



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS
HÍDRICOS E SANEAMENTO



HELOIZE MARIA DO NASCIMENTO SANTOS

**SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO E LAGOA AERADA PARA
REDUÇÃO DA CARGA ORGÂNICA E NITROGÊNIO DE PERCOLADO DE
ATERRO SANITÁRIO**

MACEIÓ 2022

HELOIZE MARIA DO NASCIMENTO SANTOS

**SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO E LAGOA AERADA PARA
REDUÇÃO DA CARGA ORGÂNICA E NITROGÊNIO DE PERCOLADO DE
ATERRO SANITÁRIO**

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Nélia Henriques Callado.

MACEIÓ 2022

Catálogo na Fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico

Bibliotecário: Marcelino de Carvalho Freitas Neto – CRB-4 – 1767

S237s Santos, Heloize Maria do Nascimento.

Sistema de lagoas de estabilização e lagoa aerada para redução da carga orgânica e nitrogênio de percolado de aterro sanitário / Heloize Maria do Nascimento Santos. – 2022.

136 f. : il. color.

Orientadora: Nélia Henriques Callado.

Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Maceió, 2022.

Bibliografia: f. 113-121.

Apêndices: f. 123-136.

1. Líquido percolado. 2. Lagoas de estabilização. 3. Lagoas aeradas. 4. Matéria orgânica. 5. Nitrogênio. 6. Nitrificação. 7. *Air stripping*. I. Título.

CDU: 628.312.1

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer a Deus por ter me dado forças e me guiado até os dias de hoje.

A minha mãe, mesmo não estando mais presente entre nós, que sempre me ensinou a ser persistente, ter coragem e responsabilidades. Por sempre acreditar nas minhas escolhas e por sempre apoiar as minhas decisões. Mãe, essa nova conquista é nossa.

Ao meu pai, por ter sido o meu protetor, ouvinte, conselheiro e mãe/pai. Por ter segurado a minha mão no momento mais difícil da vida e me erguido para que continuasse a minha caminhada. Pai, essa nova conquista é nossa.

Aos meus irmãos, Agrielle e Homero, por sempre acreditarem nos meus sonhos e vibrarem com as minhas vitórias.

A minha tia Leda, por ter sido minha segunda mãe no momento que mais precisei na vida. Por ter me ensinado a ser honesta, mais persistente e destemida.

Ao Vitor, meu noivo, por toda a compreensão, pelo apoio, pelo incentivo e dedicação. Por todas as vezes que ele foi até a UFAL me fazer companhia no laboratório e me ajudar. Por ser meu ombro amigo quando mais precisei, por estar comigo em todos os momentos, por sempre me fazer acreditar no meu potencial.

A minha orientadora Nélia, por toda a dedicação, disponibilidade, ensinamento, estresses, apoio e responsabilidade. Por sempre se mostrar disponível e acessível durante esse período. Pela confiança depositada em mim e por acreditar no meu potencial. A senhora é uma ótima professora, orientadora e profissional, exemplo de que deveria ser seguido no mundo acadêmico.

Aos meus amigos, em especial a Ana Letícia, Heloísa, Thayse, Marcone, Nycolas e Sarah, por todas as chamadas de vídeo para estudar, por todas as atividades em grupo, por todos os trabalhos, por todos os desabafos e todo apoio. Vocês foram essenciais para que eu pudesse chegar até aqui.

Ao meu amigo Fernando, por todo apoio e ajuda nas coletas, por todos os dias que passamos no laboratório fazendo análise, por todos os finais de semana escrevendo o

projeto. Fê, você foi muito importante pra que eu conseguisse realizar todos os objetivos dessa pesquisa, obrigada por todo apoio e ajuda.

Ao meu grupo de pesquisa da CTR por todo o comprometimento, pelo apoio, ajuda e persistência. Meninas, sem vocês nada teria dado certo. Em especial, ao Kevin, que me ajudou com as análises e coletas durante o tempo do projeto.

A V2 Ambiental, empresa responsável pela Central de Tratamento de Resíduos Sólidos, pelo financiamento da pesquisa e bolsa de estudo. Em especial, aos colaboradores da ETE, por toda ajuda durante as coletas.

A LFV Projetos e Consultoria Ambiental – MAIS AMBIENTAL, pela oportunidade de obter experiência no mercado de trabalho, pelas licenças para que eu pudesse realizar as coletas, pelos ensinamentos e por acreditarem no meu potencial. Em especial, aos meus amigos de trabalho (Heverton, Elisabeth, Jully e Thiago) pelas tardes de crescimento profissional e por terem me ajudado com o trabalho durante o período que fiquei fora.

Aos meus professores, por toda a dedicação e cuidado, por todo o conhecimento passado, por todas as dúvidas esclarecidas, pelo incentivo e por acreditarem no meu potencial.

RESUMO

Os aterros sanitários são uma das formas adequadas de disposição final dos resíduos sólidos. Esses, durante o processo de degradação, produzem um lixiviado com grande quantidade de poluentes orgânicos e inorgânicos e, antes de serem descartados ou reutilizados, necessitam passar por um tratamento, para atingir os padrões de lançamento impostos pela legislação. Dentre os tipos de tratamentos, está o sistema de lagoas de estabilização associadas às lagoas aeradas. Esse sistema é indicado para efluente com alta concentração de matéria orgânica, é de fácil aplicação e apresenta menores custos operacionais. No entanto, na maioria das vezes o efluente das lagoas não atende aos padrões de lançamento e requer um pós-tratamento, geralmente físico-químico, ficando as lagoas com a função de pré-tratamento visando enquadrar o efluente aos padrões requeridos pelo pós-tratamento. Este trabalho possuiu como principal objetivo avaliar em escala real, o pré-tratamento por sistema de lagoas de estabilização e lagoa aerada para redução da carga orgânica e nitrogênio do percolado gerado no aterro sanitário de Maceió (AL). Através de dados secundários obtidos pela empresa que administra o aterro, realizou-se uma análise qualitativa e quantitativa do lixiviado bruto gerado nos últimos cinco anos de operação do empreendimento. Além disso, também foram realizadas coletas e análises físico-químicas dos efluentes das lagoas que compõem o sistema de pré-tratamento. A avaliação qualitativa e quantitativa do lixiviado mostrou que sua geração é maior em período chuvoso quando comparado ao seco, uma vez que sofre influência da precipitação. Observou-se que durante esse mesmo período as demandas de DQO e DBO sofreram um aumento, quando comparado aos valores no período seco. A forma de nitrogênio predominante é a amoniacal e as concentrações de N-Amoniacal, N-nitrito, N-nitrato, alcalinidade e os valores de pH não sofreram influência da precipitação, estando mais relacionados com a fase de degradação anaeróbia do aterro, que se encontra atualmente na fase metanogênica. Durante o período de análise, as lagoas que compõem o pré-tratamento apresentaram uma eficiência média de 41,33 % na remoção da cor e 80,60 % na remoção da turbidez. Com relação a DQO e DBO, as eficiências de remoção foram de 51,68 % e 76,14 %. Para a remoção de nitrogênio amoniacal, o sistema de tratamento apresentou uma eficiência de 87,0%, mas com concentrações elevadas de N-nitrito e N-nitrato, nas lagoas pré-aerada e aerada. Como praticamente 85 % do nitrogênio do lixiviado bruto está na forma amoniacal, o processo de amonificação na lagoa anaeróbia é incipiente, tendo apresentado redução de 17% de N-amoniacal, provavelmente por volatilização. Nas lagoas aeradas, o nitrogênio amoniacal estava sendo convertido para nitrito e nitrato por meio de nitrificação. Por fim, o pré-tratamento alcançou eficiências de remoções maiores que 50%, porém ainda não foram suficientes para atender todos os padrões para lançamento que estão dispostos na Resolução CONAMA nº 430/2011.

Palavras-chave: lixiviado, estabilização, aeradas, matéria orgânica, nitrogênio, nitrificação e *air stripping*.

ABSTRACT

Sanitary landfills are one of the appropriate forms of final disposal of solid waste. These, during the degradation process, produce a leachate with a large amount of organic and inorganic pollutants and, before being discarded or reused, they must go through treatment to achieve the release standards by law. Among the types of treatments, the system of stabilization ponds associated with aerated ponds. This system is appropriate for effluents with a high concentration of organic matter, it is easy to apply and has cheaper operating costs. However, in most cases, the effluent from the ponds does not meet the release standards and need a post-treatment, usually physicochemical, charging the ponds of the pre-treatment in order to adapt the effluent to the standards required by the post-treatment. The main objective of this study was to measure, on a real scale, the pre-treatment by a system of stabilization ponds and aerated pond to reduce the organic load and nitrogen of the leachate from the landfill of Maceió (AL). Based on secondary data obtained by the company who manages the landfill, a qualitative and quantitative analysis of the last five years of operation of the enterprise was carried out. In addition, collections and physical-chemical analyzes of the effluents from the 4 lakes that compose the pre-treatment system were also carried out. The qualitative and quantitative analysis of the leachate evidenced that its generation is higher in the rainy season when compared to the dry season, inasmuch as it is influenced by precipitation. It was observed that during this same period the concentrations of COD and BOD increased when compared to the values in the dry period. The predominant form of nitrogen is the ammoniacal and the concentrations of N-Ammoniacal, N-nitrite, N-nitrate, alkalinity and the pH values were not influenced by the precipitation, being more related to the phase of anaerobic degradation of the landfill, which is currently in the methanogenic phase. During the period of analysis, the lagoons that make up the pre-treatment presented an average efficiency of 41.33 % in the removal of color and 80.60 % in the removal of turbidity. With respect to COD and BOD, the removal efficiencies were 51.68 % and 76.14 %. For the removal of ammoniacal nitrogen, the treatment system showed an efficiency of 87.0 %, but with high concentrations of N-nitrite and N-nitrate, in the pre-aerated and aerated lagoons. As practically 85% of the nitrogen in the raw leachate is in the ammoniacal form, the ammonification process in the anaerobic lagoon is incipient, and showed a 17% reduction of N-ammoniacal, probably by volatilization. In the aerated lagoons, the ammoniacal nitrogen was being converted to nitrite and nitrate through nitrification. Finally, the pre-treatment achieved removal efficiencies greater than 50%, but still not enough to meet all the release standards set by CONAMA Resolution No. 430/2011.

