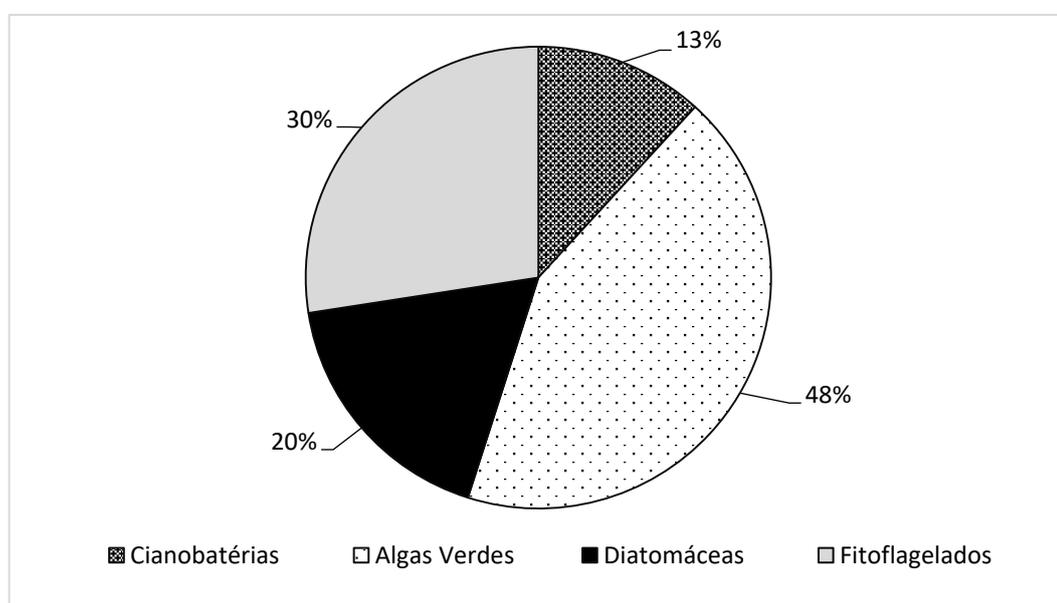


Legenda: DBO5: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; Ecoli: *Escherichia coli*; FitoT: Fitoplâncton Total; N-NH3: Nitrogênio amoniacal; PTot: Fósforo; TA: Temperatura da amostra;

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

O estudo do fitoplâncton das lagoas de maturação baseou-se em amostragens mensais realizadas no período de maio de 2017 a janeiro de 2020, totalizando 31 amostras. A comunidade fitoplanctônica foi composta por 46 táxons distribuídos em quatro classes taxonômicas, sendo 6 pertencentes ao grupo Cianobactérias (13%), 22 ao grupo das Algas verdes (48%), 4 ao grupo Diatomáceas (9%) e 14 ao grupo Fitoflagelados (30%), conforme a figura 12.

Figura 12 - Gráfico com as contribuições percentuais dos grupos encontrados nas duas lagoas de maturação da ETE Belém Novo

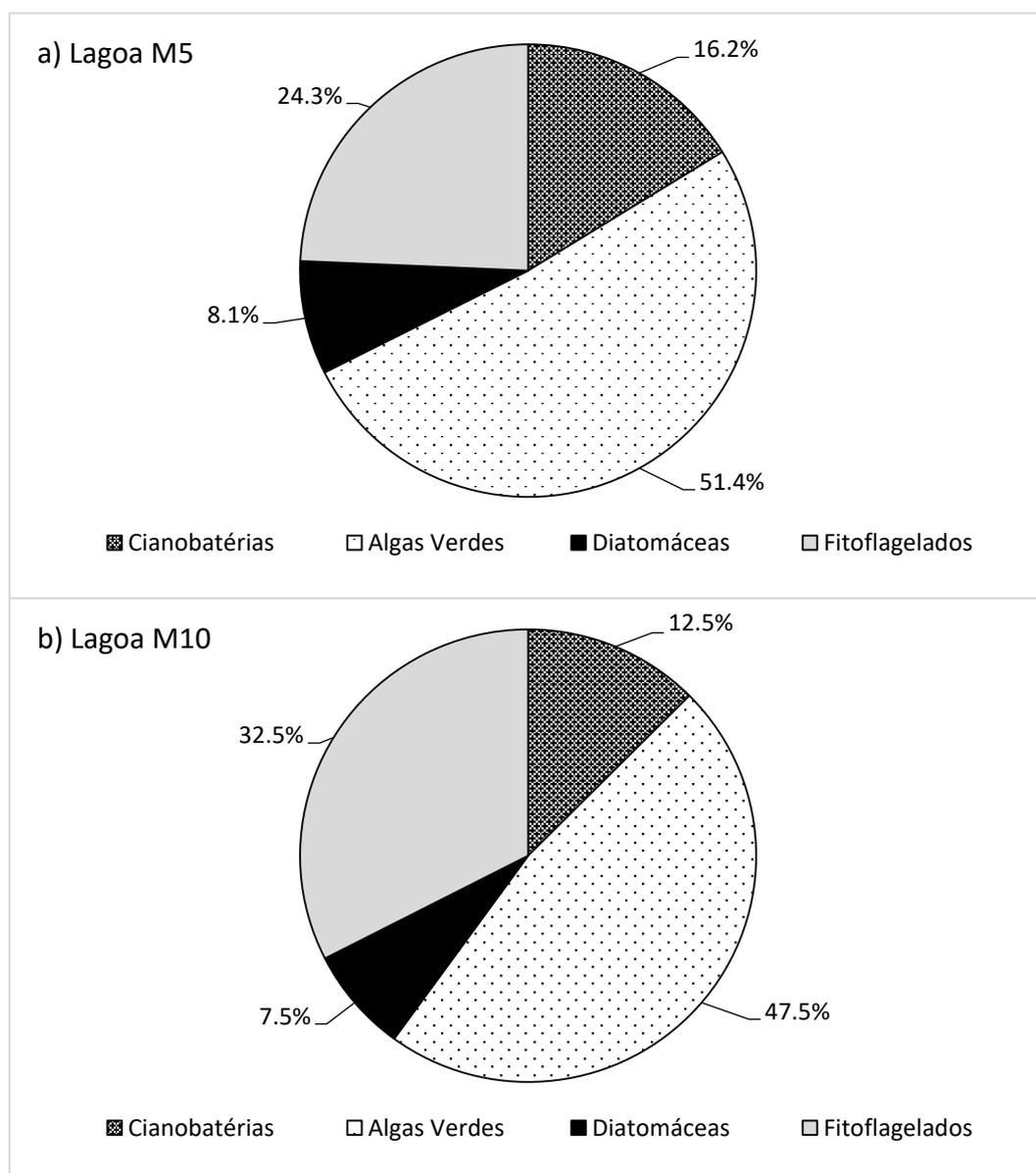


Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Na figura 13 encontram-se as contribuições percentuais dos grupos encontrados em cada uma das lagoas. Para a lagoa M5 (figura 13-a) que corresponde ao final do módulo I (tratamento de esgoto doméstico), a comunidade fitoplanctônica foi composta por 37 táxons distribuídos nas quatro classes taxonômicas, sendo 6 pertencentes ao grupo Cianobactérias (16,2%), 19 ao grupo das Algas verdes (51,4%), 3 ao grupo Diatomáceas (8,1%) e 9 ao grupo Fitoflagelados (24,3%). Para a lagoa M10 (figura 13-b) que corresponde ao módulo II (tratamento de esgoto doméstico + lixiviado), a comunidade fitoplanctônica foi composta por 40 táxons

distribuídos nas quatro classes taxonômicas, sendo 5 pertencentes ao grupo Cianobactérias (12,5%), 19 ao grupo das Algas verdes (47,5%), 3 ao grupo Diatomáceas (7,5%) e 13 ao grupo Fitoflagelados (32,5%). Desta forma, é possível constatar que existe uma variação nas contribuições das comunidades fitoplanctônicas das duas lagoas.

Figura 13 - Contribuições percentuais dos grupos encontrados nas lagoas de maturação para as lagoas de maturação (a) M5 (módulo I: tratamento de esgoto doméstico) e (b) M10 (módulo II: tratamento de esgoto doméstico + lixiviado).



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

A presença de algas e bactérias é essencial para o bom funcionamento da lagoa de tratamento de efluente. As bactérias quebram os compostos orgânicos complexos presentes, convertendo-os em compostos simples, tornando-os possíveis de serem utilizados pelas algas. Já as algas produzem o oxigênio necessário para a sobrevivência de bactérias aeróbias. As reações de biodegradação e mineralização do efluente pela bactéria, bem como a síntese de novos compostos orgânicos na forma de biomassa algal podem resultar em efluente contendo elevado teor de sólidos suspensos totais (SST), que contribui com turbidez (Spellman & Drinan, 2014).

Sendo assim, o fitoplâncton atua em simbiose com bactérias aeróbias no tratamento biológico do esgoto em lagoas de estabilização. (Lima, 2015; Pastich *et al.*, 2016). A predominância de diversas espécies de fitoplâncton depende da sua capacidade de adaptação às condições ambientais existentes (Pastich *et al.*, 2016).

