

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CAMPUS FREDERICO WESTPHALEN
ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

Nathalia Perotti

**ESTUDO DA ATENUAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE POLUENTES
EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO LIXIVIADO DE
ATERRO SANITÁRIO**

Frederico Westphalen, RS
2020

Nathalia Perotti

**ESTUDO DA ATENUAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE POLUENTES EM LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM- RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Engenheira Ambiental e Sanitarista.**

Orientador: Prof. Dr. Raphael Corrêa Medeiros

Frederico Westphalen, RS

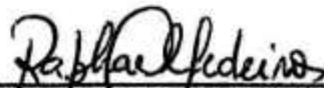
2020

Nathalia Perotti

**ESTUDO DA ATENUAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE POLUENTES EM SISTEMA
DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao curso de Engenharia
Ambiental e Sanitária, da Universidade
Federal de Santa Maria (UFSM- RS), como
requisito parcial para obtenção do grau de
Engenheira Ambiental e Sanitarista.

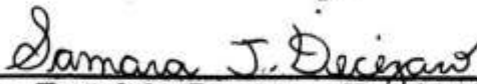
Aprovado em 31 de Julho de 2020



Raphael Corrêa Medeiros
(Presidente/Orientador)



Kelli Andreiza Galvan, Eng. Amb. e Sanitarista (UFSM)



Samara Terezinha Decezaro, Dra. (UFSM)

Frédérico Westphalen, RS
2020

DEDICATÓRIA

*A Deus sob qualquer coisa, por me dar sabedoria, fortaleza e discernimento.
A minha família, meus pais e minhas irmãs por me apoiarem em todas as situações
e lutarem juntos pelo meu sonho.*

AGRADECIMENTOS

A concretização desse trabalho não seria possível sem o envolvimento direto e indireto de pessoas que fizeram parte da minha rotina, prestando apoio e transmitindo conhecimento. Portanto, presto meus singelos agradecimentos:

Ao meu orientador Raphael Corrêa Medeiros, por aceitar esse desafio e prestar sua disponibilidade sempre com muito zelo e paciência.

A TOS Obras e Serviços Ambientais, a qual me concedeu o acesso ao local de aplicação da metodologia usada neste trabalho.

Ao engenheiro da TOS Obras e Serviços Ambientais, Pierre D'Agostini Tebaldi que me instigou a dar início ao objetivo desta pesquisa.

Ao meu colega de profissão e companheiro de vida Leonardo Röggen por me inspirar a melhor versão de mim.

A minha banca avaliadora composta pela professora Dra. Samara Terezinha Decezaro como exemplo de dedicação e conhecimento que exerce em sua profissão, e a Engenheira Ambiental e Sanitarista Kelli Andreiza Galvan que muito me incentivou, prestou apoio e me inspira como exemplo de profissional.

RESUMO

ESTUDO DA ATENUAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE POLUENTES EM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

AUTORA: Nathalia Perotti
ORIENTADOR: Dr. Raphael Corrêa Medeiros

Os aterros sanitários são unidades essenciais para o destino ambientalmente adequado de resíduos sólidos no atual modelo de gestão. O processo de degradação biológica dos resíduos aterrados tem como produto um líquido percolado de composição e vazão variável, com alto potencial poluidor, denominado lixiviado. A especificidade das características do lixiviado torna-o de difícil tratabilidade, especialmente em processos biológicos. Nessa perspectiva, o presente estudo avaliou as características físicas, químicas e microbiológicas do lixiviado bruto, bem como a atenuação dos poluentes em sistema de lagoas de estabilização, composto de Lagoa Anaeróbia, Lagoa Aerada 1, Lagoa Aerada 2 e Lagoa de Polimento de um Aterro Sanitário localizado em Saudades - SC, a fim de determinar a eficiência individual das unidades e de todo sistema. O estudo se deu através da análise estatística de dados existentes do ano de 2002 a 2017, resultado do monitoramento da Estação de Tratamento de Lixiviado. Os resultados exibidos em gráficos *box plot* apresentaram as concentrações de parâmetros ao longo do tratamento, demonstrando que o sistema apresentou eficiência de remoção média de 58,9% de DBO, 50,9% de DQO, 37,4% de Nitrogênio amoniacal e 53,1% de Nitrogênio Total. Em relação à série de sólidos, o sistema obteve baixo desempenho. Em relação aos metais pesados, apesar de baixa composição no lixiviado bruto, o sistema possibilitou boas reduções. Em geral, observaram-se melhores eficiências na Lagoa Anaeróbia e na Lagoa Aerada 1, em contrapartida, a Lagoa Aerada 2 e Lagoa de Polimento não operaram conforme seus fins desejados no tratamento.

Palavras-chave: Lagoa anaeróbia. Lagoa aerada. Tratamento de lixiviado. Remoção de metais pesados.

ABSTRACT

STUDY OF THE ATTENUATION OF THE POLLUTANTS CONCENTRATION IN STABILIZATION PONDS FROM A LANDFILL'S LEACHATE TREATMENT SYSTEM

AUTHOR: Nathalia Perotti
ADVISOR: Dr. Raphael Corrêa Medeiros

Solid waste landfills are an appropriate and environmentally friendly disposal in the current solid waste management model. The biological degradation process of solid waste generates a percolating liquid product of variable composition and flow with a high polluting potential denominated leachate. The specificity of the leachate characteristics makes it difficult to treat, especially in biological processes. In this context, this present study evaluated the physical, chemical and microbiological characteristics of the raw leachate as well as the attenuation of pollutants in a stabilization pond system, composed of Anaerobic Pond, Aerated Pond 1, Aerated Pond 2 and Polishing Pond from a solid waste landfill located in Saudades/SC in order to determine the individual efficiency of several treatment processes and the entire station. The study was carried out through the statistical analysis of existing data from 2002 to 2017, as a result of the monitoring of the Leachate Treatment Station. The results in box plot graphs showed the concentrations of parameters throughout the treatment, demonstrating that the system has an average removal efficiency of 58.9% for BOD, 50.9% COD, 37.4% Ammoniacal Nitrogen and 53.1% Total Nitrogen. Regarding the series of solids, the system obtained low performance. Regarding heavy metals, despite the low composition in the raw leachate, the system allowed for good reductions. In general, better efficiencies were observed in Anaerobic Pond and Aerated Pond 1. In contrary, Aerated Pond 2 and Polishing Pond have not operated according to their desired treatment purposes.

Keywords: Anaerobic Pond. Aerated Pond. Leachate Treatment. Heavy Metals removal.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Variação na qualidade do lixiviado conforme idade do aterro.	25
Tabela 2 – Caracterização dos lixiviados brasileiros estudados pelo PROSAB.....	26
Tabela 3 – Faixas mais prováveis de concentração de metais pesados em aterros sanitários brasileiros.....	27
Tabela 4 – Principais processos empregados no tratamento de lixiviado.	33
Tabela 5 – Tratamentos de lixiviados combinados com processos físico-químicos..	34
Tabela 6 – Aceptores de elétrons de acordo com as condições.	41
Tabela 7 – Sistemas com utilização de UASB.	45
Tabela 8 – Principais parâmetros de projeto de lagoas anaeróbias para tratamento de esgoto sanitário.	51
Tabela 9 – Eficiências do tratamento de lixiviados em lagoas facultativas.	53
Tabela 10 - Dimensões das lagoas de estabilização, tratando lixiviado.....	64
Tabela 11 – Metodologias de ensaio utilizados para análises do lixiviado.....	66
Tabela 12 - Eficiências de remoção dos poluentes no sistema de lagoas de estabilização tratando lixiviado.....	67

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Disposição final de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, aterros controlados e lixões, em “toneladas resíduo” e porcentagem correspondente.	17
Figura 2- Fluxograma do processo de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos.	21
Figura 3 – Modelo esquemático para seleção de tecnologias de tratamento de lixiviado.	32
Figura 4 – Aterro Sanitário UTR I – Saudades.	62
Figura 5 – Localização da UTR – I, em Saudades/SC.	63
Figura 6 - Pontos de amostragem do lixiviado.	65
Figura 7 – Valor do pH no sistema de lagoas de estabilização.	69
Figura 8 – Concentração de oxigênio dissolvido no sistema de lagoas de estabilização.	71
Figura 9 – Concentração de coliformes termotolerantes no sistema de lagoas de estabilização.	73
Figura 10 – Concentração de coliformes totais no sistema de lagoas de estabilização.	75
Figura 11 – Concentração de cloreto total no sistema de lagoas de estabilização. ...	77
Figura 12 - Concentração de DBO no sistema de lagoas de estabilização.	79
Figura 13 - Concentração de DQO no sistema de lagoas de estabilização.	81
Figura 14 - Concentração de ferro total no sistema de lagoas de estabilização.	82
Figura 15 - Concentração de fósforo total no sistema de lagoas de estabilização.	85
Figura 16 – Concentração de nitrogênio amoniacal no sistema de lagoas de estabilização.	86
Figura 17 – Concentração de nitrogênio total no sistema de lagoas de estabilização.	89
Figura 18 - Concentração de sólidos sedimentáveis no sistema de lagoas de estabilização.	91
Figura 19 - Concentração de sólidos dissolvidos totais no sistema de lagoas de estabilização.	93
Figura 20 - Concentração de sólidos totais no sistema de lagoas de estabilização. ...	94
Figura 21 - Concentração de sulfeto no sistema de lagoas de estabilização.	96
Figura 22 – Concentração de Cianeto total no sistema de lagoas de estabilização. ...	97
Figura 23 – Concentração de chumbo total no sistema de lagoas de estabilização. ...	99
Figura 24 – Concentração de zinco total no sistema de lagoas de estabilização. ...	101

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	14
2.1 OBJETIVO GERAL	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	15
3.2 TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	18
3.2.1 Aterros sanitários	18
3.2.2 Decomposição biológica	20
3.3 LIXIVIADO OU LÍQUIDO PERCOLADO	23
3.3.1 Definições	23
3.3.2 Caracterização e composição	24
3.3.3 Estimativas de geração	28
3.4 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO	31
3.4.1 Processos físico-químicos	33
3.4.1.1 Coagulação/floculação/flotação.....	35
3.4.1.2 Precipitação química	36
3.4.1.3 Adsorção por carvão ativado	36
3.4.1.4 Processos Oxidativos Avançados (POAs).....	37
3.4.1.5 Air stripping	39
3.4.1.6 Osmose reversa	40
3.4.2 Processos biológicos	40
3.4.2.1 Filtros biológicos.....	43
3.4.2.2 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB).....	44
3.4.2.4 Lagoas de estabilização	47
3.4.3 Utilização de sistemas de lagoas de estabilização	56
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO ATERRO SANITÁRIO	62
4.1.1 Descrição do sistema de tratamento de lixiviado	63
4.2 CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DO LIXIVIADO	64
4.3 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS	66
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
5.1 MONITORAMENTO DO SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	67
5.2 COMPORTAMENTO DAS CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO NO SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	68
5.2.1 pH	68
5.2.2 Oxigênio Dissolvido	70
5.2.3 Coliformes termotolerantes	73
5.2.4 Coliformes totais	74
5.2.5 Cloreto total	76
5.2.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio	77
5.2.7 Demanda Química de Oxigênio	80
5.2.8 Ferro total	81
5.2.9 Fósforo total	83
5.2.10 Nitrogênio amoniacal	85
5.2.11 Nitrogênio total	88
5.2.12 Sólidos sedimentáveis	90
5.2.13 Sólidos dissolvidos totais	92
5.2.14 Sólidos totais	93

5.2.15 Sulfeto	95
5.2.16 Cianeto total.....	96
5.2.17 Chumbo total	98
5.2.18 Zinco Total	100
6.CONCLUSÃO.....	103
7.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	105
APÊNDICE.....	121

1. INTRODUÇÃO

A crescente geração de resíduos sólidos urbanos no país alerta para o desenvolvimento de soluções que tornem a gestão dos resíduos sólidos mais sustentável e com menor grau poluidor. Os processos que envolvem a gestão dos resíduos sólidos desde seu primeiro estágio (coleta) já ocasionam impactos diretos à saúde humana, e que só tendem a aumentar nos estágios seguintes com impactos ao ambiente e seus recursos naturais, e ao meio socioeconômico.

Os avanços obtidos pós Política Nacional dos Resíduos Sólidos, instituída pela Lei nº10.350/2010, demonstram um singelo aumento na porcentagem de coleta de resíduos sólidos, bem como na disposição em aterros sanitários. Entretanto, os lixões e aterros controlados ainda recebem, como disposição inadequada de resíduos sólidos, 17,5% e 23%, do total gerado no país, respectivamente (ABRELPE, 2019).

Os aterros sanitários são considerados locais para destinação adequada dos resíduos sólidos, cujas estruturas exigidas possibilitam menores impactos ao ambiente, além das demais condicionantes que estabelecem o monitoramento do meio físico nos arredores do empreendimento.

A gestão dos resíduos sólidos é limitada até sua destinação final, entretanto, os impactos gerados são continuados até o processo degradativo dos rejeitos nas células de aterramento, que produz um líquido que recebe diversas denominações: chorume, lixiviado ou líquido percolado.

Povinelli e Sobrinho (2009) descrevem que as características físico-químicas do lixiviado lhe conferem um elevado potencial poluidor, que requer tratamento. Uma das maiores dificuldades da operação dos aterros sanitários tem sido o tratamento do lixiviado, e as diversas alternativas propostas ao longo dos anos, no Brasil e no exterior, não têm sido satisfatórias (JARDIM, 2006).

As tecnologias de tratamento incluem: processos físicos, químicos e biológicos; no entanto, não há um único método que seja exclusivo ao tratamento do lixiviado devido às variações na composição que são dependentes dos resíduos aterrados, das condições meteorológicas do local e da idade do aterro.

As lagoas de estabilização em modelo australiano são frequentemente encontradas nos aterros sanitários do país, pois apresentam facilidade de operação,

baixos custos de implementação e, para lixiviados com alta biodegradabilidade, alcançam eficiências superiores a 90% (GOMES, 2009). Em contrapartida, muitos autores atestam baixas eficiências das lagoas de estabilização que, em sua grande maioria, são projetadas com base nos parâmetros utilizados no tratamento dos esgotos sanitários, que possuem concentração de DQO cerca de dez vezes menor que o lixiviado ou superior (CASTILHOS et al., 2009). Portanto, os critérios de projeto das unidades de lagoas de estabilização, tratando lixiviado, devem adotar dimensionamento distinto.

Seguindo o contexto mencionado acerca da instabilidade no tratamento dos lixiviados de aterro sanitário por meio de sistemas de lagoas de estabilização, faz-se importante a avaliação do sistema da Estação de Tratamento de Lixiviado do Aterro Sanitário UTR I – Saudades, Santa Catarina, que será abordado nesse presente trabalho.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a atenuação da concentração de poluentes em um sistema de lagoas de estabilização tratando lixiviado de Aterro Sanitário do município de Saudades – SC.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar o lixiviado de acordo com parâmetros físicos, químicos e microbiológicos;
- Acompanhar a dinâmica de concentração dos poluentes entre as unidades de tratamento;
- Verificar a eficiência de remoção de poluentes do sistema de lagoas de estabilização em uma série de dados históricos.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Com o advento da Revolução Industrial, surgiram novas possibilidades para a produção de bens de consumo, o que ocasionou um grande déficit ambiental na relação estabelecida entre a geração e descarte de resíduos sólidos (KELLER; CARDOSO, 2014). Somente a partir da segunda metade do século XX, com a realização de Conferências Mundiais que trataram sobre as mudanças climáticas, como a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, Rio-92, que o assunto foi disseminado entre a população, para que a partir de então, mecanismos de minimização dos impactos ao meio ambiente fossem instituídos (GOUVEIA, 2012).

Os acordos estabelecidos entre as autoridades mundiais foram voltados às emissões de gases do efeito estufa (GEE), com definição de metas referentes a Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) e criação dos créditos de carbono, que surgiram como propostas para a manutenção do clima no planeta (GOUVEIA, 2012).

Em paralelo aos mecanismos criados, os resíduos sólidos urbanos são alvos de mobilização mundial, principalmente pelo seu potencial de geração de metano (CH_4), um dos principais gases do efeito estufa. Os resíduos sólidos, quando dispostos em aterros sanitários, aterros controlados ou lixões sofrem decomposição biológica que gera o biogás, tendo como constituinte prioritário o metano (CH_4) (MESQUITA JUNIOR, 2007).

Dessa forma, os resíduos sólidos são considerados um dos graves problemas ambientais contemporâneos, que se acentuam com as emissões de metano (CH_4), e diversos danos às águas superficiais, subterrâneas, solo e ar. O gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos compromete a saúde pública, o bem-estar humano e o ecossistema, devido à grande variedade de substâncias sintéticas e perigosas que compõe a massa de resíduos.

A definição do termo “resíduo sólido” é dada pela ABNT NBR 10.004 (2004, p.1):

Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

A classificação dos resíduos sólidos é feita conforme suas características, tais como: Classe I – Perigosos, apresentando propriedades de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade; Classe II A – Não Inertes, possuindo qualidades de biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água; e Classe II B – Inertes, caracterizados por não sofrerem quaisquer alterações ao longo do tempo, durante seu processo de decomposição (ABNT 1.004, 2004).

Zanta e Ferreira (2007) afirmam que esta definição demonstra a complexidade dos resíduos sólidos, frente a sua diversidade. Esses resíduos são originados em diversas atividades em um município, provindos de serviços de limpeza urbana, construção civil, indústrias, agricultura, serviços de saneamento, etc.

As características dos resíduos sólidos de um município variam, principalmente, pela influência econômica e cultural da população. O poder aquisitivo aplicado ao acesso a diferentes bens de consumo torna as características dos resíduos sólidos distintas quando comparados a comunidades que possuem poder aquisitivo menor (ZANTA; FERREIRA, 2007).

No que corresponde à destinação, as propriedades dos resíduos sólidos serão variadas conforme o modelo de gestão aplicado no município. Em locais com implantação de coleta seletiva, campanhas de conscientização para segregação de resíduos perigosos e políticas públicas instauradas, certamente a composição da massa de resíduos será qualitativa e quantitativamente diferente de um local em não há mecanismos de gerenciamento. Isso implicará em diferentes composições de lixiviado (FLECK, 2003).

O impasse para o gerenciamento eficaz dos resíduos sólidos está ligado, na maioria das vezes, ao grande volume gerado nos centros urbanos. Os hábitos populacionais restringem a eficácia do ciclo entre a geração e a destinação ambientalmente adequada para os resíduos sólidos, uma vez que não há conscientização sobre o potencial poluidor dos resíduos sólidos. Zanta e Ferreira

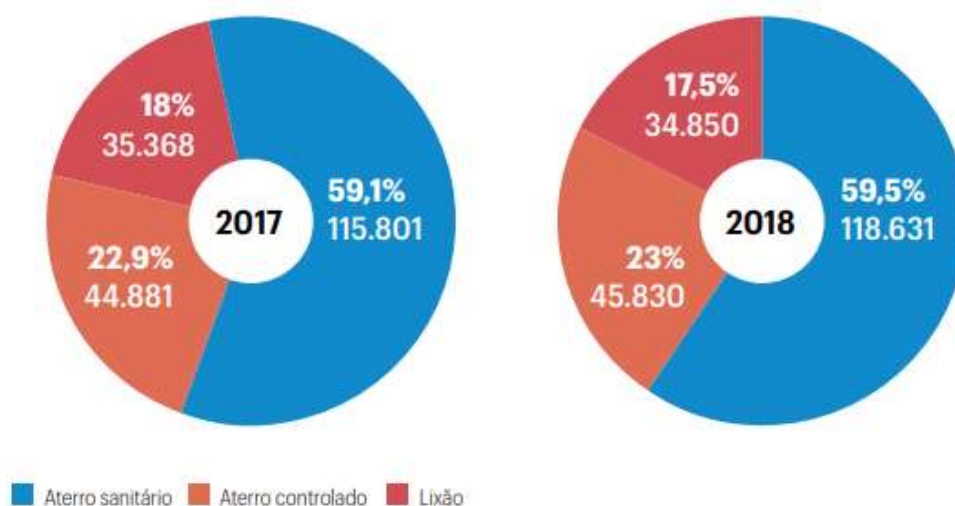
(2007) asseguram que o gerenciamento dos resíduos sólidos deve ser articulado, de modo que haja cooperação entre o governo, iniciativa privada e a sociedade civil organizada.

Os dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (Abrelpe), no Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil em 2018/2019 relatam a geração de 79 milhões de toneladas no ano de 2018, no país. Do montante, cerca de 92% foi coletado, o que evidencia que 6,3 milhões de toneladas não foram recolhidas dos pontos de geração.

O total de resíduos sólidos gerados no Brasil alcança 380 Kg hab⁻¹. ano⁻¹, sendo que na região Sul do país a média diária de geração alcançou 0,759 Kg hab⁻¹ (ABRELPE, 2019).

Quanto à destinação final, os dados relativos apontam que das 79 milhões de toneladas geradas, 59,5% tiveram destinação adequada e foram enviadas para aterro sanitário. Os lixões e aterros controlados ainda têm participação significativa, recebendo cerca de 23% e 17,5%, respectivamente. A Figura 1 mostra as porcentagens relacionadas aos anos de 2017 e 2018.

Figura 1 - Disposição final de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, aterros controlados e lixões, em “toneladas resíduo” e porcentagem correspondente.



Fonte: Abrelpe (2019).

Os lixões são uma forma de deposição desordenada dos resíduos sólidos, sem cobertura dos resíduos e desprovidos de medidas de proteção ambiental. Configura-se como um grave problema de saúde pública à população que tem livre

acesso e até mesmo residir nesses locais (CETESB, 2017). Por sua vez, o aterro controlado é outra forma irregular de deposição de resíduo, tendo como única medida a cobertura dos resíduos com camada de solo ao final do dia, com o objetivo de reduzir a proliferação de vetores de doenças (ZANTA; FERREIRA, 2007).

3.2 TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

As tecnologias de tratamento dos resíduos sólidos urbanos, em sua maioria, se dão por processos físico-químicos, mecânicos ou biológicos. Nestes processos como aterros sanitários (com ou sem aproveitamento energético), compostagem, reciclagem, tratamento mecânico-biológico, digestão anaeróbia e incineração, o que mais se destaca pela grande aplicabilidade, facilidade de operação e menores custos quando comparado às demais formas de tratamento, são os aterros sanitários (SOARES; LUPATINI; CASTILHOS JUNIOR, 2002).

3.2.1 Aterros sanitários

A ABNT NBR 8.419/1992, define aterro sanitário como:

Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT, 1992, p. 1).

Van Elk e Segala (2007) conceituaram o aterro sanitário como uma obra de engenharia projetada sob critérios técnicos, cuja finalidade é garantir a disposição dos resíduos sólidos urbanos sem causar danos à saúde pública e ao meio ambiente. Pode receber ampla variedade e quantidade de resíduos, tornando-se viável para qualquer comunidade. O aterro sanitário possui características de um reator, pois produz através de reações químicas e biológicas, o biogás, efluentes líquidos, como o lixiviado, e resíduos mineralizados a partir da decomposição da matéria orgânica.

Os projetos de aterros sanitários devem, obrigatoriamente, seguir as recomendações de normas técnicas, tais como NBR 8419/84, NBR 8418 / NB 842, NBR 10157 / NB 1025 e NBR 13896/1997.

Para projetos de aterros sanitários de resíduos Classe II – Não perigosos, a norma a ser seguida é a NBR 8419/1992, que apresenta as diretrizes técnicas necessárias aos projetos, tais como impermeabilização da base e impermeabilização superior, monitoramento ambiental e geotécnico, sistema de drenagem de lixiviados e de gases, tratamento do líquido percolado, apresentação do manual de operação do aterro e plano de encerramento do aterro, com cuidados posteriores, bem como o uso futuro da área (VAN ELK; SEGALA, 2007).

A norma institui ainda como deve ser o escopo do memorial descritivo referente ao projeto, tendo obrigatoriamente os seguintes itens: memorial descritivo, memorial técnico, apresentação da estimativa de custos e do cronograma, plantas e desenhos técnicos.

O principal objetivo do projeto de um aterro sanitário é a minimização dos impactos negativos que o empreendimento causa ao meio ambiente. A proteção da qualidade das águas subterrâneas, proteção da qualidade do ar e impactos nas águas superficiais são prioridades em um projeto frente aos poluentes que são gerados na degradação biológica. A correta operação na utilização das células de disposição dos resíduos auxilia no aumento de vida útil do aterro e permite o aproveitamento do uso do solo após o seu fechamento (QASIM; CHIANG, 1994)

Os requisitos para escolha da área de instalação do aterro sanitário levam em consideração aspectos ambientais, socioeconômicos e técnicos, o que por muitas vezes limita a disponibilidade de locais que estejam distantes de núcleos populacionais (500 m), cursos d'água (200 m), e correspondam à geologia e tipos de solos com permeabilidade inferior a 10^{-6} cm/s (ABNT, 1997).

Uma das grandes desvantagens do método de disposição de resíduos está na geração de efluentes provindos da degradação biológica dos resíduos sólidos. O efluente líquido é configurado por coloração escura e odor fétido, com elevada instabilidade termodinâmica devido à não estabilização de compostos da matéria orgânica decomposta parcialmente e uma série de substâncias sintéticas dissolvidas e dispersas (FLECK, 2003).

Evidencia-se que as exigências principais na operação de um aterro sanitário são a drenagem e o tratamento do líquido percolado, e também a impermeabilização da área de disposição dos resíduos sólidos para que não haja infiltração e atinja o lençol freático (CAPELO NETO et al., 1999).

Ao atingir o tempo de sua vida útil, um aterro sanitário deve ser encerrado e coberto por camada final de solo e outros materiais que foram previstos no plano de encerramento da área, atendendo a impermeabilização total. Após o encerramento, o lixiviado e o biogás drenados devem continuar recebendo a destinação adequada (RODRIGUES, 2007).

3.2.2 Decomposição biológica

Os resíduos sólidos dispostos em aterro sanitário têm ampla composição e contemplam uma variedade de substâncias que passam por processo de degradação biológica, sendo estabilizados. 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 (CUNHA, 2009).

De acordo com Castilhos (2003), os mecanismos envolvidos na degradação orgânica e inorgânica são favorecidos por fatores físico-químicos, catalisados pela presença de água provinda de precipitação.

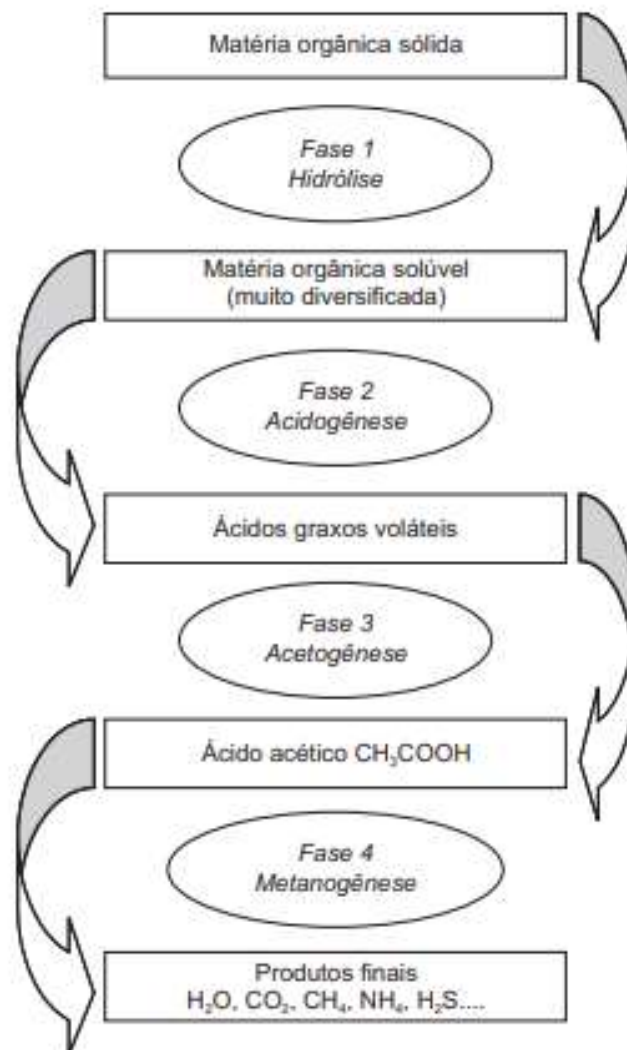
Após a cobertura do aterro com solo ainda há presença de oxigênio na massa de resíduos, que fica confinada na célula. Os microrganismos aeróbios iniciam sua atividade de oxidação da matéria orgânica presente, para manter suas necessidades energéticas. Os metabolismos presentes na decomposição dos substratos orgânicos são aeróbios e anaeróbios (CASTILHOS, 2000).

A atividade microbiana aeróbia representa o período mais curto do tempo de vida do aterro, sendo menos significante que a digestão anaeróbia (ZACHAROF, 2004 apud CUNHA, 2009, p.6). Os principais microrganismos aeróbios atuantes são as bactérias, leveduras e os fungos (CASTILHOS, 2003). Caracterizada pela presença de oxigênio, a decomposição aeróbia gera produtos intermediários e finais, na medida em que enzimas extracelulares degradam a matéria orgânica insolúvel de maiores tamanhos em moléculas de tamanho menor e solúveis, que corresponde

aos produtos intermediários. Após a hidrólise, esses compostos solúveis são assimilados pela biomassa aeróbia e degradados, gerando compostos mais simples (CO₂ e água).

A decomposição anaeróbia da matéria orgânica é composta de quatro fases, como mostra a Figura 2.

Figura 2- Fluxograma do processo de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos.



Fonte: Zanta e Ferreira (2007).

Os principais efeitos gerados pela decomposição em produtos intermediários, tais como matéria orgânica solúvel e ácidos orgânico são: a poluição dos lixiviados, através da matéria orgânica, mensurada através da DQO (Demanda Química de Oxigênio), DBO_{5,20} (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e COT (Carbono Orgânico Total); ação complexante de certos produtos (ácidos aminados e compostos amino-

carboxílicos) sobre os metais e; estimulação da atividade biológica (crescimento bacteriano). Os produtos finais provocam oscilações no pH e liberação de nitrogênio e fósforo (SILVA, J., 2007).

Com a diminuição da quantidade de oxigênio, começam a predominar microrganismos anaeróbios facultativos. Essa segunda fase tem como substratos básicos os açúcares, aminoácidos, glicerol, ácidos carboxílicos de cadeia longa, produtos da fase aeróbia (LIMA, L., 1995). As bactérias acidogênicas serão responsáveis por metabolizar cadeias longas e produção de ácidos de cadeias curtas. Os principais ácidos orgânicos gerados são: acético, propiônico, butírico, láctico, fórmico e derivados (MONTEIRO, 2003).

Nessa fase o lixiviado gerado possui alta concentração de nitrogênio amoniacal e maior biodegradabilidade, com valores de $DBO_{5,20}$ alcançando 10.000 mg/L, e a razão DBO/DQO entre 0,4 a 0,8 (CASTILHOS Jr.et al., 2003).

Na terceira fase ou acetogênese, as bacterias produtoras de hidrogênio sintetizam os produtos gerados na fase acidogênica em subprodutos apropriados para as bactérias metanogênicas (CUNHA, 2009). Os lixiviados produzidos nessa fase apresentam grande quantidade de matéria orgânica (ZANTA; FERREIRA, 2007).

A última fase é caracterizada pela presença de microrganismos estritamente anaeróbios, as arqueas metanogênicas, que consomem os compostos orgânicos formados na fase anterior, gerando metano e dióxido de carbono. O pH tende à neutralidade. A relação DBO/DQO diminui, o que implica em menor biodegradabilidade do lixiviado, dificultado a quebra dos compostos. Isto se deve à presença, no lixiviado, de ácidos húmicos e ácidos fúlvicos - compostos de difícil degradação -, que contribuem para a coloração escura do lixiviado (MEIRA, 2003). A metanogênese é considerada a fase mais longa da digestão anaeróbia, variando de seis meses a anos (BRITO, 2014).

3.3 LIXIVIADO OU LÍQUIDO PERCOLADO

3.3.1 Definições

Reichert (2000) define lixiviado como um líquido proveniente dos aterros sanitários, com umidade natural e que contém a composição da matéria orgânica presente, os produtos da decomposição biológica, a água de infiltração na camada de cobertura e interior da célula, bem como a soma de materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos sólidos.

O lixiviado, também denominado chorume, é produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO_{5,20} (ABNT, 1992).

O lixiviado, definido por Gomes (2009), é um produto da interação entre a massa de resíduos sólidos decomposta (fração orgânica) com a água pluvial infiltrada. Portanto, o que determina a vazão de lixiviado é o volume de água infiltrada na área de contribuição, enquanto que as características físicas, químicas e microbiológicas devem-se às propriedades dos resíduos sólidos aterrados.

Logo, o lixiviado contém compostos orgânicos e inorgânicos e também substâncias tóxicas que são oriundas do recebimento de resíduos industriais e, que por vezes acabam adentrando ao aterro, despercebidos. As substâncias tóxicas caso não haja o correto tratamento do lixiviado são potencialmente danosas ao ambiente, causando contaminação de lençóis freáticos, ou águas superficiais, assim como emissões atmosféricas (GOMES, 2009).

Lange e Amaral (2007) salientam ainda, que o lixiviado contém elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, que resulta em inúmeros problemas. O lixiviado, se lançado em corpos d'água sem o tratamento adequado para remoção desse elemento, provoca a proliferação de algas, depleção de oxigênio dissolvido e podem ser tóxicos à biota aquática. Em sistemas de tratamento biológico, as altas concentrações do composto podem gerar odores e toxicidade às bactérias decompositoras.

3.3.2 Caracterização e composição

As características físicas, químicas e biológicas dos lixiviados possuem influência das propriedades dos resíduos aterrados, grau de decomposição, condições climáticas e estações do ano, idade do aterro, profundidade das células, operação do aterro, entre outros fatores (LANGE; AMARAL, 2007).

De maneira simplificada, afirma-se que os lixiviados de aterro sanitário são constituídos basicamente de uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de microrganismos (ANDRADE, 2002).

Os aterros sanitários para resíduos Classe II recebem uma mistura de resíduos domésticos, comerciais e resíduos industriais mistos. Dessa maneira, os lixiviados podem conter em sua composição quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), metais pesados (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros) (KJELDSEN et al., 2002). A fração inorgânica do lixiviado conta ainda com uma pequena parcela dos seguintes compostos: boro, arsênio, selênio, bário, lítio, mercúrio e cobalto (MORAIS, 2005).

Diamadopoulos (1994) explica que as características do lixiviado são variáveis ao longo do tempo em decorrência da idade do aterro. Isto decorre das reações que ocorrem ao longo da vida útil de um aterramento, como os processos metabólicos de degradação.

Assim, parâmetros como DBO_5 , DQO, pH, Nitrogênio, e demais parâmetros demonstrados na Tabela 1, sofrem alterações em suas concentrações ao longo dos anos. O Nitrogênio amoniacal contido no chorume é uma das grandes preocupações ambientais, que pode causar danos ao tratamento biológico do lixiviado, comprometendo sua eficiência (FERNANDES et al, 2015).

A biodegradabilidade do lixiviado sofre influência da idade do aterro e pode ser verificada pela relação DBO_5/DQO . Com o início da operação do aterro, os valores da relação concentram-se entre 0,4 a 0,6, indicativo de um lixiviado

altamente biodegradável. Quando o aterro se torna “velho”, a relação diminui para faixa de 0,05 a 0,2 (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993 apud BRITO, 2014, p.48).