Keywords: leachate, stabilization, aeration, organic matter, nitrogen, nitrification and air stripping.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Direção e sentido dos escoamentos de ar e líquido mais praticados nos sistemas de arraste.....	36
Figura 2: Representação esquemática do processo de stripping aplicado ao tratamento	36
Figura 3: Localização do Aterro Sanitário de Maceió	41
Figura 4: Esquematização do processo de tratamento de lixiviado do aterro de Maceió.....	43
Figura 5: Fluxograma do planejamento metodológico	43
Figura 6: Componentes do gráfico boxplots	44
Figura 7: Poço de sucção da elevatória onde fica a bomba de recalque.....	45
Figura 8: Estação pluviométrica no aterro sanitário de Maceió.....	46
Figura 9: Localização dos pontos de amostragem.....	47
Figura 10: Coleta do efluente	48
Figura 11: Volume de lixiviado e precipitação	51
Figura 12: Média anual dos dados de precipitação e geração de lixiviado no período seco e chuvoso	52
Figura 13: Evolução dos sólidos do lixiviado entre 2016 e 2021.....	55
Figura 14: Dados de série de sólidos do lixiviado bruto no período chuvoso e no período seco entre 2016-2021.....	57
Figura 15: Evolução da DBO, DQO e relação DBO/DQO do lixiviado entre 2016 e 2021	59
Figura 16: Dados de DQO e DBO do lixiviado bruto no período chuvoso e no período seco entre 2016-2021	62
Figura 17: Evolução do pH do lixiviado entre 2016 a 2021	64
Figura 18: Evolução da alcalinidade do lixiviado entre 2016 a 2021	64
Figura 19: pH e Alcalinidade do lixiviado bruto no período chuvoso e seco entre 2016-2021.....	66
Figura 20: Evolução do NTK e N-amoniaco do lixiviado entre 2016 e 2021.....	67
Figura 21: Dados de NTK e N-amoniaco do lixiviado bruto no período chuvoso e no período seco entre 2016-2021.....	68
Figura 22: Evolução do manganês dissolvido do lixiviado entre 2016 e 2021	70
Figura 23: Dados de manganês do lixiviado bruto no período chuvoso e seco entre 2016-2021.....	71
Figura 24: Localização das lagoas na estação de tratamento	72
Figura 25: Operação das lagoas no período de estiagem	74
Figura 26: Operação das lagoas no período chuvoso	74
Figura 27: Lagoa Anaeróbia.....	75
Figura 28: Lagoa Pré-aerada 1.....	75
Figura 29: Lagoa Pré-Aerada 2.....	75
Figura 30: Lagoa Aerada.....	75
Figura 31: Efluentes das 4 lagoas: (1) Lixiviado Bruto, (2) Lagoa Anaeróbia, (3) Lagoa Pré-aerada e (4) Lagoa Aerada.....	78
Figura 32: Gráfico da variação da cor e turbidez do pré-tratamento (nov/2021 - jun/2022).....	79

Figura 33: Gráfico da variação de manganês e ferro do pré-tratamento (nov/2021 - jun/2022).....	80
Figura 34: Variação dos valores de cor e turbidez dos 4 efluentes no período seco e chuvoso.	82
Figura 35: Variação da concentração de sólidos totais, fixos e voláteis do sistema de tratamento biológico (nov/2021 - jun/2022)	84
Figura 36: Variação das concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis das 4 lagoas no período seco e chuvoso.	86
Figura 37: Gráficos da variação temporal da DQO, DBO e relação DBO/QDQO do sistema de tratamento biológico (nov/2021 - jun/2022).....	89
Figura 38: Variação das concentrações de DQO e DBO dos 4 efluentes no período seco e chuvoso	91
Figura 39: Análise dos dados de ácidos do sistema de tratamento biológico (nov/2021 - jun/2022).....	94
Figura 40: Variação das concentrações de ácidos dos 4 efluentes no período seco e chuvoso	94
Figura 41: Concentrações de N-amoniacoal, N-nitrito e N-nitrato no pré-tratamento biológico (nov/2021 - jun/2022).....	97
Figura 42: Variação dos dados de Alcalinidade no tratamento biológico (nov/2021 - jun/2022).....	98
Figura 43: Gráfico da variação do pH do sistema de tratamento biológico (nov/2021 - jun/2022).....	99
Figura 44: Variação das concentrações de nitrito e amoniacoal efluentes no período seco e chuvoso	100
Figura 45: Concentrações de nitrogênio amoniacoal do lixiviado bruto e da lagoa anaeróbia	104
Figura 46: Variação do N-amoniacoal e pH.....	104
Figura 47: Concentrações de nitrogênio amoniacoal, nitrato e nitrito na lagoa pré-aerada.	105
Figura 48: Variação temporal da alcalinidade e nitrito da lagoa pré-aerada.	107
Figura 49: Variação do pH dos efluentes no período seco e chuvoso	108
Figura 50: Variação das concentrações de alcalinidade dos 4 efluentes no período seco e chuvoso	109
Figura 51: Comportamento do N-amoniacoal nas lagoas pré-aeradas e aerada com relação a faixa de pH.....	110

LISTA DE TABELAS

Tabela 2 - Composição Gravimétrica de RSU de Maceió em 2017/2018.....	21
Tabela 3: Composição típica de lixiviados de aterros jovens e velhos	22
Tabela 4: Média anual da precipitação e geração de lixiviado durante o período seco (setembro – março).....	53
Tabela 5: Média anual da precipitação e geração de lixiviado durante o período chuvoso (abril – agosto).....	53
Tabela 6: Vazões do sistema de pré-tratamento	53
Tabela 7: Características das lagoas	75
Tabela 8: Tempo de detenção teórico.....	76
Tabela 9:Carga orgânica superficial teórico	76
Tabela 10: Carga orgânica volumétrica real.....	76
Tabela 11: Eficiência de remoção de cor e turbidez das lagoas de pré-tratamento.....	83
Tabela 12: Eficiência de remoção de DQO e DBO das lagoas de pré-tratamento.....	92
Tabela 13: Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal das lagoas de pré-tratamento	101
Tabela 14: Dados das médias anuais e desvio padrão dos parâmetros do lixiviado bruto no período chuvoso.....	123
Tabela 15: Dados das médias anuais e desvio padrão dos parâmetros do lixiviado bruto no período seco	123
Tabela 16: Caracterização do lixiviado no ano de 2016.....	124
Tabela 17: Caracterização do lixiviado no ano de 2017.....	125
Tabela 18: Caracterização do lixiviado no ano de 2018.....	126
Tabela 19: Caracterização do lixiviado no ano de 2019.....	126
Tabela 20: Caracterização do lixiviado bruto no ano de 2020	127
Tabela 21: Caracterização do lixiviado no ano de 2021.....	127
Tabela 22:Dados das análises das unidades que compõem o pré-tratamento período de estiagem.....	128
Tabela 23: Dados das análises das unidades que compõem o pré-tratamento período de chuvoso	129
Tabela 24: Dados das análises de Cor (uC) (nov/21 – jun/22).....	130
Tabela 25: Dados das análises de Turbidez (NTU) (nov/21 – jun/22).....	130
Tabela 26: Dados das análises de Manganês (mg/L) (nov/21 – jun/22)	131
Tabela 27: Dados das análises de Ferro (mg/L) (nov/21 – jun/22)	131
Tabela 28: Dados das análises de Sólidos Totais (mg/L) (nov/21 - jun/22).....	131
Tabela 29: Dados das análises de Sólidos Fixos (mg/L) (nov/21 - jun/22).....	132
Tabela 30: Dados das análises de Sólidos Voláteis (mg/L) (nov/21 - jun/22)	132
Tabela 31: Dados das análises de DQO (mg/L) (nov/21 - jun/22).....	133
Tabela 32: Dados das análises de DBO (mg/L) (nov/21 - jun/22)	133
Tabela 33: Dados da reação DBO/DQO (mg/L) (nov/21 - jun/22).....	133
Tabela 34: Dados das análises de Ácidos (mg/L) (nov/21 - jun/22)	134
Tabela 35: Dados de pH (nov/21 - jun/22)	134
Tabela 36: Dados das análises de Alcalinidade (mg/L) (nov/21 - jun/22)	135
Tabela 37: Dados das análises de Nitrogênio Amoniacal (mg/L) (nov/21 - jun/22)....	135
Tabela 38: Dados das análises de Nitrito (mg/L) (nov/21 - jun/22).....	135
Tabela 39: Dados das análises de Nitrato (mg/L) (nov/21 - jun/22)	136

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Contaminantes presentes no lixiviado e doenças relacionadas com a exposição humana	24
Quadro 2: Formas de tratamento utilizadas no Brasil, vantagens e desvantagens	25
Quadro 3: Tipos de tratamento mais utilizados no mundo	27
Quadro 4: Forma e a características de cada processo de tratamento	29
Quadro 5: Vantagens e Desvantagens de Lagoas de Estabilização	31
Quadro 6: Vantagens e Desvantagens das Lagoas Aeradas	32
Quadro 7: Principais tipos de tratamento físico-químicos.....	33
Quadro 8: Vantagens e Desvantagens do processo air stripping	37
Quadro 9: Vantagens e Desvantagens do processo Nitrificação	39
Quadro 10: Vantagens e Desvantagens do processo Desnitrificação.....	40
Quadro 11: Monitoramento das análises	49