6.3.1 Cianobactérias

Espécies planctônicas de cianobactérias são intensivamente favorecidas pelas condições ambientais resultantes do processo de eutrofização, tais como, a baixa transparência da água, altos valores de pH (entre 6 e 9), elevada concentração de nutrientes, temperatura da água entre 25 e 30 °C, e alta incidência luminosa, principalmente em regiões tropicais (Sant'anna *et al.* 2008).

Martins, Peixe e Vasconcelos (2011) afirmam que as maiores densidades desses organismos são encontradas nos meses de primavera e verão, possivelmente pelo aumento da disponibilidade de luz e da maior temperatura. El Hachemi *et al.* (2016) também ressaltam que o aumento das temperaturas e dos valores de pH, bem como a forte luz solar são os principais fatores para controle da biomassa de algas e cianobactérias. Lima (2015) reitera que valores de pH elevados são indicativos de elevada quantidade de algas e cianobactérias, em especial *Microcystis*.

No Grupo de cianobactérias, destacam-se seis táxons encontrados, conforme mostrado na tabela 15.

Tabela 15 — Composição e frequência do grupo cianobactérias nas duas lagoas de maturação: M5 (módulo I: tratamento de esgoto) e M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado)

Grupo	Frequências nas lagoas			
	M5		M10	
Cianobactérias	% Encontrado	Classificação	% Encontrado	Classificação
<i>Merismopedia</i> sp.	90%	CT	94%	CT
<i>Microcystis</i> sp.	48%	CM	68%	CT
<i>Aphanocapsa</i> sp.	29%	CM	26%	CM
<i>Planktothrix</i> sp.	19%	CM	32%	CM
<i>Nostocaceae</i> sp.	10%	RR	6%	RR
<i>Aphanizomenon</i> sp.	3%	RR	ND	ND

Legenda: CT: Constante; CM: Comum; RR: Rara e ND: Não Detectado.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

De acordo com Martins, Peixe e Vasconcelos (2011), as cianobactérias são organismos importantes no tratamento de efluentes, podendo alcançar 100% da densidade fitoplantônica desses sistemas. Entretanto, as toxinas a elas associadas podem representar um risco aos ambientes aquáticos e a saúde pública, podendo alterar de forma drástica a ecologia de comunidades microbianas e organismos associados.

Dentre os táxons encontrados, destaca-se a *Microcystis*, encontrada em 48% na lagoa M5 e 68% na lagoa M10. De acordo com Kaebernick & Neilan (2000), o gênero *Microcystis* é associado à produção de microcistinas, toxinas que podem induzir insuficiência hepática. Os autores Vasconcelos e Pereira (2001), em estudo realizado com efluente final de lagoas em série (lagoa anaeróbia, facultativa e de maturação), encontraram microcistina, com concentrações de 2,3 a 56 µg/L, e atribuíram sua presença à *Microcystis aeruginosa*. Além da *Microcystis*, Carvalho *et al.* (2013) destacam que *Planktothrix* e *Aphanizomenon* (táxons encontrados nas lagoas monitoradas nesse estudo) também são potenciais produtores de toxinas.

Lima (2015) avaliou a eficiência de lagoas de estabilização em série em 7 ETEs localizadas no Rio Grande do Norte, bem como a presença de cianobactérias. *Merismopedia tenuissima* foi dominante (acima de 50% do total da amostra) em 4 ETEs, já *Microcystis* sp. foi dominante em 1 ETE. Kumar e Sahy (2012) realizaram estudo ecológico de lagoa de estabilização na Índia, a fim de determinar a ocorrência e abundância de cianobactérias em tratamento de esgoto. Encontraram que

Microcystis aeruginosa e *Merismopedia* sp. foram dominantes e observadas durante todas as estações do estudo – verão, inverno e período chuvoso.

No trabalho realizado por Pastich *et al.* (2016) foram avaliados os fatores de influência em comunidades de fitoplâncton, em dois sistemas de lagoas: 1) ETE do Rio Formoso, com reator UASB e lagoa de polimento e 2) ETE de Petrolândia, com uma lagoa facultativa e duas de maturação em série, ambas localizadas no estado de Pernambuco. O gênero encontrado com maior abundância relativa foi *Oscillatoria* (não verificada no presente trabalho), e em segundo o gênero com maior abundância relativa foi *Microcystis aeruginosa* e em terceiro, *Merismopedia tenuissima*.

Destes táxons, é possível observar que o gênero *Merismopedia* foi constante nas duas lagoas (M5 e M10). Morales, Kellner & Cordeiro (2014) realizaram estudos na Estação de Tratamento de Esgoto do Distrito de Santa Eudóxia, município de São Carlos (SP), com coletas mensais no ponto de junção das lagoas facultativas antes do seu lançamento no rio. Os autores identificaram três gêneros de cianobactérias como mais significativos, na ordem de densidade *Merismopedia*, *Pseudanabaena* e *Limnothrix*.

Além disso, é possível destacar que o gênero *Microcystis* sp. foi encontrado de forma comum na lagoa M5 e constante na lagoa M10. Gênero esse também encontrado por Aquino *et al.* (2011), que estudaram a composição do fitoplâncton na lagoa de estabilização de processo facultativo que compõe a ETE de Barbalha, localizada no Ceará. Os autores destacaram que, quanto à frequência de ocorrência os meses correspondentes ao período chuvoso, as cianobactérias foram destaque, com os seguintes táxons enquadrados na categoria muito frequente: *Microcystis aeruginosa* (Kütz) Kütz. (83.3%), *Merismopedia trolleri* Bachmann, *Oscillatoria* sp. (100%), *P. isothrix* (100%) e *Geitlerinema unigranulatum* (Sing) Kom. & Azevedo. (83,3%). Já no período seco, esteve representada como muito frequente somente a cianobactéria *P. isothrix* (100%).

Albuquerque *et al.* (2020) realizaram pesquisas na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), localizada na cidade de Campina Grande/PB, o qual sistema foi constituído por um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* - UASB), um tanque de equalização e uma lagoa de transbordo responsáveis por alimentar quatro lagoas. As espécies filamentosas de cianobactérias (*Cylindropermopsis raciborkii*,

Phormidium sp, *Lynblya* sp *Gleiterinema* sp, *Oscillatoria* sp e *Planktothrix* sp) mostraram competitividade com as demais espécies fitoplanctônicas.

Os autores também destacam que, provavelmente, o sucesso competitivo das cianobactérias encontradas, principalmente da espécie filamentosa dominante (*Planktothrix* sp) em relação a outras espécies, está baseado em estratégias fisiológicas, adaptativas e ecológicas das mesmas, e fortalecido devido ao fornecimento das condições adequadas ao seu desenvolvimento.

Os gêneros *Aphanocapsa* e *Planktothrix* também foram encontradas. Segundo Aquino (2010), é possível a coexistência e até mesmo a alternância entre as cianobactérias cocóides (*Microscystis* sp. e *Merimopédia* sp.) e filamentosas (*Planktothrix* sp.) em lagoas de tratamento de esgotos.

6.3.2 Algas verdes

Conforme Florentino *et al.* (2019) e Rawat *et al.* (2011), as microalgas desempenham um papel importante nestes ecossistemas, consumindo dióxido de carbono e nutrientes, produzindo oxigênio que é utilizado pelas bactérias para oxidar a matéria orgânica. Além disso, podem influenciar as condições físico-químicas do efluente, modificando a cor, turbidez, oxigenação e alcalinidade das lagoas. Embora tenham grande importância durante o tratamento, as microalgas podem ter impacto negativo na qualidade dos corpos hídricos receptores devido ao seu alto teor de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, que podem ser utilizados como substrato para o crescimento bacteriano.

O grupo das algas verdes encontrado é apresentado na tabela 16. É possível observar que os gêneros constantes nas duas lagoas foram *Desmodesmus*, *Dictyosphaerium*, *Micractinium*, *Monoraphidium* e *Scenedesmus*. Alguns desses gêneros, tais como *Micractinium*, *Monoraphidium* e *Scenedesmus*, também identificados no trabalho de Sperling & Oliveira, (2010). Os autores utilizaram um aparato experimental que consistia de um reator UASB, quatro lagoas de polimento e dois filtros de pedra, sendo que as lagoas 1 e 2 operaram em série e as lagoas 3 e 4 em paralelo na ETE Experimental UFMG/COPASA, localizada em Belo Horizonte. Durante todo o período de estudo constataram que as classes de algas que se mostraram dominantes foram clorofíceas e euglenofíceas.

Destaca-se também que, dos 22 táxons (gêneros) encontrados na lagoa M5, que não recebe o lixiviado, somente 3 não foram detectados na lagoa que recebe o lixiviado. Segundo Oliveira (2013), elas estão distribuídas em águas de diferentes concentrações químicas, porém, suas espécies são muito registradas em ecossistemas com elevado grau de trofia devido à habilidade competitiva para assimilar nutrientes e viver em ecossistemas lênticos e com pouca turbulência.

Tabela 16 — Composição e frequência do grupo algas verdes nas duas lagoas de maturação: M5 (módulo I: tratamento de esgoto) e M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado).