Tabela 1 – Variação na qualidade do lixiviado conforme idade do aterro.

Parâmetros	Aterro Jovem (<2 anos)		Aterro Velho (>10 anos)
	Valor Médio	Valor Típico	
DBO₅ (mg/L)	2000 – 30000	10000	100 – 200
DQO (mg/L)	3000 – 60000	18000	100 – 500
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	200 – 2000	500	100 – 400
N-orgânico (mg/L)	10 – 800	200	80 – 120
N-amoniaco (mg/L)	10 – 800	200	20 – 40
Nitrato (mg/L)	5 – 40	25	5 – 10
P-total (mg/L)	5 – 100	30	5 – 10
Ortofosfato (mg/L)	4 – 80	20	4 – 8
Alcalinidade (mg CaCO₃/L)	100 – 10000	3000	200 – 1000
pH	4,5 – 7,5	6	6,6 – 7,5
Cálcio (mg/L)	200 – 3000	1000	100 – 400
Magnésio (mg/L)	50 – 1500	250	50 – 200
Potássio (mg/L)	200 – 1000	300	50 – 400
Sódio (mg/L)	200 – 2500	500	100 – 200
Ferro total (mg/L)	50 – 1200	60	20 – 200

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993 apud Brito, 2014, p.47).

Sabe-se que o tempo de aterramento interfere na qualidade dos lixiviados, de modo que seu potencial poluidor seja inversamente proporcional ao tempo de aterramento (LANGE; AMARAL, 2007). Durante a fase ácida, o lixiviado é considerado como novo, e caracterizado por altos valores de poluentes orgânicos, que, em sua maioria, são ácidos voláteis. Na fase metanogênica, há a degradação desses ácidos pela ação de bactérias metanogênicas. Portanto, o carbono orgânico que permanece após a degradação possui peso molecular alto e de difícil degradação microbiológica (FERREIRA, A., 2010).

Os compostos inorgânicos, por sua vez, sofrem alterações bioquímicas anaeróbicas quando, na maioria das vezes, atuam como receptores de elétrons, sendo reduzidos no processo de oxidação da matéria carbonácea. Além de combinar-se, com outros elementos, para formar sais mais ou menos solúveis em função do pH (FLECK, 2003).

A caracterização do lixiviado é pautada em parâmetros como a matéria orgânica (DBO e DQO), pH e nitrogênio amoniaco, pois são relevantes na escolha do tratamento a se fazer. Os metais pesados apesar de apresentarem múltiplos

danos ao ambiente, por vezes são relevados, pois se entende que ocorre lixiviação destes metais durante a fase ácida, o que não ocorre na fase metanogênica com o aumento do pH (PAIXÃO FILHO, 2017).

O Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) realizou estudos em alguns aterros sanitários no Brasil, tendo os resultados na Tabela 2.

Tabela 2 – Caracterização dos lixiviados brasileiros estudados pelo PROSAB.

Parâmetros	Londrina	Belo Horizonte	Gramacho	Gericinó	São Leopoldo
Alcalinidade (mg/L)	4.227* (2.558 – 5.395**)	6.115 (8.200 – 14.291)	8.607 (2.800 – 24.000)	5.613 (1.350 – 9.000)	5.129 (589 – 13.048)
pH	-	8,2 (8,0 - 8,6)	8,4 (7,7 - 9,1)	8,1 (7,4 - 9,0)	7,8 (7 - 9)
Cor (UC)	-	-	4.129 (240 - 13.400)	2.275 (302 - 9.500)	-
DBO (mg/L)	111 (42 - 248)	124 (20 - 260)	361 (118 - 857)	279 (106 - 2.491)	3.211 (115 - 7.830)
DQO (mg/L)	2.151 (931 - 3.306)	2.739 (1.504 - 3.089)	2.767 (804 - 4.255)	1.623 (672 - 2.592)	5.141 (9.777 - 1.319)
Nitrogênio Total (mg/L)	821 (458 - 1.081)	1.352 (581 - 1.716)	1.187 (420 - 3.122)	10.001 (7,28 - 2.774)	1.225 (210 - 3.896)
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	713 (373 - 1.110)	1.175 (527 - 1.716)	1.547 (76 - 3.565)	1.323 (68 - 2.630)	826 (136 - 1.803)
Nitrito (mg/L)	-	-	0,3 (0,02 - 2,4)	0,22 (0,01 - 2,29) 1	0,25 (0,1 - 0,5)
Nitrato (mg/L)	-	-	1,6 (0,1 - 6,2)	0,89 (0,1 - 3,1)	15 (2,9 - 32)
Fósforo Total (mg/L)	2 (1 - 3)	23 (11 - 38)	35 (14 - 60)	22 (3 - 49)	14 (1,9 - 26)
Cloreto (mg/L)	-	2.314 (1.432 - 3.857)	3.822 (1.904 - 5.804)	2.639 (767 - 24.001)	-
SDT (mg/L)	-	-	11.838 (356 - 18.078)	6.024 (1.347 - 8.343)	-
SST (mg/L)	88 (37 - 136)	34 (12 - 67)	58 (13 - 256)	41 (9 - 293)	-
SSF (mg/L)	24 (3 - 51)	13 (2,5 - 42)	17 (0 - 133)	15 (0 - 206)	-
SSV (mg/L)	65 (34 - 117)	22 (3 - 53)	39 (2 - 153)	27 (3 - 100)	-
ST (mg/L)	7.669 (4.010 - 18.845)	-	11.878 (440 - 18.160)	5.872 (397 - 8.370)	-
SV (mg/L)	2.643 (1.062 - 12.605)	-	2.118 (370 - 7.718)	13.560 (260 - 7.541)	-
SF (mg/L)	5.013 (2.922 - 6.351)	-	-	-	-

Fonte: Prosab (2009). *média; ** (valor mínimo – valor máximo)

Lange e Amaral (2009) afirmam que as cargas orgânicas dos aterros, em termos de DBO_{5,20} e DQO, são bastante elevadas, assim como valores de nitrogênio e íons de cloreto. A razão de DBO_{5,20} e DQO que estabelece a biodegradabilidade do lixiviado, aponta que os aterros de Gericinó, Muribeca e São Leopoldo possuem variabilidade em termos de ser biodegradável, ora correspondendo a um lixiviado novo (biodegradável), ora comportando-se como um lixiviado antigo (menor biodegradabilidade).

A principal forma de nitrogênio presente nos lixiviados é a amoniacal, que geralmente se apresenta em elevadas concentrações, sugerindo a demanda de sistemas de tratamento que propiciem sua remoção. Outro fator considerável são as elevadas concentrações de íons cloreto que podem comprometer as etapas de tratamento do lixiviado, essencialmente na remoção de matéria orgânica e da amônia por processos biológicos (LANGE; AMARAL, 2009).

Souto e Povinelli (2007) caracterizaram os lixiviados de aterros sanitários brasileiros com faixas mais prováveis de ocorrência. Neste sentido, as concentrações de metais pesados presentes na composição do lixiviado são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Faixas mais prováveis de concentração de metais pesados em aterros sanitários brasileiros.

Metais Pesados	Faixa Máxima	Faixa mais Provável
Ferro (mg/L)	0,01 – 260	0,01 - 65
Manganês (mg/L)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0
Cobre (mg/L)	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15
Níquel (mg/L)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5
Cromo (mg/L)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5
Cádmio (mg/L)	0 - 0,26	0 - 0,065
Chumbo (mg/L)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5
Zinco (mg/L)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5

Fonte: Souto e Povinelli (2007).

As concentrações dos metais pesados no lixiviado de aterro conferem toxicidade ao líquido, mesmo em baixas concentrações. Logo, sem o devido tratamento do lixiviado para lançamento posterior, podem ocorrer processos de bioacumulação e biomagnificação, em que há acumulação dos metais pesados pelo organismo e acúmulo progressivo de um nível trófico para o outro, respectivamente (COSTA et al, 2018).

No Brasil, alguns estudos específicos demonstram elevadas concentrações de metais pesados, não cumprindo a legislação ambiental pertinente. No estado de Santa Catarina, um lixiviado de aterro apresentou concentrações de 20,17 mg L⁻¹ e 62,8 mg L⁻¹ para Manganês e Ferro (BORTOLOTTO et al, 2009). Os valores para lançamento em um corpo hídrico desses elementos são, segundo a Resolução CONAMA N° 430/201, 1,0 e 15,0 mg L⁻¹, respectivamente (BRASIL, 2011).

Os constituintes químicos do lixiviado assemelham-se ao de um efluente industrial, o que demonstra potencial contaminante das matrizes ambientais quando não tratado corretamente (AHMED; LAN, 2012 apud MENEZES, 2017). Por conseguinte, os aterros sanitários necessitam de rigoroso monitoramento durante sua operação e desativação, em que ainda há geração de lixiviado (MENEZES, 2017).

Inúmeras tecnologias são colocadas em operação para que sejam atingidos os padrões de lançamento instituídos pelos órgãos ambientais do país e, por consequência, não causem efeitos nocivos ao local de derrame do lixiviado tratado. Entretanto, os métodos de tratamento do lixiviado exigem um intenso conhecimento sobre suas características relatadas e seu comportamento em relação ao volume gerado.

3.3.3 Estimativas de geração

A geração do lixiviado acontece quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo, definida como a máxima umidade retida em um meio poroso sem produzir percolação (EL-FADEL et al., 2002 apud LANGE; AMARAL, 2009).

As condições influentes na geração de lixiviado incluem fatores climáticos (precipitação pluviométrica, evapotranspiração e temperatura), hidrogeológicos (escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia e recirculação do lixiviado), características da camada de cobertura (umidade, vegetação, declividade), características dos resíduos (composição gravimétrica, compactação, permeabilidade, granulometria, peso específico, etc.) e também o método de impermeabilização do local (MORAVIA, 2007).

Como observa Castro (2001), a determinação dos fatores que influenciam na produção do líquido percolado envolve diretamente a operação de cada aterro, sendo difícil e imprecisa.

Como determinado pela ABNT NBR 8.419/1992, os projetos de aterro sanitário exigem construções para a drenagem do lixiviado gerado, bem como o armazenamento e o tratamento do lixiviado. Portanto, a estimativa aproximada de geração do lixiviado é um dos parâmetros de instalação e operação necessários para o correto destino ao líquido percolado. Além disto, um melhor entendimento do fluxo de umidade no aterro é particularmente importante para a avaliação da degradação dos resíduos e produção de biogás (MORAVIA, 2007).

Castilhos Jr. et al. (2003) determinam que o conhecimento da hidrologia da área limitada para instalação do aterro sanitário é essencial para diagnosticar possíveis contaminação das águas. Com isso, apontam que devem ser avaliados os seguintes aspectos: localização e dinâmica das águas subterrâneas; escoamento superficial; existência de coleções de águas superficiais; e estudos de precipitação e evapotranspiração, bem como fatores intervenientes na água que infiltra e forma o lixiviado.

Os métodos para estimar o volume gerado de líquido percolado são baseados no balanço hídrico, sendo que os mais utilizados são o Método do Balanço Hídrico e o Método Suíço, segundo Castilhos Jr. et al. (2003).

O método do Balanço hídrico foi desenvolvido por Fenn, em 1975, e após adaptado por Kmet (1982). A metodologia foi desenvolvida para a o estudo da relação solo/água, correlacionando fatores de precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial e o armazenamento de água no solo. A precipitação representa a entrada de água no sistema, enquanto a evapotranspiração é o seu oposto, ou seja, é o transporte de água que retorna para a atmosfera. O escoamento superficial estabelece o fluxo do líquido na área de interesse, e a capacidade de armazenamento refere-se à quantidade de água retida no solo e nos resíduos sólidos, para o caso de aterramentos sanitários (Fenn et al., 1975).

Capelo Neto et al. (1999) estabeleceu que devem ser levadas em consideração os seguintes aspectos para aplicação do método do Balanço Hídrico: cobertura do solo de 60 cm de espessura; infiltração no aterro proveniente somente

da precipitação incidente; características hidráulicas do resíduo sólido e do material de cobertura uniforme; e movimento de água no aterro somente no sentido vertical.

Em contrapartida, a produção de lixiviado pode ser estimada, através do Método Suíço, de modo mais simplório, pela seguinte equação:

$$Q = \frac{1}{T} * P * A * K$$

Em que:

Q: vazão média de lixiviado (L s⁻¹).

P: precipitação média anual (mm);

A: área do aterro (m²);

T: número de segundos em um ano (s);

K: coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos (valores tabelados).

O coeficiente é estabelecido por fatores como o grau de compactação, ou seja para aterros pouco compactados e cujos resíduos aterrados apresentam um peso específico entre 4 kN.m⁻³ (0,4 tf.m⁻³) e 7 kN.m⁻³ (0,7 tf.m⁻³), estima-se que de 25 a 50% da precipitação média anual que incide sobre a área do aterro transforme-se em lixiviados; para aterros mais compactados, com peso específico maior que 7 kN.m⁻³ (0,7 tf.m⁻³), espera-se que 15 a 25% da precipitação média anual que incide sobre a área do aterro transforme-se em lixiviados (ROCCA, 1993)

Existem ainda outros métodos matemáticos que, embora mais complexos, são implementados em programas computacionais e, tornaram-se conhecidos, como: HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance), SWB (Serial Water Balance Method), MOBYDEC (Global Model for Landfill Hydrologic Balance), UNSAT-H (Unsaturated Soil Water and Heat Flow Model) e MODUELO. Ainda, a Universidade Federal de Santa Catarina desenvolveu um software com a mesma finalidade dos citados, o SADES (CATAPRETA, 2008)

3.4 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado de aterro sanitário, como já relatado, possui características intrínsecas que o tornam com elevado potencial poluidor. Portanto, o tratamento do lixiviado é uma medida de proteção ambiental, manutenção da estabilidade do aterro e garante melhor qualidade de vida para a população (MORAVIA, 2007).

As alternativas que comumente são vistas para o tratamento do lixiviado, assemelham-se aos métodos de tratamento de esgotos (BARALDI, 2003). Desde a década de 70, quando se iniciaram os primeiros estudos sobre o lixiviado, percebeu-se que era uma novidade. Devido aos estudos de tratamento do esgotamento sanitário serem mais antigos e estes conterem características semelhantes ao lixiviado, profissionais da área, no Brasil e no mundo todo, optaram por seguir o tratamento do lixiviado usando as mesmas técnicas e parâmetros de projeto utilizadas para o esgoto sanitário (POVINELLI; SOBRINHO, 2003).

Em contrapartida, Povinelli e Sobrinho (2003) afirmam que as tentativas de técnicas de tratamento do lixiviado assemelhando-se às do esgoto sanitário são insatisfatórias, apontando a necessidade de melhorias. O que configura como um tratamento insatisfatório, diz respeito ao atendimento aos padrões de lançamentos em um corpo receptor, conforme a legislação ambiental vigente (RODRIGUES, 2007). Porventura a concentração final efluente ultrapasse os limites exigidos, o tratamento deve ser revisto.

Rodrigues (2007) afirma que os processos aplicáveis para o tratamento dos lixiviados de aterro sanitário são biológicos e físico-químicos, ou uma combinação desses processos. Os tratamentos biológicos via metabolismo aeróbio e anaeróbio, processos oxidativos e separação com membranas, destacam-se entre as metodologias (BARALDI, 2003).

Renou et al. (2008) afirmam que os tratamentos biológicos são os mais utilizados para remoção de altas cargas de DBO_5 dos lixiviados, por serem sistemas confiáveis, de fácil operação e baixo custo. O método permite tratar grandes volumes de lixiviado, transformando matéria orgânica em resultados da degradação aeróbia (CO_2 e H_2O ou CH_4 e CO_2) com custos relativamente baixos (BRITO, 2014).

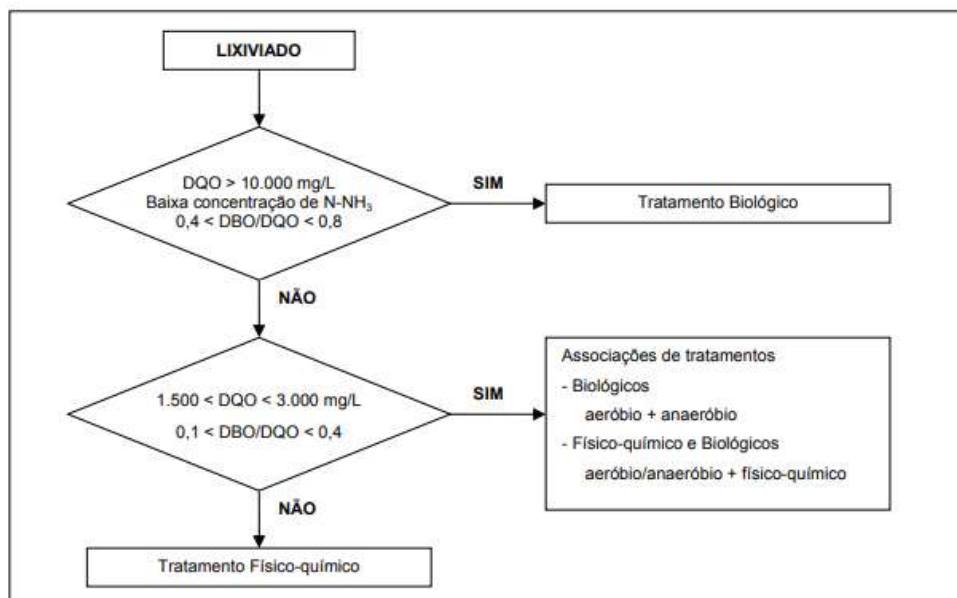
Todavia, o emprego de tratamentos biológicos pode não apresentar eficiência mínima no tratamento do lixiviado, em vista de a vazão e carga orgânica

apresentarem oscilações. Outro fator limitante é a necessidade de grandes áreas para implantação, dependendo da tecnologia adotada (SILVA; FERNANDES; LEONE, 2000).

Moravia (2007) afirma que as técnicas biológicas são recomendadas para lixiviados com alta relação DBO/DQO. Enquanto que os métodos físico-químicos são indicados para o tratamento de lixiviado antigo e com baixa biodegradabilidade, pois necessitam de compostos químicos mais agressivos na estabilização de matéria orgânica dissolvida (MARTTINEN et al., 2002). Na Figura 3 são apresentados critérios de seleção das técnicas de tratamento de lixiviado, conforme a concentração de matéria orgânica no lixiviado bruto.

Lange et al. (2006) asseguram que os processos físico-químicos podem apresentar elevada eficiência de remoção da matéria orgânica do lixiviado, contudo, os sistemas em operação no país, como a coagulação, filtração e precipitação química, não têm apresentado boa eficiência.

Figura 3 – Modelo esquemático para seleção de tecnologias de tratamento de lixiviado.



Fonte: Forgie (1988); Kurniawan et al. (2006) apud Moravia (2007).

Com o objetivo de reduzir a vazão de lixiviado a ser tratada e de acelerar a estabilização da matéria orgânica, bem como redução de DQO e DBO₅, a recirculação do lixiviado dentro das células do aterro também é um método empregado. No entanto, deve ser evitado quando a recirculação interfere nos

processos de decomposição do aterro, assim como em desestabilizações geotécnicas (RODRIGUES, 2007).

Outra forma de tratamento adotada é juntamente com o esgoto sanitário, em que o lixiviado é recalcado até uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), mistura-se ao esgoto e passa pelas etapas de tratamento existentes na ETE. Porém, Bidone et al. (2007) salientam que geralmente não se obtém sucesso devido à elevada concentração de matéria orgânica carbonácea e de nitrogênio amoniacal presentes no líquido gerado em aterros sanitários.

Alvarez-Vazquez, Jefferson e Judd (2004) compilaram dados de tratamentos de lixiviados empregados em 157 estudos, em diversos países. Os resultados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Principais processos empregados no tratamento de lixiviado.

Processo de Tratamento	Ocorrência (%)
Tratamento Biológico	72
Coagulação/floculação	11
Filtração	5
Air Stripping	4
Oxidação química	4
Carvão ativado	2

Fonte: Alvarez-Vazquez, Jefferson e Judd (2004).

Percebe-se que o tratamento biológico é a tecnologia de maior ocorrência entre as demais, representando cerca de 72% das plantas analisadas, enquanto menos de 30% baseia-se em tratamentos químicos, e menos de 10% em tratamentos físicos.

Para fins de organização, os principais métodos de tratamento de lixiviado brevemente citados anteriormente, serão abordados nos itens a seguir, como os processos físico-químicos e, especialmente, os processos biológicos, com ênfase em sistemas de lagoas de estabilização.

3.4.1 Processos físico-químicos

Como já relatado anteriormente, a idade do aterro possui forte influência nas características do lixiviado, interferindo na sua tratabilidade. Quando a matéria orgânica está estabilizada nas células do aterro, é reduzida a proporção de compostos facilmente biodegradáveis, restando compostos recalcitrantes, ou seja,

compostos de elevada massa molecular e estruturas complexas, como é o caso dos ácidos húmicos (ROCHA, 2005).

Tal fato corrobora a necessidade de métodos físico-químicos para o tratamento do lixiviado, que pode estar conjugado com tratamentos biológicos, como etapas prévias ou posteriores (Tabela 5). O tratamento baseado em processos químicos auxilia na degradação da matéria orgânica e até mesmo a mineralização (KURNIAWAN et al., 2006).

Amorim et al. (2009) afirmam que os processos físico-químicos são utilizados no pré-tratamento, geralmente, para remoção das elevadas cargas de nitrogênio amoniacal, e no pós-tratamento, para remoção de compostos recalcitrantes.

Tabela 5 – Tratamentos de lixiviados combinados com processos físico-químicos.

Características do afluente	Processo	Eficiências de remoção	Referências
Lixiviado pré-tratado por reator anaeróbio e lixiviado bruto	Stripping de amônia	Ambos afluentes foram encontrados remoções de N-NH ₃ ~ 94% em 12 horas (<100 mg/L)	Calli, Mertoglu e Inanc (2005)
Lixiviado pré-tratado, efluente desnitrificado	Fenton	DQO – 85%	Calli, Mertoglu e Inanc (2005)
Lixiviado pré-tratado, efluente desnitrificado	Ozonização	Sem ajuste do pH: DQO - 26% pH ajustado em 9,0: DQO – 34% pH continuamente ajustado e igual a 9,0: DQO - 82%	Calli, Mertoglu e Inanc (2005)
Lixiviado pré-tratado por sistema de coagulação-floculação, seguido de stripping de amônia	Adsorção (PAC)	Operação de 3 ciclos de 10 horas: DQO - 91% Operação de 5 ciclos de 6 horas: DQO – 91,5% NH ₃ – 22% (ambos).	Kargi e Pamukoglu (2004)
Efluente de membrana (UF) DQO: 390 mgO ₂ /L Cor: 860 mgPt-Co/L Lixiviado pré-tratado anaeróbicamente pH: 8,0 DQO: 3.000 mg O ₂ /L Cor: 4.500 mg Pt-Co/L N-NH ₃ : 950 mg/L	Osiose Inversa (RO) Membrana BW (UF) e (RO) Membrana SW	DQO – 97% Cor – 96% Efluente da membrana SW DQO – 89% Cor – 94% N-NH ₃ – 72%	Ozturk et al. (2003) Ozturk et al. (2003)

Fonte: Amaral (2009).

De maneira geral, os processos físico-químicos reduzem os sólidos em suspensão, partículas coloidais, material flutuante, cor e compostos tóxicos. Os métodos mais estudados e aplicados são: flotação, coagulação/floculação, precipitação química, adsorção, processos oxidativos avançados, *air stripping* (processo de passagem de ar por coluna separadora contra a corrente de água), carvão ativado, osmose reversa e filtração por membranas (RODRIGUES, 2009).

3.4.1.1 Coagulação/floculação/flotação

Os mecanismos envolvidos na coagulação e floculação têm função principal de condicionar as impurezas presentes no meio líquido, que se encontram em suspensão e em estado coloidal, para que sejam removidas em processos subsequentes, como a sedimentação, flotação ou filtração (FIGUEIREDO, 2009).

Há o condicionamento do efluente para o contato com produtos químicos para a neutralização das cargas das partículas presentes no lixiviado. Os coagulantes mais utilizados são o sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato ferrosos, coagulantes orgânicos, entre outros (MORAVIA, 2007).

Subsequentemente ao processo de coagulação, a floculação possibilita a aglomeração das partículas desestabilizadas, por meio de agitação suave e determinado tempo de contato, permitindo que os flocos se tornem maiores e sejam removidos por meio da sedimentação, filtração ou flotação (KURNIAWAN et al., 2006)

Na etapa de separação das fases por meio dos processos de flotação, que consiste na separação de fases sólido-líquido através do movimento ascendente de flocos, as forças de empuxo predominam sobre as gravitacionais por diferença de densidade ou por introdução de microbolhas de ar dissolvido (DI BERNARDO; DANTAS, 2005)

O percentual de remoção de DQO e COT obtidos pela coagulação-floculação é geralmente baixo (10- 25%) para lixiviados novos, e moderado (50-65%) para lixiviados com baixa razão DBO_5/DQO (AMOKRANE, 1997 apud RODRIGUES, 2007, p.18).

Borelli, Pauli e Kuroda (2014) estudaram um sistema de bancada para tratamento da cor verdadeira do lixiviado, correlacionada à matéria orgânica

recalcitrante, com tratamentos de coagulação – floculação – sedimentação e coagulação – floculação – flotação. As condições de maior eficiência após sedimentação e flotação foram obtidas quando se utilizou o polímero catiônico como auxiliar de floculação com valores máximos de remoção de 99,95% e 100%, respectivamente.

3.4.1.2 Precipitação química

Precipitação química é o processo no qual ocorre a formação de um sólido durante uma reação química. Esse processo é utilizado para a remoção de compostos orgânicos não-biodegradáveis, nitrogênio amoniacal e metais pesados. Na remoção da amônia, os íons mais utilizados são os íons de fosfato e magnésio, obtendo-se a precipitação da amônia na forma de fosfato de amônio e magnésio ou estruvita (SANTOS, 2010).

A técnica permite a remoção da amônia mediante a determinação de quais parâmetros são mais importantes, como o pH, concentração de magnésio e fosfato. Camargo (2012) alcançou eficiência de remoção de amônia com precipitação química de 99% em pH igual 8,7 e relação molar $Mg:NH_4:PO_4$ de 1,8:1:1,4. O uso desta técnica em reatores de grande porte, 50 L, apresentou uma eficiência de 98 - 99% em pH 9,0 e relação $Mg:NH_4:PO_4$ igual a 2:1:1 (IACONI et al., 2011).

Em estudos realizados pelo PROSAB (2007), a precipitação química com adição de fosfato e magnésio conduziu a elevadas remoções da concentração de amônia, mas não considerável remoção de DQO e alta concentração residual de fósforo. A reação é rápida e o lodo formado tem potencial para ser usado como fertilizante, porém o custo do processo pode ser ainda proibitivo. A precipitação com hidróxido de cálcio mostrou-se muito efetiva na remoção de cor, turbidez e alguns metais, mas não se revelou eficaz para remover DQO, DBO_5 , nitrogênio e fósforo. O lodo gerado se caracterizou como não perigoso.

3.4.1.3 Adsorção por carvão ativado

A adsorção é um fenômeno de superfície no qual ocorre transferência de massa, onde uma substância é transferida da fase líquida para a fase sólida,

permanecendo ligada por interações físicas ou químicas (AMORIM, 2009). A capacidade adsorviva de um carvão está relacionada tanto a fatores intrínsecos do adsorvente (tais como o material de partida, forma, volume e distribuição dos poros, química da superfície, modo de ativação do material e teor de cinzas), quanto às condições experimentais como o pH, tempo de contato, temperatura, grau de agitação, entre outros fatores que podem dificultar ou facilitar o processo de adsorção (ORLANDO, 2014).

Os compostos contidos no lixiviado, geralmente, são passíveis de serem adsorvidas em matrizes sólidas. Dos inúmeros materiais testados e utilizados como adsorventes (zeolitas, caulinite, vermiculite, alumina ativada, etc.) o carvão ativado é o que apresenta melhores resultados em termos de eficiência (BRITO, 2014), em função tanto de sua alta área superficial específica (decorrência da alta porosidade interconectada) quanto de sua afinidade por compostos poluentes, tais como corantes orgânicos, agrotóxicos, cobre, cromo, cádmio, chumbo (PERUZZO, 2003; CHEN; WU, 2004; LYUBCHIK et al., 2004; YOUSSEF et al., 2003 apud MORAVIA, 2007, p.31).

Kurniawan, Lo e Chan (2006) explicam que a adsorção é efetiva para remoção de compostos não biodegradáveis do lixiviado, atingido até 90% de remoção de DQO, entretanto, não apresenta bons resultados para a amônia. A desvantagem exibida pelo carvão ativado é a constante necessidade de ser substituído, implicando altos custos (QASIM; CHIANG, 1994).

Nas pesquisas realizadas pelo PROSAB (2009), com colunas de carvão ativado de diâmetro de 1,3 cm, foram avaliadas alturas de 10 e 25 cm e submetidas a uma vazão média de 0,07 mL/s, obteve-se remoção máxima de 33% e 16%, para cor e DQO, respectivamente.

3.4.1.4 Processos Oxidativos Avançados (POAs)

Dentre as novas tecnologias desenvolvidas com o objetivo de tratar efluentes complexos destacam-se os Processos Oxidativos Avançados (POAs), empregados com excelentes resultados na remediação de espécies químicas recalcitrantes (FREIRE et al., 2000; PARRA, 2001; SARRIA, et al., 2002; SARRIA et. al., 2003, BANDALA et al., 2004 apud MORAIS, 2005, p. 55).

Os POAs são baseados na geração de radicais fortemente oxidativos, principalmente o radical hidroxila (-OH), que destrói inúmeros compostos de maneira rápida e não seletiva conduzindo à mineralização parcial ou completa do contaminante (DIAS, 2012). Os radicais de hidroxila atacam a matéria orgânica presente no lixiviado, levando à oxidação completa e produzindo CO₂ e H₂O, ou também, quando ocorre parcial oxidação, os compostos tornam-se facilmente biodegradáveis, podendo ser removidos por tratamento biológico (BULL; ZEFF, 1991 apud MORAVIA, 2007, p. 28).

Paixão Filho (2017) classifica os POAs em dois tipos: heterogêneos e homogêneos. No processo heterogêneo são empregados catalisadores sólidos para formação do radical hidroxila, como a fotocatalise com emprego de dióxido de titânio e o processo elétron-Fenton. Já nos homogêneos, podem ser citados: ozonização (O₃), radiação ultravioleta no vácuo (UVV), reagente de Fenton (H₂O₂/ Fe²⁺ / H⁺), foto-Fenton (H₂O₂/ Fe²⁺/ H⁺ /UV), peroxônio (H₂O₂ + O₃) e a peroxidação assistida por radiação ultravioleta (H₂O₂/UV).

Em trabalho usando processo integrado para a remediação do lixiviado, com separação preliminar das substâncias húmicas, por precipitação em meio ácido, e tratamento subsequente mediante processos oxidativos avançados, possibilitou remover uma pequena parcela da DQO (14%) e grande parte da cor durante a precipitação preliminar, que permite significativas melhoras no tratamento fotoquímico posterior. Quando aplicado na forma de um sistema de múltiplas adições de peróxido de hidrogênio, o sistema UV/H₂O₂ permitiu descolorações da ordem de 95% e reduções de DQO de 75%, em tempos de reação de 120 min (PACHECO; PERALTA-ZAMORA; PATRÍCIO, 2004).

LANGE et al. (2006) estudaram o tratamento do lixiviado gerado em Aterro Sanitário de Belo Horizonte/MG, com características de um aterro sanitário já estabilizado, através de processo oxidativo avançado, empregando Reagente de Fenton. Foram obtidas remoções de DQO superiores a 46%, com média em torno de 61%, sendo a maior remoção alcançada de 75%.

3.4.1.5 Air stripping

O processo de *stripping* (dessorção) consiste basicamente em retirar os componentes mais voláteis de uma mistura líquida por meio de um gás que se faz passar pelo líquido e que entra em contato direto com ele (GOMIDE, 1983).

Silva, A. (2002) define o *stripping* como um processo de transferência de massa de um poluente, da fase líquida para fase gasosa, por meio da injeção de ar no meio líquido, usando difusores ou outros mecanismos de aeração, após condições de pH adequados.

Para o caso de remoção da amônia, o pH deve ser elevado, de modo que favoreça a transformação do íon amônio em amônia livre (BRITO, 2014). A introdução do ar favorece o arraste do NH_3 para a atmosfera. Os fatores responsáveis pela eficiência de remoção dos compostos orgânicos voláteis envolvem a área de contato (gás-líquido), a solubilidade do contaminante na fase aquosa, a difusão do contaminante no ar e na água e a temperatura ambiente de operação.

No Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (Prosab) edital 5, quatro instituições estudaram o processo de *stripping* em diferentes sistemas de tratamento: Torres de recheio, Reator de fluxo pistonado, Reator de chicanas, *Stripping* precedido de precipitação química, e reatores de *stripping* com alimentação contínua e intermitente.

O sistema que melhor se mostrou eficiente foi o reator de fluxo pistonado, apresentando índices de 96,10% de remoção de nitrogênio amoniacal, com pH entre 8 a 8,6.

Outro trabalho com objetivo de estudar o processo de *stripping* de amônia em líquidos lixiviados, utilizando reatores em série de fluxo pistonado, foi feito por Campos (2010) com lixiviado proveniente de aterro da cidade de João Pessoa (PB). Foram construídos quatro reatores em série de fluxo pistonados, com altura média de 50 centímetros, sem alimentação forçada de ar e sem correção do pH do lixiviado. O monitoramento do sistema experimental constou de quatro fases distintas, com cargas superficiais aplicadas de 450, 500, 600 e 700 $\text{kg NH}_4^+ \text{ha}^{-1} \text{dia}^{-1}$, tempo de detenção hidráulica igual a 65, 60, 50 e 38 dias, e obteve-se uma

eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal em torno de 96,1%, 99,7%, 99,5% e 98,5%, respectivamente.

3.4.1.6 Osmose reversa

A osmose reversa é uma adaptação dos sistemas de separação por membranas, que deriva da filtração clássica, em que os meios filtrantes (membranas) apresentam diâmetros de poros muito inferiores aos processos convencionais. Além da osmose reversa, os processos utilizando membranas são conhecidos como: microfiltração, ultrafiltração, e nanofiltração, onde, o que varia é o tamanho da partícula retida em cada um dos processos (SILVA, A., 2002; METCALF; EDDY, 2003).

O processo de osmose reversa consiste na aplicação de uma pressão entre as soluções. Com a diferença de pressão osmótica, o potencial químico do meio líquido na solução concentrada será maior que o potencial químico do meio líquido na solução diluída e o fluxo natural é então invertido, a água passa a atravessar a membrana na direção da solução mais concentrada para a de menor concentração (HABERT et al., 2006). O efluente é forçado através de uma pressão para que assim seja dividido em permeado e rejeito. A água tratada é analisada a fim de verificar os parâmetros aceitáveis para o seu reuso (CUNHA et al., 2014).

3.4.2 Processos biológicos

Os processos biológicos de tratamento dos efluentes em geral, como já denominado, ocorrem predominantemente por mecanismos biológicos. Os processos que ocorrem em uma Estação de Tratamento dos Efluentes (ETE) são baseados em reproduzir os fenômenos naturais, como quando há despejos de efluentes em corpos d'água. Portanto, em uma ETE, os microrganismos são responsáveis por mineralização da matéria orgânica, em condições controladas e taxas mais elevadas (VON SPERLING, 1996).