LISTA DE ABREVIACÕES

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

RSU's – Resíduos Sólido Urbanos

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

PNRS - Política Nacional dos Resíduos Sólidos

CTR – Central de Tratamento de Resíduos

NBR – Norma Brasileira Regulamentadora

COT - Carbono Orgânico Total

NTK - Nitrogênio Kjeldhal Total

TDH – Tempo de Detenção Hidráulico

TC – Tempo de Ciclo

OD – Oxigênio Dissolvido

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

LSA- Laboratório de Saneamento Ambiental

ST – Sólidos Totais

SF – Sólidos Fixos

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	18
2.1. Objetivo Geral.....	18
2.2. Objetivos específicos	18
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
3.1. Resíduos Sólidos Urbanos e sua composição – RSU's	19
3.2. Lixiviado	21
3.2.1. Definição	21
3.2.2. Composição	22
3.3. Tratamento de Lixiviado	25
3.3.1. Tratamentos biológicos	27
3.3.1.1. Lagoas de estabilização	30
3.3.1.2. Lagoas aeradas	31
3.3.2. Tratamentos físico-químicos.....	32
3.4. Nitrogênio em lixiviado	33
3.4.1. Remoção de amônia.....	34
3.4.2. <i>Air stripping</i>	35
3.4.3. Nitrificação	37
3.4.4. Desnitrificação	39
4. METODOLOGIA	41
4.1. Definição da área de estudo	41
4.2. Planejamento metodológico	43
4.3. Caracterização temporal, qualitativa e quantitativa, do lixiviado bruto .	43
4.3.1. Análises físico-químicas	44
4.3.2. Medição de vazão do lixiviado.....	44
4.4. Acompanhamento operacional do sistema de pré-tratamento	46
4.4.1. Fluxograma operacional	46
4.4.2. Parâmetros operacionais.....	47
4.5. Monitoramento do sistema de pré-tratamento	47
4.5.1. Pontos de coleta.....	47
4.5.2. Parâmetros de monitoramento.....	48
4.6. Avaliação e Discussão dos resultados.....	49
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
5.1. Caracterização quantitativa do lixiviado bruto	51

5.2. Caracterização qualitativa do lixiviado bruto.....	54
5.2.1. Parâmetros Físicos.....	55
5.2.1.1. Sólidos totais, fixos e voláteis	55
5.2.2. Parâmetros Químicos	58
5.2.2.1. DQO e DBO	58
5.2.2.2. pH, alcalinidade.....	63
5.2.2.3. Nitrogênio total kjeldahl e N-amoniaco	67
5.2.3. Presença de metais	70
5.3. Acompanhamento operacional do sistema de pré-tratamento.....	72
5.3.1. Fluxograma operacional do sistema de pré-tratamento	72
5.3.2. Parâmetros operacionais do sistema de pré-tratamento.....	74
5.4. Eficiência do sistema de pré-tratamento	78
5.4.1. Eficiência de remoção de cor, turbidez e sólidos totais, fixos e voláteis	78
5.4.2. Eficiência de remoção de matéria orgânica	88
5.4.3. Eficiência de remoção de Nitrogênio	95
5.4.4. Considerações sobre o lixiviado pré-tratado.....	102
5.5. Avaliação dos processos de remoção de nitrogênio	103
6. CONCLUSÕES	111
7. REFERÊNCIAS	113
8. APÊNDICES.....	122
APÊNDICE A – DADOS DO LIXIVIADO BRUTO DOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO.....	123
APÊNDICE B – CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO (2016-2021).	124
APÊNDICE C – DADOS DO PERÍODO SECO E CHUVO DO SISTEMA DE PRÉ-TRATAMENTO	128
APÊNDICE D – DADOS DE MONITORAMENTO DO PRÉ-TRATAMENTO	130

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é considerado um grande país gerador de resíduos sólidos urbanos, apresentando em 2020 um índice que chega a 82,5 milhões de toneladas, com geração média por pessoa de 390,55 kg/ano. Do montante gerado, 92,2% foram coletados e apenas 60,2% foram destinados aos aterros sanitários, tendo assim uma destinação ambientalmente adequada. Os outros resíduos foram despejados em locais inadequados por 2.868 municípios (ALBEPRE, 2021).

Como destinação ambientalmente adequada para os resíduos, os aterros são considerados como uma das tecnologias mais apropriadas para a disposição final (KIRMIZAKIS *et al.*, 2014). Entretanto, os resíduos que são alocados em aterros sanitários, na maioria das vezes, não são segregados previamente, ocasionando assim a produção de lixiviado com altas concentrações de matéria orgânica e metais (BAKRAOUY *et al.*, 2017).

O lixiviado é caracterizado como um líquido poluidor, por possuir uma grande carga de matéria orgânica e metais, e que quando não tratado, pode ocasionar impactos negativos ao solo e aos recursos hídricos, modificando ecossistemas e causando danos ambientais. Quando drenado e tratado de forma eficaz, esse pode ser reutilizado para diversos fins, tais como: agricultura, processos industriais, resfriamento de máquinas, entre outros (MEDEIROS, 2008; ARAÚJO, 2019; MORAIS, 2019).

Um dos elementos presentes no lixiviado é o nitrogênio, (14 – 25.000mg/L) que quando descartado em corpos receptores, possui vários estados de oxidação. Dentre esses estados, destaca-se o nitrogênio amoniacal, que quando presente em altas concentrações, leva a contaminação do corpo d'água e a depleção de oxigênio no meio (KAMARUDDIN *et al.*, 2017).

De acordo com Renou *et al.* (2008), para que o lixiviado seja lançado em corpos receptores, o efluente deve passar por tratamento adequado, seja ele físico, químico ou biológico, de modo que atenda aos padrões de lançamento estabelecidos na Tabela 1 da Resolução Conama Nº 430, de 13 de maio de 2011.

As formas de tratamento conhecidas (precipitação química, coagulação/floculação, lodos ativados, filtros biológicos, evaporação, processos

oxidativos avançados e outras, em sua maioria, não apresentam uma remoção satisfatória dos contaminantes presentes no lixiviado, devido às implicações, tais como a forma de disposição e fatores climáticos, e em virtude das características de chorume, torna-se necessário conhecê-las antes de proceder seu tratamento, visto que essas propriedades influenciam diretamente o tratamento (LESSA, 2017).

Dentre as tecnologias disponíveis, o sistema de lagoas de estabilização tem sido largamente utilizado na remoção de poluentes, por ser um processo biológico de tratamento de fácil aplicação, projeto e operação, além de ser um dos tratamentos biológicos que apresenta os menores custos (ALMEIDA e CALLADO, 2018).

O tratamento por lagoas de estabilização pode ser anaeróbio, aeróbio ou a aplicação conjunta desses processos. O processo aeróbio pode ser substituído pela aplicação de lagoas aeradas mecanicamente. Uma das configurações que tem sido utilizada para tratamento de efluentes é a associação de processos anaeróbios para remoção de matéria orgânica e amonificação seguidos de processos aeróbios para remoção de matéria orgânica remanescente e nitrificação, com desnitrificação em ambiente anóxico (ALMEIDA e CALLADO, 2018).

Campos (2010) e Assunção (2009) também apontam o potencial de remoção de amônia total (AMT) em lagoas de estabilização através da sua fração volátil que, em condições adequadas de pH e temperatura, se desprende da massa líquida em direção a atmosfera, num processo conhecido como *stripping* da amônia.

O tratamento de percolado gerado no aterro sanitário de Maceió, possui um pré-tratamento composto por lagoa anaeróbia, lagoas de pré-aeração e lagoa aerada; com sistemas físico-químico para pós-tratamento, composto por floculação e decantação, sistema de filtração por carvão ativado e zeólitas, sistema de nanofiltração seguido de osmose reversa e polimento final por sistema de filtração por zeólitas. Essa configuração tem apresentado eficiência global média de 98,79%, 95,45% e 93,42% na remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de Oxigênio (DQO) e Nitrogênio Amoniacal, respectivamente.

No entanto a concentração de nitrogênio amoniacal do efluente tratado, em alguns períodos específicos, ainda não alcança os padrões de lançamento em corpos de água classe 2 (ARAÚJO *et. al*, 2020). Além disso a eficiência do sistema de tratamento é avaliada apenas de forma global, ou seja, não discretiza a eficiência do pré-tratamento e

do pós-tratamento. Por outro lado, no sistema empregado a remoção de nitrogênio é feita basicamente no pós-tratamento por processo físico-químico, sobrecarregando principalmente os sistemas de nanofiltração e osmose reversa, que são tecnologias de elevado custo operacional. Além disso no processo de pré-tratamento por lagoas anaeróbias e aeradas não são explorados o potencial de remoção de nitrogênio, o que pode contribuir para redução dos custos operacionais do pós-tratamento e do enquadramento do efluente para descarte em mananciais classe 2.

Diante dos fatores expostos, este trabalho tem como objetivo realizar uma avaliação do desempenho de lagoas de estabilização e lagoas aeradas para redução de carga orgânica do lixiviado gerado no aterro sanitário em Maceió, no estado de Alagoas, bem como avaliar o potencial de remoção de nitrogênio por meio da implementação de *stripping* da amônia e desnitrificação no pré-tratamento biológico existente. Vale ressaltar que este projeto foi desenvolvido em parceria com a V2 Ambiental, empresa responsável pelo funcionamento do aterro, com a finalidade de proporcionar melhorias no tratamento existente.

Além disso, esse trabalho está inserido no projeto de pesquisa intitulado “Monitoramento Ambiental do aterro sanitário de Maceió”, convenio 01/2020, criado numa iniciativa conjunta entre a V2 Ambiental SPE S/A e Universidade Federal de Alagoas- UFAL.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar o desempenho do sistema de lagoas de estabilização e lagoa aerada para redução da carga orgânica e nitrogênio, utilizado como pré-tratamento do lixiviado gerado no aterro sanitário de Maceió/AL.

2.2. Objetivos específicos

Como objetivos específicos, o presente estudo pretende:

- Fazer a caracterização temporal, qualitativa e quantitativa, do lixiviado bruto;
- Realizar o acompanhamento operacional do sistema de pré-tratamento de lixiviado;
- Analisar o desempenho do pré-tratamento na remoção de matéria orgânica e nitrogênio; e,
- Avaliar o processo de amonificação e nitrificação nas lagoas da ETE.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este capítulo reflete uma mobilização em pesquisas iniciais sobre o tema, com o intuito de ganhar familiaridade com os termos técnicos, estudar o lixiviado e compreender os processos físicos, químicos e microbiológicos envolvidos no processo de tratamento. Uma das metas neste período que sucederá a defesa da qualificação, além da parte experimental e de análise e discussão dos dados obtidos, será a busca e leitura de trabalhos recentes relacionados ao tema em revistas renomadas de circulação internacional.