Grupo	Frequências nas lagoas			
	M5		M10	
Algas Verdes	% Encontrado	Classificação	% Encontrado	Classificação
<i>Golenkinia</i> sp.	ND	ND	3%	RR
<i>Pediastrum</i> sp.	ND	ND	3%	RR
<i>Polyedriopsis</i> sp.	ND	ND	6%	RR
<i>Scenedesmus</i> sp.	77%	CT	90%	CT
<i>Monoraphidium</i> sp.	74%	CT	74%	CT
<i>Desmodesmus</i> sp.	71%	CT	77%	CT
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	68%	CT	74%	CT
<i>Micractinium</i> sp.	61%	CT	65%	CT
<i>Actinastrum</i> sp.	45%	CM	55%	CT
<i>Tetraedron</i> sp.	19%	CM	29%	CM
<i>Chlorella</i> sp.	10%	RR	10%	RR
<i>Coelastrum</i> sp.	10%	RR	13%	CM
<i>Coronastrum</i> sp.	10%	RR	13%	CM
<i>Oocystis</i> sp.	10%	RR	16%	CM
<i>Didymogenes</i> sp.	6%	RR	19%	CM
<i>Chodatella</i> sp.	3%	RR	ND	ND
<i>Closterium</i> sp.	3%	RR	3%	RR
<i>Crucigenia</i> sp.	3%	RR	ND	ND
<i>Crucigeniella</i> sp.	3%	RR	6%	RR
<i>Kirchneriella</i> sp.	3%	RR	3%	RR
<i>Pseudokirchneriella</i> sp.	3%	RR	3%	RR
<i>Schroederia</i> sp.	3%	RR	ND	ND

Legenda: CT: Constante; CM: Comum; RR: Rara e ND: Não Detectado.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

As algas assimilam os nutrientes que estão presentes nos efluentes, e com isso, vários compostos químicos podem ficar retidos na biomassa. Depois de recolhido das lagoas, esse material pode servir de matéria prima para indústrias. A alga *Scenedesmus obliquus* é reconhecida pela sua capacidade de crescimento e acumulação de lipídios a partir de efluentes domésticos, bem como elevada remoção de nutrientes, nitrogênio e fósforo acima de 70% (Ling *et al.*, 2019).

Souza *et al.* (2021) avaliaram o efeito do uso de lixiviado de aterro sanitário, submetido a tratamento secundário, em lagoa de estabilização, no cultivo de *Scenedesmus* sp. O lixiviado foi misturado com água em diferentes concentrações (0, 20, 40, 60 80 e 100%) antes do cultivo. Os autores constataram que a melhor proporção para a produção de biomassa de lipídios foi 80% de lixiviado. Também foi verificado que *Scenedesmus* sp. removeu metais (Al, Cd, Cu, Fe, Ni, Rb e Zn) da mistura de 80% por biosorção, sugerindo que a microalga pode ser utilizada para remediar efluentes com elevado potencial poluidor.

Soldatelli (2007) avaliou a comunidade fitoplanctônica, relacionando-a com as variáveis físicas, físico-químicas e químicas das lagoas de maturação da estação de tratamento de esgotos da Universidade de Caxias do Sul, no período de um ano. Observou que os gêneros que apresentaram a maior densidade foram representados por *Chlamydomonas*, *Chorella*, *chorococcum* e *Monoraphidium*. O autor também destacou que *Chlamydomonas*, *Chorella*, *chorococcum* vicejam em ambientes poluídos por matéria orgânica ou altamente mineralizados por esta.

6.3.3 Diatomáceas

Na tabela 17 estão descritos os táxons do grupo de diatomáceas somente dois grupos são identificados nas duas lagoas *Cyclotella* sp. e *Nitzschia* sp.

De acordo com El Hachemi *et al.* (2016), as diatomáceas têm sido, na maioria das vezes, representadas pelo gênero *Nitzschia*. Esses organismos são geralmente observados a jusante da estação, sendo detectados em águas com baixos níveis de poluição.

Tabela 17 — Composição e frequência do grupo de diatomáceas nas duas lagoas de maturação: M5 (módulo I: tratamento de esgoto) e M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado)

Grupo	Frequências nas lagoas			
	M5		M10	
Diatomáceas				
Táxons	% Encontrado	Classificação	% Encontrado	Classificação
<i>Cyclotella</i> sp.	29%	CM	35%	CM
<i>Aulacoseira</i> sp.	3%	RR	ND	ND
<i>Navicula</i> sp.	ND	ND	3%	RR
<i>Nitzschia</i> sp.	6%	RR	26%	CM

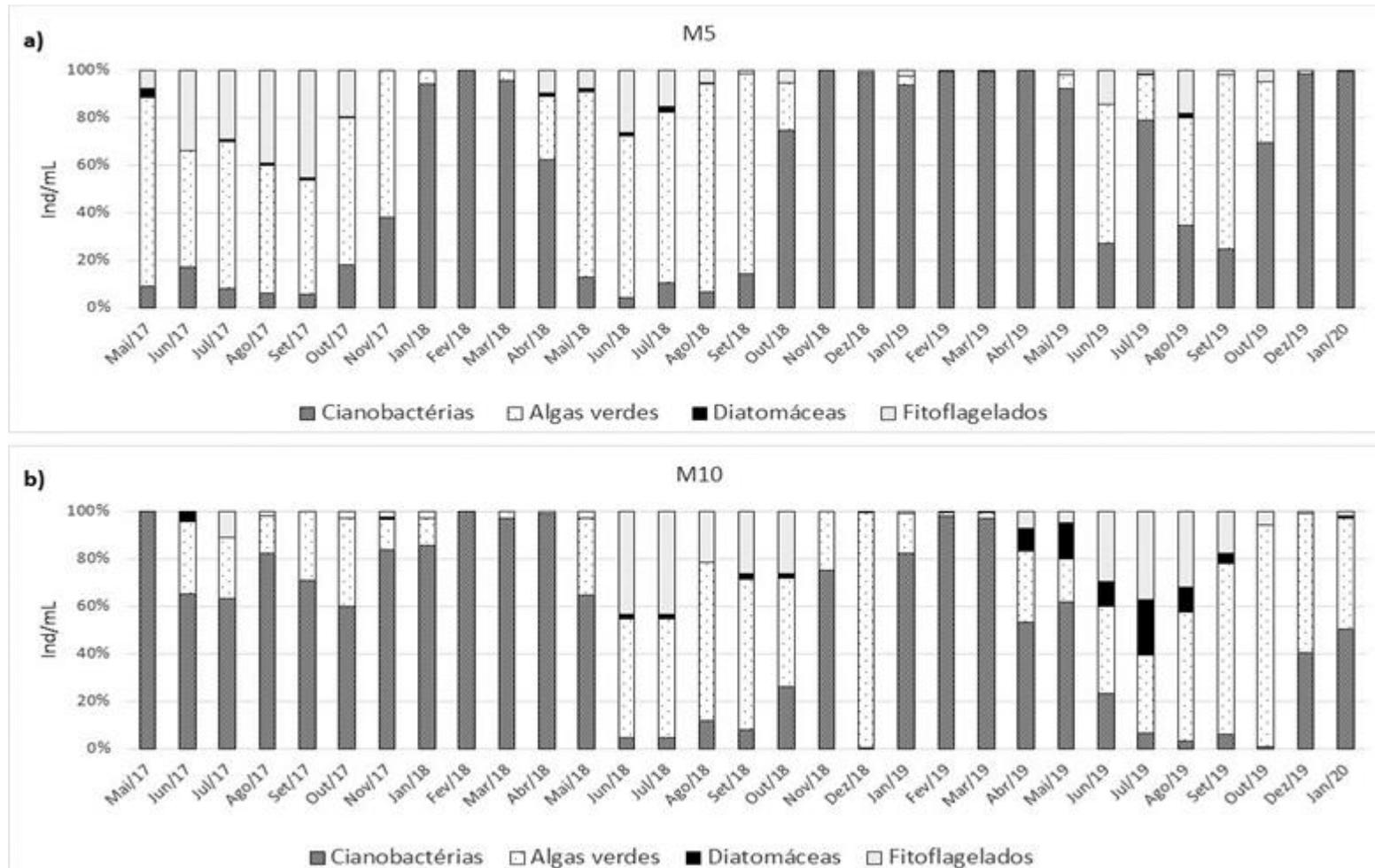
Legenda: CT: Constante; CM: Comum; RR: Rara e ND: Não Detectado.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

A partir da análise da ocorrência durante o período estudado, tanto na lagoa M5 como Lagoa M10, é possível observar, conforme figura 14, que o grupo de diatomáceas são identificadas em meses mais frios (abril, maio, junho, julho, agosto, setembro, outubro), com temperatura média das amostras de $17,9 \pm 3,7$ °C. Fato que também foi relatado por Soldatelli & Schwarzbald (2011), na avaliação da comunidade fitoplanctônica das lagoas de maturação da estação de tratamento de esgotos da Universidade de Caxias do Sul.

Segundo os autores supracitados, as diatomáceas apresentam elevada taxa fotossintética mesmo sob intensidades luminosas mais baixas. Dessa forma, otimizam seu crescimento em épocas de menor incidência de radiação solar. Além disso, elas são mais bem adaptadas a crescer em baixas temperaturas do que outros grupos do fitoplâncton.