Os principais microrganismos que metabolizam a matéria orgânica presente nos efluentes são bactérias, algas, protozoários, fungos e vermes, sendo que

destes, as bactérias são as mais significantes e com potencial de degradação (VON SPERLING, 1996).

Essencialmente, a degradação ocorre em virtude das necessidades metabólicas dos microrganismos presentes no efluente, que para o caso estudado, é o lixiviado. Os organismos que realizam funções de locomoção e reprodução são dependentes de fontes de energia, carbono e nutrientes. De modo geral, as bactérias que são mais abundantes e responsáveis pela degradação do lixiviado, são organismos quimioheterotróficos (degradação da matéria orgânica carbonácea) e quimioautótrofos (processo de nitrificação, por exemplo), cujas obtêm energia da matéria orgânica, e como fonte de carbono, o CO₂ e de compostos inorgânicos, respectivamente; já os fungos, protozoários e demais bactérias, têm como fonte de energia e carbono a matéria orgânica, sendo denominados por quimioheterotróficos (VON SPERLING, 1996).

O metabolismo dos organismos é dividido em duas reações que ocorrem nas células: o catabolismo e o anabolismo. O catabolismo é responsável pela produção de energia, que provém da degradação do substrato. Na degradação da matéria orgânica do lixiviado, o catabolismo exerce função de oxidação e fermentação (VON SPERLING, 1996).

Portanto, a geração de energia ao organismo é exercida por meio da respiração (catabolismo oxidativo) e fermentação (catabolismo fermentativo), em que a respiração pode ser classificada em relação ao aceptor de elétrons envolvido no processo. A Tabela 6 traz os aceptores de elétrons típicos dos mecanismos de oxidação da matéria orgânica.

Tabela 6 – Aceptores de elétrons de acordo com as condições.

Condições	Aceptor de Elétrons	Forma do Aceptor após a reação	Processo
Aeróbias	O ₂	H ₂ O	Metabolismo Aeróbio
Anóxicas	NO ₃ ⁻ (Nitrato) Sulfato (SO ₄ ²⁻)	N ₂ (Nitrogênio gasoso)	Desnitrificação
Anaeróbias	Dióxido de Carbono (CO ₂)	Sulfeto (H ₂ S) Metano (CH ₄)	Redução de Sulfatos Metanogênese

Fonte: Von Sperling (1996).

Chernicharo (2016) afirma que as condições aeróbias possuem vantagens, por apresentarem cinética favorecida de fácil controle e aclimatação, resultando em

elevados valores de eficiência em termos de remoção de matéria orgânica. Contudo, acumulam grande quantidade de lodo, que pode conter compostos orgânicos e metais pesados adsorvidos. O acúmulo de lodo deve-se ao fato de que, no sistema, cerca de 40 a 50% da matéria orgânica é degradada e convertida em CO₂, em contrapartida, 50% a 60% da matéria orgânica é aderida pela biomassa microbiana, e acaba sedimentando.

Já os processos anaeróbios geram menos lodo e produzem metano, que possui potencial de aproveitamento energético. A maior parte matéria orgânica biodegradável (70 a 90%) é convertida em biogás, que se dissipa na atmosfera. Pequena parcela do material orgânico é incorporada pela biomassa microbiana, gerando menos lodo pela sedimentação (CHERNICHARO, 2016).

Comparado ao sistema aeróbio, os processos anaeróbios possuem menores eficiências em termos de remoção de matéria orgânica, além de requererem uma longa partida e serem mais sensíveis aos compostos tóxicos (AMARAL, 2007).

Tratando-se do tratamento de lixiviados de aterros sanitários, os sistemas biológicos apresentam maior eficiência para lixiviados novos (facilmente biodegradáveis), e têm o processo comprometido com altas concentrações de compostos nitrogenados (DIAS, 2012). Qasin e Chiang (1994, p.245) asseguram que os processos biológicos não alteram e nem destroem compostos inorgânicos, apenas traços de concentrações poderão ser removidos do líquido por meio de precipitação e adsorção pela biomassa.

Pelinson (2013) afirma que os fatores interferentes nos processos biológicos de tratamento do lixiviado são: elevada concentração de nitrogênio amoniacal, a precipitação de substâncias inorgânicas e a formação de espumas.

Os processos de tratamento biológico pela via anaeróbia foram sendo aperfeiçoados com o desenvolvimento de reatores que permitissem o crescimento microbiano e menores tempos de detenção hidráulica. Esses reatores modernos são de leito fixo, leito fluidizado, leito expandido e pela tecnologia proposta pelos reatores anaeróbios de manta de lodo de fluxo ascendente (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB) (MARAGNO; CAMPOS, 1992; LETTINGA et al., 1980; HICKEY et al., 1991; SCHINK, 2002; LIU; FANG, 2002 apud GOMES et al., 2009).

Entretanto, para o caso de lixiviados, o que se observou no Brasil, foi a utilização de lagoas de estabilização, lodos ativados e filtros biológicos (BIDONE; POVINELLI; COTRIM, 1997).

Os sistemas de tratamento biológico podem ser utilizados combinados com processos físico-químicos, a fim de atender às eficiências desejadas, como já retratado. Portanto, podem ser usados como pré-tratamento, em que ocorre a degradação da fração biodegradável, e o efluente pode então ser submetido a outros processos em que a biodegradabilidade não seja determinante. Como pós-tratamento, espera-se que o efluente tenha sua biodegradabilidade aumentada devido aos processos anteriores, e, conseqüentemente, tenha maior eficiência (PELINSON, 2013).

3.4.2.1 Filtros biológicos

Os processos de filtração biológica ocorrem por meio da aspersão do líquido a ser tratado em meios suportes, como areia, brita, pedras, cascalho, material plástico, etc. No reator, os microrganismos ficam aderidos ao meio filtrante, que constitui um leito fixo, em que formam-se biofilmes e os microrganismos atuam na estabilização da matéria orgânica (BARALDI, 2003; BRITO, 2014). Os filtros existentes operam em condições aeróbias e, segundo Renou et al. (2008), esses métodos tem demonstrado eficácia na remoção de material orgânico e nitrogênio de lixiviados novos, com alta biodegradabilidade.

As vantagens dos filtros biológicos incluem aspectos de custos, constituindo um processo de instalação barato, pouca exigência em manutenção e tolerância a variações de carga orgânica e hidráulica (COUTO; BRAGA; LANGE, 2012).

Fleck (2003) estudou três sistemas de tratamento biológico distintos, com filtro biológico anaeróbio e meio suporte com brita nº5, filtro biológico aeróbio de baixa taxa com meio suporte de pedra nº3 e banhados construídos com fluxo sub-superficial. O lixiviado que alimentou o sistema foi proveniente do Aterro Sanitário em Porto Alegre (RS). O filtro anaeróbio apresentou eficiência de 82% para remoção de DBO e 78% de DQO, operando com 56 dias de detenção hidráulica.

No estudo realizado por Couto, Braga e Lange (2012) como objeto de experimentação de infiltração rápida tratando lixiviado de aterro sanitário, os filtros

foram confeccionados com leitos filtrantes de areia e tijolo triturado. A redução média nos reatores com leito de areia média foi 32% de DQO e 43% de NTK, com leito de areia fina 27% de DQO e 47% de NTK e no reator com leito de tijolo cerâmico triturado 70% de DQO e 54% de NTK.

3.4.2.2 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB)

O Reator UASB é uma tecnologia de tratamento biológico de esgotos baseada na decomposição anaeróbia da matéria orgânica. São processos de tratamentos considerados modernos, que possuem alta eficiência de tratamento em um curto tempo de detenção hidráulica (LIN; CHANG, F; CHANG, C., 2000)

No reator UASB, o resíduo afluyente é alimentado em sua parte inferior e em movimento ascendente, atravessa a manta de lodo biológico, que se encontra na base do reator, e passa pelos separadores de fases, alcançando sequencialmente a zona de decantação e o dispositivo de saída do efluente do reator (FERREIRA, C., 2009).

Como produto da decomposição anaeróbia, são formados gases (biogás constituído principalmente por gás metano e gás carbônico) que também apresentam fluxo ascendente. Um dispositivo de separação de gases, sólidos e efluente tratado é denominado separador trifásico, localizado logo abaixo do decantador, que garante a retenção da biomassa no sistema, impedindo que essa saia com o efluente. O separador trifásico comumente se apresenta sob a forma de um tronco de pirâmide ou cone invertido (VON SPERLING, 1996).

Os reatores UASB empregam processos pela via anaeróbia em alta taxa, isto é, com baixos tempos de detenção hidráulica (TDH), mas com elevados tempos de retenção de sólidos (TRS) e com baixo crescimento celular, quando tratando esgotos sanitários. No entanto, no tratamento de lixiviados de aterros sanitários o TDH tende a se elevar consideravelmente (DIAS, 2012).

Paixão Filho (2017) afirma que deve ser levado em consideração aspectos econômicos (baixos custos), geração de lodo e operação em altas taxas, como critério de escolha do método de tratamento de lixiviado, tal qual o reator UASB.

Um lixiviado com boa biodegradabilidade (0,86) estudado por Kennedy e Lentz (2000), tratado por UASB em fluxo contínuo apresentou uma eficiência de redução da DQO entre 77% e 91% para diferentes tempos de detenção hidráulica.

García, Rico e Gracia (1996) objetivavam determinar a influência da temperatura na operação de dois reatores UASB em escala de bancada tratando lixiviado de aterros sanitários. Os regimes de temperaturas aplicados corresponderam à temperatura ambiente (15 a 20°C), na qual o lixiviado foi coletado, e outro reator operando com temperatura de 35°C. A DQO aplicada ao sistema foi de 1.500 mg/L para o reator com temperatura ambiente e 30.000 mg/L para a temperatura de 35°C.

De acordo com os autores, o lixiviado era altamente biodegradável (96,3%) e, ao fim da pesquisa, verificou-se que na condição de operação a 35°C, o sistema apresentou eficiência de 80% de remoção de DQO com TDH de 12 horas. A condição do processo sob temperatura ambiente necessitou de 14,4 horas para atingir a mesma eficiência.

As pesquisas citadas demonstram que a utilização de reatores UASB pode ser viável mediante controle de temperatura e TDH adequados. Portanto, em escala real, existe a possibilidade de redução considerável da eficiência em função da falta de controle da temperatura e variações sazonais da composição do lixiviado (PAIXÃO FILHO, 2017).

A Tabela 7 traz demais pesquisas realizadas em diferentes países, com o uso de reatores UASB, e a conjugação desse sistema com outros processos biológicos e físico-químicos.

Tabela 7 – Sistemas com utilização de UASB.

Tipo de tratamento	DQOafl. Máxima (mg/L).	Eficiência (%)	Referência
Reator UASB	3.240	58,1	Kettunen e Rintala (1988)
Reator UASB	11.732	42,2	Lin et al. (2000)
Reator AnSBR e UASB	9.840	92	Kennedy e Lentz (2000)
Reatores anaeróbios UASB, Biofiltro e Híbrido	47.800	85	Calli et al. (2006)
UASB e Biodisco (RCB)	3.273	82	Castillo et al. (2007)
UASB e osmose reversa	4.200	99	Bohdziewick e Kwarciak (2008)

Fonte: Contrera (2008).

3.4.2.3 Lodos ativados

O processo de tratamento por lodos ativados foi desenvolvido na Inglaterra, em 1914. A denominação provém da produção de uma massa ativada de microrganismos capazes de estabilizar a matéria orgânica aerobicamente. O processo promove a formação de flocos biológicos, em que se desenvolvem uma cultura microbiana, capazes de sedimentar e serem removidos (METCALF; EDDY, 2003)

De acordo com Von Sperling (1997), a etapa biológica do sistema de lodos ativados integra o tanque de aeração (reator), o tanque de decantação (decantador secundário) e a recirculação de lodo. No primeiro tanque ocorre a remoção da matéria orgânica e a nitrificação, em boas condições de operação. Já no segundo tanque os flocos são sedimentados (biomassa), partindo para a recirculação do lodo, que configura a terceira etapa.

Para que a atuação da microbiota seja eficaz, são desejadas condições operacionais adequadas, tais como a quantidade disponível de substrato, oxigênio, pH, temperatura e nutrientes. O oxigênio, normalmente, é introduzido em tanques de aeração, por meio de difusores de ar ou agitadores mecânicos (BARALDI, 2003).

No tratamento do lixiviado existem diversos estudos que relatam o desempenho do sistema de lodos ativados (IRENE et al., 1996; BAE et al., 1999; DIAMADOPOULOS et al., 1999; LOUKIDOU et al., 2001, KARGI; PAMUKOGLU, 2003 apud MORAIS, 2005). No entanto, o método tem sido apontado como insuficiente para o tratamento de lixiviado de aterros, mesmo tendo eficiência na remoção de carbono orgânico e nitrogênio amoniacal (RENOU et al., 2008).

Rech (2012) avaliou o processo de lodos ativados utilizado em um aterro sanitário para tratamento de lixiviado. A caracterização do lixiviado afluente apresentou um grau de biodegradabilidade em torno de 0,32, pH de $8,49 \pm 0,24$, baixa carga orgânica e elevadas concentrações de nitrito e nitrato. O monitoramento do sistema apresentou um lixiviado com pH na faixa de 8,20 a 8,49 durante todo o tratamento e eficiência de remoção da matéria carbonácea em termos da DQO na ordem de 21,8% e 21,7% para DQO_t e $DQO_{s,20}$, respectivamente. Além disso, verificou-se 30% de eficiência na nitrificação, porém de modo irregular e incompleta.

Na série de pesquisas realizadas pelo PROSAB, a Universidade Federal de Londrina deteve-se a um sistema com lodo ativados para avaliar a remoção de nitrogênio de lixiviado de aterro, pelo processo de nitrificação/desnitrificação. Operando em 6 fases, com TDH distintos, o sistema de lodos ativados mostrou-se eficiente, atingindo percentuais de remoção em torno de 98% de nitrogênio amoniacal. A remoção de DQO variou entre 49% a 15% entre as fases, sendo que a maior eficiência obtida foi na Fase I, cujo TDH foi de 20 dias. Durante o monitoramento do sistema, a relação DBO/DQO do lixiviado bruto variou de 0,05 a 0,02, configurando um lixiviado lentamente biodegradável.

3.4.2.4 Lagoas de estabilização

Os sistemas de lagoas de estabilização apresentam grande simplicidade para o tratamento de efluentes, variando conforme a operação e requisito de área. Os sistemas mais estudados são: lagoa anaeróbia, lagoa aerada, lagoa facultativa e lagoa de maturação (VON SPERLING, 2002), que recebem essa classificação de acordo com a atividade metabólica predominante na degradação da matéria orgânica (FERREIRA et al., 2003). As lagoas podem, ainda, ser associadas entre os tipos citados, em diferentes arranjos e números, para que possam operar em série e/ou paralelamente.

Von Sperling (2002) classifica as lagoas em primárias e secundárias, em que a primeira corresponde ao tratamento do esgoto bruto, recebendo a maior carga orgânica, enquanto que as secundárias recebem seu afluente de uma unidade de tratamento anterior. As lagoas de polimento ou de maturação situam-se após um sistema de tratamento de efluentes, possuindo a distinção de que a denominação de lagoa de polimento está relacionada ao fato de efetuarem o polimento de efluentes de estações de tratamento, em relação à remoção de matéria orgânica, porém podendo alcançar efetiva remoção de organismos patogênicos. Já as lagoas de maturação são específicas para remoção de organismos patogênicos (VON SPERLING, 2002).

As lagoas de estabilização procuram reproduzir os fenômenos naturais, controlados e otimizados, ou seja, sem a utilização de mecanismos artificiais (aeradores mecânicos, difusores), que por vezes se torna necessário. De forma

natural o oxigênio é introduzido pelo vento ou através da produção fotossintética realizada pelas algas. Kellner e Pires (2000) asseguram que os valores das concentrações de oxigênio variam de acordo com as condições climáticas do local, da intensidade de luz solar, do tempo de luminosidade recebida, velocidade e direção dos ventos e de outros fatores climáticos.

O uso dos sistemas de lagoas em série é amplamente utilizado no Brasil, sendo significativamente favorecidas em regiões de clima tropical e subtropical, para que se tenham elevadas temperaturas e insolação (CASTILHOS et al., 2009; VON SPERLING, 2002).

O princípio básico do sistema de lagoas de estabilização é a redução de concentrações de matéria orgânica carbonácea, por via metabólica dos microrganismos presentes no meio líquido e, a remoção de patógenos em últimos estágios do tratamento, como é o caso da lagoa de maturação ou polimento (VON SPERLING, 2002). Com algumas adaptações na geometria e configuração das lagoas é possível alcançar remoções de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo (VON SPERLING et al., 2003).

Von Sperling (2003) afirma também, que o mecanismo hidráulico do efluente na lagoa é efetuar um percurso em determinado tempo, portanto, o afluente entra em uma extremidade da lagoa e percorre horizontalmente até a canalização de saída em um tempo de detenção hidráulica, para que seja possível a degradação da matéria carbonácea, por processo físico (sedimentação), químicos e biológicos.

Dias (2012) afirma que os sistemas constituídos por lagoas de estabilização são intimamente ligados aos parâmetros de projeto e às características operacionais como a temperatura e pH, que interferem no desempenho do sistema. No entanto, poucos estudos sobre o sistema tratando lixiviado de aterro discutem, especificamente, sobre esses critérios, sendo utilizados os mesmos parâmetros para o tratamento de esgotos sanitários.

As condições de operação das lagoas de estabilização devem ser monitoradas cautelosamente, de modo que os mecanismos hidráulicos e biológicos estejam funcionando corretamente com o dimensionado. Tais mecanismos podem sofrer interferências externas, naturais, ou do próprio projeto. Portanto, a criteriosidade no monitoramento é essencial para que as interferências sejam minimizadas (CETESB, 1990).

Os mecanismos hidráulicos e biológicos são citados por Ferreira, C. (2009) que relata que o bom desempenho das lagoas de estabilização depende do tempo de detenção hidráulica suficiente, uma relação DBO/DQO elevada, baixos teores de compostos inorgânicos e de cor.

As vantagens dos sistemas de lagoas em relação aos demais métodos de tratamento de lixiviado, tais como: elevada eficiência no tratamento, flexibilidade e simplicidade no sistema e baixo custo. Além disso, a principal desvantagem atribuída à necessidade de grandes áreas para sua construção (MARA; PEARSON, 1986; MEDRI, 1997).

Moravia (2007) afirma que em vista das vantagens que as lagoas de estabilização apresentam, como os baixos custos de implantação e operação, tornam-se preferencialmente adotadas.

Todavia, como afirmam os autores Qasin e Chiang (1994, p.232) os grandes problemas da aplicação de lagoas no tratamento de lixiviado são a má qualidade do efluente final, e o fato de que a maioria dos projetistas dimensionam essas unidades a partir dos parâmetros utilizados no dimensionamento de lagoas que tratam esgoto doméstico.

As baixas eficiências no tratamento para lixiviado são apontadas por causas microbiológicas, pois tais problemas podem ser relacionados com a capacidade restrita de certos microrganismos para degradar substâncias orgânicas tóxicas, sensibilidade a variações de pH ou de descargas tóxicas que podem comprometer a atividade metabólica da microbiota presente no sistema (MORAVIA, 2007).

Como já relatado, a classificação das lagoas condiz com o metabolismo predominante e a sua distribuição conforme a quantidade e combinações, para que sejam alcançadas as eficiências necessárias obedecendo aos padrões de lançamento. A seguir são citadas as principais classes de lagoas de estabilização:

- **Lagoas Anaeróbias**

Nas lagoas anaeróbias ocorre ausência de oxigênio na totalidade da coluna de líquido, constituindo uma forma alternativa de tratamento em condições estritamente anaeróbias e, geralmente, responsáveis pelo tratamento primário dos efluentes. Para que se tenha um ambiente sem oxigênio dissolvido, as unidades são

dimensionadas para receber cargas orgânicas elevadas (CETESB, 1986). Sua função principal é a degradação da matéria orgânica (DBO_5 e DQO) envolvendo a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias (MEDRI, 1997).

As reações envolvidas no tratamento biológico pela via anaeróbia geram menos energia que aquelas envolvidas no tratamento aeróbio, em razão disso as taxas de reprodução dos microrganismos também são mais lentas, implicando eficiência de remoção de matéria orgânica na ordem de 50 a 70% (DIAS, 2012), tendo maior eficiência no verão, com temperaturas acima de 15 °C, em virtude da atividade biológica (VON SPERLING, 1996).

Segundo Jordão e Pessoa (1995), a estabilização da matéria orgânica ocorre pelos fenômenos de digestão ácida e fermentação metanogênica. Como na via de degradação anaeróbica, já citada neste trabalho, os microrganismos facultativos, na ausência de oxigênio dissolvido, transformam compostos orgânicos complexos em substâncias e compostos mais simples, principalmente ácidos orgânicos. A produção de ácidos ocorre pela ação de bactérias acidogênicas, enquanto que a formação de metano decorre das *arqueas* metanogênicas (VON SPERLING, 2002).

O equilíbrio entre as bactérias acidogênicas e as *arqueas* metanogênicas é essencial para o funcionamento do sistema, bem como para inibir a geração de odores (KELLNER; PIRES, 1998).

Normalmente, as lagoas anaeróbias são dimensionadas conjugadas às lagoas facultativas, que representa economia de área e maior eficiência no tratamento. A redução de áreas requeridas por lagoas facultativas chega até 1/3, em consequência da diminuição de cargas do efluente bruto, caso tenha pré-tratamento por lagoas anaeróbias (DIAS, 2012).

Para que sejam alcançadas condições com elevadas eficiências, os critérios de projetos são demonstrados na Tabela 8. O tempo de detenção hidráulica é baseado no tempo de reprodução das bactérias anaeróbias, para que possibilite o máximo potencial de degradação.

Tabela 8 – Principais parâmetros de projeto de lagoas anaeróbias para tratamento de esgoto sanitário.

Parâmetros de projeto	Valores	Fonte
Taxa de aplicação volumétrica (kgDBO ₅ /m ³ .d)	0,1 – 0,4	SILVA e MARA, 1979; JORDÃO e PESSOA, 1995.
	0,19 – 0,24	UEHARA e VIDAL, 1989
	0,1 – 0,3	VON SPERLING, 2002
	> 0,1	MARA, 2002 e MARA et al., 1992
Profundidade (m)	2 – 4	SILVA e MARA, 1979; UEHARA e VIDAL, 1989
	3 – 5	JORDÃO e PESSOA, 1995.
	3 – 4	VON SPERLING, 2002
	4 – 5	JORDÃO e PESSOA, 2005
TDH (d)	1 – 5	CETESB, 1986; VON SPERLING, 2002
	3 – 6	

Fonte: adaptado Gotardo (2005).

A eficiência de remoção de DBO dos esgotos sanitários para esse sistema alcança 50% a 60%. A DQO dos esgotos domésticos é tipicamente encontrada na ordem de 400 mg/L (JORDÃO; PESSOA, 2005), enquanto que para os lixiviados de aterros brutos, facilmente alcançam 5.000 mg/L. Assim sendo, os critérios de projetos devem ser cuidadosamente avaliados para o dimensionamento de lagoas anaeróbias tratando lixiviado, tendo em vista que diversas vezes são utilizados os parâmetros convencionados para os esgotos domésticos.

- **Lagoas facultativas aeradas**

As lagoas facultativas caracterizam-se por um sistema simples dentre os sistemas de lagoas de estabilização, sendo bastante comuns e operam com cargas orgânicas menores que as utilizadas nas lagoas anaeróbias (VON SPERLING, 2017; SOUSA, 1994).

Comparadas às lagoas anaeróbias, apresentam grandes áreas superficiais, baixas profundidades (1 a 2 m), e tempo de detenção hidráulica entre 15 a 35 dias (CETESB, 1986).

O lixiviado bruto, ao ingressar na lagoa facultativa sofre sedimentação de sua parte sólida, que constituirá uma camada de lodo anaeróbia. Os microrganismos presentes nessa região transformam compostos orgânicos complexos em metano, dióxido de carbono e energia (CETESB, 1986).

Acima da camada anaeróbia constituída, existe uma zona facultativa, significando que nem sempre terá presença de oxigênio dissolvido. Normalmente, a zona aeróbia será predominante durante o dia e a zona anaeróbia durante a noite (CETESB, 1986). Na superfície da lagoa predomina a fase aeróbia, com a presença de oxigênio dissolvido. O oxigênio, normalmente, é fornecido pelas algas, e em menores proporções pela difusão na interface ar/líquido (CETESB, 1986). Desse processo citado deriva-se o termo “facultativo” que se refere à dualidade ambiental, com condições aeróbias na superfície, uma zona intermediária de transição e uma zona anaeróbia no fundo (TRUPPEL, 2002).

A concentração de oxigênio dissolvido promovido pela fotossíntese das algas é consumida no processo metabólico das bactérias, que muitas vezes é superior à produção de oxigênio, o que acarreta em desequilíbrio de geração e consumo, levando a um ambiente anaeróbio. Portanto, torna-se necessário a introdução de técnicas mecânicas para aeração da lagoa (TRUPPEL, 2002).

A adição de aeradores nas lagoas facultativas tem como objetivo a mistura do efluente que promoverá, segundo Silva e Mara (1979), a minimização da ocorrência de curtos-circuitos hidráulicos; minimização da ocorrência de zonas estagnadas; homogeneização da distribuição no sentido vertical da DBO, algas e oxigênio; transporte para a zona fótica superficial das algas não motoras que tendem a sedimentar; e transporte para as camadas mais profundas do oxigênio produzido pela fotossíntese na zona fótica.

Em contrapartida, os inconvenientes dos aeradores em lagoas facultativas estão associados ao elevado consumo de energia, criação de uma biomassa floculada em suspensão, aparecimento de espumas e difusão de bruma de aerossóis formados de germes bacterianos, plâncton e sais minerais, entre outros.

O que difere entre uma lagoa aerada convencional da lagoa facultativa aerada está na dispersão de oxigênio por toda a lâmina de água, ou seja, as lagoas aeradas são essencialmente aeróbias, com aeradores que permitem a oxigenação do meio e os sólidos em suspensão. Enquanto que a lagoa facultativa aerada recebe parcialmente a oxigenação do meio líquido, normalmente na zona superficial, constituindo anaerobiose nas zonas mais profundas (VON SPERLING, 1996).

As lagoas facultativas podem ser dimensionadas considerando o tempo de retenção hidráulica, a profundidade, cargas orgânicas aplicadas, estas variando

entre 100 e 350 kg DBO_{5,20}. ha⁻¹ d⁻¹, e relação comprimento/largura. Devem ser observados também os regimes hidráulicos (fluxo pistão, fluxo disperso e mistura completa). Uma elevada relação de comprimento largura (2 a 4) favorece o regime hidráulico de fluxo em pistão e pode ser adotada nos cálculos a remoção de DBO_{5,20} segundo uma reação de primeira ordem (VON SPERLING, 2002; ZANOTELLI, 2002).

O tempo de detenção hidráulica das lagoas facultativas aeradas varia de cinco a dez dias, conforme o grau de tratamento desejado e da carga aplicada (CHERNICHARO; VON SPERLING, 2002).

Em relação aos estudos concretizados utilizando lagoas facultativas no tratamento de lixiviado, Silva, J. (2007) e Martins (2008) relataram os seguintes valores de concentrações de parâmetros na saída da lagoa, mostrados na Tabela 9

Tabela 9 – Eficiências do tratamento de lixiviados em lagoas facultativas.

Parâmetros	Silva (2007)		Martins (2008)	
	Concentração	Eficiência (%)	Concentração	Eficiência (%)
DQO (mg/L)	1182	39,54	1282	54,60
DBO ₅ (mg/L)	209	27,18	313	67,93
pH	8,59	-	9,1	-
Nitrogênio Total (mg/L)	-	-	294	74,05
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	313	55,98	222	76,41
SST (mg/L)	292	-1,74	306	9,47
ST (mg/L)	5941	11,92	-	-
Fósforo (mg/L)	21	37,5	-	-
Temperatura	24,3	-	21,7	-
Turbidez (UNT)	73	15,21	71	- 4,41

Fonte: Silva, J. (2007); Martins (2008).

- **Lagoas Aeradas**

As lagoas aeradas funcionam como reatores biológicos essencialmente aeróbios, em que o oxigênio é introduzido de forma mecânica e, complementarmente provocam a mistura completa do meio (SABESP, 2009). As lagoas aeradas possuem a funcionalidade de serem aeradas facultativas, já citadas anteriormente, assim como serem aeradas de mistura completa.

A aeração mecânica que promove mistura da massa líquida impede a estratificação das camadas e volatilização de compostos tóxicos, como a amônia.

Entretanto, apresenta a desvantagem de altos custos energéticos e complexibilidade de operação e demandas por manutenção (VON SPERLING, 2002).

Com a disponibilidade de oxigênio no meio líquido, o sistema possibilita a oxidação do nitrogênio amoniacal até nitrito ou nitrato, pelo processo de nitrificação (CASTILHOS et al., 2009), constituindo um importante processo no tratamento do lixiviado, que possui elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal.

As lagoas aeradas funcionam com crescimento suspenso, sem recirculação do lodo, tendo profundidade entre 2,5 e 5,0 m. No caso das lagoas aeradas de mistura completa, os microrganismos ficam em suspensão, o que conseqüentemente, acarreta na necessidade de o efluente passar por uma lagoa de sedimentação (CASTILHOS et al., 2009).

O tratamento com lagoas aeradas requer um longo período de detenção hidráulica (3-20 dias), segundo KURNIAWAN et al. (2010). Quando objetiva-se o processo de nitrificação/desnitrificação, o TDH deve ser superior a 5 dias (CETESB, 2009).

No tratamento de lixiviados, as lagoas aeradas apresentam as vantagens de operar em concentrações oscilantes de matéria orgânica, assim como baixos custos de operação e manutenção (FRASCARI et al., 2004, apud KURNIAWAN et al., 2010). Castilhos et al. (2009) afirmam que as lagoas aeradas são importantes alternativas para o tratamento do lixiviado, cuja transferência de oxigênio para o meio líquido é eficaz.

Estudos de tratabilidade de lixiviado reportados na literatura, em escala piloto, com o lixiviado de um aterro sanitário em Belo Horizonte, concluem que lagoas aeradas apresentaram 20% de remoção média de DQO e, baixa remoção de nutrientes quando operadas com tempo de detenção hidráulica de 7 dias, mostrando que as lagoas aeradas são ineficientes para a tratabilidade de lixiviados com recalcitrância (GOMES, 2009).

- **Lagoas de maturação**

As lagoas de maturação ou polimento são unidades dimensionadas para complementar o tratamento biológico, seja subsequente a uma série de lagoas ou

outros sistemas de tratamento (lodos ativados, reatores biológicos), sendo empregadas como último estágio (ZANOTELLI, 2002).

Predominantemente, as lagoas de maturação são aeróbias em virtude da remoção da carga orgânica nas lagoas anteriores, que reduz a disponibilidade de alimento aos microrganismos e conseqüentemente a utilização de oxigênio dissolvido.

Os principais usos das lagoas de maturação destinam-se à remoção dos microrganismos patogênicos. Esse processo depende da exposição dos patógenos à luz solar (radiação ultravioleta), sendo que a profundidade da lagoa constitui grande importância para que a penetração dos raios solares atinja toda a coluna d'água (MAYNARD; OUKI; WILLIAMS, 1999 apud CASTILHOS et al., 2009).

A desinfecção do efluente promovida na lagoa configura uma alternativa bastante econômica, substituindo métodos tradicionais, como a cloração (VON SPERLING, 2002).

De acordo com Bracho et al. (2006), a desinfecção de forma natural requer a incidência de raios solares que ultrapassem a superfície líquida, portanto, deve-se priorizar a remoção de sólidos suspensos (SS) e nutrientes em sistemas anteriores a esta lagoa. Caso haja altas concentrações de SS, a remoção de *Escherichia coli* cai acentuadamente, além do fotoperíodo, que deve ser longo para proporcionar boa desinfecção (>17 horas).

Além de promover a desinfecção nas lagoas de maturação, uma pequena fração da DBO_{5,20} é removida, porém sua contribuição na remoção de nitrogênio e fósforo é significativa por meio de volatilização, precipitação e assimilação pelas algas (MARA et al, 1992).

Os cistos de protozoários e ovos de helmintos são removidos, principalmente, devido à sedimentação. No fundo da lagoa, os ovos e cistos podem morrer ou simplesmente ficarem inativos, e quando houver a necessidade da retirada do lodo excedente, este dever ser higienizado (GONÇALVES, 1999).

Portanto, para que os processos sejam eficientes, o dimensionamento das lagoas de maturação deve obedecer a critérios de temperatura, radiação solar (UV), pH, concentração de OD e o regime hidráulico adotado (VON SPERLING, 2002). O regime de mistura também é considerado, por muitos autores, impactante na redução de coliformes fecais nessas unidades, sendo um fator dependente do

projeto da lagoa e das condições climáticas locais (BRISAUD et al., 2003 apud CASTILHOS et al., 2009). Além disso, recomendam-se profundidades entre 0,8 a 1,2 (CETESB, 2009). Segundo Silva e Mara (1979), é aconselhável que as lagoas de maturação possuam profundidades entre 1,0 e 1,5 metros.

Segundo Von Sperling (2002), o sistema de lagoas de maturação pode alcançar eficiências elevadas na remoção de coliformes (>99%), cumprindo os critérios de legislação. Já no polimento da matéria orgânica remanescente, Mara (2005) afirma que a remoção é limitada a 10 a 25% em cada lagoa.

3.4.3 Utilização de sistemas de lagoas de estabilização

De modo geral, as lagoas de estabilização são aplicadas pelo sistema australiano, tratando-se de um sistema em série, seguidos de lagoa anaeróbia, facultativa e maturação. No tratamento do lixiviado de aterro sanitário, as lagoas de estabilização são amplamente utilizadas, apesar das dificuldades operacionais, e, principalmente, algumas vezes não atingem as remoções necessárias para atender à legislação.

Diante disso, muitos estudos são efetuados para que melhores condições sejam exercidas nas lagoas de estabilização tratando o lixiviado de aterro, desde critérios de dimensionamento a procedimentos de operação. Capelo Neto (1999) explica que poucos estudos relatam projetos reais e não trazem pareceres conclusivos.

Os critérios de dimensionamento, por exemplo, são utilizados com base nos estudos realizados para dimensionamento de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos, que, segundo Bidone (2008), possui cerca de dez vezes menos concentração de matéria orgânica comparado ao lixiviado. O autor diz ainda, que as áreas requeridas para instalação de lagoas anaeróbias praticamente inviabilizam a implantação do sistema. Para o bom desempenho de condições anaeróbias no sistema, o TDH deve ser de 20 a 50 dias, o que se traduz a uma área superficial requerida de grandes proporções.

Rocha (2005) estudou o comportamento de lagoas de estabilização tratando o lixiviado do aterro da Muribeca (PE), através de determinações de parâmetros físico-químicos e parâmetros operacionais, como o TDH das lagoas em sistema

australiano. Os melhores TDHs encontrados foram de 10,1 dias para lagoa de decantação, 7 dias para lagoa anaeróbia, 7,2 dias para lagoa facultativa 1, 8,3 dias para lagoa facultativa 2 e 9,4 dias para lagoa facultativa 3. Em relação às remoções de carga orgânica e sólidos suspensos, as condições oscilantes de vazões e cargas aplicadas prejudicaram os processos biológicos, apresentando baixas eficiências.