3.1. Resíduos Sólidos Urbanos e sua composição – RSU's

De acordo com a Norma Brasileira Regulamentadora (NBR) 10004 de 2004, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) define que os resíduos sólidos são resíduos líquidos ou sólidos resultantes de atividades comerciais, industriais, doméstica, hospitalar, agrícola, de serviço e varrição. Pode-se incluir também o lodo originando nos processos de tratamento de água, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água.

Segundo Barros (1998) citado por Martildes *et al.* (2020) existe a possibilidade do uso de critérios para a classificação dos resíduos, como a origem (domiciliar, comercial ou público), a tratabilidade (biodegradável, descartável ou reciclável), o grau de biodegradabilidade (facilmente, dificilmente ou não biodegradável) e a reatividade (inerte, orgânico ou reativo). Os autores acrescentam que a dificuldade em se classificar os constituintes do lixo também se deve à sua composição extremamente heterogênea, que varia de acordo com as condições socioeconômicas, climáticas e sazonais de cada região.

A NBR 10004 de 2004 classifica os resíduos sólidos em duas classes: Resíduos de Classe I – Perigosos; Resíduos de Classe II – não perigosos, que podem ser divididos em Resíduos de Classe II A – Não Inertes; e Resíduos de Classe II B – Inertes.

Quanto aos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU's), a Lei Federal nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), define que esses são resultantes de atividades doméstica e comercial da população. Podem ser classificados como matéria orgânica, papel, papelão, plásticos, vidro, metais e outros. Sua composição diversificada pode ser influenciada pelas características da população, situação socioeconômica, condições, hábitos, condições climáticas e outros. Além disso, interfere nas características do chorume gerado.

Ozcan *et al.* (2016) afirmam que a quantidade de resíduos e sua composição, pode variar de um local para outro, em função de renda, sazonalidade e costumes populacionais. Para Feam (2019), o estudo gravimétrico dos resíduos sólidos é de grande importância, pois fornece ao município diretrizes para que ele busque alternativas para minimizar a geração.

A composição gravimétrica fornece subsídios para a possível aproveitamento tanto das frações recicláveis, quanto da matéria orgânica para produção de composto orgânico, de modo que esses possam ser comercializados (MORAIS, 2019; DESTRO 2020; ARAÚJO 2020, SILVA *et al.* 2020). As características físicas, químicas e biológicas são formas de analisar a composição e formas de destinação dos resíduos (MORAIS, 2019) e interferem nas características do chorume gerado.

Com relação aos resíduos gerados no município de Maceió/AL, foram realizadas composições gravimétricas no aterro sanitário da Central de Tratamento de Resíduos, (CTR). A primeira foi realizada nos meses de junho, julho e agosto de 2017. Já a segunda, realizou-se em novembro, dezembro de 2017 e janeiro de 2018 (Tabela 1).

Tabela 1 - Composição Gravimétrica de RSU de Maceió em 2017/2018

RESÍDUOS	PORCETAGENS (%)	PORCETAGENS (%)
	<i>Ju- jul-ago/2017</i>	<i>Nov-dez/2017 e jan/2018</i>
Papel	3,38	4,69
Papelão	4,01	5,41
Madeira	2,41	0,61
Trapos	4,22	5,03
Couros	0,24	0,34
Borracha	1,46	0,41
Plástico Duro	2,2	4,08
Plástico Mole	5,97	5,43
Latas de Alumínio	0,1	0,14
Metais Ferrosos	0,99	133
Metais não ferrosos	0,82	0,68
Vidro	0,86	0,86
Terra e Similares	1,18	0,48
Fraldas	5,7	3,7
Papel Higiênico/absorvente	0,27	0,53
Matéria Orgânica	68,3	66,08

Fonte: Silva *et al.*, (2020)

3.2. Lixiviado

3.2.1. Definição

De acordo com a Norma Brasileira Regulamentadora (NBR) 8.419/92, o chorume é um “líquido, produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características cor escura, mau cheiro e elevada DBO”. Como de domínio público, quando o chorume se mistura com água, de origem superficial ou subterrânea, carreando material proveniente da digestão anaeróbia das bactérias, há a formação do lixiviado.

O lixiviado contém elevadas quantidades de matéria orgânica, sendo os ácidos húmicos um grupo importante, nutrientes e sais inorgânicos (RENOU *et al.*, 2008; DINIZ, 2010). Sua formação ocorre quando o teor de umidade dos resíduos que foram aterrados excede a máxima umidade que é retida em um meio poroso sem gerar percolação. Essa retenção é ocasionada pelas forças de tensão superficial e pressão capilar (DINIZ, 2010).

A constituição do lixiviado é fortemente influenciada pela decomposição e características dos resíduos. Quando não tratado de forma adequada, o líquido pode ocasionar diversos problemas ao meio ambiente. Devido aos diferentes elementos que

compõem o lixiviado, para que seja adotado um sistema de tratamento eficaz, é necessário estudar as propriedades do chorume gerado pelos resíduos e fazer uma relação com a idade do aterro, uma vez que este parâmetro é de grande relevância quando se trata da qualidade do lixiviado (MARTILDES *et al.*, 2020; SEIBERT, 2017).

O lixiviado pode ser caracterizado como jovem, durante os 4 primeiros anos de operação do aterro. O efluente, nesta etapa, apresenta uma fração de DBO₅/DQO mais elevada, pois à atividade biológica se encontra mais ativa. Após 4 – 5 anos, o lixiviado passa a ser denominado como maduro, apresentando uma elevação do pH e uma diminuição da fração DBO₅/DQO. Nesta fase, ocorre o aumento da concentração de bactérias metanogênicas, que produzem um líquido com características básicas. (CHEMLAL *et al.*, 2014; GUPTA *et al.*, 2014; KJELDSEN *et al.*, 2002; RENOU *et al.*, 2008; SEIBELT, 2017).

3.2.2. Composição

A composição do lixiviado pode apresentar variações nas caracterizações qualitativa e quantitativa, devido a fatores como a composição dos resíduos, idade dos resíduos aterrados, índices pluviométricos, condições climáticas e entre outros fatores (GUO *et al.*, 2010; ADHIKARI *et al.*, 2014).

O lixiviado apresenta uma quantidade elevada de poluentes orgânicos e inorgânicos, que podem causar danos e modificar as características do solo e das águas, quando há contato do efluente com esses (COSTA, 2015). A composição físico-química, como citado anteriormente, é extremamente variável e depende de diversos fatores. A composição típica do efluente é exposta na Tabela 2.

Tabela 2: Composição típica de lixiviados de aterros jovens e velhos

Constituinte (mg/L)	Aterro Jovem (até 2 anos)		Aterro Velho (mais de 10anos)
	Valor Médio	ValorTípico	Valor Médio
DBO₅	2000-30000	10000	100-200
DQO	3000-60000	18000	100-500
Sólidos SuspensosTotais	200-2000	500	100-400
N-orgânico	10-800	200	80-120
N-amoniacal	10-800	200	20-40
N-nitrato	5-40	25	5-10
P-total	5-100	30	5-10
Ortofosfato	4-80	20	4-8
Alcalinidade	1000-10000	3000	200-1000
pH	4,5-7,5	6	4-8

Fonte: Tchobanoglous *et. al.*, (1993) adaptado por LESSA (2017)

As propriedades físicas do lixiviado são marcadas pela cor escura do efluente, odor e elevadas concentrações de substâncias húmicas e fúlvicas (FAN *et al.*, 2006). Conforme Leite *et al.* (2016), a composição química do lixiviado é extremamente complexa, onde o efluente apresenta: macro componentes inorgânicos (Ca, Mg, Na, K, NH₄, Fe, Mn, Cl, SO₄ e HCO₃), metais pesados (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn), compostos orgânicos xenofóbicos (benzeno, tolueno, etilbenzeno, xileno, tetracloroetileno e tricloroetileno), altos níveis de nitrogênio e amônia e elementos-traço (CHRISTENSEN *et al.*, 2001; AZIZ *et al.*, 2010; WU *et al.*, 2011).

O pH e a concentração de Nitrogênio, são os principais fatores que determinam a idade do lixiviado, ou seja, se o efluente é jovem ou maduro (YOUCAI; ZIYANG, 2017b). No lixiviado maduro, a amônia representa 70% o nitrogênio total. A determinação da composição do lixiviado é realizado pelos seguintes ensaios químicos e biológicos, conforme Morais (2019):

- Alcalinidade;
- Toxicidade;
- pH;
- Demanda Química de Oxigênio (**DQO**);
- Carbono Orgânico Total (**COT**);
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (**DBO₅**);
- Nitrogênio Kjeldhal Total (**NKT**); e,
- Nitrogênio Amoniacal (**N-NH₃**).

A presença de substâncias tóxicas no lixiviado gera uma grande preocupação com o meio ambiente e a saúde da população. Por apresentar um elevado grau de toxicidade, a exposição humana, ingestão através de água ou alimentos contaminados, proporcionam graves riscos à saúde. O Quadro 1 apresenta alguns destes contaminantes presentes no lixiviado e sua relação com doenças em humanos.