Figura 14 - Percentual de indivíduos/mL encontrados em cada amostra durante o período de estudo nas lagoas da ETE Belém Novo: (a) lagoa M5 (módulo I: tratamento de esgoto) e (b) lagoa M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado).



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

6.3.4 Fitoflagelados

Segundo Vilar & Moura (2013), os fitoflagelados constituem uma categoria genérica de espécies algais dotadas de flagelo, o que proporciona uma vantagem competitiva em relação a outros grupos, no que se refere à capacidade de deslocamento na coluna d'água. Podendo compreender representantes de diversas classes tais como: Euglenophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae e Chlorophyceae. Além disso, possuem forte habilidade na assimilação de nutrientes (dissolvidos e particulados).

A partir da análise da figura 14, é possível constatar que o grupo de fitoflagelados, apesar de serem identificados 14 gêneros (o que representa 30% dos gêneros encontrados), apresentam uma porcentagem de indivíduos/mL menor se comparada com o grupo de cianobactérias. Nas duas lagoas, pode-se observar a presença constante do gênero *Pteromonas* e presença comum do gênero *Chamydomonas*, conforme apresentado na tabela 18.

Tabela 18 — Composição e frequência do grupo fitoflagelados nas duas lagoas de maturação: M5 (módulo I: tratamento de esgoto) e M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado).

Grupo	Frequências nas lagoas			
	M5		M10	
Fitoflagelados	% Encontrado	Classificação	% Encontrado	Classificação
<i>Pteromonas</i> sp.	55%	CT	68%	CT
<i>Chamydomonas</i> sp.	39%	CM	39%	CM
<i>Chlorogonium</i> sp.	3%	RR	3%	RR
<i>Chroomonas</i> sp.	13%	CM	29%	CM
<i>Collodictyon</i> sp.	3%	RR	3%	RR
<i>Cryptoglana</i> sp.	ND	ND	3%	RR
<i>Cryptomonas</i> sp.	10%	RR	6%	RR
<i>Goniomonas</i> sp.	3%	RR	ND	ND
<i>Katodinium</i> sp.	6%	RR	3%	RR
<i>Phacus</i> sp.	ND	ND	6%	RR
<i>Trachelomonas</i> sp.	3%	RR	10%	RR
<i>Peranema</i> sp.	ND	ND	3%	RR
<i>Bicosoeca</i> sp.	ND	ND	3%	RR
<i>Euglena</i> sp.	ND	ND	10%	RR

Legenda: CT: Constante; CM: Comum; RR: Rara e ND: Não Detectado.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

O gênero *Pteromonas* também foi identificado por Oliveira (2010), que avaliou a comunidade fitoplanctônica da lagoa facultativa do módulo III da estação de tratamento de esgotos de Mangabeira em João Pessoa. Esse gênero ocorreu simultaneamente no afluente e no efluente da lagoa, com frequência de ocorrência 25,6% para afluente e 17,9% para efluente.

Segundo Von Sperling (2019), o gênero *Chamydomonas* tende a ser dominante nos períodos frios, por possuírem flagelos tem capacidade de locomoção conseguindo uma otimização da posição com relação à incidência da luz e à temperatura.

Martin *et al.* (2011) avaliaram o desempenho de um sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário, em escala piloto, formado por três lagoas em série (L1, L2 e L3) seguidas por um filtro de pedras (FP). O lixiviado bruto utilizado nesta pesquisa era proveniente do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, em Biguaçu, Santa Catarina. Os autores detectaram presença marcante do gênero *Chlamydomonas*, em ambas as lagoas fotossintéticas (L2 e L3). Associaram essa ocorrência ao fato de

esses organismos serem frequentes em lagoas de estabilização, servindo para caracterizar as fases ou condições de tratamento de acordo com suas exigências tróficas, suportando perfeitamente ambientes ricos em matéria orgânica em decomposição.

Fernandes (2009) avaliou uma estação piloto de tratamento de lixo de aterro sanitário, localizada na Universidade Federal de Santa Catarina, composta por 3 lagoas de estabilização em série: lagoa 1 (L1), lagoa 2 (L2) e lagoa 3 (L3), sendo L1 anaeróbia e L2 e L3 aeróbias. O autor encontrou baixa riqueza de espécies, quando foi avaliada a comunidade planctônica, com predominância de *Chlamydomonas* sp. (densidade relativa acima de 50% e frequência de 100%).

6.4 RESULTADOS ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS

No presente trabalho, também foram estudados os ensaios toxicológicos, utilizando dois organismos-teste, *Daphnia similis* e *Vibrio Fischer* para as amostras das lagoas de maturação M5 (tratamento de esgoto) e M10 (tratamento esgoto + lixo), bem como do efluente final do tratamento da ETE Belém Novo e de uma amostra de lixo bruto, proveniente da lagoa de alta taxa (tanque pulmão). Os resultados são extremamente importantes, pois identificam a maior concentração da amostra na qual não se observa efeito no organismo-teste, nas condições estabelecidas pelo método de ensaio utilizados.

A amostra de lixo bruto apresentou para o ensaio de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri*, fator de toxicidade (FT) igual a 8, em que o efeito inibitório foi menor que 20% e CE₂₀ igual a 19,53%. Porém, para o ensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis*, foi encontrado fator de toxicidade de 32 e CE₅₀ 8,25%.

Os resultados observados no presente trabalho diferem dos encontrados por Campos & Piveli (2016). Os autores avaliaram a redução da toxicidade no efluente gerado pelo processo híbrido IFAS (*Integrated Fixed-Film Activated Sludge*), tratando lixo de aterro sanitário com esgoto doméstico. A metodologia de avaliação de toxicidade foi realizada utilizando-se a bactéria marinha, que se mostrou mais sensível aos compostos presentes nas amostras quando comparadas com a técnica utilizando os microcrustáceos *D. similis*.

Mannarino *et al.* (2010) avaliaram a eficiência do tratamento combinado do lixiviado de aterro sanitário em estação de tratamento de esgoto (ETE Icaraí), e monitoraram a toxicidade de seus afluentes e fluxo de saída. O lixiviado não ultrapassou 1,5% em volume na planta. Os testes de toxicidade aguda mostraram que o lixiviado é muito mais prejudicial para *D. rerio* (CL50≈4%) e *D. similis* (CL50≈5%) do que o esgoto (*D. rerio* CL50≈62%; *D. similis* CL50≈22%). Entretanto, estatisticamente, a mistura de lixiviado com esgoto não resultou em maior toxicidade (*D. rerio* CL50≈57%; *D. similis* CL50≈12%) para tratamento do que o esgoto bruto. Após o tratamento, a toxicidade de saída (*D. rerio* CL50≈76%; *D. similis* CL50≈16%) atendeu às leis ambientais. Nos testes com *Daphnia similis*, o fator de toxicidade para o afluente variou entre 8 e 16; para esgoto bruto entre 4 e 32, e para lixiviado entre 32 e 64.

Restrepo (2013) realizou estudo em que foram construídos três reatores que simulam a produção de lixiviados de aterro sanitário. Os reatores pilotos possuíam diferentes composições de massas de preenchimentos, codificados como: 1- preenchido exclusivamente com material orgânico, 2 - preenchido com RSU sintético (RSU-S), uma mistura de material orgânico e inorgânico e 3 - preenchido RSU provenientes da coleta municipal da cidade de Florianópolis. Foram coletadas amostras de lixiviados a cada 7 dias durante um período de 17 meses. Os testes de toxicidade aguda, realizados com *Daphnia magna* e *Vibrio fischeri*, mostraram que os lixiviados produzidos no interior de todos os reatores são tóxicos, apresentando para *Daphnia magna* CE50 < 1% e para *Vibrio fischeri* CE50 < 12% em média. Os resultados indicam que os microcrustáceos são mais sensíveis a estes compostos, sendo mais apropriados para o estudo.

Campos & Piveli (2016) ainda ressaltam a necessidade do uso de mais de um organismo para avaliação e mapeamento do efeito tóxico, sobretudo, quando se trata de uma matriz complexa como lixiviado de aterro sanitário.

Fatores ambientais, como pH, também influenciam no efeito tóxico, principalmente de substâncias e/ou íons, cuja toxicidade é dependente do pH, como a amônia. A toxicidade do nitrogênio amoniacal está diretamente relacionada com os valores do pH do meio. Segundo Von Sperling (2014), para valores pH menor que 8, todo o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma do íon amônio (NH₄⁺), não tóxica. Contudo, em pH igual a 9,2, aproximadamente 50% do nitrogênio amoniacal está na

forma de amônia gasosa (NH_3), tóxica, e 50% na forma de NH_4^+ . Já em valores de pH maiores que 11, praticamente todo o nitrogênio está na forma de NH_3 . Acredita-se que essa informação contribua na explicação dos resultados de toxicidade encontrados para amostra de lixiviado, já que o mesmo apresentou o valor de pH de 8,11.

A tabela 19 apresenta os resultados encontrados para toxicidade das amostras das lagoas M5 (tratamento de esgoto) e M10 (tratamento esgoto + lixiviado), bem como do efluente final do tratamento da ETE Belém Novo. É possível observar que em nenhuma das amostras foi detectado toxicidade. O fato das lagoas M5 e M10 apresentarem uma alta remoção de nitrogênio amoniacal pode também ter contribuído com esse resultado.