Bassani (2010) avaliou o tratamento do lixiviado do Aterro Controlado de Maringá-PR, composto de lagoas de estabilização, visando um futuro tratamento com processos combinados de coagulação/floculação/radiação UV e ozonização. De acordo com a caracterização do efluente bruto, pode-se considerar que o lixiviado é recalcitrante, e, por essa razão, as lagoas existentes não são eficientes para atender à legislação.

Em um Aterro Sanitário localizado em Cianorte-PR, tratando lixiviado por sistema australiano de lagoas, obtiveram-se remoções de DBO₅, DQO e NH₃ em torno de 93%, 64% e 93%, respectivamente. A remoção de patógenos também foi eficiente na lagoa de maturação (LEMOS, 2015).

Orlando (2014) avaliou o desempenho do sistema utilizado pela Central de Tratamento de Resíduos da Zona da Mata/MG, no tratamento de lixiviado. A Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL) é composta de um sistema físico-químico, seguido de sistema biológico, com tanque de aeração, decantador secundário, lagoa de maturação e wetland construído. A amostragem foi realizada somente do lixiviado bruto, lagoa de maturação e wetland construído, obtendo-se resultados de eficiência do sistema biológico com os valores mínimos de remoção para DBO (mínimo de 60%) e DQO (mínimo de 55%).

A ocorrência de lagoas de estabilização tratando lixiviados de aterro sanitário não operam conforme o projeto original é bastante comum. Nakamura (2012) estudou a tratabilidade do aterro sanitário em Visconde do Rio Branco/MG, composto de lagoas de estabilização. O período monitorado foi de 16 meses, compreendendo a determinação da concentração de parâmetros físico, químicos e biológicos. Ao fim da pesquisa, foi concluído que, em exceção às bactérias do grupo coliforme, o sistema estava adequado aos limites regulamentados.

Para casos específicos com tratamento em lagoas aeradas facultativas em série no Aterro Rincão das Flores/RS, Silva e Beal (2018) avaliaram a eficiência das lagoas. Como resultados, foram obtidas eficiências de 79,5% de DBO₅, 80,0% de

DQO, 71,9% de nitrogênio amoniacal, 94,8% de nitrogênio total Kjeldahl e 80% no parâmetro COT. Em contrapartida, os autores afirmam que, o tratamento com lagoas aeradas facultativas mostrou-se ineficaz considerando que os parâmetros não alcançaram os valores exigidos para descarte, pela CONSEMA N° 355/2017.

Em tratamentos com lagoas combinadas a outros sistemas biológicos, como os Lodos ativados, Maia et al. (2015) avaliaram o desempenho do sistema de tratamento biológico de lixiviado de um aterro sanitário em escala real formado por duas lagoas anaeróbias (LAs) operadas em série, um sistema de lodos ativados (SLOA) e uma lagoa facultativa (LF), por meio de variáveis físico-químicas e ensaios de toxicidade. As eficiências de remoção encontradas para matéria orgânica foram de 80% para carbono orgânico e 60% para DQO. Na remoção de nutrientes, o sistema apresentou eficiência de 83% para remoção de N-NH₃ e 73% para o fósforo. Observou-se ainda, a diminuição da toxicidade do lixiviado quando tratado, que configurou toxicidade para o organismo teste. Portanto, os autores relataram a vantajosa eficiência do sistema biológico, entretanto, indicaram a necessidade de tratamento complementar.

As pesquisas em escala piloto são amplamente usuais, sendo possível determinar demais conceitos operacionais das lagoas de estabilização pela facilidade do monitoramento. Por exemplo, Moravia (2007) objetivou avaliar a tratabilidade de lixiviados de aterro sanitário através de lagoas de estabilização durante o processo de partida e técnicas de pré-tratamento físico-químico. A pesquisa compreendeu a caracterização físico-química do lixiviado em questão, o dimensionamento e a construção de lagoas estabilização, a avaliação da partida em escalas de bancada e demonstrativa e a avaliação de diferentes técnicas de pré-tratamento físico-químico.

As técnicas de pré-tratamento com Coagulação/Floculação, Processo Oxidativo Avançado (POA) e Adsorção por Carvão Ativado e introdução de aeração forçada objetivaram a remoção da cor. O autor avaliou que a aeração permitiu a viabilidade do processo, em que a eficiência média de remoção de DQO solúvel alcançou 20% e baixa remoção de nutrientes. O processo com POA foi o mais atrativo, permitindo remoções de cor e DQO em 90% e 80%, respectivamente. Entretanto, as conclusões do pesquisador levam a compreensão de que o sistema

com lagoas é ineficiente para a tratabilidade de lixiviados recalcitrantes, onde a conjugação com processos físico-químicos torna-se mais adequada.

Silva, J. (2007) desenvolveu um sistema experimental, em escala piloto, composto por lagoas de estabilização em sistema australiano, tratando lixiviado bruto durante um ano. As avaliações relacionaram as variações de cargas aplicadas, influência da sazonalidade e estratificação no desempenho da lagoa. O efluente bruto provindo do Aterro de Tijuquinhas, em Biguaçu/SC, em operação desde 1991, apresentou relação DBO₅/DQO em torno de 0,3, comprovando que este se encontrava com características de lixiviado antigo.

A pesquisa demonstrou resultados satisfatórios, com eficiências de remoção de 77% para DQO Total; 94,3% para amônia; 83% para fósforo; 70% para DBO_{5,20} e 78% para COT. Na avaliação ecotoxicológica do lixiviado, utilizou-se o organismo-teste *Daphnia magna*, com conclusões de que o efluente diminuiu a toxicidade durante o tratamento (SILVA, J., 2007). A influência da sazonalidade na estratificação térmica da lagoa foi observada, bem como na concentração de OD, pH e temperatura, que sofrem alterações em diversos horários do dia e profundidades amostradas.

Silva, J. (2007) assegurou que com os resultados da pesquisa, as lagoas de estabilização podem ser utilizadas com eficiência, seguindo a necessidade de otimizar o sistema, talvez com alterações em seu dimensionamento ou inserção de tratamentos complementares.

Dias (2012) realizou um estudo sobre o desempenho de lagoas de estabilização instaladas em Minas Gerais. Para tanto, foram utilizados dados primários e secundários, contemplando parâmetros físico-químicos e biológicos dos lixiviados bruto e tratado. Foram encontrados dados de DQO afluente entre 164 a 21.137 mg L⁻¹, com eficiências de remoção entre 3 e 97%. Para o nitrogênio amoniacal, os valores do lixiviado bruto variaram de 21 a 2.808mg L⁻¹, com eficiências de remoção entre 0 a 99%. A autora constatou que os sistemas que se desempenharam bem em termos de remoção de matéria orgânica, não obtiveram bons resultados para outros parâmetros, indicando a necessidade de adequações de etapas adicionais.

No Edital 05 do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), Castilhos et al. (2009) realizam uma série de configurações de lagoas de

estabilização, estudados pela Universidade Federal de Santa Catarina, Universidade Federal de Minas Gerais e Universidade Estadual de Londrina. O sistema estudado pela UFSC correspondeu a uma lagoa anaeróbia seguida de fotossintéticas (facultativas), sendo atribuídas condições operacionais em cada etapa. No total, foram utilizadas três lagoas em série, em escala piloto. O monitoramento do sistema se deu em períodos, no qual o primeiro correspondeu a análises semanais, durante 13 semanas; o período 2 teve monitoramento semanal até a 39ª semana de partida e estabilização do sistema.

Durante o período 1, a remoção de matéria orgânica e demais constituintes do lixiviado apresentou eficiências médias de 70% para DQO e 78% para DBO₅, 85% para amônia, 76% para NTK e 50% para sólidos suspensos. No período 2, a remoção de DBO₅ e DQO foi de 80% e 60%, de modo respectivo. As melhores eficiências de remoção foram obtidas na lagoa 2, que era fotossintética.

A UFMG estudou sistemas compostos de lagoas de estabilização facultativas e aeradas, sendo o lixiviado proveniente de um aterro sanitário encerrado, em Belo Horizonte. O aparato experimental contou com quatro lagoas em série, com TDH de 7 dias para a L1 (aerada) e L3 e 14 dias para L2 e L4. A L1 (aerada) apresentou eficiência média de remoção de DBO solúvel em torno de 20%. Em relação aos poluentes orgânicos, a lagoa aerada mostrou-se insuficiente para a tratabilidade dos lixiviados com recalcitrância. E também não apresentou condições de cumprimento da legislação frente à remoção de nutrientes.

O último sistema estudado pelo PROSAB foi da UEL, que teve duas linhas de tratamento: lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de decantação e outro sistema idêntico, incrementado com tanque de *stripping* no início do sistema. A aeração no sistema foi promovida por compressores de ar ligados a um sistema de ar difuso no interior das lagoas. O TDH da lagoa de *Stripping* foi de 20 dias, da lagoa aeróbia de 5 dias e da lagoa de decantação de 2 dias, em ambos os sistemas. Os autores relataram que para a remoção de matéria orgânica, as lagoas aeróbias dos dois sistemas tiveram desempenho similar. Entretanto, a concentração de saída de DQO ainda eram elevadas, com valores na ordem de 2.000 mg /L

Todas as literaturas apresentadas indicam que uma série de parâmetros e critérios operacionais devem ser criteriosamente analisada para que as lagoas de estabilização tenham eficiências satisfatórias no tratamento de lixiviados. De modo

geral, o uso de sistemas biológicos é uma alternativa viável para lixiviados novos, com remoção de matéria orgânica ainda limitada pela fração não-biodegradável. A presença de amônia, por exemplo, em altas concentrações pode comprometer a remoção da matéria orgânica. Como se observou no estudo da UEL, a remoção da amônia como um pré-tratamento traz resultados significativos nas etapas subsequentes que objetivam a redução da matéria orgânica (CASTILHOS et al., 2009)

4. METODOLOGIA

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO ATERRO SANITÁRIO

A presente pesquisa foi realizada em um Aterro Sanitário – UTR I – Saudades -, situado no município de Saudades, Santa Catarina. A capacidade de disposição das células de aterramento é de 275 ton. Dia⁻¹ (Figura 4).

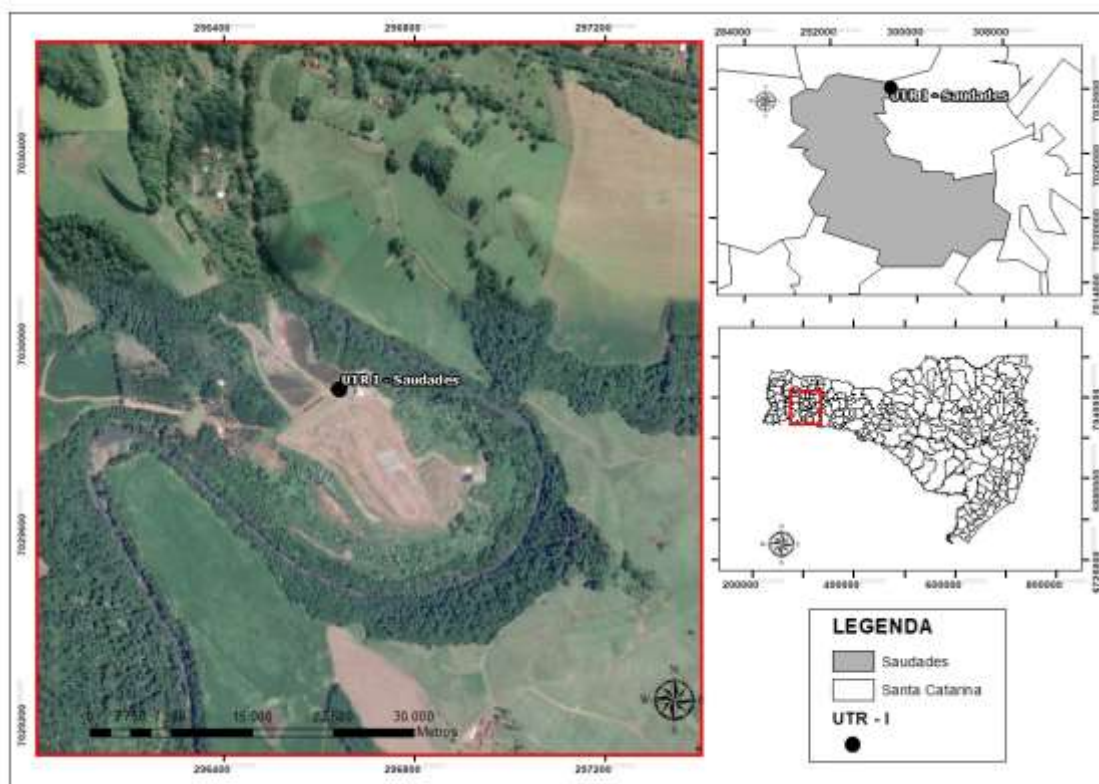
O município de Saudades está localizado na região oeste do estado de Santa Catarina (Figura 5). O aterro localiza-se na área rural do município, nas coordenadas Lat: 26°50'21.16"S e Long: 53° 2'46.00"O e encontra-se, aproximadamente, a 10 km, em linha reta, do centro do município. A área de interesse desse estudo pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó, inserida na Região Hidrográfica do Meio Oeste.

Figura 4 – Aterro Sanitário UTR I – Saudades.



Fonte: Website Grupo Tucano

Figura 5 – Localização da UTR – I, em Saudades/SC.



Fonte: Autora (2020).

4.1.1 Descrição do sistema de tratamento de lixiviado

A Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL) da UTR I – Saudades está em operação desde o ano de 2002. Ao longo dos anos, com a dificuldade de se obter maiores eficiências e a necessidade de tratamento de maior vazão de lixiviado, a ETL passou por adequações de configuração.

Atualmente, o líquido percolado proveniente das canalizações de drenagem é tratado biologicamente em lagoas de estabilização e posteriormente recalado até uma unidade de flotação, em que, por processos físico-químicos o efluente tratado é lançado em valas de infiltração e parte usado para irrigação nas dependências do aterro sanitário. O lodo gerado no processo é disposto nas células de aterramento.

O sistema biológico de tratamento de lixiviado composto por lagoas de estabilização compõe o objeto da presente pesquisa. Assim, com a verificação de sua eficiência, o comportamento dos poluentes que compõem o lixiviado entre as etapas de tratamento possibilita diagnóstico acerca de fatores intervenientes no tratamento.

O tratamento consta de quatro lagoas de tratamento e uma lagoa pulmão como reservatório, em casos de extravasamento. O efluente bruto é despejado por drenos na Lagoa Anaeróbia 1, que segue para a Lagoa Aerada 1, Lagoa Aerada 2 e por fim, a Lagoa de Polimento. As dimensões das lagoas de estabilização são apresentadas na Tabela 10 abaixo:

Tabela 10 - Dimensões das lagoas de estabilização, tratando lixiviado.

	Geometria (m)	Profundidade (m)	Área (m²)	Volume (m³)
Lagoa Anaeróbia	35,6 x 18,4	3,76	655,04	2.462,4
Lagoa Aerada 1	16,6 x 9	4,11	149,4	615,6
Lagoa Aerada 2	17,14 x 13,7	4,0	234,8	960
Lagoa de Polimento	25 x 12,2	2,9	305	891

Fonte: Setor de Engenharia Grupo Tucano (2013).

O sistema de aeração das Lagoas Aeradas 1 e 2 é superficial, não proporcionando a mistura completa do meio líquido. Cada lagoa possui um aerador que opera intermitentemente, sendo desligado durante à noite.

4.2 CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DO LIXIVIADO

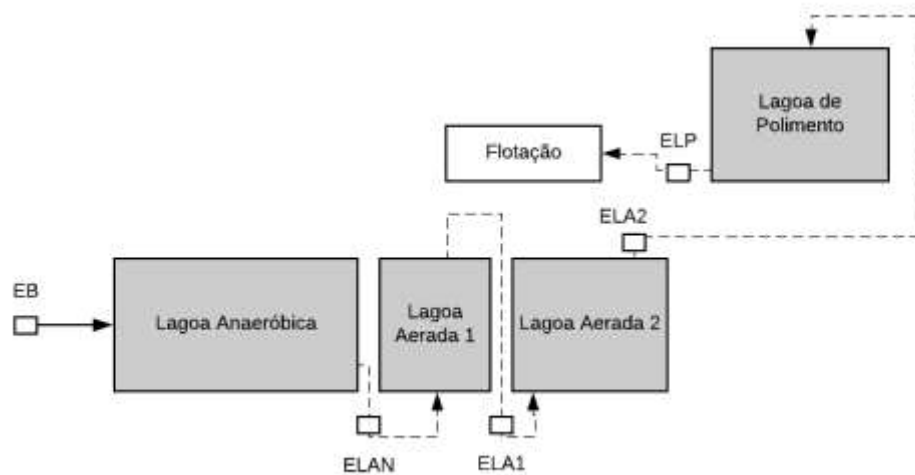
O lixiviado foi caracterizado mediante a pré-existência de dados oriundos do monitoramento da ETL, desde o ano de 2002 até 2017. O monitoramento da ETL é uma das exigências do Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA-SC), com realização de análises trimestrais das características do efluente entre as etapas do tratamento. Todas as análises foram realizadas por empresas terceirizadas licenciadas e posteriormente encaminhadas ao órgão ambiental.

Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados e monitorados na ETL, bem como estudados nessa pesquisa incluem as recomendações do Estudo de Conformidade Ambiental (ECA) requerido na Licença de Operação da UTR-I, sendo eles: pH, Cloreto, Nitrogênio total, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo Total, Sulfetos, Ferro total, Zinco, Cianeto, Chumbo total, DBO, DQO, oxigênio dissolvido, Coliformes Totais e Termotolerantes, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Dissolvidos totais e Sólidos Totais.

O efluente percolado foi monitorado nos pontos de amostragem entre as etapas de tratamento das lagoas de estabilização, como mostra a Figura 6, em que

EB: Lixiviado bruto, ELAN: Efluente da Lagoa Anaeróbica, ELA1: Efluente da Lagoa Aerada 1, ELA2: Efluente da Lagoa Aerada 2 e ELP: Efluente da Lagoa de Polimento.

Figura 6 - Pontos de amostragem do lixiviado.



Fonte: Autora (2020).

Os pontos de amostragem do lixiviado foram nas caixas de passagem entre as lagoas de estabilização, sendo que o primeiro ponto é do efluente bruto, antes da Lagoa Anaeróbica. O segundo ponto foi coletado efluente à Lagoa Anaeróbica (ELAN), seguindo para o efluente da Lagoa Aerada 1 (ELA1), efluente da Lagoa Aerada 2 (ELA2) e na última etapa de tratamento biológico, efluente à Lagoa de Polimento (ELP).

As metodologias de determinação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos, seguido pela empresa responsável pelas análises estão identificadas na Tabela 11, estando de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

r.

Tabela 11 – Metodologias de ensaio utilizados para análises do lixiviado.

Parâmetro	Metodologia aplicada
Cianeto Total	SM 4500 CN E
Chumbo Total	SM 3111 B
Cloreto	SM 4500 C1 B
Coliforme Termotolerante	SM 9221 E
Coliforme Total	SM 9221 B
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	SM 5210 B
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	SM 5220 D
Ferro Total	SM 3111 B
Fósforo Total	SM 4500 P E
Nitrogênio Total	SM 4500 N C
Nitrogênio Amoniacal	SM 4500 B
Oxigênio Dissolvido	SM 4500 O G
pH	SM 4500 H B
Zinco Total	SM 3111 B
Sólidos Totais (ST)	SM 2540 B
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	SM 2540 C
Sólidos Sedimentáveis (SS)	SM 2540 F

Fonte: QMC Saneamento (2020).

4.3 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

A análise estatística dos dados foi apresentado 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.

Foi utilizado o Software PAST® na análise univariada dos dados, e o Microsoft Excel® na construção dos gráficos “*Box-Plot*”. A representação dos resultados de eficiência de remoção das lagoas foi expressa por média, desvio padrão, valores máximos e mínimos. Enquanto que os gráficos apresentam a mediana, que é indicada quando não há simetria dos dados; 1º quartil (25% dos dados); 3º quartil (75% dos dados); e valores de máximo e mínimo que complementam a análise, para que se tenha uma visão da variabilidade dos dados (ARAÚJO, 2007).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 MONITORAMENTO DO SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

A Tabela 12 apresenta os valores médios, desvio padrão, mínimos e máximos da eficiência de remoção dos parâmetros de qualidade monitorados nas lagoas de estabilização desde o ano de 2002 até o ano de 2017. Em que LAN representa a eficiência da Lagoa Anaeróbia; LA1 a eficiência da Lagoa Aerada 1; LA2 a eficiência da Lagoa Aerada 2; LP a eficiência da Lagoa de Polimento; e o Total diz respeito à eficiência global do sistema.

Tabela 12 - Eficiências de remoção dos poluentes no sistema de lagoas de estabilização tratando lixiviado.

Parâmetros	LAN	LA1	LA2	LP	TOTAL
Chumbo total	16,6±29,7* (0 - 82,1)**	17,8±34,0 (0 - 95,4)	3,7±16,5 (0 - 73,7)	30,3±39,6 (0 - 97,3)	44,3±45,9 (0 - 99,3)
Cianeto total	59,2±40,5 (0 - 91,7)	23,75±47,5 (0 - 95)	34,7±43,1 (0 - 88,9)	18,2±40,7 (0 - 90,9)	58,1±46,1 (0 - 97,9)
Cloreto total	18,4±16,1 (0 - 47,1)	11,8±23,9 (0 - 98,2)	15,5±24,0 (0 - 85,3)	13,9±21,0 (0 - 89,8)	32±24,3 (0 - 94,4)
Coliformes Termotolerantes	47,1±43,0 (0 - 99,8)	57,8±44,8 (0 - 99,4)	33,8±44,0 (0 - 96,9)	38,6±45,3 (0 - 100)	64,9±43,9 (0 - 99,9)
Coliformes Totais	57,9±39,4 (0 - 99,8)	66,2±37,9 (0 - 99,8)	24,5±40,9 (0 - 95,7)	46,1±43,0 (0 - 100)	79,2±34,0 (0 - 99,9)
DBO	28,2±26,8 (0 - 85,6)	29,7±32,9 (0 - 91,5)	27,9±26,3 (0 - 84,5)	20,9±28,5 (0 - 87,1)	58,9±22,8 (0 - 96,2)
DQO	25,0±18,2 (0 - 73,7)	21,3±27,5 (0 - 90,2)	17,3±22,7 (0 - 80,3)	16,4±18,9 (0 - 60,0)	50,9±24,8 (9,5 - 93,1)
Ferro total	25,2±33,7 (0 - 93,3)	32,9±40,6 (0 - 100)	32,1±37,8 (0 - 100)	5,6±12,9 (0 - 48,7)	28,9±36,7 (0 - 98,8)
Fósforo	33,2±39,7 (0 - 99,0)	33,2±39,7 (0 - 99,0)	46,8±40,0 (0 - 94,4)	31,8±33,5 (0 - 98,1)	57,8±35,9 (0 - 98,1)
Nitrogênio Amoniacal	18,9±17,8 (0 - 49,0)	22,9±30,0 (0 - 88,1)	24,2±29,9 (0 - 79,2)	6,6±11,4 (0 - 41,9)	37,4±24,7 (0 - 87,7)
Nitrogênio Total	26,5±13,2 (0 - 45,6)	24,0±30,0 (0 - 87,3)	22,7±34,7 (0 - 100)	21,9±22,8 (0 - 69,2)	53,1±24,6 (0 - 96,6)
Sólidos Sedimentáveis	28,1±41,8 (0 - 99,4)	12,8±28,3 (0 - 87,5)	20,8±35,6 (0 - 98,9)	9,4±29,0 (0 - 98,0)	20,1±35,8 (0 - 90,0)
Sólidos Dissolvidos Totais	16,2±13,8 (0 - 36,4)	12,9±18,7 (0 - 74,8)	15,2±26,0 (0 - 99,9)	7,4±11,5 (0 - 32,3)	31,3±18,9 (0 - 69,0)
Sólidos Totais	16,0±13,0 (0 - 35,6)	11,1±14,5 (0 - 59,5)	10,3±15,4 (0 - 65,0)	7,7±9,4 (0 - 30,2)	35,8±18,4 (0 - 68,8)
Sulfeto	41,3±40,4 (0 - 100)	43,5±40,2 (0 - 99,9)	37,8±42,2 (0 - 99,3)	33,1±42,2 (0 - 97,2)	63,5±39,0 (0 - 99,5)
Zinco total	53,0±40,4 (0 - 100)	43,5±40,2 (0 - 99,9)	37,8±42,2 (0 - 99,3)	33,1±42,2 (0 - 97,2)	63,5±39,0 (0 - 99,5)

Fonte: Autora (2020). *média ± desvio padrão; ** (valor mínimo - valor máximo)

As baixas eficiências foram, geralmente, na Lagoa Aerada 2 e na Lagoa de Polimento. Vale ressaltar que a Lagoa Aerada 2, assim como a Lagoa Aerada 1, possui somente um aerador superficial, o que não acarreta na mistura completa do meio líquido. Devido a sua profundidade de 4 metros, pode ocorrer zona anaeróbia no fundo, operando, portanto, como Lagoa Aerada Facultativa.

Outra consideração importante é que a Lagoa de Polimento pode trabalhar como lagoa de decantação por anteceder a Lagoa Aerada 2 que produz efluente com os sólidos em suspensão, vindo a sedimentar na Lagoa de Polimento. Portanto, a lagoa não opera conforme suas funcionalidades desejadas (remoção de coliformes e volatilização da amônia, por exemplo).

5.2 COMPORTAMENTO DAS CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO NO SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

5.2.1 pH

Como se pode perceber na discussão dos demais parâmetros, o pH é um fator de forte influência aos processos de degradação biológica, bem como demais processos de remoção de alguns compostos e nos seus ciclos biogeoquímicos. Além disso, o pH também sofre interferência direta das fases de decomposição biológica dos resíduos sólidos aterrados e que determinam a característica do lixiviado. As atividades fotossintéticas que ocorrem nas lagoas de estabilização também são capazes de alterar o pH do meio líquido, correspondendo a um importante processo. Ferreira et al. (2003) confirmam o exposto e acrescentam que o pH afeta a atividade enzimática, a solubilização dos compostos e mesmo suas toxicidades.

O lixiviado bruto da UTR I – Saudades apresentou pH médio de 7,64, com variações mínimas e máximas de 6,91 e 8,57, respectivamente. De acordo com a literatura, se o pH estiver próximo de 6,0 indica que o lixiviado é novo, caso esteja próximo a 8,0, encontra-se na fase metanogênica, sendo considerado lixiviado antigo.

Nessa percepção, indica-se que o lixiviado do estudo encontra-se na fase metanogênica, caracterizado por ser antigo. Renou et al (2009) elencaram que em

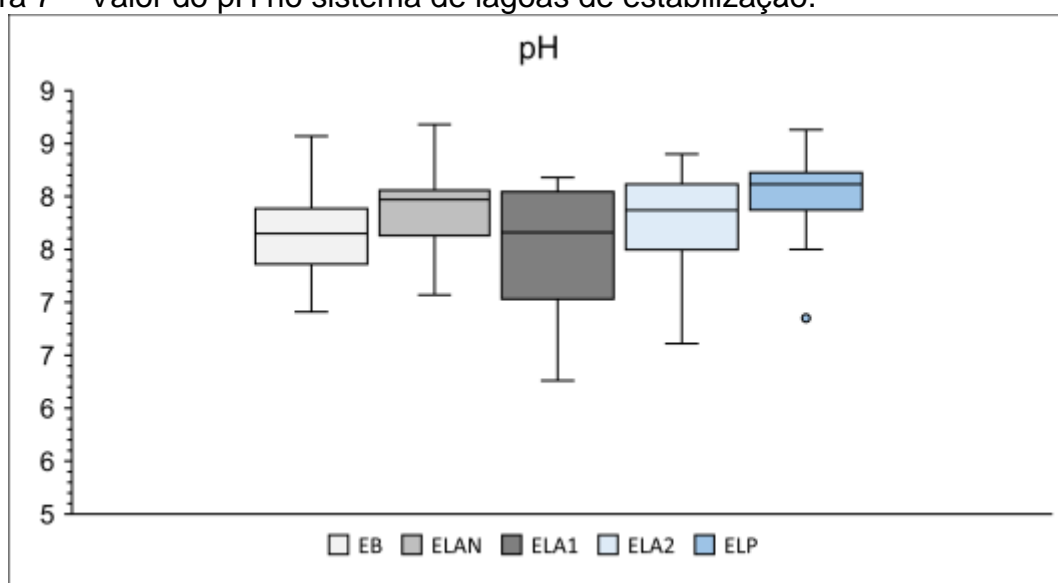
aterros com idade acima de 10 anos de operação apresentam pH com valores maiores que 7,5, alegando estar em estágio estabilizado. Rocha (2005) estudou o desempenho de lagoas de estabilização do Aterro da Muribeca - PE, o qual possibilitou a determinação média de pH na ordem de 7,64. Diante disso, a autora classificou a fase de decomposição dos resíduos sólidos como metanogênica.

Em relação ao comportamento do pH nas lagoas de estabilização, pode-se visualizar na Figura 7 que o pH foi sofrendo aumento ao longo do tratamento, indicativo de atividade fotossintética que provocou a retirada de acidez do meio líquido.

O efluente da lagoa anaeróbia apresentou pH médio de 7,87, sugerindo que na Lagoa Anaeróbia os processos contribuíram para o aumento do pH. Os processos que ocorrem nas lagoas anaeróbias, segundo Jordão e Pessoa (1995), são a digestão ácida e a fermentação metanogênica e podem ocorrer simultaneamente. Na primeira fase há a formação de ácidos orgânicos, o que causa a diminuição do pH entre 5 e 6. Durante a fermentação metanogênica o pH sobe para 7,2 ou 7,5.

Nakamura (2012) observou o aumento nos valores de pH, em relação ao lixiviado bruto para as lagoas de estabilização. A lagoa anaeróbia provocou o aumento do pH e após a lagoa facultativa apresentou valores ainda superiores, como indício de atividade fotossintética.

Figura 7 – Valor do pH no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

Nos sistemas aerados, a primeira lagoa (Lagoa Aerada 1) ocasionou a redução do pH do efluente analisado, com valor médio de 7,52. Enquanto que o efluente da Lagoa Aerada 2 apresentou pH de 7,74. Martins, Castilhos e Costa (2010) também observaram redução do pH no meio líquido após a lagoa aerada, onde o lixiviado bruto apresentou 9,6, a lagoa anaeróbia 9,9, a lagoa aerada 9,7 e a lagoa de maturação 9,4.

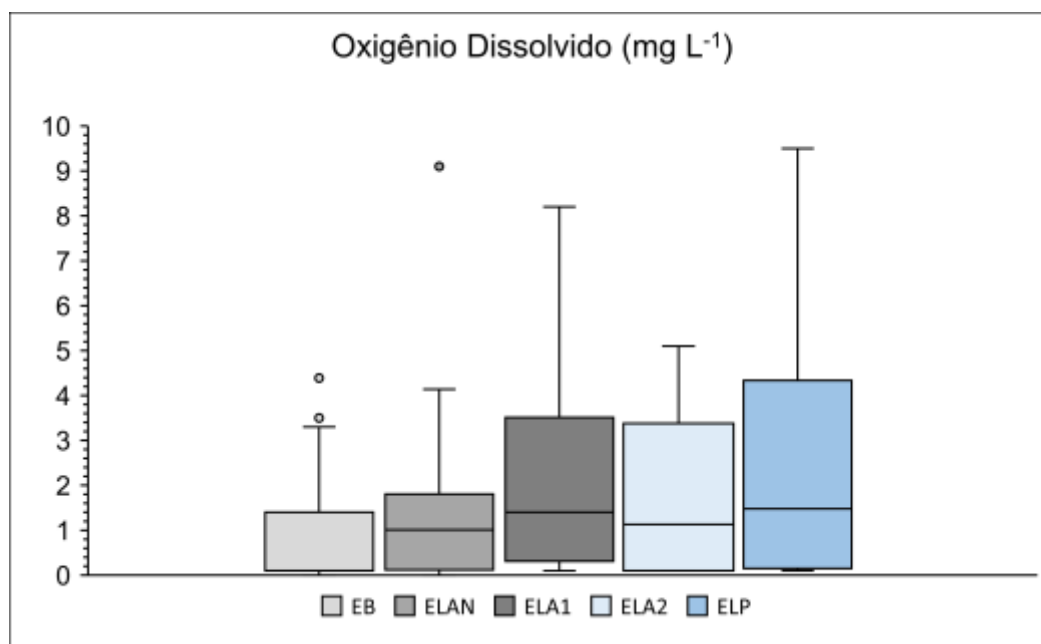
A Lagoa de Polimento constitui grande importância nos processos de volatilização da amônia e na precipitação dos fosfatos, principalmente por apresentarem pH mais elevados em função da presença de algas. Nesse sentido, esta unidade apresentou pH mediano de 8,1, o que representa que a volatilização da amônia não foi favorecida, assim como a precipitação dos fosfatos.

Rocha (2005) afirma que a principal causa de variações do pH nas lagoas de estabilização é decorrente da atividade algal, as quais consomem gás carbônico que é o principal responsável pela acidez do meio líquido. Como alegado por Silva, J. (2007), o monitoramento do pH nas lagoas de estabilização é fundamental para a manutenção das atividades bacterianas e algal, de modo que o balanceamento dos produtos gerados pelos microrganismos contribuam para a estabilização do pH em faixas ótimas: 6,0 a 8,0 para degradação aeróbia e 6,6 a 7,4 para degradação anaeróbia (KAYHANIAN et al., 1991).

5.2.2 Oxigênio dissolvido

Os resultados da distribuição dos valores medianos monitorados de oxigênio dissolvido (OD), no sistema de lagoas são apresentados na Figura 8. Como esperado, tanto o lixiviado bruto quanto o efluente da lagoa anaeróbia apresentaram as menores concentrações de OD.

Figura 8 – Concentração de oxigênio dissolvido no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

Em função de alguns valores atípicos encontrados no lixiviado bruto, como $3,3 \text{ mg L}^{-1}$ e $4,39 \text{ mg L}^{-1}$, admite-se que os valores medianos sejam adotados, constituindo assim, um lixiviado médio com $0,1 \text{ mg L}^{-1}$. Lemos (2015) realizou duas medidas de OD do lixiviado bruto, nas quais encontrou $0,21 \text{ mg L}^{-1}$ a uma temperatura de $19,5 \text{ }^\circ\text{C}$ e $0,32 \text{ mg L}^{-1}$ sob temperatura de $27,5 \text{ }^\circ\text{C}$.

Assim como dentro do esperado, o valor mediano de oxigênio dissolvido encontrado para o efluente da Lagoa Anaeróbia foi de $1,01 \text{ mgL}^{-1}$, apresentando uma amostra atípica de $9,1 \text{ mg L}^{-1}$. Maia (2015) também se deparou com alguns valores atípicos para efluente de lagoa anaeróbia, com $5,26 \text{ mgL}^{-1}$, cuja amostragem foi realizada no verão.

A Lagoa Aerada 1, por sua vez, garante a oxigenação do meio de forma mecânica. Desse modo são esperados concentrações superiores de oxigênio dissolvido no efluente e na própria lagoa, a fim de auxiliar nos processos que requerem oxigênio dissolvido (nitrificação). O valor médio encontrado correspondeu a $2,05 \text{ mg L}^{-1}$.