Quadro 1: Contaminantes presentes no lixiviado e doenças relacionadas com a exposição humana

CONTAMINANTE	GRUPO SENSITIVO	IMPACTO À SAÚDE
Amônia	População em geral	Relacionada a edema pulmonar, agudo, problemas ao sistema nervoso central, perda de apetite, se ingerida em elevadas quantidades
Alumínio	População em geral	Agente neurotóxico, a intoxicação está relacionada com sintomas: náuseas, úlceras, problemas de pele.
Benzeno	População em geral	Depressão do sistema nervoso central, arritmia cardíaca, dores de cabeça, lesões, fraqueza insuficiência respiratória e morte
Cloretos	População em geral	Irritação sensorial e mudanças na função pulmonar
Cádmio	População em geral	Disfunção renal, enfisema, problemas ósseos e morte
Cobre	População em geral	Mudanças fisiológicas, que ocorrem em função da elevada ingestão de cobre, prevenindo a toxicidade em resposta à ingestão
Etilbenzeno	População em geral	Depressão do sistema nervoso central e irritação das mucosas membranosas e olhos. Efeitos neurocomportamentais adversos quando associado a outros hidrocarbonetos.
Manganês	População em geral	Efeito no sistema nervoso central, pneumonia e efeitos respiratórios.
Nitrato e nitrito	Crianças	Metahemoglobinemia – redução da capacidade de transporte de oxigênio no sangue, pois há a redução dos níveis normais de hemoglobina.
Compostos N-nitroso	Animais	Cancerígeno, mutagênico e teratogênico
Níquel	População em geral	Dermatite, irritação de pele e olhos, cancerígeno, teratogênico e efeitos genotóxicos.
Tolueno	População em geral	Os sintomas vão desde tonturas e problemas de pele, até confusão mental e problemas no sistema nervoso central.
Xileno	População em geral	Congestão e edema pulmonar, amnésia, confusão mental, náuseas, irritação nos olhos, pele e nariz, comprometimento do sistema renal e hepático.
Zinco	População em geral	Em excesso esta relacionado com problemas gastrointestinais, vômito e diarreia. Citotóxico.

Fonte: Adaptado de WHO, WORLD HEALTH ORGANIZATION, [s.d.]; SEIBETH (2017)

Desse modo, por se tratar de um líquido que possui uma alta complexidade e toxicidade, o grande desafio encontrando atualmente é a busca de novos métodos e tecnologias para o tratamento do lixiviado, de modo que o efluente possa ser destinado, obedecendo os padrões estabelecidos na legislação, aos copos hídricos receptores (OLIVEIRA, 2019).

3.3. Tratamento de Lixiviado

O tratamento do lixiviado tem se mostrado um grande desafio, tanto devido à variabilidade de suas características físico-químicas que são função das características dos resíduos aterrados e da idade do aterro, quanto de sua vazão que é influenciada pela pluviometria. Seu efetivo tratamento, de forma que atenda aos requisitos básicos de aplicabilidade, otimização técnico-econômica e cumprimento dos padrões para lançamento previstos na legislação, ainda não possuem metodologia normatizada. Dessa forma, o tratamento ambientalmente e economicamente viável do percolado, tem sido objeto de estudo de vários pesquisadores nas mais diversificadas áreas ambientais.

Uma vez que o efluente apresenta elevado grau de toxicidade, este deve passar por tratamento eficiente, antes de ser lançados nos corpos d'água receptores, evitando assim maiores riscos de contaminação do solo, águas e problemas relacionados a saúde humana (LESSA, 2017). Os sistemas mais usuais empregados para o tratamento de lixiviado são baseados em processos físico-químicos e/ou biológicos (SEIBERT, 2017). O Quadro 2 apresenta as principais técnicas, vantagens e desvantagens de metodologias empregadas no Brasil para a realização do tratamento.

Quadro 2: Formas de tratamento utilizadas no Brasil, vantagens e desvantagens

FORMAS DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO	VANTAGENS	DESVANTAGENS
Remoção de Amônia por Aeração Mecânica (Air Stripping)	Pode alcançar Eficiência de remoção de Amônia de 80%	Lançamento de elevada quantidade de Amônia na Atmosfera; Elevados custos com energia.
Adsorção em Carvão Ativado	Apresenta eficiência na remoção de matéria orgânica recalcitrante	Necessidade de dosagens elevadas de carvão para atingir remoções significativas da cor verdadeira
Processos de Membrana	Rendimentos de purificação que se aproximam a 100% para a maioria dos parâmetros estabelecidos pela legislação.	Necessidade de grandes gastos energéticos
Evaporação	Redução do volume de Lixiviado e pode ser aplicado em regiões que possui deficit hídrico	Necessidade de utilização de grandes áreas; elevados custos de aquisição; elevado gasto de energia; necessidade da elaboração de estudos sobre o balanço hídrico.
Aspersão Sobre o Solo	Grande redução de volume	Problemas com odores, Dispersão de gotas pelo vento.
Coagulação, Floculação e Sedimentação	Eficiência nas remoções de cor verdadeira, DQO e turbidez.	Necessidade de grandes concentrações de coagulantes; elevados Custos de Aquisição; Grande volume de

FORMAS DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO	VANTAGENS	DESVANTAGENS
		Lodo químico gerado.
Oxidação Química	Eficiência na remoção de Cloro superior a 90%	Necessidade de elevadas concentrações do agente oxidante; geração de grande quantidade de lodo.
Processo Foto-eletroquímico	Pequena área utilizada	Elevado gasto energético
Lagoas Anaeróbias e Facultativas	Satisfatória eficiência na remoção de DBO; Eficiente na remoção de patógenos; Construção, operação e manutenção simples; Reduzido custo de operação.	Possibilidade de maus odores na lagoa anaeróbia; Necessidade de um afastamento razoável às residências circunvizinhas.
Tratamento Conjunto em Estações de Tratamento de Esgotos	Viabilidade na eficiência de remoção dos parâmetros legais.	Restrição da diluição do lixiviado no esgoto doméstico de 2 a 5%; Elevado custo de logística.
Recirculação de Lixiviado	Aceleração no processo de degradação da matéria sólida e tratamento do lixiviado.	Risco de acentuação da acidificação do meio e inibição da metanogênese da massa sólida
Tratamento em Leito de Vermicomposto	Redução da concentração de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal.	Necessidade de remoção dos nitritos resultantes do processo
Filtros Percoladores	Redução da concentração de DQO, DBO ₅ e COT.	Colmatação dos filtros; Necessidade de associação com outras unidades de tratamento; Baixa eficiência na remoção de N-amoniacal.
Contator Biológico Rotatório	Satisfatório desempenho no tratamento de lixiviados de aterros velhos e na nitrificação do líquido; Baixo consumo energético. Facilidade de Operação	Custo de construção e locais de abrigos para estes contadores.

Fonte: BIDONE (2017) e LESSA (2017).

Conforme Moraes (2019), muitas pesquisas estão sendo desenvolvidas com o objetivo de proporcionar a diminuição do teor carga orgânica e dos níveis de metais pesados presentes do lixiviado. Ainda de acordo com a autora, dentre os processos de tratamento mais utilizados pelo mundo, os que se destacam estão presentes no Quadro 3.

Quadro 3: Tipos de tratamento mais utilizados no mundo

TIPOS DE TRATAMENTO
Degradação aeróbia e anaeróbia
Oxidação química
Precipitação química
Coagulação – Floculação
Adsorção em carvão ativado
Processos fundamentados no uso de membranas
Biológicos facultativos

Fonte: MORAIS (2005) *apud* MORAIS (2019)

3.3.1. Tratamentos biológicos

Dentre os métodos utilizados para o tratamento de lixiviados, os processos biológicos se destacam devido ao seu baixo custo operacional (ARAÚJO, 2019). Os tratamentos biológicos se mostraram bastante eficientes na remoção de matéria orgânica para lixiviado novo, porém quando este método é aplicado em um lixiviado maduro, cuja fração orgânica é constituída por material é de difícil degradação, o tratamento é pouco indicado (RENOU *et al.*, 2008; LINS, 2011; PENG, 2017).

No tratamento biológico, os principais agentes a serem considerados são as bactérias. Diante disso, deve-se selecionar grupos de bactérias adequados para remoção de parâmetros específicos, respeitando as adequações, com condições propícias para o desenvolvimento de suas atividades (COSTA, 2015).

Apesar de ter como objetivo principal a decomposição da matéria inorgânica, uma das características presente no tratamento biológico é a redução da concentração de metais pesados, quer seja por precipitação ou por adsorção celular dos microrganismos, os quais por terem carga negativa possibilitam a troca de cátions e íons metálicos presentes no efluente (COSTA, 2015).

De acordo com Peng (2017), uma variedade de tecnologias de tratamentos biológicos continua surgindo e alcançando índices satisfatórios. Porém, apesar disso, o autor apresenta como principais desafios e limitações desse tipo de tratamento:

- Investimento com a construção e operação de unidades de tratamento com controle de temperatura;

- Elevado tempo de retenção;
- Grande variabilidade das condições sazonais;
- Dificuldades de se alcançar padrões de emissão de efluentes;
- Devido as características do lixiviado, o tratamento pode apresentar dificuldades; e,
- Condições de recalcitrância do lixiviado, que limitam a eficiência de remoção.

Conforme Costa (2015) e Tchobanoglous *et al.* (2003), existem quatro tipos de grupos distintos que permitem a diferenciação dos processos de tratamento biológicos, com base em suas reações metabólicas: aeróbios, anaeróbios, anóxicos e facultativos.

O primeiro grupo utiliza o oxigênio em suas reações químicas. Já o segundo grupo, contrariamente ao primeiro, não utiliza oxigênio no processo de degradação da matéria. Nos processos anóxicos, o oxigênio utilizado pelos microrganismos se encontra apenas sob as formas de nitritos ou nitratos. Por fim, os processos facultativos são caracterizados pela atuação de microrganismos em ambientes com ou sem presença de oxigênio.

A tecnologia aeróbia permite um alto grau de eficiência na remoção da carga orgânica do poluente. O tratamento ganhou destaque pelas formas simples de consumo de matéria orgânica em grande escala (MORAIS, 2019). Os sistemas aeróbios mais comuns são: lagoas aeradas, lagoas de estabilização, filtros biológicos e lodos ativados, e estão descritos no Quadro 4 (DEBIASI, 2011).