Tabela 19 — os resultados encontrados para toxicidade das amostras das lagoas M5 (módulo I: tratamento de esgoto), M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado) e efluente final

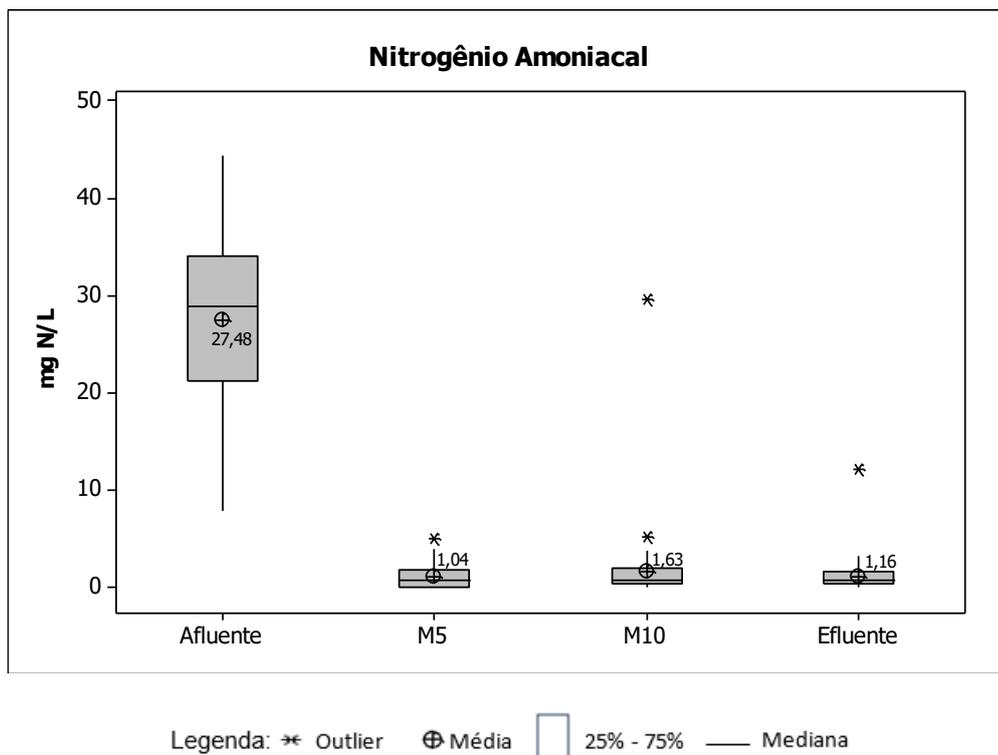
Ensaio	Amostras	Abr/18	Out/18	Abr/19	Out/19	Dez/19	Out/20	Abr/21	Out/21
<i>D. similis</i>	M5	ND							
	M10	ND							
	Efluente	ND							
<i>V. fischeri</i>	M5	ND							
	M10	ND							
	Efluente	ND							

Legenda: ND - Não Detectado

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Apesar de os valores de pH encontrados para as lagoas serem em média 9,2 para M5 e 9,0 para M10, destaca-se que a taxa de remoção de nitrogênio amoniacal encontrada foi superior a 90%. A concentração média no efluente de nitrogênio amoniacal foi de 1,04 mg N/L para a lagoa M5 e 1,63 mg N/L para a lagoa M10, conforme figura 15.

Figura 15 — Diagramas de caixa referentes aos valores de pH encontrados no afluente, M5 (módulo I: tratamento de esgoto), M10 (módulo II: tratamento de esgoto + lixiviado) e efluente final.



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Outro ponto importante a ser destacado, quando se observa a figura 15, é que a lagoa M10 possui um ponto bem discrepante do valor médio, que corresponde a um resultado encontrado em agosto de 2018, em que o valor de nitrogênio amoniacal foi de 29,59 mg N/L. Além desse parâmetro, também foi verificado o pH da amostra (pH 7,7), para correlacionar com o resultado do ensaio toxicológico. Mesmo com a elevada concentração de amônia, a partir dos ensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri*, não foi detectado toxicidade nessa amostra, o que pode estar relacionado ao nitrogênio amoniacal detectado encontrar-se na forma do íon amônio (NH_4^+), que seria não tóxico.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A composição do esgoto afluyente à ETE Belém Novo apresentou, nos cinco anos de monitoramento adotados no presente estudo, valores médios que descrevem a composição típica de esgoto doméstico bruto considerado fraco.

Foram observadas faixas de eficiência abaixo do esperado na literatura para lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação para os parâmetros de DBO, DQO e fósforo. Porém uma alta eficiência de remoção para nitrogênio amoniacal com uma média de $95,7 \pm 2,5\%$ para o período. Em relação à remoção de organismos patogênicos, a percentagem de remoção de coliformes foi compatível com o descrito pela literatura.

O lixiviado, que é adicionado nas lagoas do módulo II da ETE estudada, é proveniente do Aterro da Extrema, que iniciou sua operação em 1997 e terminou em 2002. Pela idade do aterro (26 anos) e os valores médios DQO de $1306 \pm 359,9$ mg/L e $N-NH_3$ $356 \pm 56,0$ mg/L encontrados durante o período estudado, o lixiviado gerado é classificado como estabilizado, de acordo com a literatura.

Entre os parâmetros avaliados para as duas lagoas (M5: tratamento esgoto doméstico e M10: tratamento esgoto doméstico + lixiviado), DBO, DQO podem ser considerados estatisticamente diferentes para um nível de confiança de 95% (p-valor $< 0,05$). Desta forma, constata-se o efeito da inserção de lixiviado no efluente final das lagoas, o que pode ser decorrente das suas características, bem como da quantidade percentual de lixiviado inserido no tratamento, que em média foi de $2,7 \pm 0,4\%$.

A estação de Tratamento de Esgotos apresentou uma remoção média de DQO de $14,9 \pm 13,1\%$, de DBO média $47,9 \pm 9,7\%$, de fósforo de $32,3 \pm 12,6\%$ e nitrogênio amoniacal de $95,7 \pm 2,5\%$ no período de estudo.

A comunidade fitoplanctônica das lagoas foi composta por 46 táxons distribuídos em quatro classes taxonômicas, sendo 6 pertencentes ao grupo Cianobactérias (13%), 22 ao grupo das Algas verdes (48%), 4 ao grupo Diatomáceas (9%) e 14 ao grupo Fitoflagelados (30%).

O gênero considerado constante em relação a sua frequência nas duas lagoas de maturação (M5 e M10) pertencentes ao grupo das cianobactérias foi *Merismopedia* sp., para o grupo de algas verdes os gêneros constantes foram: *Scenedesmus* sp., *Monoraphidium* sp., *Desmodesmus* sp., *Dictyosphaerium* sp., *Micractinium* sp. e para

o grupo fitoflagelados o gênero constante foi *Pteromonas* sp. Porém, para o grupo de diatomáceas, nenhum gênero foi classificado como constante, mas o gênero *Cyclotella* foi considerado comum nas duas lagoas durante o período avaliado.

Em relação aos ensaios ecotoxicológicos, não foi detectada toxicidade para as amostras avaliadas provenientes das lagoas de maturação (M5 e M10), bem como para o efluente final da estação de tratamento no período estudado.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2022. São Paulo: Abrelpe, 2022. 64 p. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2022/>. Acesso em: 06 out. 2023.

ALBUQUERQUE, Edilinson Martins de. Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados. 2012. 281 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo - Usp, São Carlos, 2012

ALBUQUERQUE, Edilinson Martins de; POZZI, Eloisa; SAKAMOTO, Isabel Kimiko; JURANDYR, Povinelli. Treatability of landfill leachate combined with sanitary sewage in an activated sludge system. *Journal Of Water Process Engineering*, [S.L.], v. 23, p. 119-128, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.03.011>

ALBUQUERQUE, Maria Virgínia da Conceição et al. Daphnias spp. como organismos bioindicadores de toxicidade e caracterização ambiental de sistemas aquáticos eutrofizados. *Anais do VI CONAPESC...* Campina Grande: Realize Editora, 2021. Disponível em: <https://editorarealize.com.br/index.php/artigo/visualizar/77054>>. Acesso em: 25/09/2022 21:19

ALBUQUERQUE, Maria Virgínia da Conceição; CARTAXO, Amanda Barbosa da Silva; PONTES, Tatiana Gomes de; LOPES, Wilton Silva; LEITE, Valderi Duarte; SOUSA, José Tavares de. Fitoplâncton em Lagoas de Polimento no Pós Tratamento De Efluente de Reator Anaeróbio. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, [S.L.], v. 9, n. 3, p. 424, 30 set. 2020. Universidade do Sul de Santa Catarina - UNISUL. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v9e32020424-437>.

ALBUQUERQUE, Maria Virgínia da Conceição; SOUZA, Cinthia Raquel de, PONTES, Tatiana Gomes de; SOUSA, José Tavares de. Identificação de fitoplâncton em lagoas

de polimento no pós-tratamento de efluente anaeróbio. *Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 8, n. 5, p. 21-33, 2016.

ALI, Alaa E.; SALEM, Waheed M.; YOUNES, Sara M.; KAID, Mohammed. Modeling climatic effect on physiochemical parameters and microorganisms of Stabilization Pond Performance. *Heliyon*, [S.L.], v. 6, n. 5, mai. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04005>.