O valor encontrado é considerado baixo frente a demais literaturas, Martins, Castilhos e Costa (2010) não detectaram presença de oxigênio dissolvido no efluente bruto e na lagoa anaeróbia. A partir da lagoa aerada o sistema manteve-se

aerado, com concentrações médias de 3,3 mg L⁻¹. Outro estudo realizado por Machado (2009), o qual fora constituído de lagoa anaeróbia, lagoa aerada facultativa, lagoa de maturação e filtro de pedras em uma escala piloto, a concentração de oxigênio dissolvido do lixiviado bruto e da lagoa anaeróbia foi nula, enquanto que para o efluente da lagoa aerada facultativa o valor foi de 3,8 mg L⁻¹.

A segunda Lagoa Aerada apresentou menores concentrações de oxigênio dissolvido, que pode estar atrelada ao baixo desempenho da lagoa na remoção de matéria orgânica e nitrogenada. A concentração de OD ficou abaixo da unidade anterior, com 1,79 mg L⁻¹ e mediana de 1,13 mg L⁻¹.

Os valores de OD nas Lagoas Aeradas 1 e 2 apresentaram-se inadequados ao mínimo de 2 mg L⁻¹, recomendado por Rittmann e McCarty (2001) para a ocorrência de nitrificação em reatores biológicos.

A Lagoa de Polimento é comumente marcada pelo desenvolvimento da comunidade algal, a fim de que a concentração de oxigênio dissolvido seja aumentada no meio líquido. Em contrapartida, o valor médio de OD foi da ordem de 2,84 mg L⁻¹ e a mediana 1,48 2 mg L⁻¹. De modo visual, a Lagoa de Polimento não apresentou coloração característica (esverdeada) que indique a presença representativa de algas.

Silva, J. (2007) monitorou a concentração de oxigênio dissolvido em profundidades distintas das lagoas de estabilização. Os resultados tiveram médias de 3,8 mg L⁻¹ e 4,6 mg L⁻¹ na lagoa facultativa e de maturação, respectivamente, sendo que os maiores valores encontrados estavam próximos da superfície das lagoas, no estrato de 10 cm.

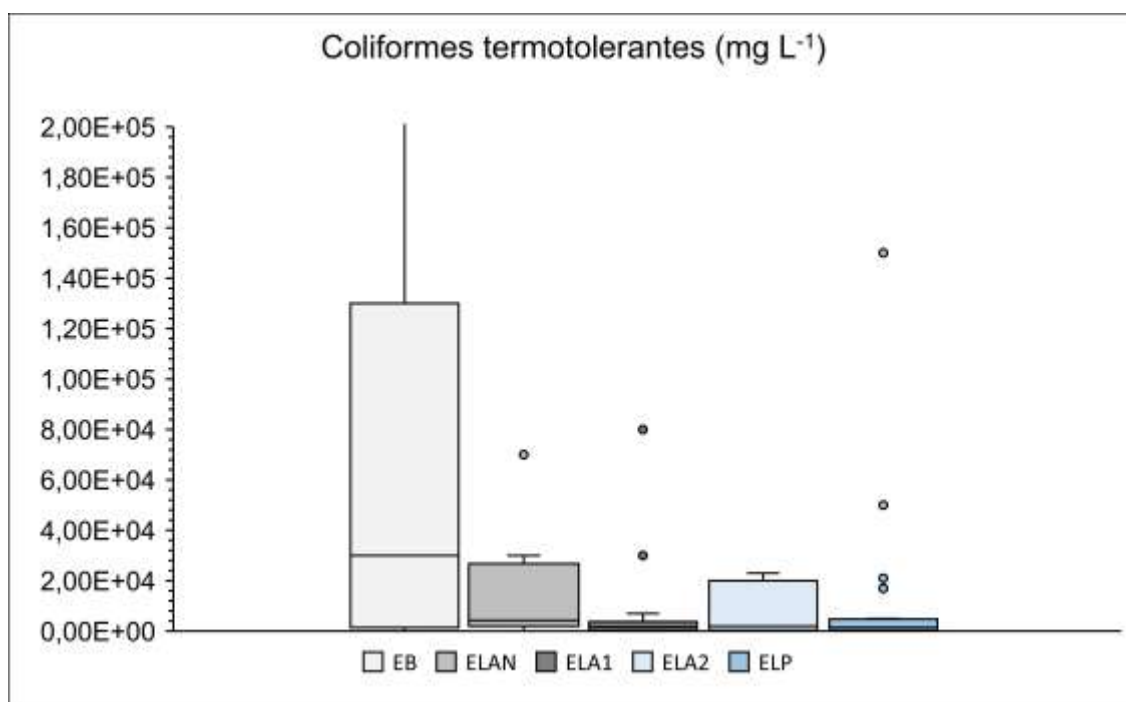
De modo geral, e em comparativo aos estudos citados, a presença de oxigênio no sistema de lagoas de estabilização da UTR I – Saudades constitui-se com valores baixos, fato que pode decorrer da ausência representativa de algas que realizam fotossíntese. A ausência de algas pode estar atrelada à baixa energia luminosa que incide sob a superfície da lagoa, marcada por níveis de cor elevados. Lins et al. (2004) confirmam este fato, alegando que a penetração de luz nas lagoas é reduzida por causa de valores de cor elevados.

5.2.3 Coliformes termotolerantes

O lixiviado bruto apresentou mediana de 3×10^4 UFC/100 mL de coliformes termotolerantes. Lins (2005) em seu estudo no Aterro da Muribeca, no Recife-PE, encontrou valores de coliformes termotolerantes na entrada da Estação de Tratamento na ordem de 10^8 UFC/100 mL, nos meses de janeiro, abril, maio e novembro. Já nos outros meses, a concentração de coliformes termotolerantes do lixiviado bruto foi na ordem de 10^5 a 10^6 UFC/100 mL.

Diversos valores encontrados nas amostragens de todo o sistema se mostram atípicos (Figura 10) ou seja, representam alguma adversidade na coleta ou até mesmo condições do ambiente, avaliados pela incidência de chuvas ou períodos de estiagem que provocam a discrepância na concentração de coliformes termotolerantes no lixiviado bruto e entre as unidades.

Figura 9 – Concentração de coliformes termotolerantes no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

O processo de remoção de organismos patogênicos, ocorre, segundo Von Sperling (2017) em menores proporções em lagoas anaeróbias, facultativas e

aeradas. No entanto, a grande remoção é encontrada nas lagoas de polimento, quando dimensionadas para este fim.

Entretanto, o sistema de lagoas de estabilização da UTR I – Saudades apresentou maiores remoções na Lagoa Aerada 1, com cerca de 57,8% de redução de coliformes termotolerantes. Já as outras unidades, como a Lagoa Anaeróbia, Lagoa Aerada 2 e Lagoa da Polimento apresentaram as respectivas eficiências: 47%, 34% e 39%.

Logo, as concentrações entre as lagoas sofreram reduções, com valores medianos de 4.300 UFC/100 mL na Lagoa Anaeróbia, 1.600 UFC/100 mL na Lagoa Aerada 1, 2.000 UFC/100 mL na Lagoa Aerada 2 e efluente da Lagoa de Polimento com 1.500 UFC/100 mL.

Salienta-se que, como estabelece Von Sperling (2017), as condições da lagoa de polimento que favorecem a remoção de organismos patogênicos, como os coliformes termotolerantes, se dá pelo elevado pH proveniente da atividade fotossintética; alta penetração de luz solar em toda a camada líquida, sendo favorecida por pequenas profundidades; e elevada concentração de OD que favorece o desenvolvimento da comunidade aeróbia mais eficiente na remoção dos coliformes.

Contrapondo as recomendações, a Lagoa de Polimento aqui estudada apresenta pH médio de 8,04, não suficientemente elevado para proporcionar ótimo desempenho; e a profundidade da Lagoa de Polimento é de 2,9 m, o que é muito além do recomendado para esse tipo de lagoa (0,8 a 1,2 m), não possibilitando a incidência da radiação solar em toda coluna líquida;.

A eficiência total do sistema de lagoas de estabilização atingiu 64,9% de remoção de coliformes termotolerantes.

5.4.4 Coliformes totais

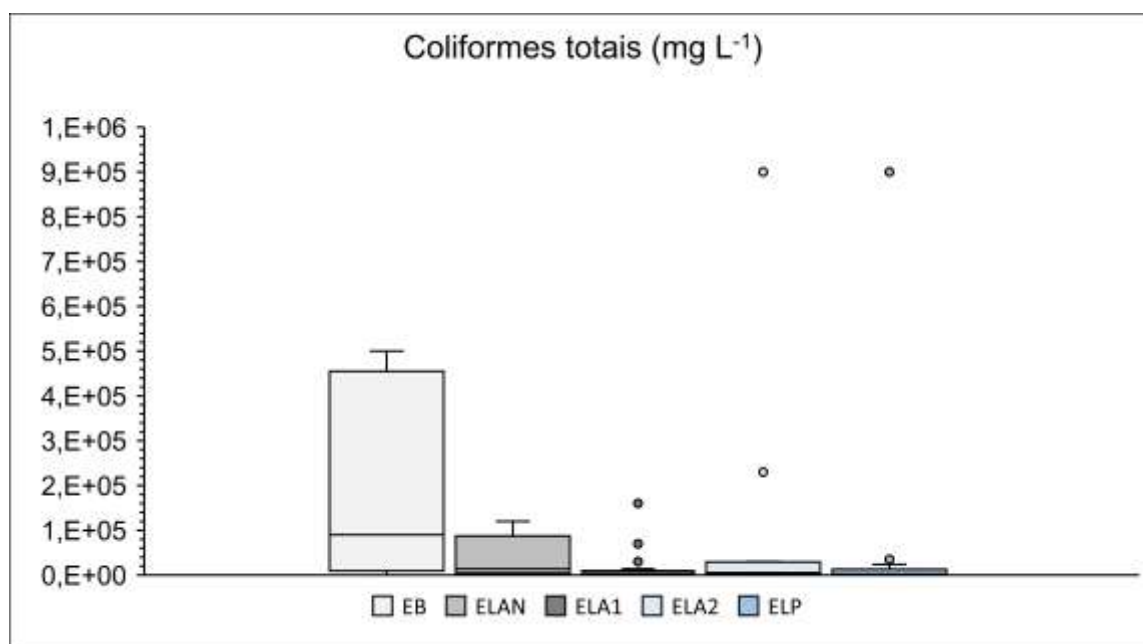
O monitoramento dos coliformes totais ao longo dos pontos de amostragem possibilitou identificar as reduções entre as unidades, como mostra a Figura 10. O lixiviado bruto apontou valor mediano de 9×10^4 UFC/100 mL.

Lemos (2015) estudando um sistema australiano de lagoas de estabilização em um Aterro Sanitário em Cianorte – PR, encontrou concentração média de $8,6 \times 10^5$ UFC/100 mL correspondente a coliformes totais.

Devido ao grande número de amostras de coliformes totais, a variabilidade de concentrações é dada por valores atípicos, que pode sofrer influência de variáveis ambientais. Desse modo, a representação com valores medianos são importantes na validação dos dados.

Os resultados demonstraram variações médias e medianas importantes nas concentrações efluentes das lagoas, que são respectivamente: $5,1 \times 10^5$ e $1,35 \times 10^4$ para a Lagoa Anaeróbia, $1,6 \times 10^5$ e $2,4 \times 10^3$ para a Lagoa Aerada 1, $5,9 \times 10^5$ e $5,4 \times 10^3$ representando a Lagoa Aerada 2 e $2,3 \times 10^5$ e $2,2 \times 10^3$ como efluente da Lagoa de Polimento e efluente final do sistema de lagoas.

Figura 10 – Concentração de coliformes totais no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

Os mesmos problemas expostos para a remoção dos coliformes termotolerantes são recorrentes para os coliformes totais. Isto em relação ao acréscimo no valor efluente à Lagoa Aerada 2 e os demais parâmetros construtivos e operacionais da lagoa de polimento, que a impedem de alcançar maiores eficiências.

A Lagoa Aerada 1 desenvolveu-se melhor, no que se refere às eficiências médias apresentadas, alcançando 66,2%. A Lagoa Anaeróbia teve o segundo melhor desempenho, com percentuais médios de remoção de 57,9%. As Lagoas de polimento, segundo Von Sperling (2017) são capazes de alcançar até 99,99% operando em condições ideais, para esgoto sanitário; no entanto, alcançou 46,1%. Como já retratado, a Lagoa Aerada 2 teve o pior desempenho, proporcionando reduções médias de 24,5%.

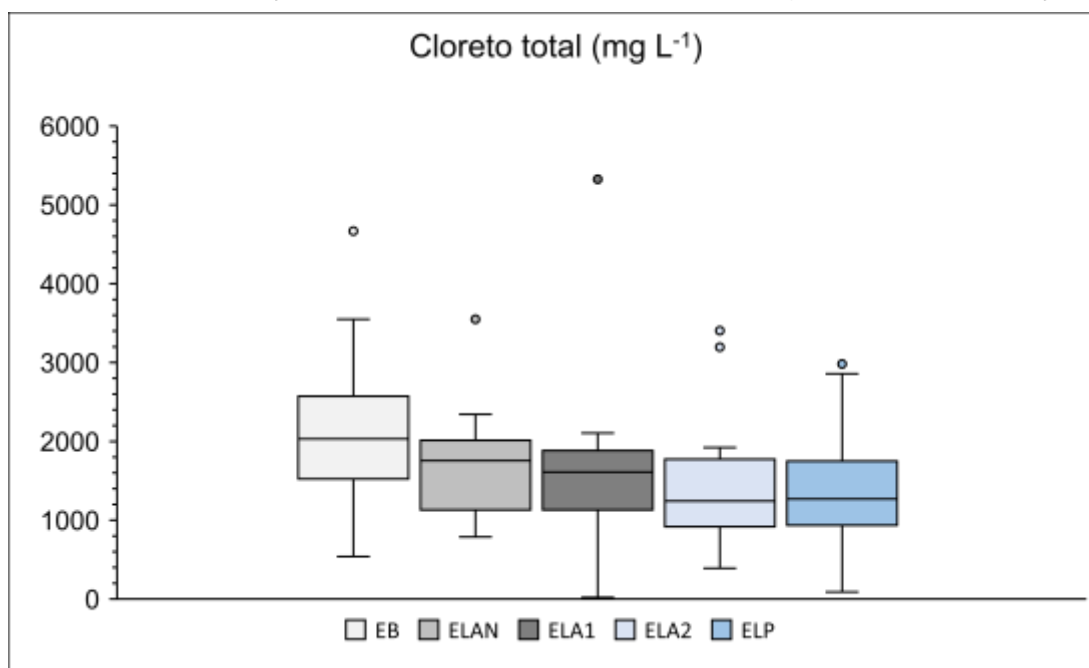
Nakamura (2012) estudou um sistema de lagoas de estabilização contendo uma unidade anaeróbia e outra facultativa empregadas no tratamento de lixiviado. A autora considerou que, de modo geral, dados os elevados tempos de detenção hidráulica das lagoas, a remoção de coliformes totais é limitada, com pouco mais de 1 log de remoção para coliformes totais e 1,5 a 2 log para *E.coli*.

5.2.5 Cloreto total

O lixiviado bruto apresentou concentração média de 2.050,22 mg L⁻¹ e mediana de 2.032 mg L⁻¹, e valor residual efluente ao tratamento de 1.411,8 mg L⁻¹, em média, como mostra a Figura 12. Esses valores foram semelhantes ao encontrados por Lange et al. (2006) na caracterização do lixiviado bruto proveniente de um Aterro Sanitário de Belo Horizonte, o qual foi identificado com concentração de 1.999,38 mg L⁻¹ de cloretos.

O valor médio de cloreto total que compõe o lixiviado indica, segundo os dados citados por Santos (2010), na faixa de 1.000 a 2.000 mg L⁻¹ que o aterro enquadra-se como um aterro novo, de 0 a 5 anos de operação. Como se pode perceber na Figura 11, a concentração de cloreto possui valor atípico de 4.667,1 mgL⁻¹, que o classificaria como um lixiviado proveniente de um aterro em operação entre 5 a 10 anos.

Figura 11 – Concentração de cloreto total no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

Os valores medianos observados entre as unidades de tratamento foram: 1.754,78 mgL⁻¹ efluente à Lagoa Anaeróbia, 1.611,8 mgL⁻¹ efluente à Lagoa Aerada 1 e 1.242,5 mgL⁻¹ efluente à Lagoa Aerada 2.

A Lagoa Anaeróbia proporcionou maiores percentuais de remoção, com 18,4%, enquanto que a Lagoa Aerada 1 e 2 removeram 11,8% e 15,5%, respectivamente. A Lagoa de Polimento, não obstante aos valores medianos superiores à Lagoa Aerada 2 que a antecede, apresentou eficiência média de 13,9% nas amostras em que não teve aporte de cloreto total no meio líquido.

A eficiência global das lagoas de estabilização na remoção de cloreto total foi da ordem média de 32%, valor semelhante ao encontrado por Lemos (2015) em um sistema contendo Lagoa Anaeróbia, Lagoa Facultativa e Lagoa de Polimento, que alcançou eficiência média global de remoção de 39%, para lixiviado bruto com concentração de 2.042,9 mg L⁻¹.

5.2.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio

A DBO do lixiviado bruto apresentou, conforme a Figura 12, concentração de entrada entre 221 a 9.500 mg L⁻¹, configurando valores atípicos máximos dentre as amostragens. Considerando o valor mediano, o lixiviado bruto apresentou valor

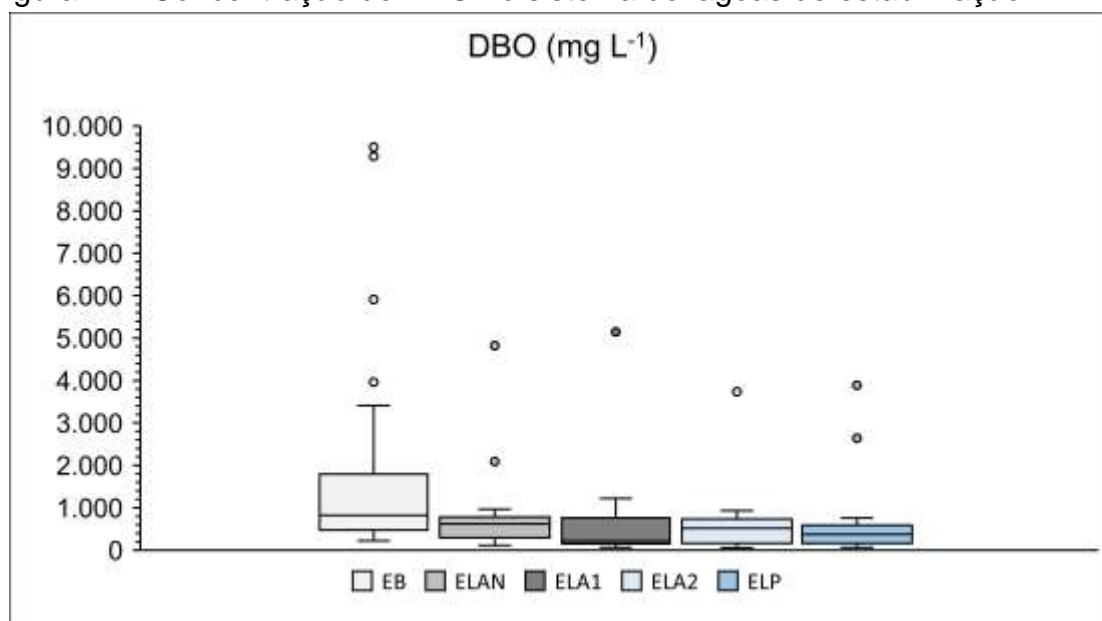
de 823,6 mg L⁻¹, que corresponde a valores semelhantes encontrados em aterros sanitários brasileiros (GOMES, 2009).

Pode-se perceber que as maiores oscilações de DBO ocorreram na Lagoa Anaeróbia, em que os processos metabólicos de hidrólise e acidogênese dos microrganismos atuantes favorecem a conversão da matéria orgânica em substâncias simples (como ácidos orgânicos), resultando na diminuição da concentração da DBO. O remanescente da Lagoa Anaeróbia resultou em valor mediano de 618,0 mg L⁻¹, com concentrações máximas atingindo 4.822,7 mg L⁻¹ e mínimas de 113,1 mg L⁻¹. A eficiência média da Lagoa Anaeróbia foi da ordem de 28,2%. Lemos (2015) encontrou eficiências de remoção de DBO em lagoa anaeróbia tratando lixiviado de aterro sanitário no Paraná, de 43,2%, para lixiviado bruto com concentração média 829,56 mg L⁻¹.

Diversos autores atestam a eficiência das lagoas anaeróbias acima de 65% em boas condições de operação, alcançando até 80% na remoção da DBO do lixiviado (SILVA, J., 2007).

Alguns fatores de influência operacional, como o TDH e até mesmo substâncias tóxicas às bactérias facultativas e estritamente anaeróbias podem representar as causas da baixa eficiência da Lagoa Anaeróbia. As recomendações técnicas sobre o TDH das lagoas anaeróbias são de 3 a 6 dias para efluentes como o esgoto doméstico, entretanto, devido às altas concentrações excessivamente maiores do lixiviado, Bidone (2007) afirma que o TDH deve permanecer na faixa de 20 a 50 dias, do contrário, não fornecerá condições favoráveis à estabilização da matéria orgânica. Ressalta-se que o TDH da Lagoa Anaeróbia da UTR I- Saudades possui variação de 3 dias a 34 dias, conforme o regime pluviométrico incidente.

Figura 12 - Concentração de DBO no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

Os efluentes das Lagoas Aeradas 1 e 2 tiveram concentrações medianas de de 218 e 516,5 mg L⁻¹, respectivamente. Tais valores pressupõem que a eficiência da Lagoa Aerada 2 estava sendo nula, o que foi verificado entre os anos de 2007 a 2009, não havendo eficiência de remoção na Lagoa Aerada 2 e sim, o aumento da concentração de DBO. Nos últimos anos a Lagoa Aerada 2 passou a trabalhar com maiores eficiências após manutenções, como a retirada de lodo de fundo.

Martins, Castilhos e Costa (2010) em um estudo com recirculação do lixiviado entre lagoas de estabilização composto de lagoa anaeróbia, lagoa aerada e lagoa de maturação, encontraram remoção de DBO de 90% para o sistema. A lagoa com melhores resultados de remoção foi a lagoa aerada, responsável por 62,5% do total.

A unidade responsável pelo polimento do tratamento biológico, possibilitou, em média, 20,9% de remoção da DBO efluente da Lagoa Aerada 2. A concentração no efluente da Lagoa de Polimento, também caracterizado pelo efluente final do tratamento biológico apresentou valor mediano de 373,3 mg L⁻¹.

A remoção de DBO pelo sistema de lagoas de estabilização possuiu eficiências entre 14,3 e 96,2%, gerando um valor médio de 58,9%. As maiores eficiências de remoção foram registradas com relação DBO/DQO elevadas (>0,5), configurando um efluente facilmente biodegradável.

É válido ressaltar que para seguir aos critérios de lançamento de efluentes, evidenciados no CONAMA N°430/2011, o sistema biológico não estaria cumprindo os padrões de remoção mínima de 60% de DBO.

5.2.7 Demanda Química de Oxigênio

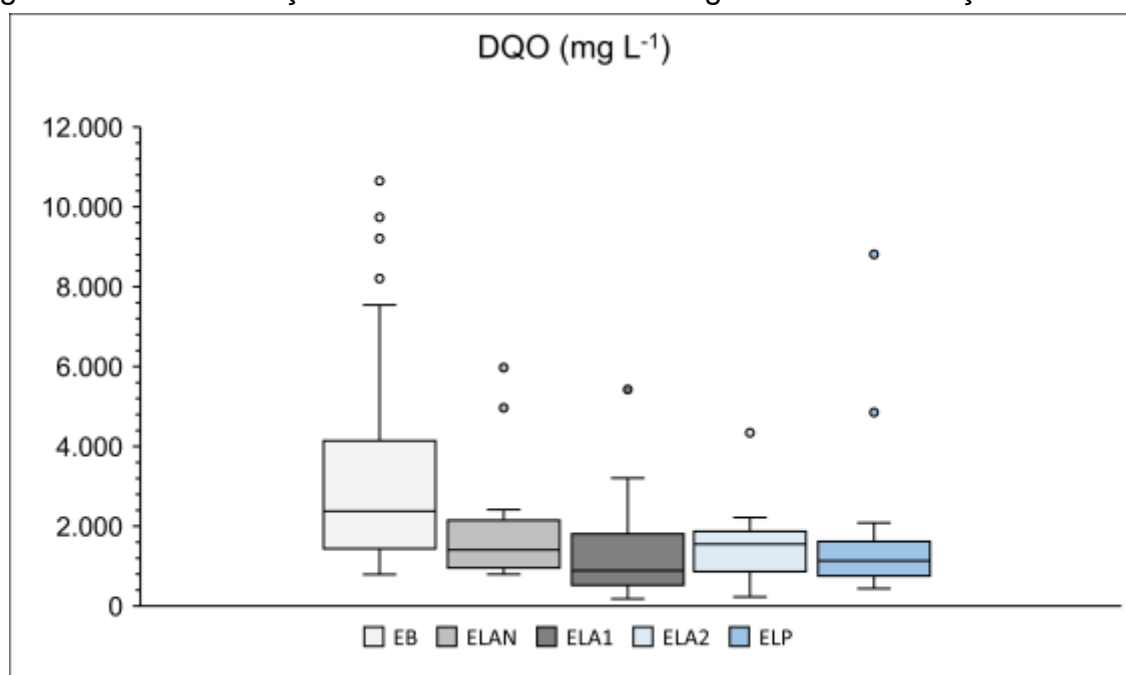
O lixiviado bruto foi determinado com concentração mediana de 2.379,88 mgL⁻¹, variando entre valores de 10.650 e 792 mg L⁻¹. Ao final do tratamento biológico, a eficiência global média de remoção para DQO foi de 50,9%. Maia et al. (2015) alcançaram eficiências globais de remoção de DQO na ordem de 60%, cuja concentração do lixiviado bruto correspondeu a 3.581 mg L⁻¹. O sistema estudado para o tratamento biológico de lixiviado de um aterro sanitário em escala real foi composto por duas lagoas anaeróbias (LAs) operadas em série, um sistema de lodos ativados (SLOA) e uma lagoa facultativa (LF).

No mesmo estudo, as lagoas anaeróbias atingiram 14% de eficiência de remoção de DQO, com concentração média remanescente de 1.446 mgL⁻¹. Tal estudo apresenta grande semelhança nas concentrações encontradas na presente pesquisa, a qual obteve valores medianos de concentração efluente ao processo anaeróbio de 1.407,54 mgL⁻¹, com eficiência média de 25% de remoção.

Quando atuante em metabolismo aeróbico, na Lagoa Aerada 1, a concentração mediana efluente atingiu 890 mgL⁻¹, o que evidencia um percentual de remoção médio de 21,3%.

A remoção gradual da DQO no sistema é evidenciada na Figura 13, em que, como se pode perceber, possui uma disparidade na redução na Lagoa Aerada 2, que não apresentou eficiência positiva entre os anos de 2007 a 2009, e após a retirada do lodo de fundo passou a apresentar eficiências positivas, como já relatado para a remoção de DBO. As concentrações efluentes a Lagoa Aerada 2 oscilaram entre 184 a 5.428 mg L⁻¹, com mediana de 1.551,25 mg L⁻¹, sendo ligeiramente superior à concentração mediana da lagoa que a antecede no tratamento.

Figura 13 - Concentração de DQO no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

O efluente da Lagoa de Polimento apresentou concentração mediana de 1.132,5 mgL⁻¹, tendo concentrações semelhantes a unidade antecedente. O efluente final também considerado efluente da Lagoa de Polimento teve concentrações variáveis entre 441 a 8.813 mgL⁻¹.

O aumento da concentração de uma lagoa para outra pode ser consequência da permanência de material refratário no lodo acumulado no fundo da lagoa (NAKAMURA, 2012; MAIA, 2015), do revolvimento devido à aeração e também inversão térmica (inverno).

As elevadas concentrações de DQO no efluente final do sistema biológico evidencia a presença de compostos orgânicos recalcitrantes, geralmente presentes em grande quantidade nos lixiviados de aterros sanitários, como descrito por Thörneby et al. (2006).

5.2.8 Ferro total

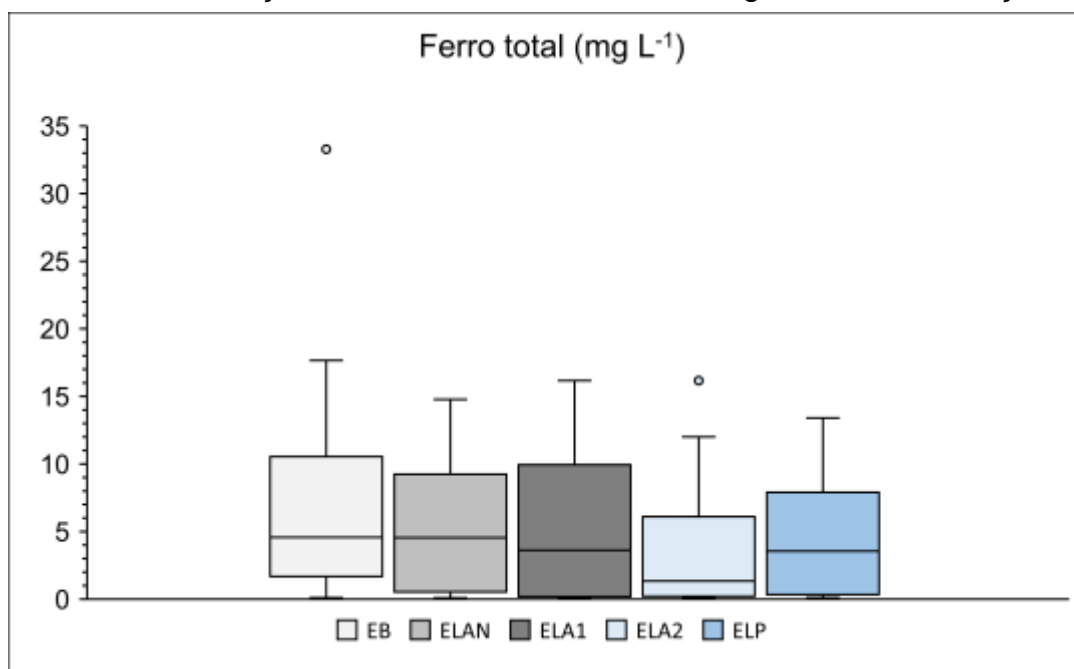
Qasin e Chiang (1994) determinaram a concentração média de metais pesados presente em lixiviado de aterros sanitários, no qual o ferro mostrou valores médios de 2,21 mg L⁻¹. Em contrapartida, Moravia (2010) encontrou valores médios

de ferro em lixiviado de aterro de 5,68 mg L⁻¹ e 7,54 mg L⁻¹, em temporadas de superávit hídrico e déficit hídrico, respectivamente.

O lixiviado da UTR I - Saudades apresentou valor semelhante ao estudo de Moravia (2010) cuja concentração média foi de 6,62 mg L⁻¹, alcançando até 33,28 mg L⁻¹, considerado um valor atípico entre os demais valores do lixiviado bruto, como mostra a Figura 14. O valor mediano de ferro total no lixiviado bruto foi de 4,57 mg L⁻¹.

O sistema de lagoas de estabilização se mostrou com baixo desempenho entre as lagoas para a remoção do ferro total, de modo que as concentrações tiveram pouca variação entre lixiviado bruto, lagoa anaeróbia e lagoa aerada 1 (Figura 14).

Figura 14 - Concentração de ferro total no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

Os valores médios de concentração efluente à Lagoa Anaeróbia, Lagoa Aerada 1, Lagoa Aerada 2 e Lagoa de Polimento foram os seguintes: 5,11 mg L⁻¹, 4,9 mg L⁻¹, 3,86 mg L⁻¹ e 4,21 mg L⁻¹, respectivamente. Devido ao valor atípico de concentração na Lagoa Aerada 2, considerando-se a mediana, o valor efluente foi na ordem de 1,34 mg L⁻¹.

A Lagoa Aerada 1, em média, proporcionou maiores reduções em relação às demais, contribuindo com 32,9% do ferro retirado, enquanto que a Lagoa Aerada 2,

mesmo apresentando as menores concentrações efluentes, teve desempenho médio de 32,1%.

A Lagoa de Polimento demonstrou baixas eficiências, na ordem de 5,6%, provocando aporte de ferro total no sistema em quase 50% das amostragens.

Dias (2012), em sua pesquisa estudou o desempenho das lagoas de estabilização empregadas para o tratamento de lixiviados, instaladas em Minas Gerais. Em um dos sistemas estudados, composto de lagoa anaeróbia, UASB e lagoa facultativa, o lixiviado bruto contou com 14,4 mg L⁻¹ de Fe, em média, enquanto que o lixiviado tratado apresentou 1,7 mg L⁻¹, representando elevada eficiência do tratamento.

O sistema biológico da UTR I – Saudades atingiu 28,9%, em média, para eficiência de remoção de Ferro Total, e desempenho máximo de até 98,8%. Com a concentração final de ferro total no lixiviado tratado (4,21 mg L⁻¹), o efluente atende ao padrão de lançamento instituídos pelo CONAMA n° 430/2011, que estabelece 15 mg L⁻¹ de Ferro compondo o efluente lançado em corpo receptor.

5.2.9 Fósforo total

Os mecanismos de remoção do fósforo incluem a forte dependência de um pH alcalino, acima de 9, para a precipitação em fosfatos, ou a absorção pela biomassa algal e bactérias, sendo eliminado com o lodo de fundo (ARCEIVALA, 1981; VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Na Figura 15 demonstra-se o comportamento desse nutriente ao longo do tratamento biológico nas lagoas de estabilização. O lixiviado bruto é constituído de 4,6 mg L⁻¹, representando valor mediano, chegando a atingir até 14,3 mg L⁻¹ em determinadas amostragens. O valor mediano determinado está consideravelmente abaixo dos valores encontrados na maioria dos aterros sanitários brasileiros estudados pelo PROSAB (2009), como citados na Tabela 2.

Silva, J. (2007) tratando lixiviado em escala piloto composto por três lagoas de estabilização (anaeróbia + facultativa + maturação) caracterizou o lixiviado bruto contendo, em média, 40,6 mg L⁻¹ e obteve 83% de redução de fósforo total ao longo do tratamento.

O efluente da Lagoa Anaeróbia teve leve atenuação em sua concentração média para $5,1 \text{ mg L}^{-1}$, demonstrando grande amplitude de variação. O aporte de fósforo na Lagoa Anaeróbia também foi verificado por Maia (2015), em que o lixiviado bruto havia 23 mg L^{-1} e na saída da lagoa anaeróbia com 26 mg L^{-1} . A autora explica que esta condição pode ter ocorrido devido ao aporte de matéria orgânica presente na lagoa anaeróbia que nitidamente apresentou uma camada de lodo de fundo maior. Portanto, o mesmo pode ter ocorrido no lixiviado da presente pesquisa.

Já as concentrações de fósforo total na Lagoa Aerada 1, que obteve maiores percentuais de remoção do fósforo, foram de $2,6 \text{ mg L}^{-1}$ em média. O sistema aeróbico registrou a redução de 46,8% de fósforo total.