Quadro 4: Forma e a características de cada processo de tratamento

FORMA DE TRATAMENTO	CARACTERÍSTICAS
Lodos Ativados	Geralmente são os mais utilizados nas grandes estações de tratamento de esgotos dos grandes centros urbanos. Este sistema de tratamento pode apresentar inúmeras variações. O objetivo principal das diversas fases deste tratamento consiste, basicamente na remoção dos sólidos grosseiros, areia, sedimentáveis e não-sedimentáveis.
Lagoas de Maturação	São direcionadas a remoção dos organismos patogênicos. Na lagoa de maturação, deve-se ter um processo predominantemente aeróbio, aconselha-se profundidades semelhantes as das lagoas facultativas. Essas lagoas não apresentam uma remoção considerável da DBO ₅ , no entanto, a respeito da remoção de coliformes fecais estes sistemas apresentam um ótimo resultado.
Filtros Biológicos	Neste processo como o nome já diz, cria-se um filtro onde o esgoto percola no sentido vertical, passando por uma massa biológica onde a matéria orgânica fica retida e vai sendo decomposta. Os filtros podem ser de baixa taxa, de taxa intermediária ou de alta taxa, sendo o último o mais utilizado, pois a proliferação de moscas comum nos dois anteriores, neste fica reduzido.
Lagoas de Estabilização	Têm a função de acelerar o processo natural de autodepuração da matéria orgânica. Sendo esse sistema considerado o processo mais simples de tratamento de esgotos podendo ser realizado na presença do oxigênio ou não. Dentre os principais tipos de lagoas de estabilização destacam-se as facultativas, aeradas, anaeróbias e de maturação. Sendo que essas lagoas podem ser dispostas em série, aumentando assim capacidade de tratamento do sistema.
Lagoas Facultativas	Nessa lagoa ocorre o processo natural, no qual as bactérias aeróbias são responsáveis por degradar a matéria orgânica. Porém nesse tipo de tratamento não ocorre somente o processo aeróbio, pois no fundo da lagoa existe muito pouco ou quase nenhum oxigênio, sendo realizado neste local uma lenta decomposição causada pelas bactérias anaeróbias
Lagoas Aeradas Facultativas	São semelhantes as lagoas facultativas convencionais, com a diferença que nas lagoas facultativas convencionais o oxigênio é obtido pela fotossíntese das algas, enquanto que nas aeradas este é obtido principalmente pela ação de aeradores.
Lagoas Anaeróbias	Dimensionadas para receber alta quantidade de carga orgânica. Normalmente, são projetadas com profundidades maiores que as facultativas. A vantagem é que com profundidades maiores, obtêm-se áreas superficiais menores, diminuindo os gastos com compra de terrenos. As desvantagens são as possíveis ocorrências de maus odores e acúmulo de materiais flutuantes. O fator temperatura é muito importante no processo, é um processo mais lento, e tem maior rendimento em temperatura entre 25 e 35°C. Por isso lagoas anaeróbias recebem uma carga de aplicação de DBO muito mais elevada que aquelas da lagoa facultativa. As lagoas anaeróbias resultam em efluentes sem oxigênio dissolvido, portanto, é importante que haja um tratamento posterior, preferencialmente um processo aeróbio.

Fonte: DEBIASI (2011) e MORAIS (2019)

3.3.1.1. Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são consideradas como técnicas de tratamento biológico muito eficiente, com mecanismos de fácil operação, poucos equipamentos e manutenção de baixo custo (FIEIRA, 2014). Apresentam-se como a forma mais simples para o tratamento dos lixiviados (ASSUNÇÃO, 2009).

Essas lagoas são reservatórios escavados diretamente no solo, com a proteção de taludes no fundo. Os parâmetros que devem ser avaliados para o emprego dessa técnica são: área disponível, topografia, grau de eficiência desejável e verba disponível (FIEIRA, 2014).

Para se obter a estabilização da matéria nesse processo, os mecanismos estão baseados nas atividades metabólicas de bactérias e algas. As primeiras são responsáveis pela produção de oxigênio, onde este é consumido pelas bactérias para oxidação da matéria orgânica. Na ausência do oxigênio, bactérias anaeróbias transformam o material através de digestão anaeróbia (VON SPERLING, 2005; VON SPERLING, 2017).

Leite *et al.* (2016) avaliaram o tratamento de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por meio de lagoas de estabilização. Os autores obtiveram uma eficiência de aproximadamente 69% na remoção de material. Além disso, eles constataram que o tratamento de lixiviado de aterro sanitário conjugado com esgoto doméstico apresenta potencial de se tornar uma promissora alternativa. Maia *et al.* (2015) avaliaram o tratamento de lixiviado de aterro sanitário em escala real, utilizando séries de lagoas de estabilização. O sistema apresentou eficiência na remoção de matéria orgânica de 80% para carbono dissolvido, 68% para DQO, 85% para DBO, 83% para nitrogênio amoniacal, 82% para nitrogênio total Kjeldahl 80% para fósforo.

Bassani (2010) avaliou o tratamento de lixiviado por lagoas de estabilização em escala real e constatou a eficiência de remoção médias de DQO e fósforo de 50 e 78%. Já na pesquisa de Lugowski *et. al* (2014), ao utilizar o sistema de lodos ativados seguidos de lagoas de estabilização após um tratamento físico-químico, observaram concentrações médias de DBO menores que 5 mg/L e eficiência de remoção de DQO de 99%.

Fieira (2014) avaliou a eficiência de lagoas de estabilização em escala real no sistema de tratamento de lixiviado proveniente de células encerradas e de células em operação. A autora observou que a eficiência de remoção do sistema de tratamento foi de 70% para DQO e (DBO).

Diante disto, percebe-se pelos resultados obtidos nas literaturas que o tratamento através de lagoas de estabilização alcança resultados satisfatórios da remoção de poluentes presentes no lixiviado de aterro sanitário (MAIA *et al.*, 2015). Apesar disso, o sistema também pode apresentar desvantagens, como mostra o Quadro 5.

Quadro 5: Vantagens e Desvantagens de Lagoas de Estabilização

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Baixo custo operacional	Utilização de grandes áreas para a sua efetiva instalação
Diversas configurações	Longo tempo de residência
	Influência da variação sazonal

Fonte: TELLES *et al.* (2010); MAIA *et al.* (2015) e PENG (2017);

3.3.1.2. Lagoas aeradas

A utilização de lagoas aeradas como forma de tratamento de lixiviado vem sendo empregada desde o início do século 20, mostrando-se uma tecnologia eficiente na remoção de matéria orgânica (QASIM e CHIANG 1994; COSTA 2015)

As lagoas aeradas podem ser definidas como bacias de profundidades que variam entre 1 a 3 metros e com paredes inclinadas, onde o fornecimento de oxigênio é realizado ou não por unidades mecanizadas especiais para aeração. As lagoas ainda apresentam baixa taxa de aplicação de carga orgânica e elevado tempo de detenção (LINS, 2011). Além do fornecimento de oxigênio, os aeradores promovem a mistura da massa líquida, bloqueando a estratificação das camadas e volatilização dos compostos tóxicos (VON SPERLING, 2002; FIEIRA, 2014).

Essas lagoas podem ser divididas em dois tipos: lagoas aeradas aeróbias e lagoas aeradas facultativas. As primeiras são aquelas onde o oxigênio necessário em toda a lagoa é suprido, de modo que impede a precipitação dos sólidos que estão em suspensão. Já as aeradas facultativas, o oxigênio introduzido na matéria líquida é a quantidade necessária para a realização do processo de degradação, porém não impende a sedimentação dos sólidos e estes passam a sofrer digestão anaeróbia no fundo da lagoa (CEPREM, 2010).

No dimensionamento da lagoa aerada, o tempo de detenção hidráulico (TDH) é o parâmetro que estabelece as suas dimensões. Esse parâmetro depende de inúmeros fatores como: taxa de degradação da matéria orgânica, carga orgânica presente, período de

reposição dos microrganismos e lodo acumulado nas lagoas. Os fatores influenciam no TDH e fazem que o mesmo seja longo, em torno de 2 e 4 dias (COSTA, 2015).

Conforme o que foi exposto nas literaturas, as eficiências de remoção de DQO e DBO_{5,20} por meio de aeração situam-se entre 22% e 99% (COSTA, 2015). Hossaka *et al.* (2007) observaram que a fração orgânica mais facilmente biodegradável é removida em até 92%.

As vantagens e desvantagens da aplicação do tratamento biológico por meio de lagoas aeradas encontram-se no Quadro 6.

Quadro 6: Vantagens e Desvantagens das Lagoas Aeradas

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Baixo custo operacional e de manutenção.	Elevada área de implantação
	Odores
Aeradores promovem a mistura da massa líquida.	Produção de lama
	Gasto com energia elétrica para funcionamento dos aeradores.

Fonte: adaptado de VON SPERLING (2002), FIEIRA (2014) e COSTA (2015).

3.3.2. Tratamentos físico-químicos

De acordo com Rocha *et. al* (2019), o lixiviado de aterro sanitário possui uma grande complexidade devido aos vários parâmetros envolvidos, ressaltando a necessidade de sua análise detalhada para que possa adotar técnicas de tratamento que sejam eficientes.

Com o objetivo de proporcionar melhoria na eficiência dos sistemas, também são utilizadas técnicas de tratamento físico-químico para a substituição ou complementação do tratamento biológico. Nesse tipo de tratamento, são utilizadas características físicas ou químicas dos componentes, aplicando um processo físico ou químico eu torne possível a remoção específica destes (RENOU *et al.*, 2008; CARARD, 2018).

O tratamento é recomendado para a remoção de poluentes inorgânicos, metais pesados, óleos e graxas, cor e materiais orgânicos não biodegradáveis e hidrólise de alguns materiais orgânicos para estabilizar e degradar a matéria (CARARD, 2018). Desse modo, é considerado um fator chave quando o lixiviado que será tratado é proveniente de aterros sanitários antigos ou quando as normas de descarga são mais restritivas (COSTA, 2015).

Os processos: separação por membrana, eletroquímica, troca iônica, evaporação natural, flotação, coagulação/floculação, precipitação química, *stripping* e adsorção, são os tipos de tratamento que podem proporcionar melhoria na eficiência do sistema, de modo que se obtenham melhor desempenho na remoção dos poluentes. O Quadro 7 apresenta os principais tipos de tratamento que são utilizados atualmente.