ALMEIDA, Anderson Ruan Gomes de. Remoção de Matéria Orgânica e Calibração de um Modelo de Remoção de Amônia em uma Série de Lagoas de Estabilização em Escala Real. 2017. 92 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

AMENGUAL-MORRO, Caterina; NIELL, Gabriel Moyà; MARTÍNEZ-TABERNER, Antoni. Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. *Journal Of Environmental Management*, [S.L.], v. 95, p. 71-76, mar. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.07.008>.

APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – SMEWW. American Public Health Association – APHA, 23th ed., Washington – USA, 2017.

AQUINO, Eveline Pinheiro; OLIVEIRA, Elaine Cristina Conceição; FERNANDES, Ubirajara Lima; LACERDA, Sírléis Rodrigues. Fitoplâncton de uma Lagoa de Estabilização no Nordeste do Brasil. *Brazilian Journal Of Aquatic Science And Technology*, [S.L.], v. 15, n. 1, p. 71, 6 set. 2011. Editora UNIVALI. <http://dx.doi.org/10.14210/bjast.v15n1.p71-77>.

ARENZON, A.; NETO, P. J. T.; GERBER, W. Manual sobre toxicidade em efluentes industriais, Porto Alegre: CEP SENAI de Artes Gráficas Henrique d'Ávila Bertaso, 2011

BAETTKER, Ellen Caroline. Avaliação da Tratabilidade de Lixiviado de Aterro Sanitário Combinado com Esgoto Sanitário em Reator Anaeróbio Tipo UASB. 2019.

228 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

BARBOZA, Luís Gabriel Antão. O Biomonitoramento Aquático como Ferramenta de Gestão Ambiental. 2011. 64 f. TCC (Graduação) - Curso de Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental da Universidade Tecnológica, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2011

BARROSO JÚNIOR, José Carlos Alves; SILVA, Maria Cristina de Almeida; HOYOS, Nestor Leonel Muñoz; MONTEGGIA, Luiz Olinto. Evaluation of UASB effluent post-treatment in pilot-scale by microalgae HRP and macrophytes pond for nutrient recovery. *Journal Of Cleaner Production*, [S.L.], v. 357, jul. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131951>.

BASTOS, Rafael KX et al. Dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica em lagoas de polimento: estudo de caso no sudeste brasileiro. *Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, v. 3, n. 1, p. 97-107, 2010.

BENTO, Alessandra Pellizzaro. Tratamento de Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização Com Suportes para o Desenvolvimento de Perifiton - Biofilme. 2005. 197 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

BIDONE, Ricardo Figueira. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso - Central de Resíduos do Recreio. *Minas do Leão/RS*, v. 2, 2007.

CAMPOS, Fábio; PIVELI, Roque Passos. Reduction of acute toxicity of landfill leachate in co-treatment with domestic sewage by integrated fixed-film activated sludge reactor. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science*,

[S.L.], v. 11, n. 2, p. 316, 15 abr. 2016. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1835>.

CARARD, Rafael Faria. Tratamento de Lixiviado de Aterro por Ozonização Fotocatalítica com TiO₂. 2018. 164 f. Dissertação (Mestrado em Inovações Tecnológicas) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2018.

CARVALHO, M. D. C., AGUJARO, L. F., PIRES, D. A., & PICOLI, C. (2013). Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais. Governo do Estado Sao Paulo. Secretaria do Meio Ambiente, CETESB, 47.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. Reatores Anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte: UFMG, 2000.

CONAMA. Resolução CONAMA 357/2005, de 17 de Março de 2005. Dispõem sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, Ministério do Meio ambiente, 2005.

CONAMA. Resolução CONAMA 430/2011, de 13 de Maio de 2011. Dispõem sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução no357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2011.

COSTA, Carla Regina; OLIVI, Paulo; BOTTA, Clarice M. R.; ESPINDOLA, Evaldo L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. Química Nova, [S.L.], v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422008000700038>.

CRUZ, Letícia Silveira; SOUZA, Wesley Gabrieli de; KELLER Regina de Pinho; CASSINI, Sérgio Túlio Alves; GONÇALVES Ricardo Franci. Variação temporal quali-

quantitativa das comunidades fitoplanctônicas em uma lagoa de polimento de efluente anaeróbio. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005.

D'ALESSANDRO, E. B.; SAAVEDRA, N. K.; SANTIAGO, M. F.; SILVA, M. F. Dinâmica e sazonalidade das variáveis físico-químicas e biológicas de uma lagoa facultativa. (DOI.: 10.5216/reec.v9i2.29447). REEC - Revista Eletrônica de Engenharia Civil, Goiânia, v. 9, n. 2, 2014. DOI: 10.5216/reec.v9i2.29447

DA SILVA, Luênia Kaline Tavares; DE SOUZA, Mariana Albuquerque Galvão; PIRES, Adriana Dias Moreira; LIMA, Karina da Silva; ALBUQUERQUE, Bruno César Dias de; ARAÚJO, André Luis Calado. Avaliação Preliminar da Eficiência de Remoção de Nutrientes, em Três Sistemas de Lagoas de Estabilização no Estado do Rio Grande do Norte. In: V CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA (CONNEPI 2010), 17 a 19 de nov. 2010, Maceió, Alagoas.

DA SILVA, Rosângela Maria; LIMA, Dayane de Andrade; LIMA, Jéssyca de Freitas; MOREIRA, Amanda Gonçalves; CHAVES, Jarbas Rodrigues. Lagoas de Estabilização: Um Estudo de Revisão. In: Anais do Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental e Sustentabilidade - Vol. 3: Congestas 2015, 9 a 11 de dez, João Pessoa, Paraíba.

D'ALESSANDRO, Emmanuel Bezerra; SAAVEDRA, Nora Katia. COMPORTAMENTO DE UMA LAGOA DE MATURAÇÃO: estudo de caso. Geoambiente On-Line, [S.L.], n. 32, p. 16-37, 29 dez. 2018. Universidade Federal de Goiás. <http://dx.doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i32.49535>.

DIAS, Alice Libânia Santana. Análise de Desempenho de Lagoas de Estabilização Empregadas para Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. 2012. 171 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

EI HACHEMI, O.; TORRENS, A.; ELMADANI, F.; EI HACHEMI, M. E. (2016). Phytoplankton aspect in a waste stabilization pond system–Figuig–Morocco. *Journal of Water Science & Environment Technologies*, 1(2)

FACCHIN, J.M.J.; COLOMBO, M.C.R.; COTRIM, S.L.S.; REICHERT, G.A. (2000) Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na ETE LAMI (Porto Alegre) após o Primeiro Ano de Operação. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000. Porto Alegre, p. 1-11.

FACCHIN, Joséni Maria José. Tratamento combinado de efluentes líquidos provenientes de atividades humanas: esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário. 2005. 110 f. TCC (Graduação) - Curso de Curso de Especialização em Sistemas e Tratamento de Esgotos Sanitários, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

FERNANDES, Heloísa. A Dinâmica da Biota em um Sistema de Lagoas de Estabilização para Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário. 2009. 186 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

FLORENTINO, A. P., COSTA, M. C., NASCIMENTO, J. G. S., ABDALA-NETO, E. F., MOTA, C. R., & SANTOS, A. B. D. (2019). Identification of microalgae from waste stabilization ponds and evaluation of electroflotation by alternate current for simultaneous biomass separation and cell disruption. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 24, 177-186.

GOMES, Ana Isabel de Emílio. Avaliação da Ecotoxicidade de Águas Superficiais Aplicação à Bacia Hidrográfica do Rio Leça. 2007. 184 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia do Ambiente (Área de Especialização de Tratamento de Águas e Águas Residuais), Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Porto, 2007.

GONÇALVES, Allan Bruno Dantas; LÊU, Antonio Alex Matias; LIMA, Marise Daniele Maciel; BRITO, Maria Gorethe de Sousa Lima; SANTOS, Yannice Tatiane da Costa. Remoção do nitrogênio amoniacal em um sistema de lagoas de estabilização na Região Metropolitana do Cariri (Ceará-Brasil). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30º, 16 a 19 jun. 2019, Natal, no Rio Grande do Norte.

GONÇALVES, Elizabeth Amaral Pastich. Caracterização da Comunidade Fitoplânctônica e Fatores Ambientais Correlacionados em Lagoa de Estabilização. 2007. 78 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós- Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

IBGE, Ministério da Economia, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa nacional de saneamento básico 2017: abastecimento de água e esgotamento sanitário. Rio de Janeiro: Ibge, 2020. 119 p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101734>. Acesso em: 20 jun. 2021.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. Tratamento de Esgotos Domésticos. 8. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2017. 916 p.

KAEBERNICK, M., & NEILAN, B. A. (2001). Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. *FEMS microbiology ecology*, 35(1), 1-9.

KALKA, J. Landfill Leachate Toxicity Removal in Combined Treatment with Municipal Wastewater. *The Scientific World Journal*, [S.L.], v. 2012, p. 1-7, 2012. Hindawi Limited. <http://dx.doi.org/10.1100/2012/202897>.