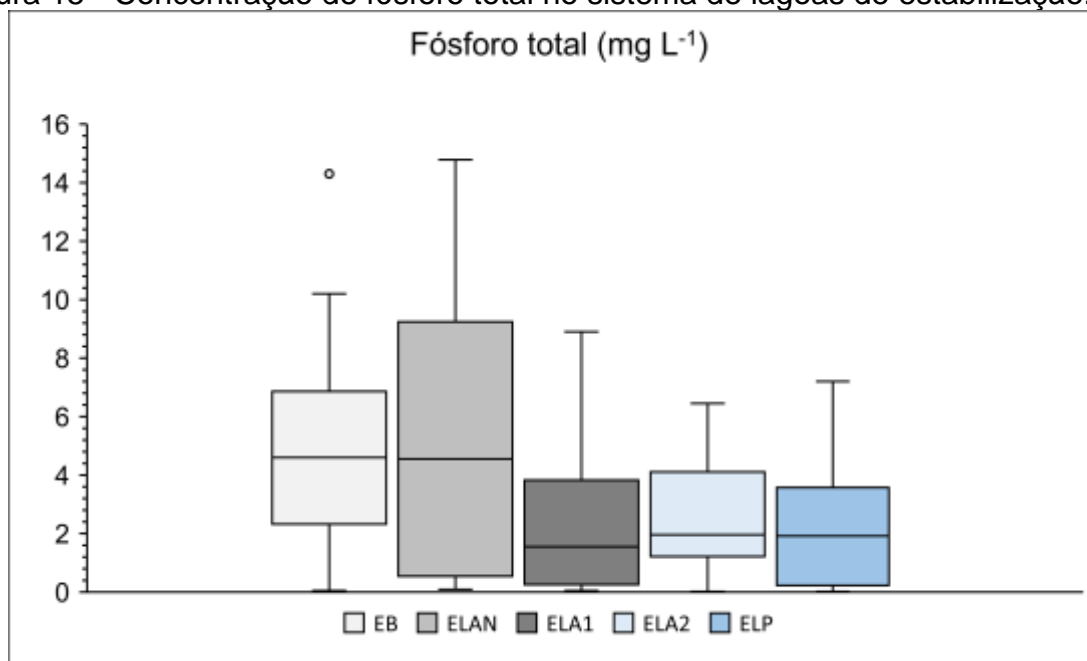
As eficiências mais elevadas da Lagoa Aerada 1 corroboram com valores de pH acima de 8 encontrados na mesma amostra, que possibilita a precipitação química com a precipitação dos fosfatos.

A segunda lagoa aerada evidenciou amplitude menor de distribuição das concentrações, entretanto, levemente superior a Lagoa aerada 1. A concentração média permaneceu com redução gradual atingindo, em média, $2,6 \text{ mg L}^{-1}$

A última etapa do tratamento comportou-se com amplitudes de concentração mínima de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ e máxima de $7,2 \text{ mg L}^{-1}$, obtendo-se a média de $2,4 \text{ mg L}^{-1}$. Maia (2015) afirma que as taxas de liberação de fósforo em lagoas anaeróbias e facultativas são maiores do que em lagoas de maturação (polimento) e dependem da capacidade do sedimento para a absorção e dessorção do fósforo inorgânico na solução, da mineralização do fósforo orgânico e da simples difusão deste elemento.

O resultado da eficiência global do sistema foi de 57,8%, em média. Os maiores valores encontrados alcançaram até 98,1%, em condições em que o pH favoreceu o mecanismo de remoção por precipitação química (>8). Constata-se, portanto, que em condições de pH alcalino e aerobiose as reduções de fósforo podem ser alavancadas.

Figura 15 - Concentração de fósforo total no sistema de lagoas de estabilização.



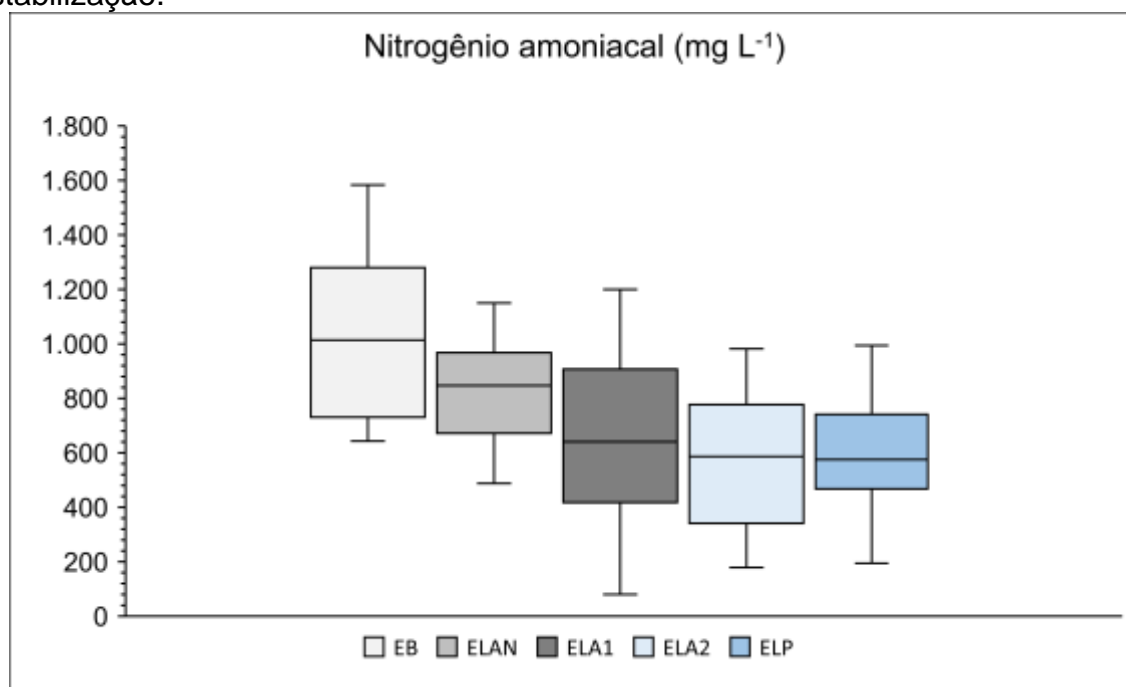
Fonte: Autora (2020).

5.2.10 Nitrogênio amoniacal

Os valores encontrados para o monitoramento do lixiviado bruto demonstram um conteúdo médio de nitrogênio amoniacal de 1.030,2 mg L⁻¹, e valores oscilantes entre 643 e 1.583,4 mg L⁻¹. Moravia (2007) caracterizou o lixiviado bruto do aterro sanitário de Belo Horizonte em operação há 9 anos em períodos de déficit hídrico e superávit hídrico. As respectivas concentrações médias de nitrogênio amoniacal identificada nesses períodos são de 1.055 mg L⁻¹ e 1.250 mg L⁻¹.

A dinâmica da concentração do nitrogênio amoniacal entre as etapas do tratamento biológico, demonstrada na Figura 16, se mostra regular em termos de remoções, não aparentando destaque de uma unidade de tratamento entre as demais.

Figura 16 – Concentração de nitrogênio amoniacal no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

O efluente da lagoa anaeróbia apresentou valores médios de 834,5 mg L⁻¹, e a Lagoa Anaeróbia contribuiu com eficiências de remoção média de 19%. Von Sperling (2017) salienta que, naturalmente, não há mecanismos envolvidos na remoção da amônia nos processos anaeróbios, devido à ausência de oxigênio dissolvido. Mesmo que baixos, os índices de remoção na lagoa anaeróbia são provenientes de níveis médios de oxigênio dissolvido de 1,67 mgL⁻¹, que, de modo incipiente, contribuiu nos processos oxidativos da amônia, promovendo a remoção.

Pano e Middlebrooks (1982, p. 4) explicam que a remoção do nitrogênio em lagoas de estabilização podem ocorrer dos seguintes modos:

- Volatilização da amônia;
- Assimilação da biomassa algal;
- Nitrificação biológica seguida da desnitrificação.

O processo de nitrificação biológica requer ambientes aeróbios que levam a conversão, em condições ideais, do nitrogênio amoniacal ser oxidado a Nitrito (NO₂⁻) e posteriormente a Nitrato (NO₃⁻). Desse modo, as lagoas aeróbias constituem importantes unidades de tratamento nesse processo de oxidação. As Lagoas Aeradas 1 e 2 apresentaram, respectivamente, concentrações efluentes de 834,5 e

649,9 mg L⁻¹ e eficiências de remoção de 22,9% e 24,2%. A Lagoa Aerada 2 se mostrou a unidade mais eficiente entre as demais.

Diversos autores (VON SPERLING, 2017; REED, 1985; SILVA, F., 2004; SOARES, 1996) alegam que a nitrificação é pouco representativa em lagoas aeradas e facultativas. Em face a isso, Martins, Castilhos e Costa (2010) encontraram valores médios de remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado em lagoa aeróbia de aproximadamente 80% de eficiência, para concentração bruta média de 1.001 mg L⁻¹.

Já em um estudo da Universidade Estadual de Londrina (UEL), na série do PROSAB, edital 5, um sistema piloto contendo uma lagoa aerada de mistura completa convencional seguida de lagoa de decantação e outro sistema igual, porém precedido de um tanque de *stripping*, foram obtidas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal de 16 e 23%, respectivamente. Além disso, as remoções de matéria orgânica foram superiores quando precedidas do tanque de *stripping*, indicando que a remoção da amônia auxilia no melhor desempenho para remoção da matéria orgânica.

O processo de volatilização da amônia é recomendado por diversas literaturas (PANO; MIDDLEBROOKS, 1982; VON SPERLING, 2017; MARA; PEARSON, 1992; SILVA, F., 1994; SOARES et al., 1996), como um importante processo de remoção de amônia e até mesmo o mais significativo entre os demais.

A volatilização da amônia é favorecida em colunas líquidas com pH superiores a 9, ao passo que a atividade fotossintética contribui para a elevação do pH ao retirar do meio líquido o CO₂, ou seja, a acidez carbônica. Esse mecanismo tende a ser mais importante em lagoas de polimento, por apresentarem fotossíntese das algas e reduzida profundidade.

O efluente da Lagoa de Polimento do presente sistema apresentou concentração média de 599,6 mgL⁻¹, de modo que a Lagoa de Polimento representou apenas 6,6% de redução média do nitrogênio amoniacal.

É importante analisar os seguintes parâmetros da lagoa de polimento que não proporcionaram maiores taxas de remoção da amônia pelo mecanismo de volatilização: o pH médio afluente da lagoa foi de 7,7 e o seu efluente de 8,04. Isso representa que a fotossíntese ocorrida na lagoa não foi expressiva para aumentar a alcalinidade do meio, de modo que o pH se manteve menor que 9, não

proporcionando as condições necessárias da volatilização da amônia; a profundidade da lagoa de polimento é de 2,9 m, o que inclui ao aspecto construtivo uma falha, já que são recomendadas profundidades entre 0,8 a 1,2 para lagoas de polimento (VON SPERLING, 2017).

De modo geral, o efluente do sistema biológico de tratamento apresentou valores muito superiores ao exigido pelo CONAMA 430/2011, que traz valor limítrofe de 20 mgL^{-1} de nitrogênio amoniacal total. A eficiência total do sistema de lagoas de estabilização foi de 37,4%.

A baixa eficiência do sistema biológico para a remoção de nitrogênio amoniacal do lixiviado é comumente encontrado em literaturas, além de representarem um dos grandes problemas operacionais em aterros sanitários. Portanto, os processos físico-químicos de tratamento seriam imprescindíveis nessas situações.

5.2.11 Nitrogênio total

O nitrogênio possui as seguintes formas predominantes nos meios aquáticos: N_2 - escapando para a atmosfera; nitrogênio orgânico; amônia - livre ou não ionizada $\text{N} - \text{NH}_3$ e ionizada - $\text{N} - \text{NH}_4^+$; $\text{N} - \text{NO}_2^-$ - Nitrito; e $\text{N} - \text{NO}_3^-$ - Nitrato.

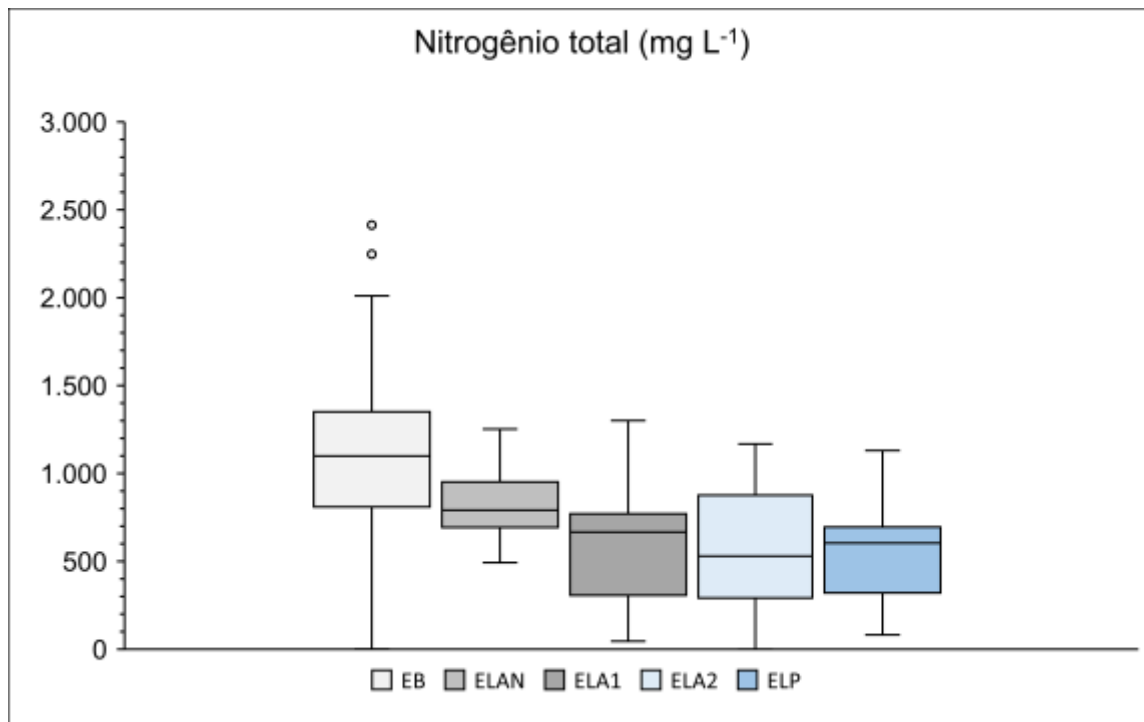
Como apontado pelo PROSAB, no Edital 5, o aterro sanitário de Londrina - PR, apresentou concentração das formas nitrogenadas constituindo ao lixiviado bruto um valor médio de 821 mg L^{-1} . Já no aterro sanitário de São Leopoldo - RS, essa concentração foi de 1.225 mg L^{-1} .

O monitoramento do lixiviado bruto da UTR I - Saudades apresentou resultados semelhantes aos reportados em literatura, com valor mediano de 1.099 mg L^{-1} . Hossaka (2008) afirma que no lixiviado bruto, o nitrogênio é encontrado praticamente todo na forma amoniacal, quando não está ligado a moléculas orgânicas. Portanto, cerca de 90% do nitrogênio total está presente no lixiviado na forma de nitrogênio amoniacal, conforme os resultados descritos para este parâmetro no item anterior.

A dinâmica do nitrogênio total nas lagoas de estabilização está representada na Figura 17. De modo geral, a redução na concentração é progressiva, mas

apresenta possível aporte de nitrogênio nas Lagoas Aerada 2 e de Polimento, que tiveram baixo desempenho.

Figura 17 – Concentração de nitrogênio total no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

O efluente da Lagoa Anaeróbia atingiu concentração média de 819,84 mg L⁻¹, cuja lagoa obteve desempenho médio de 26,5%, sendo o melhor apresentado no tratamento.

A Lagoa Aerada 1 também possibilitou a redução de 24%, na qual seu efluente teve concentração média de 583,12 mg L⁻¹. Enquanto a Lagoa Aerada 2 apresentou valores semelhantes de concentração a Lagoa Aerada 1, como visualiza-se no *box* da Figura 17, seu valor mediano ficou abaixo da lagoa anterior, com 529,7 mg L⁻¹, entretanto, a média alcançou 585,40 mg L⁻¹.

As menores eficiências foram apresentadas na Lagoa de Polimento, na qual a eficiência média foi de 21,9%, e o efluente tratado pelas lagoas de estabilização constituiu concentração de 553,20 mg L⁻¹. A eficiência média global das lagoas atingiu 53,1%.

Apesar de a eficiência encontrada ser moderada, a literatura apresenta valores ainda menores, Feira (2014), avaliando a eficiência de lagoas de estabilização tratando chorume de aterro sanitário em Francisco Beltrão – PR,

monitorou três pontos do sistema, incluindo o lixiviado bruto de células encerradas, células em operação e o efluente tratado. O sistema composto de lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa aerada apresentou eficiência de remoção de nitrogênio total de 28,67%.

É importante ressaltar que, como citado, grande parte da constituição do nitrogênio total é amônia, o qual foi apresentado no item anterior, não sendo removido do lixiviado em grandes proporções (37,4%). Dito isso, as causas dos baixos índices das lagoas na remoção do nitrogênio total condizem com aquelas apresentadas para a remoção do nitrogênio amoniacal.

É válido destacar também que as maiores eficiências de remoção de nitrogênio total foram alcançadas na Lagoa Anaeróbia, enquanto que para a amônia os melhores desempenhos foram observados na Lagoa Aerada 2. Isto pode significar a maior remoção de nitrogênio pelo nitrogênio orgânico, no qual Ferrara e Avci (1982) consideraram a sedimentação do nitrogênio orgânico como um dos processos efetivos na remoção de nitrogênio nos sistemas de lagoas.

5.2.12 Sólidos sedimentáveis

A concentração média de sólidos sedimentáveis no lixiviado bruto foi na ordem de 1,3 mL L⁻¹, com variações entre os valores mínimos e máximos de 0,1 a 18 mL L⁻¹.

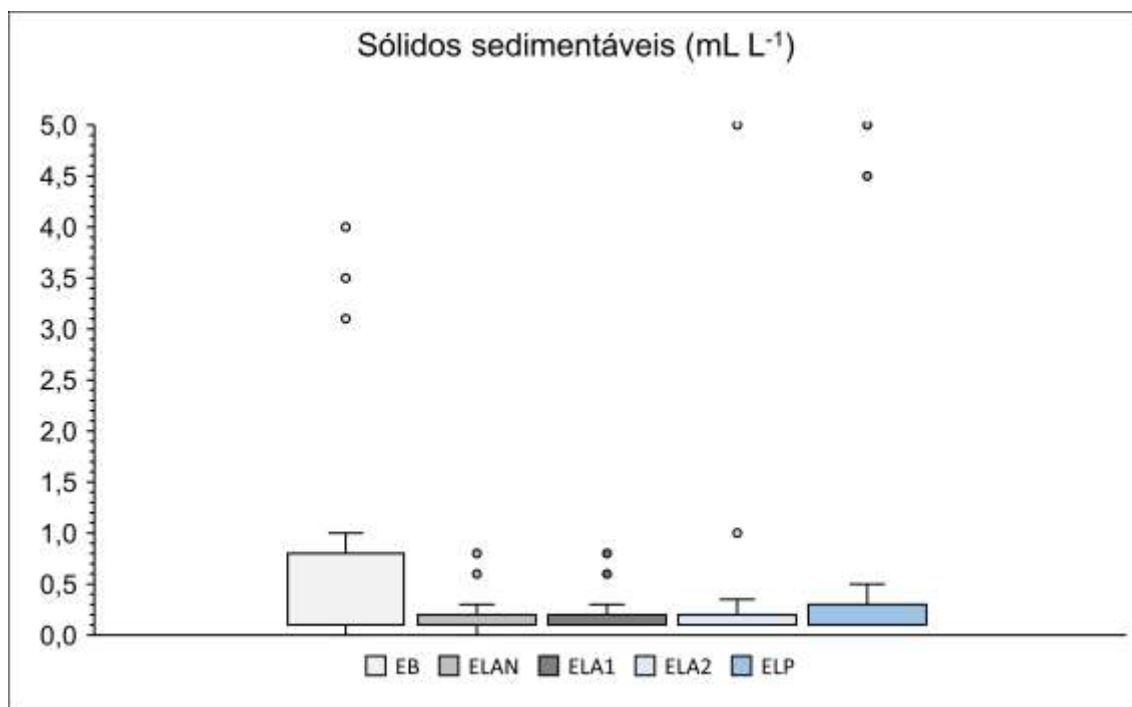
A Lagoa Anaeróbia produziu efluente com concentração média de sólidos sedimentáveis com 0,19 mL L⁻¹ e mediana de 0,1 mL L⁻¹, apresentando variações entre os valores mínimos e máximos de 0,1 a 0,8 mL L⁻¹.

A presença dos sólidos sedimentáveis constitui a formação da camada de lodo logo na entrada da lagoa. Na camada de lodo, os sólidos sedimentados são estabilizados por bactérias (formadoras de ácidos e de metano) que, em condições anaeróbias, liberam gases para a atmosfera e compostos solúveis para o meio líquido (PEDRELLI, 1997). Portanto, a remoção de sólidos na Lagoa Anaeróbia é bastante expressiva, considerando o TDH.

Nos efluentes das unidades subsequentes, a mediana de todas as lagoas ficou em 0,1 mL L⁻¹, como se pode observar na Figura 19. Nas amostragens de

sólidos sedimentáveis, muitos valores são considerados atípicos, daí a importância de considerar o valor mediano entre as amostras.

Figura 18 - Concentração de sólidos sedimentáveis no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

Considera-se, portanto, que não houveram reduções consideráveis entre as lagoas. As eficiências das unidades registraram 28,1% para a Lagoa Anaeróbia, 12,8% para a Lagoa Aerada 1, 20,8% para a Lagoa Aerada 2 e 9,4% para a Lagoa de Polimento.

Nas Lagoas Aeradas 1 e 2, por haver movimento mecânico da massa líquida constantemente, presume-se que os sólidos não irão sedimentar, o que, por consequência, não haverá redução na concentração. Em contrapartida, o efluente da Lagoa de Polimento apresentou, em diversas amostras, valores superiores aos das unidades anteriores, o que leva a considerar a ressuspensão da camada de lodo.

Fieira (2014) obteve resultados semelhantes ao não encontrar remoções de sólidos sedimentáveis entre as lagoas de estabilização (lagoa anaeróbia + facultativa + aerada) tratando lixiviado do Aterro Sanitário de Francisco Beltrão – PR. O estudo de Fieira (2014) corrobora com os dados medianos de eficiência demonstrados

pelas lagoas de estabilização do presente estudo, nos quais a eficiência é nula, assim como para a eficiência global do sistema. Ao considerar o valor máximo já obtido, alcançou-se 98% de remoção de sólidos sedimentáveis.

5.2.13 Sólidos dissolvidos totais

A concentração de SDT no lixiviado pode ser indicativa da presença de substâncias húmicas e fúlvicas.

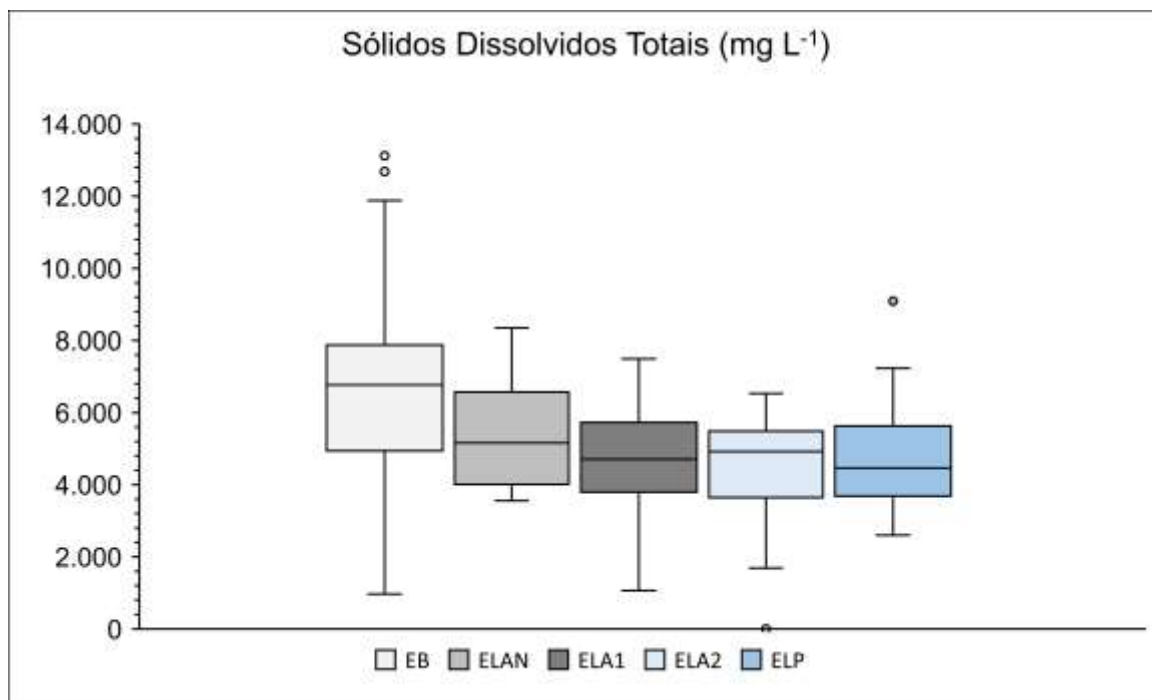
No lixiviado, como especificado por Lange e Amaral (2009), a maior parte dos sólidos presentes corresponde a sólidos dissolvidos. Este valor de lixiviado bruto, no Aterro de Gericinó - RJ, conteve, em média, 6.024 mg L⁻¹, atingindo valor máximo de 8.343 mg L⁻¹. Já no Aterro de João Pessoa – PB, o valor médio de SDT foi de 18.288 mg L⁻¹ (GOMES, 2009).

A estes valores relacionados, o lixiviado bruto da UTR I – Saudades relaciona-se com o Aterro de Gericinó, apresentando concentração mediana de 6.768 mg L⁻¹ de SDT. O valor máximo encontrado nas amostragens alcançou 13.122 mg L⁻¹, sendo considerado um valor atípico entre os resultados, como mostra a Figura 19.

No decorrer das unidades de tratamento, a concentração de SDT foi reduzida gradualmente, com exceção do baixo desempenho da Lagoa Aerada 2 e da Lagoa de Polimento.

O efluente da lagoa anaeróbia exibiu concentração de 5.386,6 mg L⁻¹, enquanto que a lagoa teve desempenho de 16,2% para redução de SDT. Apesar de incipiente, a eficiência de remoção alcançada pela Lagoa Anaeróbia foi o melhor entre as demais, que representaram, respectivamente: 12,9%, 15,2%, e 7,4% para a Lagoa Aerada 1, Lagoa Aerada 2 e Lagoa de Polimento.

Figura 19 - Concentração de sólidos dissolvidos totais no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

As concentrações médias efluentes da Lagoa Aerada 1, Lagoa Aerada 2 e Lagoa de Polimento foram os seguintes: 4.606,7 mg L⁻¹, 4.385,9 mg L⁻¹ e 4.465 mg L⁻¹. Silva, J. (2007), em seu estudo em escala piloto composto de sistema com lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de polimento, obteve as respectivas eficiências de remoção de SDT nas unidades de tratamento: 13,5%, 26% e 53%, de modo que todo o sistema alcançasse até 70% de remoção de SDT. Os valores encontrados nessa pesquisa apresentaram média de remoção global de 31,3%, considerado um baixo desempenho frente ao encontrado por Silva, J. (2007).

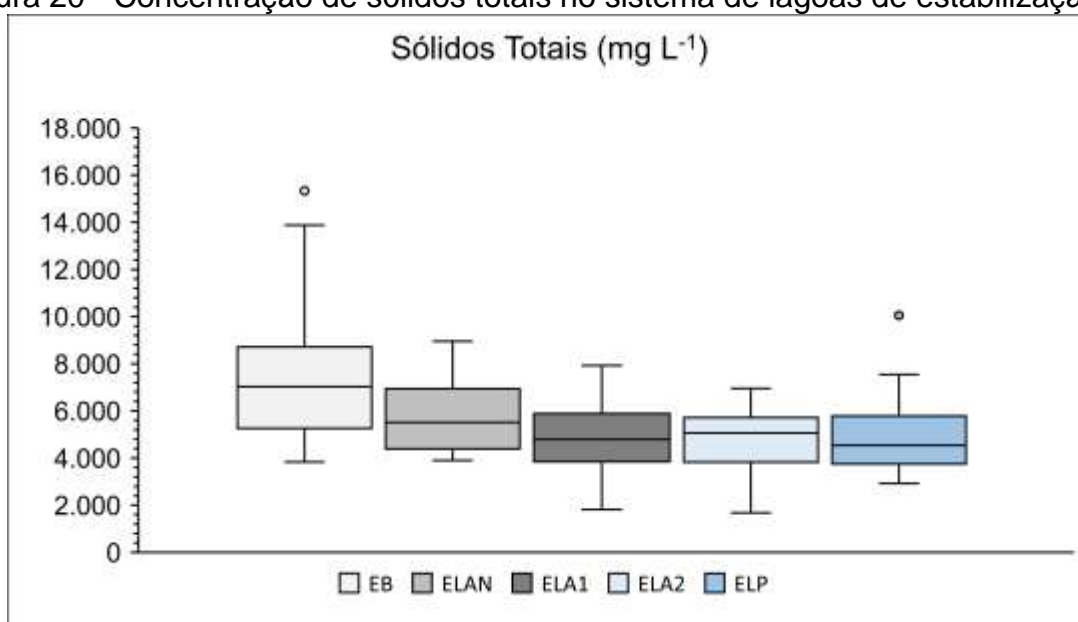
5.2.14 Sólidos totais

Como explicitado no item acima, a maior parte dos sólidos totais do lixiviado bruto é composto por sólidos dissolvidos. Como subsídio a essa afirmação de Lange e Amaral (2009), na presente pesquisa, a concentração mediana de sólidos totais foi de 7.028 mg L⁻¹, o que representa que cerca de 88% corresponde aos SDT e o restante aos Sólidos Suspensos.

Nakamura (2012) encontrou valor médio de sólidos totais no lixiviado do Aterro Sanitário de Visconde do Rio Branco, de 3.064 mg L⁻¹, de modo que o sistema composto de lagoa anaeróbia e lagoa facultativa apresentou efluente final com 691 mg L⁻¹.

Percebe-se, na Figura 20, que a concentração média de Sólidos Totais reduz gradativamente entre as lagoas. No entanto, o desempenho das lagoas é baixo, principalmente das Lagoas Aerada 2 e Lagoa de Polimento, que, em geral, mantiveram a concentração efluente da Lagoa Aerada 1.

Figura 20 - Concentração de sólidos totais no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

O efluente da Lagoa Anaeróbia apresentou 5.749,1 mg L⁻¹, com remoção média de 16%. Posteriormente, a lagoa aerada apresentou concentração média de 4.897 mg L⁻¹ e eficiência média de 11%.

As últimas unidades que não proporcionaram remoções consideráveis de Sólidos Totais exibiram concentrações em seu efluente com 4.723,8 mg L⁻¹ e 4.539 mg L⁻¹, e eficiências de 10,3% e 7,7%, representando a Lagoa Aerada 2 e a Lagoa de Polimento, respectivamente. O aumento da concentração de Sólidos Totais verificado na Lagoa de Polimento deve-se ao aumento nos sólidos dissolvidos na lagoa.

Estudos da avaliação de sistemas de lagoas de estabilização apontam remoções na ordem de 60% (SILVA, J., 2007), enquanto o sistema estudado possibilitou a remoção de 35% de Sólidos Totais.

5.2.15 Sulfeto

Os sulfetos, juntamente com metais pesados, amônia, cátions alcalinos e alcalino terrosos como sódio, potássio, cálcio e magnésio, compostos orgânicos, como os ácidos acéticos, hidrogênio, oxigênio, dentre outros, são indicados como possíveis elementos tóxicos à degradação biológica, através da inibição dos microrganismos (MORAVIA, 2007).

A faixa mais provável de ocorrência de sulfeto nos lixiviados brutos de aterros sanitários brasileiros são na ordem de 0 a 10 mg L⁻¹ (GOMES, 2009). Na presente pesquisa, o lixiviado bruto apresentou concentração mediana de sulfeto de 0,67 mg L⁻¹, e valor máximo (atípico) de 13,81 mg L⁻¹. Em concentrações acima de 200 mg L⁻¹ o sulfeto é considerado tóxico as bactérias.

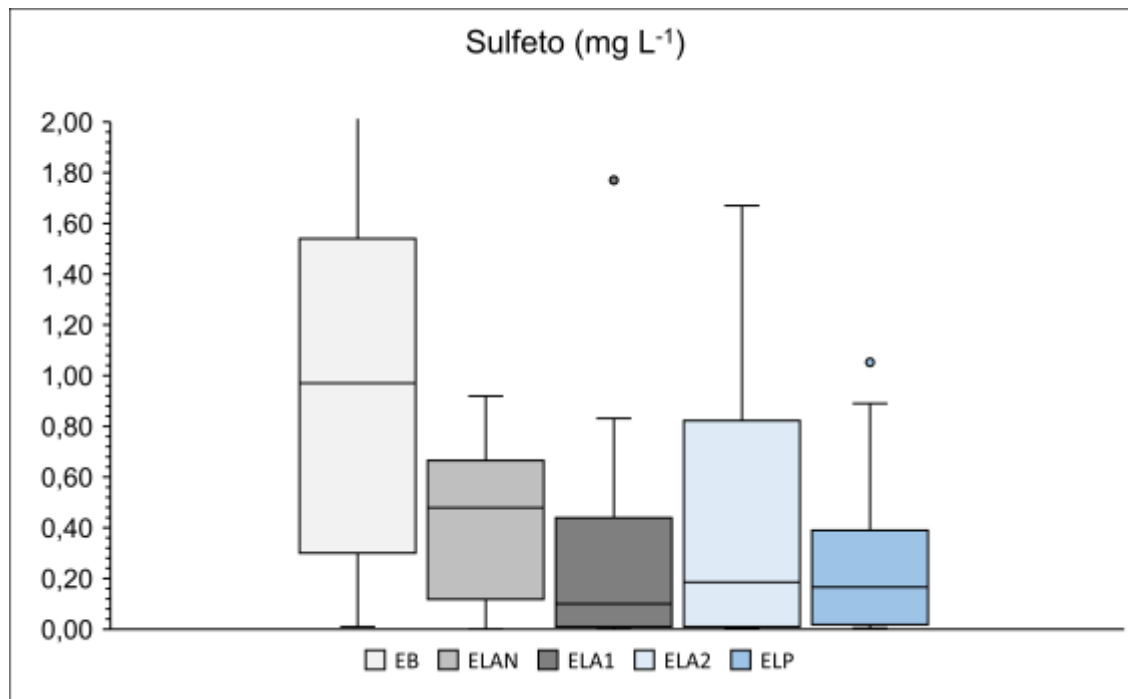
O efluente da Lagoa Anaeróbia caracterizou-se pela presença de 0,52 mg L⁻¹ de sulfeto e valor máximo de até 2,73 mg L⁻¹. Segundo Ferreira et al. (2003) e Renou et al. (2008), os processos anaeróbios têm se mostrado eficientes na remoção de elementos-traços na forma de sulfetos. Confirmando essa hipótese, a Lagoa Anaeróbia apresentou eficiência média de 41,25%, alcançando até 99,9%.