Quadro 7: Principais tipos de tratamento físico-químicos

PROCESSO	DESCRIÇÃO
Coagulação-floculação	Desestabilizam as partículas pequenas em suspensão para que possam se agregar e formar flocos que serão posteriormente removidos por técnicas de sedimentação, flotação ou filtração. Sua eficiência está sujeita às características do lixiviado bruto, podendo haver a necessidade de adequação periódica das condições operacionais
Precipitação	Visa a formação de complexos insolúveis que seriam facilmente separados da fase aquosa.
<i>Air Stripping</i>	Consiste na passagem de um grande volume de ar através do lixiviado, a fim de promover a transferência de massa de algumas substâncias indesejáveis da fase líquida para a fase gasosa. A eficiência desse processo ainda pode ser favorecida através do controle das condições de pH, temperatura e tempo de retenção.
Processos de separação por membranas (PSM)	Entre esses processos estão aqueles em que a membrana atua como um meio filtrante e tem como força motriz a pressão hidráulica. De forma geral, uma membrana é uma barreira que separa duas fases, restringindo o movimento dos componentes de forma seletiva.
Processos químicos de oxidação avançada	Eles se baseiam na geração de radicais livres com alto poder oxidante e responsáveis pela degradação de compostos recalcitrantes. Dentre os diversos processos físico-químicos, os processos químicos de oxidação e oxidativos avançados são os mais efetivos na degradação de compostos refratários.

Fonte: LANGE et. al (2020) adaptado pela autora.

3.4. Nitrogênio em lixiviado

O nitrogênio é um elemento que pode ser dividido em duas frações: orgânica e inorgânica. A parcela inorgânica apresenta vários estados de oxidação, sendo os mais conhecidos: NH_3 , NH_4 , NO_3 e NO_2 . Já a fração orgânica, que inclui aminoácidos e proteínas, é transformada em amônia por meio da decomposição realizada pelas bactérias e posteriormente oxidadas em nitratos e nitritos. Assim, as frações permitem obter

informações relativas à concentração de nutrientes existente no lixiviado e sobre o grau de estabilização (TECHOBANGLOUS, BURTON e STENSAL, 2003; COSTA, 2015).

De acordo com Bhalla, Saini e Jh (2013), são encontradas altas concentrações de nitrogênio amoniacal nos lixiviados, que podem provocar diversos problemas ao meio ambiente. Mais especificamente, nos sistemas de tratamento, o nitrogênio amoniacal pode ocasionar odores e ser tóxico para a atividade dos microrganismos (ARAÚJO, 2020). Devido as altas concentrações, o nitrogênio total e o nitrogênio amoniacal merecem uma atenção especial, pois impõem limitações nos processos de tratamento (COSTA, 2015).

Um dos principais problemas relacionados ao lançamento de lixiviado em corpos d'água receptores é a alta concentração de nitrogênio amoniacal. Este, na forma de amônia livre, é identificado como um dos poluentes mais tóxicos para os animais aquáticos. Outro fator negativo associado a amônia livre é a demanda de oxigênio para a realização do processo de nitrificação. Vale ressaltar que o aumento da temperatura também aumenta a toxicidade da amônia (BARBOSA, 2010).

Os processos biológicos apresentam limitações para remoção de amônia e outros compostos durante o tratamento de lixiviados, prejudicando assim a sua eficiência. Desse modo, é necessário a aplicação de tratamentos físico-químicos para melhorar a eficácia do sistema e remover os poluentes (RUBLESKE *et al.*, 2015).

Os processos físico-químicos são adequados não apenas para a remoção de substâncias do lixiviado maduro, que são de difícil remoção pelos tratamentos biológicos, como também faz parte de uma etapa de refinamento para este tipo de sistema, gerando maiores eficiências (CARARD, 2018).

3.4.1. Remoção de amônia

Quando lançada no meio ambiente, a amônia pode ocasionar um grande impacto ambiental, uma vez que essa substância é tóxica, em especial aos recursos hídricos e também ao homem (RUBLESKE *et al.*, 2015).

Com base no que foi exposto por Moraiva (2010), substâncias voláteis podem ser removidas do lixiviado por volatilização, utilizando processos físico-químicos. Com relação a amônia, para que seja removida é necessário aumentar o pH do meio, de modo que o íon seja transformado em amônia livre. Essa elevação favorece a presença de NH_3 . Quando o pH é neutro, todo o nitrogênio presente no lixiviado está na forma de NH_4^+ .

A amônia é quase cem vezes mais tóxica nas espécies aquáticas do que a sua forma ionizada. A toxicidade se deve a difusão da substância pela membrana epitelial dessas espécies, de modo que dificulta a eliminação dos poluentes por mecanismos naturais (SILVA; JARDIM, 2007; CAMPOS *et al.*, 2010).

A variação das características do lixiviado de um aterro sanitário que possui concentrações de amônia dissolvidas elevadas, exige que sejam aplicadas técnicas de tratamento para a remoção desse poluente, visando minimizar os impactos ambientais (CAMPOS *et al.*, 2010; DESTRO, 2020).

Devido ao fato de o nitrogênio molecular possuir baixo peso molecular, na forma de amônia pode ser removido por uma variedade de métodos, incluindo físicos, químicos e biológicos. A remoção deste contaminante é eficiente através de processos físicos, tais como *stripping* ou por processos biológicos de nitrificação-desnitrificação (CAMPOS *et al.*, 2010).

3.4.2. *Air stripping*

O *stripping* é um método muito utilizado para remoção de amônia. Consiste na passagem de uma grande quantidade de ar através do lixiviado, de modo que promova a transferência de massa de alguns poluentes da fase líquida para gasosa. O *stripping* com o ar, *Air Stripping*, pode ser usado para remover metano, íon amônio e compostos orgânicos voláteis em lixiviados (LANGE *et al.*, 2020).

De acordo com Santos (2011) “O *air stripping* ocorre quando o efluente líquido contendo amônia na forma livre entra em contato com um fluxo de ar forçado. Com relação à direção e ao sentido dos escoamentos de ar e de líquido, os sistemas de arraste podem ser divididos em três categorias: escoamento em contracorrente - ar e líquido em sentidos opostos; escoamento co-corrente - ar e líquidos no mesmo sentido e escoamento cruzado - ar e líquido em direções opostas”.

Os sistemas podem ser diferenciados, com relação à dispersão das fases líquida e gasosa, em: sistemas onde a fase líquida é contínua, havendo dispersão da fase gasosa; e onde a fase gasosa é contínua e há dispersão da fase líquida. O primeiro recebe o nome de **tanque** de arraste ou tanque de *air stripping* e são reservatórios dotados de aeradores. Já o segundo tipo recebe o nome de **torre** de arraste ou torre de *air stripping* (SANTOS, 2011).

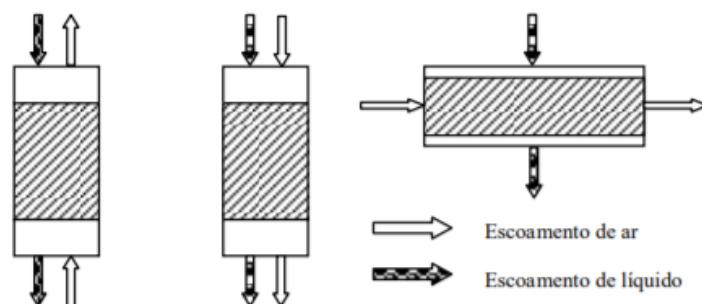


Figura 1: Direção e sentido dos escoamentos de ar e líquido mais praticados nos sistemas de arraste.

Fonte: Santos (2011)

Esta técnica aplicada para remoção da amônia dos lixiviados é o tratamento mais aplicado como alternativa à nitrificação biológica. A eficiência do processo pode ser favorecida através de condições como: controle de pH, temperatura e tempo de retenção. A Figura 2 apresenta a representação esquemática do processo aplicado no tratamento de lixiviado (LANGE *et al.*, 2020).

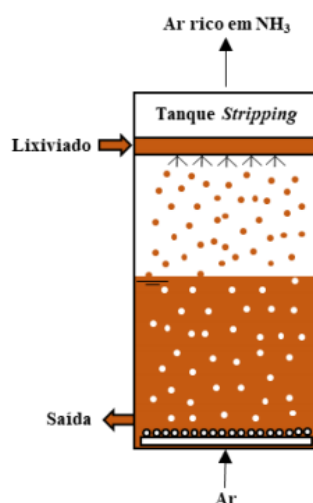


Figura 2: Representação esquemática do processo de *stripping* aplicado ao tratamento

Fonte: LANGE *et al.*, (2020)

Rubleske *et al.* (2015) realizaram um estudo com o tratamento de lixiviado de aterro sanitário de curtume através do processador de *air stripping*. Os autores adotaram o método de coluna de arraste, realizando-se um estudo preliminar com solução sintética 1000 ppm de amônia. A torre foi operada em regime de batelada, em contracorrente e teve tempo de ciclo (TC) de 24 horas. No interior da torre de *stripping*, o fluxo de ar teve sentido ascendente e o fluxo da solução sintética sentido descendente. Diante desse

contexto, durante o processo de tratamento do lixiviado, a eficiência total durante as 24 horas de ciclo de operação foi de 43%.

Felici *et al.* (2019) realizaram estudos para averiguar a remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário por *stripping*. O sistema foi construído em uma etapa prévia de um sistema piloto que consistiu o tratamento biológico em batelada de lixiviado de aterro sanitário. O tempo de detenção nos tanques de *stripping* permaneceu entre 17 e 25 dias, com remoção de nitrogênio amoniacal variando entre 47 e 58%. Observou-se ainda, que a taxa de decaimento de nitrogênio amoniacal permaneceu constante durante todo o processo.

Ferraz (2010) estudou a recuperação da amônia liberada no processo de *air stripping* aplicado no tratamento do lixiviado de aterros sanitários. A autora obteve uma eficiência de 80% com lixiviado de até 3000 mg/l $\text{nh}_3\text{-n}$. Já a eficiência obtida no arraste de amônia de até 99%, sendo que a alcalinização prévia do lixiviado foi um fator fundamental na redução do tempo necessário para que a remoção da amônia alcançasse padrões desejáveis.

Apesar dos resultados satisfatórios obtidos nas literaturas, o processo de *air stripping* apresenta diversas desvantagens e limitações. O Quadro 8 apresenta algumas dessas desvantagens.