KUMAR, A., & SAHU, R. (2012). Ecological studies of Cyanobacteria in sewage pond of HEC industrial area, Ranchi India. *Bioscience discovery*, 3(1), 73-78.

KURNIAWAN, T; LO, W; CHAN, G. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal Of Hazardous Materials*, [S.L.], v. 129, n. 1-3, p. 80-100, 28 fev. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>.

LAGES, Maria Lúcia Portela de Deus. Dinâmica do Fitoplâncton em um Sistema de Lagoas de Estabilização No Semiárido Pernambucano. 2017. 118 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. DO. Geração e características do Lixiviado. In: GOMES, L. P. (Coord.). *Resíduos sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*, São Leopoldo, RS, p.26-59, 2009

LEITE, Valderi Duarte; OLIVEIRA, Alinne Gurjão de; CAMPOS, Andrezza Raphaella Costa; SOUSA, José Tavares de; LOPES, Wilton Silva; OLIVEIRA, Elaine Gurjão de. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em lagoas de estabilização. *Revista Dae*, [S.L.], v. 65, n. 207, p. 77-93, 2017. *Revista DAE*. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2016.036>.

LEITE, Valderi Duarte; CAMPOS, Andrezza Raphaella Costa; ALBUQUERQUE, Maria Virgínia da Conceição; CARTAXO, Amanda da Silva Barbosa; CÉLIA, Maria. Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização. **Meio Ambiente e Saneamento Básico: impactos e desafios no Brasil**, Piracanjuba-Go, p. 303-318, 2020. Editora Conhecimento Livre. <http://dx.doi.org/10.37423/200100076>.

LIMA, Diego de Farias. Tratamento Conjugado de águas Residuárias e Lixiviado de Aterro Sanitário em Lagoas de Estabilização Rasas. 2010. 96 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2010.

LIMA, Wedina Rodrigues de. Avaliação de sistemas de lagoas de estabilização em série no Rio Grande do Norte. 2015. 54f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2015.

LINDAMULLA, Lahiru; NANAYAKKARA, Nadeeshani; OTHMAN, Maazuza; JINADASA, Shameen; HERATH, Gemunu; JEGATHEESAN, Veeriah. Municipal Solid Waste Landfill Leachate Characteristics and Their Treatment Options in Tropical Countries. *Current Pollution Reports*, [S.L.], v. 8, n. 3, p. 273-287, 29 jun. 2022. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s40726-022-00222-x>

LING, Y., SUN, L. P., WANG, S. Y., LIN, C. S. K., SUN, Z., & ZHOU, Z. G. (2019). Cultivation of oleaginous microalga *Scenedesmus obliquus* coupled with wastewater treatment for enhanced biomass and lipid production. *Biochemical Engineering Journal*, 148, 162-169

MAGALHÃES, Danielly de Paiva; FERRÃO FILHO, Aloysio da Silva. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. *Oecol. Bras.*, v.12, n.3, p.355-381, 2008.

MAGALHÃES, Déborah Neide de. Toxicidade no Cotratamento de Esgoto Sanitário e Lixiviado de Aterro Sanitário. 2012. 41 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia; Saneamento ambiental) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

MAHAPATRA, Saswat; SAMAL, Kundan; DASH, Rajesh Roshan. Waste Stabilization Pond (WSP) for wastewater treatment: a review on factors, modelling and cost analysis. *Journal Of Environmental Management*, [S.L.], v. 308, p. 114668, abr. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114668>.

MANNARINO, Camille F.; FERREIRA, João Alberto; MOREIRA, Josino C.; BILA, Daniele M.; MAGALHÃES, Danielly P. Assessment of Combined Treatment of Landfill Urban Solid Waste Leachate and Sewage Using *Danio rerio* and *Daphnia similis*. *Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology*, [S.L.], v. 85, n. 3, p. 274-

278, 6 ago. 2010. Springer Science and Business Media LLC.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00128-010-0087-9>.

MANNARINO, Camille Ferreira. Avaliação do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Esgoto Doméstico Utilizando Indicadores Físico-Químicos e Biológicos. 2010. Tese de doutorado em Ciências na área de Saúde Pública e Meio Ambiente-Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2010

MANNARINO, Camille Ferreira; FERREIRA, João Alberto; MOREIRA, Josino Costa. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública - revisão bibliográfica. *Caderno de Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, p. 11-19, 2011.

MARTIGNAGO, Daniel Castro. Uso do fitoplâncton como bioindicador de qualidade da água da Lagoa Mangueira, Rio Grande do Sul, Brasil. 2019. 34 f. TCC (Graduação) - Curso de Curso de Biotecnologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2019.

MARTINS, Cláudia L.; FERNANDES, Heloísa; COSTA, Rejane H.R. Landfill leachate treatment as measured by nitrogen transformations in stabilization ponds. *Bioresource Technology*, [S.L.], v. 147, p. 562-568, nov. 2013. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.085>.

MARTINS, Cláudia Lavina; CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; COSTA, Rejane Helena Ribeiro da. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, [S.L.], v. 15, n. 4, p. 401-410, dez. 2010. FapUNIFESP (SciELO).
<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522010000400013>.

MARTINS, J., PEIXE, L., & VASCONCELOS, V. M. (2011). Unraveling cyanobacteria ecology in wastewater treatment plants (WWTP). *Microbial ecology*, 62, 241-256.

MEHMOOD, M.K.; ADETUTU, E.; NEDWELL, D.B.; BALL, A.S. In situ microbial

treatment of landfill leachate using aerated lagoons. *Bioresource Technology*, [S.L.], v. 100, n. 10, p. 2741-2744, maio 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.031>.

MENDONCA, Sergio Rolim. Sistemas de lagunas de estabilización: cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío. In: *Sistemas de lagunas de estabilización: Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadio*. 2000.

MIAO, Lei; YANG, Gangqing; TAO, Tao; PENG, Yongzhen. Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments – A review. *Journal Of Environmental Management*, [S.L.], v. 235, p. 178-185, abr. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.057>.

MIORIM, Mirela. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbico em reator UASB. São Leopoldo, 2018. 87f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo, 2017.

MOJIRI, Amin; ZHOU, John L.; RATNAWEERA, Harsha; OHASHI, Akiyoshi; OZAKI, Noriatsu; KINDAICHI, Tomonori; ASAKURA, Hiroshi. Treatment of landfill leachate with different techniques: an overview. *Journal Of Water Reuse And Desalination*, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 66-96, 1 dez. 2020. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wrd.2020.079>.

MORALES, F. I.; KELLNER, E.; CORDEIRO, J. S.; Avaliação da Qualidade do Efluente de Lagoa de Estabilização em Relação à Resolução Conama 430/2011: Estudo de Caso da ETE Santa Eudóxia - São Carlos (SP). *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, v. 2, n. 8, 2014. DOI: 10.17271/23188472282014726

MORAVIA, Wagner Guadagnin; LANGE, Liséte Celina; AMARAL, Míriam Cristina Santos. Avaliação da microfiltração para remoção do lodo gerado no processo oxidativo avançado empregando o reagente de Fenton no tratamento de lixiviado de

aterro sanitário. Engenharia Sanitaria e Ambiental, [S.L.], v. 16, n. 4, p. 379-386, dez. 2011. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522011000400009>.

NAKAMURA, Cláudia Yukie. Estudo de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e da água subterrânea no entorno de aterros sanitários em Minas Gerais. 2012. 146 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia; Saneamento ambiental) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

NASCENTES, Alexandre Lioi. Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico. 2013. 166 f. Tese de doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

NASCENTES, Alexandre Lioi; NASCIMENTO, Mariana Mattos Pereira do; BRASIL, Felipe da Costa; CAMPOS, Juacyara Carbonelli; FERREIRA, João Alberto. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico: aspectos operacionais e microbiológicos. Revista Eletrônica Teccen, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 05, 1 abr. 2015. Universidade Severino Sombra. <http://dx.doi.org/10.21727/teccen.v8i1.101>.
NOUR, Edson Aparecido Abdul et al. Tratamento biológico de formaldeído: toxicidade residual monitorada por bioensaios com *Daphnia similis*. Ecotoxicology and Environmental Contamination, v. 9, n. 1, p. 77-85, 2014.

OLIVEIRA, Alinne Gurjão de. Indicadores microbiológicos de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas. 2013. 80 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2013.

OLIVEIRA, Débora Carvalho da Silva; AZEVEDO, Paulo Gabriel Ferreira de; CAVALCANTI, Luiz Antônio Pimentel. Processos biológicos para o tratamento de efluentes: uma revisão integrativa. Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade, [S.L.], v. 8, n. 18, p. 397-415, 2021. Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade. [http://dx.doi.org/10.21438/rbgas\(2021\)081826](http://dx.doi.org/10.21438/rbgas(2021)081826).

OLIVEIRA, Expedito Rômulo Amado de. Observações sobre o Fitoplâncton de Lagoas de Estabilização e Avaliação de Remoção Algal Via Flotação com Ar Dissolvido. 2013. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

OLIVEIRA, Maribel Santos Roque de; CALIJURI, Maria do Carmo. Avaliação da comunidade fitoplanctônica da lagoa facultativa do módulo III da estação de tratamento de esgoto de Mangabeira (João Pessoa-PB). 2010.