Ainda, segundo Rocha (2005), nos processos anaeróbios ocorre a transformação dos sulfetos em H₂S, que se difunde sob a camada líquida superior da lagoa. A camada de espuma na superfície da lagoa impede a proliferação de gás sulfídrico para a atmosfera, bem como o odor gerado. Von Sperling (1992) afirma que os problemas de odores ocorrem em valores de pH abaixo de 7, e tendendo à normalidade a maior parte dos sulfetos estará na forma do íon bissulfeto (HS⁻), que não produz odores. Os valores médios do pH das lagoas estudadas foram superiores a 7, com algumas incidências de valores menores (6,26).

Até a Lagoa Aerada 1 o sistema se mostrou uniforme na redução das concentrações de sulfeto (Figura 21), em que o efluente da Lagoa Aerada 1 contou com valor mediano de 0,1 mg L⁻¹. Já o efluente da Lagoa Aerada 2 mostrou-se com

margem de concentrações superiores a unidade antecedente (lagoa aerada 1), constituindo 0,43 mg L⁻¹.

Figura 21 - Concentração de sulfeto no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

O efluente final, também efluente da Lagoa de Polimento, apresentou concentração mediana de 0,17 mg L⁻¹. A sua concentração média foi desconsiderada devido a valor atípico (>6.000). Com tal resultado o lixiviado tratado estaria dentro dos padrões de lançamento em corpo receptor, em que o valor máximo aceitável é de 1,0 mg L⁻¹ de sulfeto (CONAMA, 2011).

As eficiências médias de remoção das lagoas de estabilização corresponderam a 43,5% para a Lagoa Aerada 1, 37,8% para a Lagoa Aerada 2 e 33,1% em relação a Lagoa de Polimento. A eficiência global do sistema atingiu 63,5% de remoção de sulfeto.

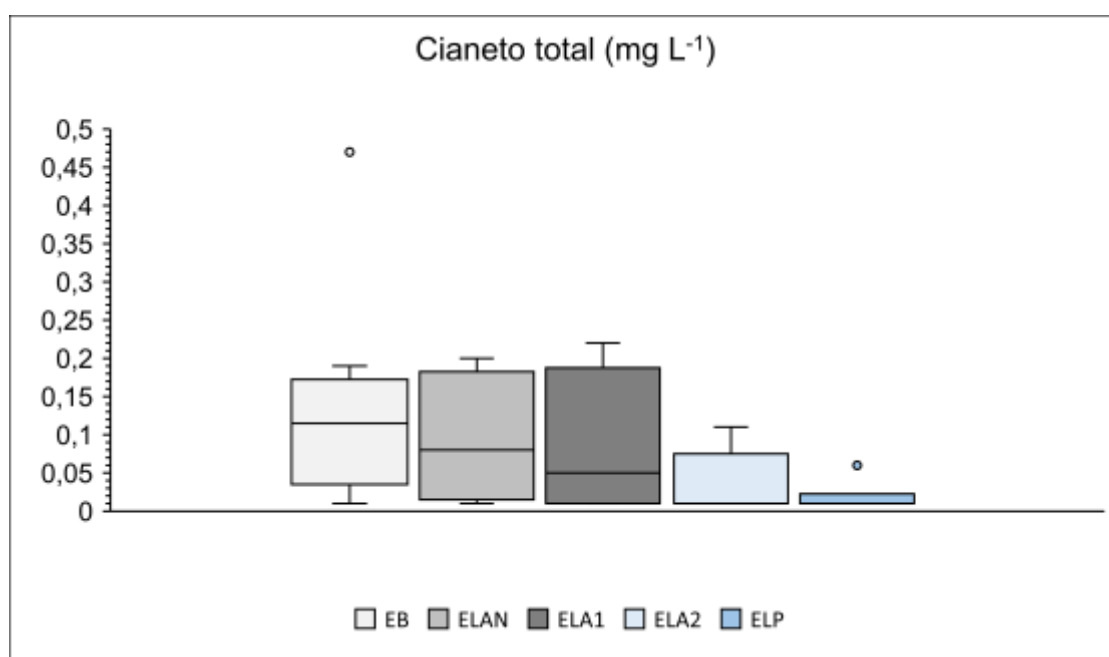
5.2.16 Cianeto total

O efluente bruto proveniente do período de monitoramento apresentou concentrações de cianeto total entre 0,01 e 0,47 mg L⁻¹, com valor médio de 0,2 mg L⁻¹, valores superiores ao valor médio encontrado por Lange et al. (2006) de 0,01 mg L⁻¹ no Aterro Sanitário de Belo Horizonte.

Na Figura 22 demonstra-se o comportamento das concentrações de cianeto total ao longo do sistema de lagoas de estabilização. As concentrações medianas são visualizadas com diminuição após as unidades de tratamento. A lagoa anaeróbia apresentou porcentagem de remoção de 59,2%, constituindo a unidade com melhores índices de remoção de cianeto. A concentração média efluente da lagoa anaeróbia foi de 0,09 mg L⁻¹.

Já as Lagoas Aeradas 1 e 2 apresentaram eficiência média de 23,8% e 34,7%, alcançando valores máximos de até 95% e 88,9%, respectivamente. A Lagoa Aerada 1 como pode-se visualizar, apresentou valores superiores à sua unidade anterior, constituindo o aporte de cianeto na lagoa, apesar dos seus valores médios e medianos estarem abaixo da Lagoa Anaeróbia, com 0,08 mg L⁻¹ e 0,05 mg L⁻¹, respectivamente.

Figura 22 – Concentração de Cianeto total no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

O efluente da Lagoa Aerada 2 exibiu valor médio de 0,036 mgL⁻¹ e mediana de 0,01 mg L⁻¹. A última unidade de tratamento, a Lagoa de Polimento, teve os menores índices de remoção, com 18,2% e concentração final do efluente de 0,018 mgL⁻¹.

Pelágio et al. (2008) determinaram a concentração de cianeto no líquido percolado (chorume) da área do aterro sanitário de Aparecida de Goiânia – GO, no

período chuvoso do ano. O sistema estudado composto de caixa de desarenação, lagoa anaeróbica e lagoa facultativa, e apresentou eficiência de 53%, para concentração bruta de 104,14 mgL⁻¹, resultando num efluente final com 49,05 mgL⁻¹.

Os resultados de eficiência média global do presente sistema estudado alcançaram 58,1%, com valor máximo alcançando até 97,9%. O efluente final atendeu ao padrão de lançamento de cianeto, segundo a Resolução CONAMA 430/2011, que estabelece o valor máximo de 0,2 mg/L (BRASIL, 2011).

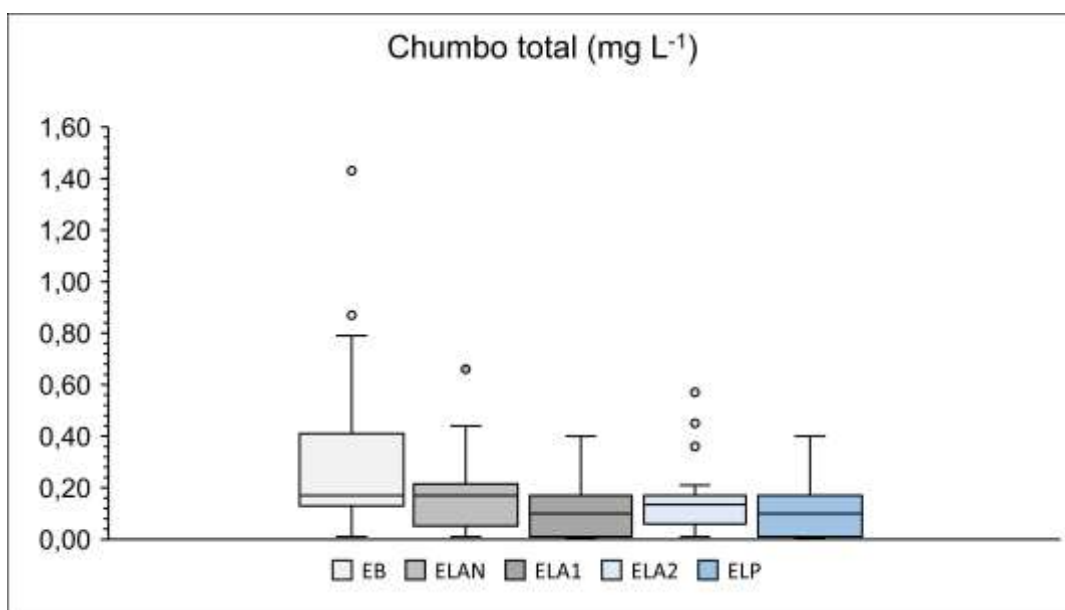
5.2.17 Chumbo total

O chumbo é um elemento traço que, em elevadas concentrações (500 mg L⁻¹), pode inibir os processos anaeróbios (KAWAI et al, 2012). Isso não ocorre para o lixiviado bruto pesquisado, pois a sua concentração mediana encontrada foi de 0,17 mg L⁻¹, com valores máximos de 1,43 mg L⁻¹.

Esses valores são recorrentes em caracterizações de lixiviados bruto nos aterros brasileiros. Moravia (2010) caracterizando o lixiviado bruto de um aterro sanitário de Belo Horizonte, encontrou concentrações médias menores que 0,02 mg L⁻¹. LIMA, W. (2006) encontrou em lixiviado de aterro sanitário níveis de 0,09 mg L⁻¹ de chumbo. Em uma série de ocorrência de valores mais prováveis, Souto e Povinelli (2007) elencam uma faixa de 0,01 a 0,5 mg L⁻¹ de chumbo em composição de lixiviados de aterro sanitário.

A dinâmica de chumbo total entre as unidades de tratamento biológico é demonstrada na Figura 23, que evidencia a redução do metal entre as unidades, com exceção da Lagoa Aerada 2 que promove o aporte de chumbo total no meio líquido, pelo aumento da concentração em relação a Lagoa Aerada 1, que a antecede.

Figura 23 – Concentração de chumbo total no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

O efluente da Lagoa Anaeróbia apresentou concentrações oscilantes entre 0,01 e 0,66 mg L⁻¹, e valor mediano de 0,17 mg L⁻¹. A eficiência da Lagoa Anaeróbia foi de 16,6%. No estudo de Maia et al. (2015), em um aterro localizado em um município da Região Sul do Brasil, duas lagoas anaeróbicas em série obtiveram eficiências de remoção de chumbo total na ordem de 40%, para concentração bruta média de 0,10 mg L⁻¹.

As Lagoas Aeradas 1 e 2 tiveram eficiências de remoção de chumbo total de 17,8% e 3,7%, e concentrações médias dos efluentes de 0,11 mg L⁻¹ e 0,16 mg L⁻¹, respectivamente.

Gail e Pasek (2003 apud Maia et al., 2015) afirmam que o principal mecanismo que envolve a remoção de metais é a presença de substâncias poliméricas extracelulares presentes nas membranas de bactérias como *Pseudomonas aeruginosa* (eficientes na remoção de cobre, chumbo e zinco), pois esta camada protege as células do estresse causado pela presença dos elementos tóxicos presentes. Esses microrganismos possuem metabolismo aeróbio, portanto, devem ser encontrados nas Lagoas Aeróbias, em que deveriam ocorrer maiores remoções de chumbo total, mas não foi o evidenciado.

A maior eficiência de remoção foi em decorrência da Lagoa de Polimento, atingindo 30,3% de remoção de chumbo total. A concentração residual mediana de chumbo total de 0,075 mg L⁻¹ e máximo de 0,4 mg L⁻¹, cumprindo com os padrões

de lançamento de efluentes instituídos pelo CONAMA nº430/2011, que estabelece valor máximo de 0,5 mg L⁻¹ Pb. O sistema de lagoas de estabilização promoveu a remoção média de 44,3% de chumbo total do lixiviado bruto, atingindo até 99,3% como valor máximo.

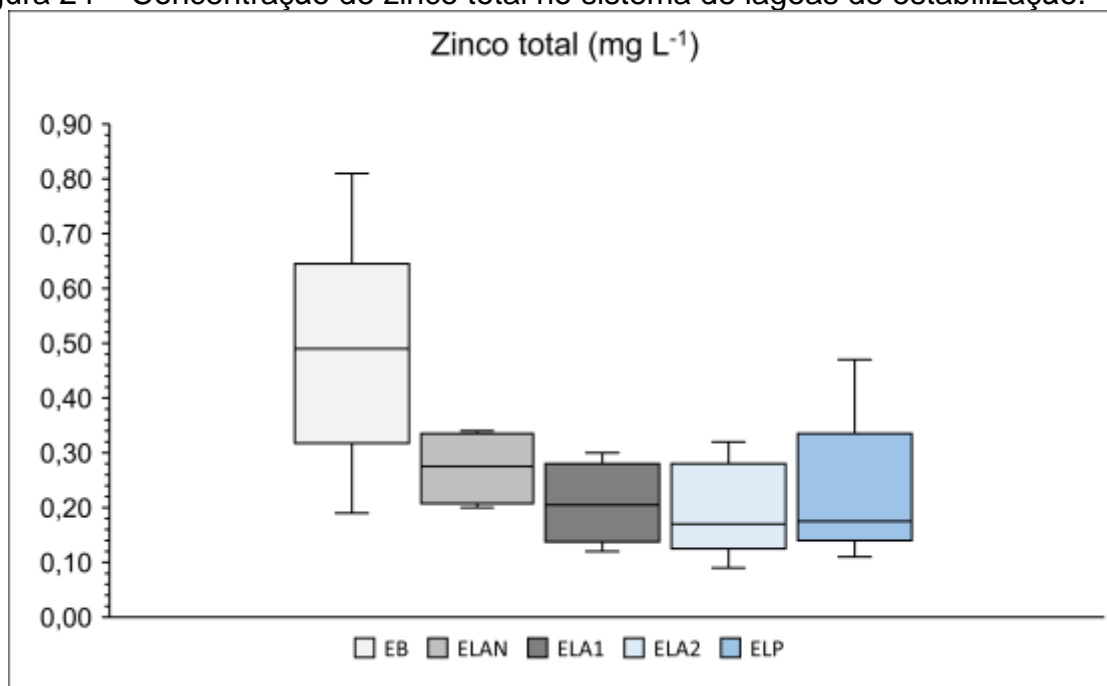
5.2.18 Zinco Total

Segundo Souto e Povinelli (2007), a faixa mais provável de ocorrência de zinco total em lixiviados de aterros sanitários é de 0,01 a 1,5 mgL⁻¹, que corrobora com o valor médio encontrado para o lixiviado bruto da UTR I – Saudades, de 0,49 mg L⁻¹, atingindo valor máximo de até 0,81 mg L⁻¹.

Ao longo do tratamento biológico, a Lagoa Anaeróbia se mostrou com alto desempenho, como mostra a Figura 24, de modo que seu efluente apresentou concentração média de 0,27 mg L⁻¹. Maia (2015), ao avaliar lixiviado bruto com 0,16 mg L⁻¹ de zinco total, obteve reduções médias de 57% em sistema anaeróbio composto de duas lagoas anaeróbias, de modo que o efluente final atingiu 0,08 mg L⁻¹.

Segundo Faria (1996) em um sistema de tratamento com lagoas anaeróbias, o processo de redução da concentração de elementos-traço, como o zinco, ocorre principalmente devido a mecanismos de sorção e precipitação destas substâncias, nos quais o pH possui forte influência nesses processos.

Figura 24 – Concentração de zinco total no sistema de lagoas de estabilização.



Fonte: Autora (2020).

O efluente da Lagoa Aerada 1 apresentou $0,21 \text{ mg L}^{-1}$ de zinco total, e a eficiência de redução da lagoa alcançou 43,5%. Já a Lagoa Aerada 2 não mostrou bom desempenho (redução média de 37,8%), de modo que a concentração no efluente foi semelhante à concentração no efluente da unidade anterior (Lagoa Aerada 2). O efluente apresentou valor médio de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$ de zinco total.

Na última unidade do tratamento, a Lagoa de Polimento teve desempenho ainda mais baixo, possivelmente provocando aporte de zinco total no meio líquido. A concentração média de zinco subiu para $0,23 \text{ mg L}^{-1}$ e valor máximo de até $0,47 \text{ mg L}^{-1}$. Em evidência ao valor médio de zinco total no lixiviado tratado, esse valor enquadra-se nos padrões de lançamento que institui valor máximo de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2011).

Lemos (2015) encontrou percentuais de redução de zinco total em um sistema composto de lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de polimento de 67%, em que o lixiviado bruto apresentou $0,21 \text{ mg L}^{-1}$, efluente da lagoa anaeróbia $0,22 \text{ mg L}^{-1}$, efluente da lagoa facultativa $0,09 \text{ mg L}^{-1}$ e efluente da lagoa de polimento de $0,07 \text{ mg L}^{-1}$. A autora afirmou que as concentrações reduzidas foram consequência de elevado TDH e alto pH (>8), ocorrendo precipitação dos metais.

A correlação de altos valores de pH (>8) para ocorrência de precipitação química não pode ser utilizada como causa da redução de zinco total nessa

pesquisa, pois os valores de pH atingiram valores maiores que 8 somente na Lagoa de Polimento.

6. CONCLUSÃO

- O lixiviado bruto apresentou biodegradabilidade (DBO/DQO) média de 0,52 ao longo dos anos analisados (2002 – 2017), caracterizando um efluente com boa biodegradabilidade. Nos últimos anos (2016 – 2017), a biodegradabilidade do lixiviado média do lixiviado caiu para 0,35, evidenciando as características de um aterro sanitário mais antigo.
- A Lagoa Aerada 1 teve melhor desempenho na redução de DBO e DQO, seguida da Lagoa Anaeróbia, que, contribuíram na eficiência global média do sistema de lagoas de estabilização na ordem de 58,9% e 50,9% para DBO e DQO, respectivamente.
- Em relação aos parâmetros microbiológicos, a redução de Coliformes Termotolerantes foi gradual entre as lagoas, com destaque para a Lagoa Aerada 1 que obteve as maiores eficiências entre o período amostrado (57,8%), assim como para os Coliformes Totais (66,2%). Ao fim do tratamento, o lixiviado apresentou 2.200 UFC/100mL e 1.500 UFC/100mL de Coliformes Totais e Coliformes Termotolerantes, respectivamente, conferindo eficiência média global do sistema de 79,2% e 64,9%.
- Era esperado que a maior atenuação do nitrogênio amoniacal ocorresse nas Lagoas Aeradas 1 e 2 pelo processo de nitrificação, bem como por volatilização da amônia na Lagoa de Polimento, entretanto, a volatilização da amônia não foi favorecida pois o pH não alcançou o ponto ótimo (>9). As remoções de Nitrogênio Total ocorreram pela nitrificação seguida de desnitrificação e perdas de nitrogênio orgânico por sedimentação que resultaram na eficiência média do sistema em 37,4% e 53,1% para o Nitrogênio Amoniacal e Nitrogênio total, respectivamente.
- No balanço dos sólidos totais, dissolvidos e sedimentáveis, a Lagoa Anaeróbia foi responsável pela maior parte da sedimentação dos sólidos e remoção dos sólidos dissolvidos. O mecanismo de remoção de precipitação em fosfatos não foi predominante devido à dependência de pH 9, portanto, a assimilação pela biomassa microbiana foi o mais provável. A eficiência global de remoção de fósforo atingida pelo sistema de lagoas de estabilização foi de 57,8%.

- Em relação ao sulfeto, a menor concentração ocorreu na Lagoa Aerada O sistema atingiu eficiência média de remoção de sulfeto na ordem de 63,5%.
- A menor concentração de cloreto foi obtida na Lagoa Aerada 2 e aumentou na Lagoa de Polimento. A eficiência de remoção de cloreto no sistema de lagoas de estabilização foi em média 32%.
- O oxigênio dissolvido no lixiviado bruto apresentou concentração mediana de 0,1 mgL⁻¹, sofrendo aumento gradual entre as unidades de tratamento. O afloramento de algas era esperado na Lagoa de Polimento, que acarretaria no aumento do oxigênio dissolvido, no entanto, a presença de algas não foi perceptível.
- O aumento de pH era esperado entre as lagoas de estabilização para auxiliar nos processos de remoção de demais parâmetros, entretanto, com a ausência de algas, o pH manteve-se pouco alcalino.
- A série de metais pesados analisadas nesse estudo (Pb, Fe e Zn) apresentaram concentrações dentro da faixa mais provável dos lixiviados gerados nos aterros sanitários brasileiros. As Lagoas Anaeróbia e Aerada 2 obtiveram os melhores desempenhos na remoção dos metais do lixiviado.
- Em relação à operação das lagoas, a Lagoa Anaeróbia apresenta zonas facultativas pelos resultados de OD obtidos; as Lagoas Aerada 1 e 2 operam como lagoas aeradas facultativas; a Lagoa de Polimento demonstra comportamento de Lagoa de Decantação, não cumprindo com as finalidades de remoção de microrganismos patogênicos efetivamente.
- Os aumentos em diversos parâmetros ocasionados na Lagoa Aerada 2 podem estar relacionadas com a aeração intermitente. Nos períodos em que o aerador é desligado, ocorre a sedimentação dos sólidos sedimentáveis e quando em funcionamento os sólidos voltam a suspender e junto dele os demais fragmentos de biomassa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2004). **NBR 10.004: Resíduos Sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro.

ABRELPE (São Paulo). **PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL 2018/2019**. São Paulo: Abrelpe, 2019. 64 p.

ALBUQUERQUE, E, M. **Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados**. 2012. 278 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Usp, São Carlos, 2012.

ALVAREZ-VAZQUEZ, H.; JEFFERSON, B.; JUDD, S.J. **Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review**. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, v.79, p. 1043-1049, 2004. Disponível em: <https://www.academia.edu/36274652/Membrane_bioreactors_vs_conventional_biological_treatment_of_landfill_leachate_a_brief_review> Acesso em: 27 fev. 2020.

AMARAL, M.C.S. **Caracterização de lixiviados de aterros sanitários empregando parâmetros coletivos e identificação de compostos orgânicos**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007

AMORIM, C. C.; LEÃO, M. M. D.; MOREIRA, R. D. F. P. M. M. **Comparação entre diferentes processos oxidativos avançados para degradação de corante azo**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 14, n. 4, p. 543-550, 2009.

ANDRADE, S.M.A. **Caracterização físico-química e tratabilidade por coagulação-floculação dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de Uberlândia-MG**. 182 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia (FEQ/UFU), Uberlândia, 2002.

ARAÚJO, I. S. **Avaliação de Lagoas Facultativa e de Maturação em Escala Real, como Etapas Secundária e Terciária, de Sistema de Tratamento de Dejetos de Suínos**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal**. New York: Marcel Dekker, 1981. 892p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: Abnt, 1992. 7 p. Disponível em: <<http://licenciadorambiental.com.br/wp-content/uploads/2015/01/NBR-8.419-NB-843-Apresentac%C3%A3o-de-Projetos-de-Aterros-Sanitarios-RSU.pdf>>. Acesso em: 06 fev. 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896**: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. 12 p. Disponível em: <<http://licenciadorambiental.com.br/wp-content/uploads/2015/01/NBR-13.896-Aterros-de-res%C3%ADduos-n%C3%A3o-perigosos.pdf>>. Acesso em: 06 fev. 2020.

ASSUNÇÃO, F. A. L. **ESTUDO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO, COM ÊNFASE NA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA, EM LAGOAS DE POLIMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB TRATANDO ESGOTOS URBANOS DE BELO HORIZONTE/MG**. 2009. 89 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/770M.PDF>. Acesso em: 20 mar. 2020

BARBOSA, S.M.S. **ESTUDO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM UMA LAGOA DE POLIMENTO TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO EM ESCALA REAL**. 2013. 124 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/12387/1/DISSERTA%C3%87%C3%83O%20S%C3%ADvia%20Mariana%20da%20Silva%20Barbosa.pdf>. Acesso em: 21 mar. 2020.

BARALDI, R.C.O. **Efeitos da recirculação de lixiviado na biodegradação de resíduos sólidos em uma célula do aterro da Muribeca**. 2003. 98 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

BASSANI, F. **Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Estadual de Maringá, 2010.

BIDONE, R. F. **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, em Minas do Leão/RS**. 2007. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) — Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-28052008-110000/pt-br.php>>. Acesso em: 02 mar. 2020.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J.; COTRIM, S.L.S. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de filtros percoladores**. In: 19º CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1997. Anais... Foz de Iguaçu, ABES, 1997.

BORELLI, R.; WEIS DE SOUZA PAULI, Nicolas; KIYOMI KURODA, Emília. **PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR COAGULAÇÃO – FLOCULAÇÃO – SEDIMENTAÇÃO/FLOTAÇÃO COM ADIÇÃO DE POLÍMEROS**. Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista, [S.l.], v. 10, n. 12, nov. 2014.

ISSN 1980-0827. Disponível em:
<https://www.amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/forum_ambiental/articloe/view/915>. Acesso em: 25 Mar. 2020.
doi:<http://dx.doi.org/10.17271/1980082710122014915>.

BORTOLOTTO, T.; BERTOLDO, J. B.; SILVEIRA, F. Z.; DEFAVERI, T. M.; SILVANO, J.; PICH, C. T. **Evaluation of the toxic and genotoxic potential of landfill leachates using bioassays**. Environmental toxicology and pharmacology, v.28, p.288-293, 2009.

BRITO, R. A. . **Ozonização catalítica do chorume proveniente do Aterro Sanitário de Cachoeira Paulista -SP na presença de ferro em sistema contínuo**. 2014. 219 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade de São Paulo, Lorena, 2014. Disponível em:
<https://teses.usp.br/teses/disponiveis/97/97137/tde-24032015-173324/publico/EQD14008_C.pdf>. Acesso em: 06 fev. 2020.

BRACHO, N.; LLOYD, B.; ALDANA, G. **Optimisation of hydraulic performance to maximize faecal coliform removal in maturation ponds**. Water Research. v.40, 2006. p. 1677-1685.

CAMARGO, C. C. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário: remoção de amônia por formação de estruvita**. 2012. 109 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Ambiente) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2012

CAMARGO, M. A.V.; MARA, D. D. **Nitrogen removal in maturation ponds: tracer experiments with 15N-labelled ammonia**. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 7, Bangkok, 2006. Proceedings... Bangkok: International Water Association, 2006.

CAMPOS, D. C.; **STRIPPING DE AMÔNIA DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM REATORES DE FLUXO PISTONADO**. 2009. 64 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2010.

CAPELO NETO, J., MOTA, S., SILVA, F. J. A. **Geração do Percolado em Aterro Sanitário no Semi-Árido Nordeste: uma abordagem quantitativa**. Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, v. 4, n. 3/4, 1999.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. **As Relações entre a Competitividade e as Tecnologias Limpas-A Importância das Parcerias entre Empresas e Centros de Pesquisa e Desenvolvimento: O Caso do Setor Têxtil** In: IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental-SILUBESA, 2000, Porto Seguro, Bahia. Anais do IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, RJ: Editora da ABES, 2000. v.1. p.01 - 09

CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Coord.) **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

CASTILHOS JUNIOR, A.B. et al. **Tratamento de Lixiviados de Aterro em Sistema de Lagoas**. In: GOMES, L.P. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 140-171.

CASTRO, M. C. A. A. **Avaliação de um sistema australiano de lagoas no tratamento conjunto de esgoto sanitário e líquidos percolados gerados em aterro sanitário**. 2001. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2001. Acesso em: 2020-02-14.

CATAPRETA, C.A.A. **comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, implantação e operação**. 2008. 316 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/ UFMG), Belo Horizonte, 2008.

CETESB. **Operação e Manutenção de Lagoas de Estabilização**. São Paulo, 1990.

CETESB. **Operação e Manutenção de Lagoas Anaeróbias e Facultativas: manual técnico**. São Paulo, 1986.p. 128.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; reatores anaeróbios**. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2016. v. 5

CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistemas de reatores anaeróbios e aeróbios operados em batelada sequencial**. 2008. 729 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Usp, São Carlos, 2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução n.º 430, de 13 de Maio de 2011** - Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. 2011.

COSTA, W. W. M. L. et al. **AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS PRESENTES NO LIXIVIADO PRODUZIDO NO ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE – PB**. In: CONGRESSO SUL AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E SUSTENTABILIDADE, 1., 2018, Gramado. **Anais [...]**. Gramado: 2018. p. 1 - 5.

COUTO, M. C. L ; BRAGA, F. S.; LANGE, L. C. **Tratamento de lixiviado por infiltração rápida como alternativa para cidades de pequeno porte**. Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro , v. 18, n. 3, p. 223-234, Sept. 2013 . Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522013000300223&lng=en&nrm=iso>. access on 25 Mar. 2020.

CUNHA, W. F. et al. **TRATAMENTO DO CHORUME PELO PROCESSO DE OSMOSE REVERSA NA ÁREA DO ATERRO SANITÁRIO DE RESÍDUOS URBANOS DOMICILIARES**. In: ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA QUÍMICA, 7., 2014, Vitória. **Anais [...]**. Vitória: 2014. p. 3 - 5. Disponível em: <http://www.abq.org.br/entequi/2014/trabalhos/51/51-4751-15965.html>. Acesso em: 05 fev. 2020.

CUNHA, E. R. **Avaliação do Processo de Bioestabilização de Resíduos Sólidos Urbanos em Lisímetro do Campo**. 2009. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009. Disponível em: https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/5010/1/arquivo2213_1.pdf. Acesso em: 03 fev. 2020.

CUSSIOL, N.A.M.; **Disposição final de resíduos potencialmente infectantes**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil, 2005.

DEL AGUILA, N. K. S. **Avaliação de Bactérias Fototróficas em lagoas de estabilização: diversidade, purificação e identificação**. 2007. 224 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Usp, São Carlos, 2007.

DIAS, A. L. S. **ANÁLISE DE DESEMPENHO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EMPREGADAS PARA TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS**. 2012. 169 f. Tese (Doutorado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos., Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/998M.PDF>. Acesso em: 05 fev. 2020.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2ª ed., v. 1, São Carlos: RiMa, 2005.

DIAMADOPOULOS, E. (1994). **Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate**. *Water Research*. V.28. p. 2439-2445

EFUNTOYE, M. O., BAKARE, A. A., SOWUNMI, A. A. **Virulence factors and antibiotic resistance in Staphylococcus aureus and Clostridium perfringens from landfill leachate**. *Afr. J. Microbiol. Res.*, v. 523, p.3994-3997, 2011.

GIMENES, E.(São Paulo). Cetesb. **Aterros sanitários, aterros controlados e lixões: entenda o destino do lixo no Paraná**. 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/biogas/2017/08/01/aterros-sanitarios-aterros-controlados-e-lixoes-entenda-o-destino-do-lixo-no-parana/>. Acesso em: 05 fev. 2020.

FALCO, P. B. **Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictemeral e sazonal**. 2005. 137 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Usp, São Carlos, 2005.

FARIA A.L. **Gestão de lixiviados**. Sector de Resíduos Sólidos da Eco serviços. Lisboa-Portugal. 1996.

FENN, D. G.; HANLEY, K. J.; DEGEARE, T. V. **Use of water balance method for predicting leachate generation at waste disposal sites**. Cincinnati: Environmental Protection Agency, 1975. p. 168.

FERNANDES, H. A **DINÂMICA DA BIOTA EM UM SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO PARA TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**. 2009. 183 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

FERNANDES, A. et al. **Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future**. Applied Catalysis B: Environmental, v. 176–177, p. 183–200, out. 2015.

FERREIRA, C.F.A. **Caracterização coletiva de lixiviado estabilizado de aterro sanitário e estudos de sua tratabilidade por sistemas biológico e físico**. Tese de doutorado (Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

FIGUEIREDO, I.C. **Avaliação do Desempenho do Processo CEPT (Chemically Enhanced Primary Treatment) no Tratamento Primário de Esgotos Domésticos**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ, 2009.

FIEIRA, C. **AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DAS LAGOAS DE TRATAMENTO DO ATERRO MUNICIPAL DE FRANCISCO BELTRÃO**. 2014. 45 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, 2014.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2003. 177 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/4258>>. Acesso em: 04 fev. 2020.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E. **Revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do Estado do Rio de Janeiro**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2003, Joinville. Anais. Joinville.: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2003.

FERREIRA, A. G. **Estudo dos lixiviados das frações do Aterro Sanitário de São Carlos - SP por meio da caracterização físico-química**. 2010. 133 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Usp, São Carlos, 2010. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-14072010-105334/publico/AdriGFerreira.pdf>. Acesso em: 28 mar. 2020.

GAIL M. T.; PASEK, M.R. **Heavy Metal Resistance of Biofilm and Planktonic Pseudomonas aeruginosa**. Appl. Environ. Microbiol. vol.69, pp.2313–2320, 2003.

GARCÍA, H.; RICO, J. L. E. GRACÍA, P. A. (1996). **Comparison of anaerobic treatment of leachates from an urban-solid-waste landfill at ambient temperature and at 35°C**. Bioresource Technology 58 273-277.

GERALDI, M. H. (Org.). **Wastewater Biology: The life Processes**. Alexandria: Copyright, 1994. 184p.

GOMIDE, R. **Operações Unitárias**. 1. ed. São Paulo: CBL, 1983

GONÇALVES, R.F. (Coord.). (1999) **Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas**. Rio de Janeiro: Ed. ABES, 64 p.

GOTARDO, J. T. **Perfil Longitudinal de uma Lagoa Facultativa de Tratamento Secundário de Esgoto Doméstico Aplicada nas Condições Ambientais do Sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

GOUVEIA, N. **Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social**. Ciênc. Saúde coletiva [online]. 2012, vol.17, n.6 pp.1503-1510. Available from: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232012000600014&lng=en&nrm=iso>. ISSN 1413-8123.

HABERT, A. C.; BORGES C.P.; NOBREGA, R., **Processos de Separação por Membranas**, Série Escola Piloto em Engenharia Química, COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro: E-papers Serviços Editoriais Ltda., 2006.

HARGREAVES, J. A. **Nitrogen biochemistry of aquaculture ponds**. Aquaculture, v. 166, n. 3/4. p. 181-212. Amsterdam. July, 1998.

HACONI, C. et al. **Effective treatment of stabilized municipal landfill leachates**. Chemical engineering journal, v.168, p.1085-1092. 2011.

HOSSAKA, A. L. **TRATAMENTO BIOLÓGICO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO, UTILIZANDO COMO PRÉTRATAMENTO A REMOÇÃO PARCIAL DE AMONÍACO POR STRIPPING**. 2008. 107 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Edificações e Saneamento, UEL, Londrina, 2008.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 3. ed. 1995.

MESQUITA JÚNIOR, J. M. (Org.). **Gestão integrada de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: Ibam, 2207. 40 p.

KAWAI, M. et al. **Seasonal variation in chemical properties and degradability by anaerobic digestion of landfill leachate at Benow in Surabaya, Indonesia.** Journal of Environmental Management. 110. 267-275. 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman>

KELLER, M.M.; CARDOSO, W. M. 11., 2014, Santa Maria. **DESTINAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: BREVE HISTÓRICO GLOBAL E REALIDADE BRASILEIRA¹.** Santa Maria: Fadisma, 2014. 13 p. Disponível em: <http://sites.fadisma.com.br/entrementes/anais/wpcontent/uploads/2015/05/destinacao-dos-residuos-solidos-urbanos_-breve-historico-global-e-realidade-brasileira.pdf>. Acesso em: 04 fev. 2020.

KELLNER, E.; PIRES E.C. **Influence of the thermal stratification in the hydraulic behavior of stabilization ponds.** In: CONFERÊNCIA LATINO AMERICANA EM LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1, Santiago de Cali, Colômbia, [s.n], p. 187-198, 2000.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação.** [S.l: s.n.], 1998

KJELDSEN, P. et al. **Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review critical reviews in environmental science and technology,** periódico?, v. 4, n. 32, p. 297-336, 2002.

KENNEDY, K.J; LENTZZ, E.M. (2000) **Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors.** Water Research, Volume. 34, Issue 14, 1 October 2000, Pages 3640-3656.

KURNIAWAN, T. A. et al. **Biological processes for treatment of landfill leachate.** Journal of Environmental Monitoring, v. 12, p. 2032-2047, 2010. Disponível em: <<http://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2010/em/c0em00076k#!divAbstract>>. Acesso em: 15 fev. 2020

KURNIAWAN, T.A. et al. **Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals.** Chemical Engineering Journal, n. 118, p. 83-98, 2006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S030438940500467X?via%3Dihub>>. Acesso em: 12 fev. 2020

LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. **Geração e Características do Lixiviado.** In: GOMES, L.P. Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 27-59.

LANGE, L. C. et al . **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton.** Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro , v. 11, n. 2, p. 175-183, June 2006 . Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522006000200011&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 25 Mar. 2020

LEGENDRE, P.; BALEUX, B.; TROUSSELLIER, M. (1984). **Dynamics of pollution-indicator and heterotrophic bacteria in sewage treatment lagoons**. Applied and environmental microbiology. V.48, n.3, p; 586-593. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC241571/pdf/aem00154-0134.pdf>> Acesso em: 15 mar.2020

LE MOS, T. S. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização: estudo de caso do aterro de Cianorte-pr**. 2015. 93 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Edificações e Saneamento, Uel, Londrina, 2015.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: tratamento e biorremediação**.3. ed. São Paulo: HEMUS, 1995.

LIMA, W. S. **Avaliação do desempenho de remoção de poluentes de lixiviados: um estudo de caso para o sistema de tratamento do aterro municipal de Betim-Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais. 2006.

LIN, C.Y.; CHANG, F.Y.; CHANG, C.H. **Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor**. Bioresource Technology. Vol.73. n.2. p. 175-178. Junho, 2000. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852499001662>>. Acesso em: 18 fev. 2020

LINS, M. C. M. **Avaliação microbiológica e fitotóxica do chorume da estação de tratamento do Aterro da Muribeca - PE**. 2005. 91 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biotecnologia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

MACHADO, R. S. **Avaliação da eficiência do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente por lagoas de estabilização**. 2009. 67 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

MAIA, I. S. **AVALIAÇÃO DE LAGOAS ANAERÓBIAS EM ESCALA REAL NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS: ESTUDO DE CASO**. 2015. 276 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

MAIA, I. S. et al. **Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, [s.l.], v. 20, n. 4, p.665-675, dez. 2015. FapUNIFESP (SciELO).

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. **Waste Stabilization Ponds – Design Manual for Mediterranean Europe**. Denmark Copenhagen: World Health Organization, 1992

MARA; D.D. et al. **Waste stabilization ponds: a design manual for eastern Africa**. England: Lagoon Technology International Ltda., 1992

MARTTINEN, S.K. et al. **Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates.** Chemosphere, v.46, n.6, p.851-858, 2002.

MARTINS, C. L. et al. **Desempenho de sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviados de aterro sanitário.** In: XXXI CONGRESO INTERAMERICANO DE ENGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 2008. Anais. Santiago, Chile: AIDIS, 2008.

MARTINS, C. L.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 4, p. 401-410, Dec. 2010. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522010000400013&lng=en&nrm=iso>. access on 21 June 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522010000400013>.

MAYO, A. **Effects of Temperature and pH on the Kinetic Growth of Unialga Chlorella vulgaris Cultures Containing Bacteria.** Water Environment Research, 69(1), 64-72. 1996. Disponível em:www.jstor.org/stable/25044843. Acesso em: 17 mar.2020

MEIRA, J. C. R. **Chorume do Aterro Sanitário de Goiânia: tratamento por floculação/coagulação/degradação fotoquímica e custos operacionais.** Florianópolis, 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção), UFSC

MENEZES, M.L. **DESTINO DO CHORUME DE ATERRO SANITÁRIO: ESTUDO DE CASO DO MUNICÍPIO DE UBERLÂNDIA.** 2017. 40 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/19983/3/DestinoChorumeAterro.pdf>. Acesso em: 05 fev. 2020.

MEDRI, W. **Modelagem e Otimização de Sistemas de Lagoas de Estabilização para o Tratamento de Dejetos de Suínos.** Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

METCALF; EDDY. **Waste Engineering**, NY, McGraw Hill, th. ed. 1334 p., 2003.

METCALF; EDDY, Inc. (1991). **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse.** 3ed. Mc Graw-Hill.

MORAIS, J. L. (2005). **Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, Isolados e Integrados com Processos Biológicos Tradicionais, para Tratamento de Chorume de Aterro Sanitário.** Tese de Doutorado. UFPR, Curitiba.

MORAVIA, W. G. **ESTUDOS DE CARACTERIZAÇÃO, TRATABILIDADE E CONDICIONAMENTO DE LIXIVIADOS VISANDO TRATAMENTO POR LAGOAS.** 2007. 161 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento, Meio

Ambiente e Recursos Hídricos., UFMG, Belo Horizonte, 2007. Disponível em: https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/ENGD-7AJN5A/1/wagner_guadagnin_moravia.pdf. Acesso em: 02 fev. 2020.

MONTEIRO, V. E. D. **ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS NO ESTUDO DO COMPORTAMENTO DO ATERRO DA MURIBECA**. 2003. 232 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/5391/1/arquivo6674_1.pdf>. Acesso em: 05 fev. 2020.

MOREIRA, Y.C. **COMPOSIÇÃO E DINÂMICA DE MICRO-ORGANISMOS EM SISTEMA BIOLÓGICO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DO TIPO LODO ATIVADO SUBMETIDO À REDUÇÃO GRADUAL DA IDADE DO LODO**. 2018. 59 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2018.

NAKAMURA, C. Y. **Study of leachate treatment in stabilization ponds and groundwater in areas surrounding landfills** in Minas Gerais. 2012. 146 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia; Saneamento ambiental) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

OKABE S. et al. **Spatial distributions of nitrifiers and heterotrophs in mixed-population biofilms**. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 50, p.24-35. 1996. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0043135495003215>> Acesso em: 20 mar. 2020.

OLIVEIRA, A. C. D. G. **BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS E AUTOTRÓFICAS ENVOLVIDAS NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM REATOR DE LEITO MÓVEL**. 2012. 129 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Edificações e Saneamento, Uel, Londrina, 2012.

ORLANDO, L. M. **AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO DA CENTRAL DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS DA ZONA DA MATA – JUIZ DE FORA/MG**. 2014. 69 f. TCC - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2014.

PACHECO, J. R; PERALTA-ZAMORA, P. G. **Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume)**. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro , v. 9, n. 4, p. 306-311, Dec. 2004 . Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522004000400007&lng=en&nrm=iso>. access on 17 Feb. 2020.

PADILLA, R. S. **APLICAÇÃO DE UM MODELO COMPUTACIONAL TRIDIMENSIONAL PARA ESTIMATIVA DE BALANÇO HÍDRICO EM ATERROS SANITÁRIOS**. 2007. 107 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento, Meio

Ambiente e Recursos Hídricos., UFMG, Belo Horizonte, 2007. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/289M.PDF>. Acesso em: 03 fev. 2020.

PAIXÃO FILHO, J. L. **Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro**. 2017. 246 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2017.

PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E.J. **Ammonia nitrogen removal in facultative waste stabilization ponds**. Journal WPCF v 54, n. 4, p. 344-351, 1982

PATRICK, C. C. L.; PAUL, K.S.L.; AVCI, C. B. **Major pathways for nitroge removal in wastewater stabilizatio ponds**. Water, air, and Soil Poluttion, v.94, p. 125-136, 1997

PEDRELLI, T. D. **AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO PARA O TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE BALNEÁRIO CAMBORIÚ/SC**. 1997. 151 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

PELÁGIO. et al. **DETERMINAÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL E CIANETO EM CHORUME DO ATERRO SANITÁRIO DE APARECIDA DE GOIÂNIA, GOIÁS**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA, 48., 2008, Rio de Janeiro. **Anais [...]** . Rio de Janeiro: Abq, 2008.

PELCZAR, M.J.; CAHN, E.C.S.; NOEL, R.K. **Microbiologia: conceitos e aplicações**, 2ª ed. São Paulo, Makron Books, 1996.

PELINSON, N. S. **Estudo da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário submetido à eletro-oxidação como pré-tratamento a um sistema de lodos ativados operados em batelada**. 2013. 134 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Usp, São Carlos, 2013.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T.; **Qualidade das águas e poluição: Aspectos Físico-Químicos**, 1ª ed., ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, São Paulo, 2006, cap. 6 e 7.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Treatment**. Pennsylvania, 1994. 339p.

QUINTAES, B. R. et al. **Uso de Ferramentas Moleculares para Estudos de Comunidades Microbianas em Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos**. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, Rio de Janeiro, v. 20, n. 3, p.391-411, mar. 2014.

RECH, L. R. **AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE LODOS ATIVADOS UTILIZADO EM UM ATERRO SANITÁRIO PARA TRATAMENTO DE LIXIVIADO**. 2013. 98 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013. Disponível em: [https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/125160/TCC_A5_CORRIGID O.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/125160/TCC_A5_CORRIGID_O.pdf?sequence=1&isAllowed=y). Acesso em: 13 fev. 2020.

REED, S. C. **Nitrogen removal in stabilization ponds.** *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 57, n. 1. p. 3945. Alexandria. February, 1985.

REICHERT, G. A. **Aterro sanitário, projeto, implantação e operação.** Porto Alegre: ABES, 2000.

RENOU, S. et al. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/5849948_Landfill_Leachate_Treatment_Review_and_Opportunity

RITTMANN, B.E.; McCARTY, P.L. *Environmental biotechnology: principles and applications.* New York: McGraw-Hill, 2001.

ROCCA, A. C. C. et al. **Resíduos sólidos industriais.** 2ed. rev. e aum. São Paulo: Cetesb, 1993. p. 135-166, 183-184.

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.

RODRIGUES, L. M. A. **Tratamento de Lixiviado Têxtil Utilizando Lagoas de Estabilização.** 2009. 84 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Processos,, Univille, Joinville, 2009.

RODRIGUES, M. C. **TRATAMENTO ELETROLÍTICO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.** 2007. 109 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/90546/241349.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 04 fev. 2020.

RUGGERI JÚNIOR, H. C. **Pós tratamento de efluente de lagoa facultativa visando à remoção do nitrogênio amoniacal.** 2011. 363 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Usp, São Paulo, 2011. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-19072011-103911/publico/Tese_Humberto_Ruggeri_Junior.pdf. Acesso em: 21 mar. 2020.

SANTOS, A. S. P. **Aspectos Técnicos e Econômicos do Tratamento Combinado de lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização.** Tese de Doutorado. Programa de Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

SANTOS, A. L. **Diversidade molecular microbiana de lixiviados de aterros.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências (Microbiologia), Instituto de Microbiologia Prof. Paulo de Góes da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010, 98p.

SÃO PAULO. SABESP. **Projeto de lagoas de estabilização e seu tratamento complementar para esgoto sanitário**. São Paulo, 2006.p. 30.

SÃO PAULO. CETESB. **Aterros sanitários, aterros controlados e lixões: entenda o destino do lixo no Paraná**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/biogas/2017/08/01/aterros-sanitarios-aterros-controlados-e-lixoes-entenda-o-destino-do-lixo-no-parana/>. Acesso em: 03 fev. 2020.

SCHIMIDT, I. et al. **New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater**. FEMSMicrobiologyReviews. V.27., p. 481-492, 2003. Disponível em:< <https://academic.oup.com/femsre/article/27/4/481/593235>>. Acesso em: 21 mar.2020

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto tratado**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro-RJ. 2002.

SILVA, F. J. A. **Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no nordeste do brasil**. 1994. 125 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/bitstream/riufcg/2981/1/FERNANDO%20JOS%c3%89%20ARA%c3%9aJO%20DA%20SILVA%20-%20DISSERTA%c3%87%c3%83O%20PPGECA%201994.pdf>. Acesso em: 21 mar. 2020.

SILVA, J. D. **TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM SÉRIE – ESTUDO EM ESCALA PILOTO**. 2007. 199 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/90618/251095.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 02 fev. 2020.

SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F.; LEONE, G. **Possibilidades do Tratamento Físico-Químico para Redução de Carga Orgânica e Precipitação de Metais Pesados do Chorume Produzidos em Aterros Sanitários**. In: IX SILUBESA – SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Seguro, Brasil, abril de 2000.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1979.

SILVA, C. E.; BEAL, L. In: FÓRUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 9., 2018, Porto Alegre. **Anais [...]** . Porto Alegre: 2018. p. 1 - 13. Disponível em: <http://www.institutoventuri.org.br/ojs/index.php/firs/issue/view/11>. Acesso em: 16 fev. 2020.

SOARES, J. **Nitrogen removal in waste stabilisation ponds in northeast Brazil**. 301 p. Ph.D. Thesis. Department of Civil Engineering. University of Leeds, UK. 1996

SOARES, S. R.; LUPATINI, G.; CASTILHOS, A. B. de. (2002). **Sistema de apoio à decisão (SAD) em seleção de áreas de aterros sanitários para pequenas comunidades**. In: Castilhos, A. B. de, Lange, L. C., Gomes, L. P., & Pessin, N. (2002). Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades: coletânea de trabalhos técnicos. Rio de Janeiro: RiMa, p. 3-12.

SOUSA, A. A. P. **Remoção de Matéria Orgânica, Sólidos Suspensos e Indicadores Bacteriológicos em Lagoas de Estabilização em Escala Real** Dissertação. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994.

SOUTO, G.B.; POVINELLI, J. **Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil**. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, de 2 a 7 de setembro de 2007, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007.

THÖRNEBY, L. et al. The performance of a natural treatment system for landfill leachate with special emphasis on the fate of organic pollutants. *Waste Management & Research*, v. 24, n. 2, p. 183-194, 2006.

TRUPPEL, A. **Redução de Odores de uma Lagoa de Estabilização de Esgoto Sanitário e Avaliação de Qualidade de seu Efluente**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

VAN ELK, A. G. H. P.; SEGALA, K. **Redução de emissões na disposição final. Mecanismo de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos**. v 3. 40 p. Rio de Janeiro: IBAM, 2007.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente. Campina Grande, Paraíba: Universidade Federal da Paraíba; Holanda: Universidade Agrícola de Wageningen, 1994.

UMAR, M., AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. F. **Assessing the chlorine disinfection of landfill leachate and optimization by response surface methodology (RSM)**. *Desalination*, v.274, p.278283, 2011.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte, UFMG. v.2. 1996.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte, UFMG. 416 p. 1997.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2a Ed. Belo Horizonte: UFMG, 196 p., 2002.

XIE, B. et al. **Performance and bacterial compositions of aged refuse reactors treating mature landfill leachate**. *Bioresource Technology*, v. 103, p.71–77, 2012.

ZANOTELLI, C. T. **Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos de suínos.** 2002. 170 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

ZANTA, V. M; FERREIRA, C. F. A. (Org.). **Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para pequenas comunidades:** Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos. Florianópolis: Abes, 2003. 280 p. Disponível em: <<https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/ProsabArmando.pdf>>. Acesso em: 04 fev. 2020.

APÊNDICE

APÊNDICE A – DADOS ESTATÍSTICOS DE CHUMBO TOTAL (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELA1	ELA2	ELP
N	27	20	21	20	24
Min	0,01	0,01	0	0,01	0
Max	1,43	0,66	0,4	0,57	0,4
Sum	8,75	3,42	2,36	3,23	2,58
Mean	0,324074	0,171	0,112381	0,1615	0,1075
Std. error	0,066479	0,036324	0,024426	0,032528	0,022492
Variance	0,119325	0,026388	0,012529	0,021161	0,012141
Stand. dev	0,345435	0,162445	0,111933	0,145468	0,110188
Median	0,17	0,17	0,1	0,135	0,075
25 prcntil	0,13	0,0525	0,01	0,0625	0,01
75 prcntil	0,41	0,215	0,17	0,17	0,17
Skewness	1,772083	1,678941	1,262906	1,651559	1,274023
Kurtosis	2,949931	3,396907	1,458123	2,594715	1,35735
Geom. mean	0,169649	0,096385	0	0,105897	0
Coeff. var	106,5913	94,99715	99,6016	90,07275	102,5001

APÊNDICE B - DADOS ESTATÍSTICOS DE CIANETO TOTAL (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELA1	ELA2	ELP
N	6	4	4	5	6
Min	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Max	0,47	0,2	0,22	0,11	0,06
Sum	0,91	0,37	0,33	0,18	0,11
Mean	0,151667	0,0925	0,0825	0,036	0,018333
Std. error	0,069686	0,044418	0,049561	0,019391	0,008333
Variance	0,029137	0,007892	0,009825	0,00188	0,000417
Stand. dev	0,170695	0,088835	0,099121	0,043359	0,020412
Median	0,115	0,08	0,05	0,01	0,01
25 prcntil	0,01	0,015	0,01	0,01	0,01
75 prcntil	0,26	0,1825	0,1875	0,075	0,0225
Skewness	1,599962	0,465369	1,258131	1,802125	2,44949
Kurtosis	2,886661	-2,95015	0,75129	3,090199	6
Geom. mean	0,070022	0,052847	0,037512	0,021315	0,01348
Coeff. var	112,5459	96,0379	120,1468	120,4416	111,3404

APÊNDICE C - DADOS ESTATÍSTICOS DE CLORETO TOTAL (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELA1	ELA2	ELP
N	27	20	21	20	24
Min	539	787	20	390	89
Max	4667,1	3550	5325	3405,49	2982
Sum	55355,95	33280,36	33700,69	28723,85	33883,51
Mean	2050,22	1664,018	1604,795	1436,192	1411,813
Std. error	168,139	146,0025	217,3781	169,816	137,8219
Variance	763309,2	426334,6	992318,3	576749,4	455876,8
Stand. dev	873,6757	652,943	996,1518	759,4402	675,1865
Median	2032	1754,78	1611,8	1242,5	1269,465
25 prcntil	1523	1131	1131,5	916,75	936
75 prcntil	2573,75	2013,5	1882,875	1773,65	1749,063
Skewness	0,922709	1,062372	2,57396	1,461032	0,734442
Kurtosis	1,898539	2,306575	10,15908	2,245264	0,805017
Geom. mean	1869,277	1550,381	1241,225	1274,325	1211,842
Coeff. var	42,61374	39,23894	62,07347	52,87872	47,82408

APÊNDICE D - DADOS ESTATÍSTICOS DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELA1	ELA2	ELP
N	27	20	21	20	24
Min	0	0	0	40	2,6
Max	1400000	3000000	1100000	8000000	240000
Sum	4372301	3897230	1.238.860	8.852.150	503242,6
Mean	161937,1	194861,5	58993,33	442607,5	20968,44
Std. error	69059,25	149962,1	52197,41	398350,1	11487,91
Variance	1,29E+11	4,50E+11	5,72E+10	3,17E+12	3,17E+09
Stand. dev	358842,4	670650,8	239198,6	1781476	56279,02
Median	30000	4300	1600	2000	1500
25 prcntil	1400	2000	220	335	247,5
75 prcntil	130000	26750	3750	20000	4750
Skewness	3,012059	4,2637	4,541497	4,450343	3,335277
Kurtosis	8,455042	18,58207	20,72597	19,86113	11,10005
Geom. mean	0	0	0	3610,344	1362,635
Coeff. var	221,5937	344,168	405,4672	402,4956	268,3987

APÊNDICE E - DADOS ESTATÍSTICOS DE COLIFORMES TOTAIS (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	ELP
N	28	20	21	20	24
Min	5	330	0	130	9
Max	9000000	5000000	3000000	9000000	3000000
Sum	2,0E+07	1,0E+07	3,3E+06	1,2E+07	5,6E+06
Mean	7,0E+05	5,1E+05	1,6E+05	5,9E+05	2,3E+05
Std. error	357420,3	289227,5	142360,9	451367,2	141559,5
Variance	3,58E+12	1,67E+12	4,26E+11	4,07E+12	4,81E+11
Stand. dev	1891291	1293465	652379,8	2018575	693497,3
Median	90000,00	13500,00	2400,00	5400,00	2200,00
25 prcnil	9200	4125	220	925	490
75 prcnil	455000	87500	9700	29250	12800
Skewness	3,815981	2,86446	4,559036	4,210684	3,379457
Kurtosis	15,05304	8,055329	20,8449	18,22	11,77375
Geom. mean	61595,4	21587,72	0	8646,99	3046,271
Coeff. var	270,3482	255,2992	414,6896	341,0389	296,7672

APÊNDICE F - DADOS ESTATÍSTICOS DE DBO (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELA1	ELA	ELP
N	30,0	20,0	21,0	20,0	24,0
Min	221,0	113,1	61,0	55,0	61,0
Max	9500,0	4822,7	5147,1	3735,3	3888,9
Sum	52805,8	16564,4	12962,6	12748,6	14262,8
Mean	1760,2	828,2	617,3	637,4	594,3
Std. error	440,4	231,0	237,7	175,5	176,8
Variance	5817994,0	1067590,0	1186263,0	616247,6	750595,6
Stand. dev	2412,1	1033,2	1089,2	785,0	866,4
Median	823,6	618,0	218,0	516,5	373,3
25 prcnil	474,3	293,0	147,6	159,0	160,2
75 prcnil	1793,4	779,5	762,0	736,0	586,5
Skewness	2,5	3,4	3,9	3,5	3,2
Kurtosis	5,6	12,8	16,7	14,1	10,2
Geom. mean	1007,0	549,9	307,8	402,3	348,7
Coeff. var	137,0	124,8	176,4	123,2	145,8

APÊNDICE G - DADOS ESTATÍSTICOS DE DQO (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	EFP
N	30	20	21	20	24
Min	792	795,4	184	230	441
Max	10650	5971	5428	4342	8813
Sum	107087,7	36841,34	27917,46	30117,1	38082,93
Mean	3569,589	1842,067	1329,403	1505,9	1586,8
Std. error	572,022	303,631	263,4784	197,6534	363,1686
Variance	9816275	1843835	1457838	781337,2	3165394
Stand. dev	3133,093	1357,879	1207,41	883,9328	1779,155
Median	2379,88	1407,545	890	1551,25	1132,5
25 prcnil	1437,75	955,3375	522,34	865,03	756,795
75 prcnil	4143	2148	1808,585	1871,25	1618
Skewness	1,300671	2,201901	2,20917	1,549796	3,402739
Kurtosis	0,105384	4,795499	6,065376	4,85912	12,6175
Geom. mean	2605,127	1540,487	959,7915	1259,348	1181,093
Coeff. var	87,77184	73,71496	90,82345	58,69973	112,123

APÊNDICE H - DADOS ESTATÍSTICOS DE FERRO TOTAL (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	ELP
N	27	20	21	20	24
Min	0,1	0,09	0,1	0,1	0,1
Max	33,28	14,78	16,17	16,17	13,4
Sum	178,64	102,11	103,06	77,16	101,042
Mean	6,616296	5,1055	4,907619	3,858	4,210083
Std. error	1,396396	1,065308	1,183054	1,058148	0,878264
Variance	52,64792	22,69761	29,39194	22,39356	18,51233
Stand. dev	7,255889	4,7642	5,421433	4,732184	4,302596
Median	4,57	4,55	3,62	1,34	3,55
25 prcnil	1,68	0,5425	0,19	0,2025	0,344
75 prcnil	10,54	9,2425	9,94	6,105	7,8975
Skewness	2,100657	0,70119	0,77867	1,331738	0,735496
Kurtosis	6,041732	-0,53181	-0,67264	1,021726	-0,67386
Geom. mean	2,838771	2,174648	1,405216	1,2428	1,590066
Coeff. var	109,6669	93,31506	110,4697	122,659	102,1974

APÊNDICE J - DADOS ESTATÍSTICOS DE FÓSFORO TOTAL (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	ELP
N	28	20	21	20	24
Min	0,05	0,09	0,05	0,02	0,02
Max	14,3	14,78	8,9	6,45	7,2
Sum	138,63	102,11	55,41	51,5	57,18
Mean	4,95	5,1055	2,638571	2,575	2,3825
Std. error	0,631723	1,065308	0,624347	0,429665	0,466626
Variance	11,17406	22,69761	8,185983	3,692247	5,225759
Stand. dev	3,342763	4,7642	2,861116	1,921522	2,285992
Median	4,6	4,55	1,55	1,96	1,92
25 prcntil	2,3225	0,5425	0,255	1,215	0,23
75 prcntil	6,86	9,2425	3,83	4,11	3,575
Skewness	0,791574	0,70119	1,160082	0,761625	0,921352
Kurtosis	0,757587	-0,53181	0,337868	-0,37866	-0,14312
Geom. mean	3,435502	2,174648	1,012955	1,588999	1,021209
Coeff. var	67,51594	93,31506	108,4343	74,62222	95,94929

APÊNDICE K - DADOS ESTATÍSTICOS DE NITROGÊNIO AMONIACAL (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	ELP
N	16	14	14	14	16
Min	643	487,45	80,2	179	195
Max	1583,4	1150	1200	982	993,99
Sum	16483,02	11682,5	9098,03	7814,29	9594,28
Mean	1030,2	834,5	649,9	558,2	599,6
Std. error	76,45585	52,88566	78,91798	69,53801	52,50825
Variance	93527,95	39156,51	87192,67	67697,49	44113,86
Stand. dev	305,8234	197,88	295,2841	260,1874	210,033
Median	1014,305	847,35	640,9	586,75	575,5
25 prcntil	730,645	672	417,5125	341,25	467,9525
75 prcntil	1280,125	967,45	906,875	776,95	741,025
Skewness	0,383334	-0,01151	-0,04462	-0,05759	0,043284
Kurtosis	-1,00087	-0,88722	-0,09717	-1,01555	-0,06565
Geom. mean	988,2114	811,6813	559,4314	489,862	559,6737
Coeff. var	29,68615	23,71342	45,43815	46,61491	35,02637

APÊNDICE L - DADOS ESTATÍSTICOS DE NITROGÊNIO TOTAL (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	ELP
N	29	20	21	20	24
Min	1,4	492,1	45,4	0,1	81,98
Max	2413,2	1252	1301	1167,8	1130
Sum	33935,2	16396,8	12246,29	11707,93	13276,85
Mean	1170,179	819,84	583,1567	585,3965	553,2021
Std. error	91,80869	43,50105	71,57348	74,06236	55,29025
Variance	244436,2	37846,83	107578	109704,7	73368,28
Stand. dev	494,4049	194,5426	327,9909	331,217	270,8658
Median	1099	791,5	666,93	529,7	603,5
25 prcnil	809,52	692,82	306,3	290,8775	320,5
75 prcnil	1351	951,45	770,06	875,85	694,5
Skewness	0,5936409	0,5536248	- 0,0891737	0,03947746	0,042205
Kurtosis	1,439591	0,2810842	- 0,1163638	-1,148589	-0,29351
Geom. mean	907,0024	798,3406	440,6876	347,2777	467,2828
Coeff. var	42,25035	23,72934	56,24405	56,57994	48,96326

APÊNDICE M - DADOS ESTATÍSTICOS DE NITROGÊNIO TOTAL (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	ELP
N	29	20	21	20	24
Min	1,4	492,1	45,4	0,1	81,98
Max	2413,2	1252	1301	1167,8	1130
Sum	33935,2	16396,8	12246,29	11707,93	13276,85
Mean	1170,179	819,84	583,1567	585,3965	553,2021
Std. error	91,80869	43,50105	71,57348	74,06236	55,29025
Variance	244436,2	37846,83	107578	109704,7	73368,28
Stand. dev	494,4049	194,5426	327,9909	331,217	270,8658
Median	1099	791,5	666,93	529,7	603,5
25 prcnil	809,52	692,82	306,3	290,8775	320,5
75 prcnil	1351	951,45	770,06	875,85	694,5
Skewness	0,5936409	0,5536248	- 0,0891737	0,03947746	0,042205
Kurtosis	1,439591	0,2810842	- 0,1163638	-1,148589	-0,29351
Geom. mean	907,0024	798,3406	440,6876	347,2777	467,2828
Coeff. var	42,25035	23,72934	56,24405	56,57994	48,96326

APÊNDICE N - DADOS ESTATÍSTICOS DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	ELP
N	27	20	21	20	24
Min	0	0	0,1	0,1	0,1
Max	4,39	9,1	8,2	5,1	9,5
Sum	25,26	31,79	43,12	35,7	68,1
Mean	0,935556	1,5895	2,053333	1,785	2,8375
Std. error	0,244523	0,47435	0,467659	0,370688	0,670114
Variance	1,614364	4,500152	4,592793	2,748184	10,77726
Stand. dev	1,270576	2,121356	2,14308	1,657765	3,282874
Median	0,1	1,01	1,4	1,13	1,475
25 prcnil	0,1	0,1175	0,31	0,1	0,15
75 prcnil	1,4	1,805	3,51	3,38	4,3375
Skewness	1,480223	2,62406	1,445533	0,542517	1,144859
Kurtosis	1,155406	8,1798	1,974322	-1,12472	-0,06512
Geom. mean	0	0	1,003877	0,825265	1,057609
Coeff. var	135,8098	133,4606	104,3708	92,87198	115,696

APÊNDICE O - DADOS ESTATÍSTICOS DE pH (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	ELP
N	29	20	21	20	24
Min	6,91	7,07	6,26	6,61	6,85
Max	8,57	8,68	8,18	8,4	8,63
Sum	221,47	157,39	157,85	154,81	193,14
Mean	7,636897	7,8695	7,516667	7,7405	8,0475
Std. error	0,070419	0,077932	0,138834	0,109735	0,071966
Variance	0,143808	0,121468	0,404773	0,240837	0,124298
Stand. dev	0,37922	0,348523	0,636218	0,490751	0,352559
Median	7,65	7,97	7,66	7,87	8,115
25 prcnil	7,36	7,63	7,03	7,4975	7,8725
75 prcnil	7,885	8,0575	8,045	8,115	8,225
Skewness	0,402879	-0,23381	-0,81566	-1,2478	-1,71462
Kurtosis	0,396541	1,238371	-0,6389	0,987451	5,084376
Geom. mean	7,627891	7,862101	7,489787	7,724926	8,039711
Coeff. var	4,965631	4,42878	8,464097	6,340043	4,380975

APÊNDICE P - DADOS ESTATÍSTICOS DE SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	ELP
N	27	20	21	20	24
Min	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Max	18	0,8	9,2	5	150
Sum	35	3,7	12,8	8,35	168,7
Mean	1,296296	0,185	0,609524	0,4175	7,029167
Std. error	0,6756548	0,041849	0,431382	0,245466	6,225847
Variance	12,32575	0,035026	3,907905	1,205072	930,2682
Stand. dev	3,510805	0,187153	1,976842	1,097758	30,5003
Median	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
25 prcntil	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
75 prcntil	0,8	0,2	0,2	0,2	0,3
Skewness	4,47978	2,649663	4,5196	4,241493	4,874408
Kurtosis	21,4917	6,684029	20,58212	18,40995	23,82967
Geom. mean	0,2878604	0,142257	0,167866	0,161178	0,288371
Coeff. var	270,8336	101,1639	324,3257	262,936	433,9106

APÊNDICE Q - DADOS ESTATÍSTICOS DE SÓLIDO DISSOLVIDOS TOTAIS (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	ELP
N	27	20	21	20	24
Min	972	3558	1066	2,94	2600
Max	13122	8352	7492	6530	9094
Sum	183456	107735	96741	87717,94	114067
Mean	6794,667	5386,75	4606,714	4385,897	4752,792
Std. error	592,6437	317,9868	334,3079	352,7532	308,339
Variance	9483118	2022312	2346997	2488697	2281750
Stand. dev	3079,467	1422,08	1531,991	1577,56	1510,546
Median	6768	5164,5	4708	4923	4465
25 prcntil	4938	4011,5	3795,5	3647,5	3686,5
75 prcntil	7873	6573	5727	5488,25	5629
Skewness	0,383651	0,400378	-0,29421	-1,36547	1,057392
Kurtosis	0,027298	-0,90492	0,288669	1,947593	1,575524
Geom. mean	5955,571	5212,066	4288,846	3064,239	4543,197
Coeff. var	45,32183	26,3996	33,25562	35,96893	31,78229

APÊNDICE R - DADOS ESTATÍSTICOS DE SÓLIDOS TOTAIS (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	ELP
N	28	20	21	20	24
Min	3832	3902	1810	1679	2918
Max	15338	8952	7922	6950	10054
Sum	216030	114982	102838	94476	117974
Mean	7715,357	5749,1	4897,048	4723,8	4915,583
Std. error	593,7851	334,2847	348,5882	286,0552	339,6691
Variance	9872260	2234925	2551789	1636552	2769003
Stand. dev	3142,015	1494,967	1597,432	1279,278	1664,032
Median	7028	5510,5	4791	5065	4539
25 prcnil	5256,25	4389,25	3842	3822	3750,75
75 prcnil	8713	6940	5887	5716,75	5784
Skewness	1,092	0,479136	0,068336	-0,50185	1,405936
Kurtosis	0,231745	-0,85446	-0,27948	0,269333	2,646454
Geom. mean	7185,492	5570,7	4618,966	4522,306	4684,594
Coeff. var	40,72417	26,00349	32,62031	27,08154	33,85218

APÊNDICE S - DADOS ESTATÍSTICOS DE SULFETO (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	ELP
N	27	20	21	20	24
Min	0,01	0,001	0,001	0,004	0,004
Max	13,81	2,73	1,77	1,67	6930
Sum	44,53	10,309	5,647	8,632	6937,639
Mean	1,649259	0,51545	0,2689048	0,4316	289,0683
Std. error	0,5414194	0,134113	0,0909714	0,1135246	288,7362
Variance	7,914644	0,3597257	0,1737918	0,2577568	2000846
Stand. dev	2,813298	0,5997714	0,4168834	0,5076975	1414,513
Median	0,97	0,479	0,1	0,1855	0,166
25 prcnil	0,3	0,1175	0,01	0,01	0,01775
75 prcnil	1,54	0,665	0,439	0,8225	0,39
Skewness	3,691837	2,800261	2,619278	1,142655	4,898978
Kurtosis	14,53446	10,08287	8,196125	0,3136175	23,99999
Geom. mean	0,6801683	0,2151088	0,0490242	0,1156856	0,1412706
Coeff. var	170,5795	116,3588	155,0301	117,6315	489,3351

APÊNDICE T - DADOS ESTATÍSTICOS DE ZINCO TOTAL (mgL⁻¹)

	EB	ELAN	ELF	ELA	ELP
N	6	4	4	5	6
Min	0,19	0,2	0,12	0,09	0,11
Max	0,81	0,34	0,3	0,32	0,47
Sum	2,93	1,09	0,83	0,98	1,37
Mean	0,488333	0,2725	0,2075	0,196	0,228333
Std. error	0,085534	0,034004	0,037277	0,039064	0,054186
Variance	0,043897	0,004625	0,005558	0,00763	0,017617
Stand. dev	0,209515	0,068007	0,074554	0,08735	0,132728
Median	0,49	0,275	0,205	0,17	0,175
25 prntil	0,3175	0,2075	0,1375	0,125	0,14
75 prntil	0,645	0,335	0,28	0,28	0,335
Skewness	0,1849	-0,09141	0,190035	0,460479	1,52673
Kurtosis	0,654222	-4,658	0,735905	-0,08662	2,041617
Geom. mean	0,44576	0,265979	0,196956	0,179819	0,202434
Coeff. var	42,90416	24,95683	35,92975	44,56626	58,12896