OLIVEIRA, Mayra Silva de. Tratamento de lixiviados de aterro sanitário combinando coagulação (sulfato de alumínio) e técnicas eletroquímicas (diamante dopado com boro). 2019. 72 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal de Goiás – Regional Catalão, Catalão, 2019

OSPITIA THOLA, Beatriz Eugenia. Avaliação da Remoção de Nitrogênio e Fósforo em Banhados Construídos para o Tratamento Combinado de Esgoto Sanitário e Lixiviado de Aterro Sanitário Estabilizado. 2015. 115 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

PASKULIAKOVA, Andrea; MCGOWAN, Ted; TONRY, Steve; TOUZET, Nicolas. Phycoremediation of landfill leachate with the chlorophyte *Chlamydomonas* sp. SW15aRL and evaluation of toxicity pre and post treatment. *Ecotoxicology And Environmental Safety*, [S.L.], v. 147, p. 622-630, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.09.010>.

PASTICH, E. A., BARBOSA, S. M., FLORENCIO, L., GAVAZZA, S., & KATO, M. T. (2016). The influence of environmental factors on the diel variation of phytoplankton in stabilization ponds. *Interciencia*, 41(5), 330-333

PEROTTI, Nathalia. Estudo da Atenuação da Concentração de Poluentes em Lagoas de Estabilização Tratando Lixiviado de Aterro Sanitário. 2020. 130 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen, 2020.

RANJAN, Kshitij; CHAKRABORTY, Shubhrasekhar; VERMA, Mohini; IQBAL, Jawed; KUMAR, R. Naresh. Co-treatment of old landfill leachate and municipal wastewater in sequencing batch reactor (SBR): effect of landfill leachate concentration. *Water Quality Research Journal*, [S.L.], v. 51, n. 4, p. 377-387, 23 set. 2016. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wqrjc.2016.020>.

RAWAT, I., KUMAR, R. R., MUTANDA, T., & BUX, F. (2011). Dual role of microalgae: phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied energy*, 88(10), 3411-3424.

RENO U, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal Of Hazardous Materials*, [S.L.], v. 150, n. 3, p. 468-493, fev. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>.

REQUE, Patrícia Tambosi. Avaliação da Biodegradabilidade de Lixiviado de Aterro Sanitário Consorciado com Esgoto Doméstico em um Sistema Biológico de Tratamento de Efluentes. 2015. 169 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

RIBEIRO, Júlia Werneck; ROOKE, Juliana Maria Scoralick. Saneamento Básico e Sua Relação com o Meio Ambiente e a Saúde Pública. 2010. 36 f. TCC (Especialização) - Curso de Especialização em Análise Ambiental, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2010

RIBEIRO, Pollyana Caetano. Análise de fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e algas em lagoas de estabilização. 2007. 106f. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande - Paraíba, 2007.

ROCHA, E. M. R. Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização na redução da carga orgânica do percolado gerado no aterro da Muribeca (PE). Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

RUIZ, Gabriela Soares; TANNURI, Sylvia Torrezan; MAUAD, Cristiane Ribeiro; VENDRAMEL, Simone Maria Ribas; VENEU, Diego Macedo. Avaliação da eficiência de remoção de DQO, nitrogênio e fósforo no cotratamento de esgoto com lixiviado em sistema de lodos ativados. *Holos Environment*, [S.L.], v. 22, n. 1, p. 1-17, 29 abr. 2022. Lepidus Tecnologia. <http://dx.doi.org/10.14295/holos.v22i1.12463>.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; WERNER, V. R.; DOGO, C. R.; RIOS, F. R.; CARVALHO, L. R. Review of toxic species of cyanobacteria in Brazil. *Algological Studies*, Vol. 126, p. 251-265, 2008

SANTOS, Ana Silvia Pereira. Aspectos Técnicos e Econômicos do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização. 2010. 212 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010

SANTOS, Eloisa Maria dos Reis dos. Sistema Combinado Tratando Esgoto Sanitário Contendo Formaldeído: Toxicidade Remanescente Avaliada em Diferentes Níveis Tróficos. 2011. 208 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós- Graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Departamento de Saneamento e Ambiente, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2011.

SAWAGUCHI, Marcella Yuri Almeida; ASSUNÇÃO, Emily Giany; BOLONHESI, Isabela Bruna de Tavares Machado; COSTA, Gabriela Fonseca da; ASSUNÇÃO JÚNIOR, Vilson Gomes da. Pós-Tratamento de Lixiviado Estabilizado por Ciclo Completo, Adsorção e Oxidação Química. *Colloquium Exactarum*, [S.L.], v. 12, n. 3, p. 85-102, 8 fev. 2021. Associação Prudentina de Educação e Cultura (APEC). <http://dx.doi.org/10.5747/ce.2020.v12.n3.e333>.

SCANDELAI, Ana Paula Jambers; MARTINS, Danielly Cruz Campos; SYLLOS, Renan Souza de; TAVARES, Célia Regina Granhen. Ozonização como tratamento de lixiviado de aterro sanitário: um estudo de revisão / ozonation as a landfill leachate treatment. *Brazilian Journal Of Animal And Environmental Research*, [S.L.], v. 4, n. 3, p. 3404-3417, 27 jul. 2021. South Florida Publishing LLC. <http://dx.doi.org/10.34188/bjaerv4n3-048>.

SILVA FILHO, Pedro Alves da. Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização. 2007. 169 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental; Meio Ambiente; Recursos Hídricos e Hidráulica) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.

SILVA, Fernanda Barbosa da. Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros Sanitários. 2009. 117 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

SILVA, Joel Dias da. Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série: estudo em escala piloto. 2007. 218 f. Tese (Doutorado) -, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SILVA, Joel Dias da; COSTA, Rejane Helena Ribeiro da; MATIAS, William Gerson; CASTILHOS, Armando Borges de. Avaliação da Toxicidade de Lixiviados de Aterro Sanitário em Sistema de Lagoas de Estabilização com Testes de Toxicidade Aguda

(*Daphnia magna*). Revista Dae, [S.L.], v. 60, n. 189, p. 40-49, 2012. Revista DAE. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.089>.

SOLDATELLI, Volnei Flávio. Avaliação Da Comunidade Fitoplanctônica Em Lagoas De Estabilização Utilizadas No Tratamento De Efluentes Domésticos: Estudo De Caso - ETE - UCS. 2007. 182 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2007.

SOLDATELLI, Volnei Flávio; SCHWARZBOLD, Albano. Comunidade fitoplanctônica em lagoas de maturação, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. Iheringia, Série Botânica, v. 65, n. 1, p. 75-86, 2010.

SOUZA, L., LIMA, A. S., MATOS, Â. P., WHEELER, R. M., BORK, J. A., CUBAS, A. L. V., & MOECKE, E. H. S. (2021). Biopolishing sanitary landfill leachate via cultivation of lipid-rich *Scenedesmus* microalgae. *Journal of Cleaner Production*, 303, 127094.

SOUSA, Marcia Rodrigues de. Utilização de Ensaio de Ecotoxicidade no Biomonitoramento de Efluentes de ETES Industriais, Hospitalares e de Aterro Sanitário, Localizadas na Região Metropolitana de Fortaleza. 2010. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

SPELLMAN, Frank R.; DRINAN, Joanne E. Wastewater stabilization ponds. CRC Press, 2014.

SUZUKI, Laís Yuko; BATISTA, Aline Domingues; KURODA, Emília Kiyomi. Estudos Ecotoxicológicos de Lixiviado de Aterro Sanitário Antes e Após Várias Etapas do Tratamento. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, Brasil, v. 9, n. 11, p. 202-217, 10 nov. 2013. ANAP - Associação Amigos de Natureza de Alta Paulista. <http://dx.doi.org/10.17271/198008279112013672>.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S.A. (1993). *Integrated solid waste*

management: engineering principles and management issues. New York: McGraw-Hill. 978p

TENG, Chunying; ZHOU, Kanggen; PENG, Changhong; CHEN, Wei. Characterization and treatment of landfill leachate: a review. *Water Research*, [S.L.], v. 203, p. 117525, set. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2021.117525>.

VASCONCELOS, V. M., & PEREIRA, E. (2001). Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal). *Water Research*, 35(5), 1354-1357.

VILAR, Mauro Cesar Palmeira; MOURA Ariadne do Nascimento Fitoflagelados Indicadores De Poluição em um Trecho do Rio Pajeú (Nordeste). In: *Anais do VII ENCONTRO INTERNACIONAL DAS ÁGUAS – UNICAP*, 15 a 17 de mai. 2013, Recife, Pernambuco.

VON SPERLING, Marcos. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 472 p.

VON SPERLING, Marcos. *Lagoas de Estabilização*. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2017. 196 p.

WALLACE, Jack; CHAMPAGNE, Pascale; HALL, Geof. Multivariate statistical analysis of water chemistry conditions in three wastewater stabilization ponds with algae blooms and pH fluctuations. *Water Research*, [S.L.], v. 96, p. 155-165, jun. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.046>.

WU, Yudi; WANG, Boya; CHEN, Gang. Sustainable landfill leachate treatment. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, [S.L.], v. 38, n. 10, p. 1093-1100, 24 jun. 2020. SAGE Publications. <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x20931937>.