Quadro 8: Vantagens e Desvantagens do processo *air stripping*

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Remoção de poluentes	Liberação de NH_3 na atmosfera
	Formação de precipitação de carbonato de cálcio na torre de stripping quando a cal é usada para ajuste o pH.
Melhoria da eficiência do sistema de tratamento de efluentes	Necessidade de grande torre de stripping para evitar a formação de espuma.
	Eficiência de remoção de DQO limitada.

Fonte: adaptado de LANGE *et al.* (2020)

3.4.3. Nitrificação

Nos processos de tratamento biológico, os compostos nitrogenados podem ser removidos por meio de duas etapas: nitrificação e desnitrificação. A nitrificação é caracterizada como o processo onde a amônia é oxidada pelos microrganismos e transformada em nitrito e nitrato (METCALF e EDDY, 2016; AMORIM *et al.*, 2021).

Os seres autotróficos quimiossintetizantes são os microrganismos envolvidos no processo, tendo o gás carbono como sua principal fonte de carbono. Já com relação a energia, esta é obtida através da oxidação de substratos inorgânicos, como a amônia. Os principais microrganismos responsáveis pela transformação do nitrogênio são bactérias como as do gênero *Nitrosomonas*, que convertem a amônia a nitrito e como as do gênero *Nitrobacter*, que convertem o nitrito a nitrato. Sob condições anóxicas, o amônio oxidado é então convertido por bactérias heterotróficas em nitrogênio gasoso (ASSUNÇÃO, 2009; CHANG *et al.*, 2011).

Para a realização do processo, é necessário que sejam avaliados alguns parâmetros para que a nitrificação ocorra de forma satisfatória. Dentre esses parâmetros, destacam-se: pH, temperatura e concentrações de Oxigênio Dissolvido (OD) (ZOPPAS, BERNADES e MENEGUZZI, 2016).

Se o pH é alcalino, o equilíbrio se desloca para a formação de amônia, favorecendo a atividades das *Nitrosomonas*. A atividades das *Nitrobacter* depende da concentração de amônia. Com relação a temperatura, a velocidade de nitrificação diminui quando a temperatura do lixiviado de encontra abaixo de 10°C, enquanto que temperaturas entre 28 e 30°C estimulam o crescimento das duas bactérias. Ademais, o oxigênio é um dos parâmetros mais importantes no processo, uma vez que concentrações menores que 2 mg/L podem limitar parcial ou totalmente as atividades das bactérias nitrificantes (ZOPPAS, BERNADES e MENEGUZZI, 2016).

Welander e Henrysson (2010), tratando lixiviado de aterro sanitário por meio da combinação de nitrificação, precipitação com cloreto férrico e adsorção em carvão ativado (2 a 10 g/L), alcançaram a remoção de matéria orgânica igual a 96%.

Liang e Liu (2008) realizaram um estudo sobre os fatores que influenciam o processo de nitrificação via nitrito no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, por meio de um reator de leito fixo e fluxo ascendente. O estudo durou cerca de 166 dias. Como resultados, os autores expõem que a inibição da oxidação ocorreu de forma satisfatória. A porcentagem de acúmulo de nitrito foi maior que 95% e a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal variou de 54 até 73%.

Spagni e Marsili-Libelli (2009) avaliaram o tratamento de lixiviado de aterro por meio de RSB com nitrificação e desnitrificação via nitrito. O estudo durou cerca de 300 dias e possui uma eficiência de remoção média de nitrogênio amoniacal de 95%.

Apesar da literatura demonstrar uma remoção satisfatória de amônia no lixiviado, o processo de nitrificação é limitado pela concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) e temperatura. Além disso, o processo pode ser inibido pela concentração de amônia e ácido nitroso (ZOPPAS, BERNADES e MENEGUZZI, 2016). O Quadro 9 apresenta algumas das vantagens e desvantagens do processo.

Quadro 9: Vantagens e Desvantagens do processo Nitrificação

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Remoção de poluentes	Custo elevados para implementar a aeração
Melhoria da eficiência do sistema de tratamento de efluentes	Utilização de compressores de energia

Fonte: adaptado de ZOPPAS, BERNADES e MENEGUZZI, 2016

3.4.4. Desnitrificação

A segunda parte do processo de remoção biológica de nitrogênio diz respeito à desnitrificação. Ela é a redução bioquímica não assimilatória no NO_3^- em condições anóxicas ou de baixa pressão de oxigênio. O processo é realizado por microrganismos desnitrificantes heterotróficos que em sua maioria são anaeróbios facultativos. Os gêneros mais comuns são *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus* e *Thiophthora* (ASSUNÇÃO, 2009; BARBOSA, 2010; SANTANA, 2013, ZOPPAS, BERNADES e MEENEGUZZI, 2016).

Na desnitrificação, os microrganismos envolvidos na decomposição de matéria orgânica possuem a capacidade de utilizar o nitrato e o nitrito como aceptores de elétrons, liberando N_2 e óxido nitroso para a atmosfera. O processo requer fontes de carbono orgânico e produz uma série de produtos intermediários: nitrito, óxido nítrico (NO) e óxido nitroso (N_2O). Vale ressaltar que a emissão de N_2O é de grande importância, uma vez que o gás é um dos principais causadores do efeito estufa (ASSUNÇÃO, 2009; SANTANA, 2013).

De acordo com Garcia (2005), os fatores que exercem maior influência no processo de desnitrificação são: concentração e tipo de substrato, concentração de oxigênio dissolvido, concentração de nitrato, temperatura e pH. No processo, o pH sofre elevação por meio da produção de alcalinidade. A temperatura afeta a taxa de crescimento de biomassa e remoção de nitrato (BARBOSA, 2010).

A utilização do processo de nitrificação/desnitrificação para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário torna-se atrativa, visto que o efluente apresenta baixa relação

carbono/nitrogênio, variação de pH dentro da faixa adequada, com exceção de células de aterro muito novas que geralmente possuem pH mais ácido (SANTANA, 2013).

Li *et al.* (2014) avaliaram remoção de nitrogênio do lixiviado gerado em aterro sanitário maduro, por meio de pós-desnitrificação em SBR sem adição de uma fonte externa de carbono. Em seus resultados, os autores relataram que é viável a remoção de nitrogênio através do processo aplicado e que essa atingiu valores entre 97,1 e 98,7 %.

Cortez *et al.* (2010) estudaram o tratamento de lixiviado proveniente de aterro sanitário maduro, por meio da desnitrificação e da ozonização. Os autores avaliaram o lixiviado que possuía uma alta carga de nitrato, aplicando a desnitrificação em uma RBC anóxica em escala de laboratório, com ozonização para favorecer a biodegradabilidade da carga orgânica. A eficiência de remoção do nitrato foi de 99%. Além de remoção, os autores também expõem que o gás produzido no processo era formado por 92% de nitrogênio molecular e 0,2 % de N₂O, onde este último é prejudicial ao meio ambiente.

Plug, Cibati e Trois (2015) avaliaram o uso de resíduos orgânicos em diferentes graus de maturidade como fonte de carbono para a desnitrificação de lixiviado de aterro. Os autores utilizaram cinco tipos de resíduos: resíduos de hortas comerciais frescas, de jardim comercial compostados imaturamente, de hortas domésticas e de resíduos de hortas domésticas compostados imaturamente. As eficiências dos materiais para atuar como fonte de carbono para sustentar o processo de desnitrificação se mostraram satisfatórias. Todos os substratos alcançaram remoção total de nitrato.

Apesar da literatura obter resultados satisfatórios com a aplicação do processo de desnitrificação, este ainda pode apresentar alguns problemas. O Quadro 10 apresenta algumas das vantagens e desvantagens do sistema.

Quadro 10: Vantagens e Desvantagens do processo Desnitrificação

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Remoção de poluentes	Acúmulo de nitrito e nitrato quando a fonte de carbono é insuficiente
	Resíduos orgânicos em excesso quando a fonte de carbono está em excesso.
Melhoria da eficiência do sistema de tratamento de efluentes	Necessidade de utilização de fonte externa de carbono
	Liberação de gases do efeito estufa.

Fonte: adaptado de BARBOSA, 2010; ZOPPAS, BERNADES e MENEGUZZI, 2016;

4. METODOLOGIA

4.1. Definição da área de estudo

A área de estudo desse presente trabalho é a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da Central de Tratamento de Resíduos de Maceió/AL. O aterro está localizado na parte alta da cidade, no bairro Benedito Bentes e possui as seguintes coordenadas: 9°33'44.14'' de latitude Sul e 35°41'36.21'' de longitude Oeste (Figura 3).



Figura 3: Localização do Aterro Sanitário de Maceió

Fonte: Autora (2022)

Até o ano de 2010, os resíduos sólidos urbanos coletados no município de Maceió/AL eram destinados para o antigo lixão. Após o encerramento do lixão, os resíduos passam a ser destinados para a Central de Tratamento de Resíduos de Maceió (CTR/MA), também conhecido como aterro sanitário de Maceió (ARAÚJO, 2019).

A área onde o aterro foi implantado possui cerca de 114 ha e sua operação iniciou-se no dia 30 de abril de 2010. O aterro recebe apenas resíduos classificados em Classe II, conforme a NBR 10.004, e possui as seguintes unidades de recebimento de resíduos: célula de recepção de resíduos Classe IIA, célula de recepção de resíduos Classe IIB, célula de recepção de animais mortos e célula de recepção de resíduos vegetais oriundos das podas urbanas. Ademais, o local possui além das células de destinação dos resíduos, área de criação de mudas, setor administrativo, alojamento para os trabalhadores, estacionamento e área de visita.

O lixiviado gerado pelas células de recebimento dos resíduos é encaminhado para a Estação de Tratamento de Efluente (ETE) do aterro. A ETE é composta por um sistema de pré-tratamento biológico seguido de pós-tratamento físico-químico, contendo as seguintes unidades:

- Pré-tratamento
 - 1 Lagoas anaeróbia;
 - 2 lagoas de pré-aeração;
 - 1 lagoa aerada;
- Pós-tratamento
 - 1 sistema físico-químico por coagulação, floculação e decantação;
 - 1 sistema de filtração por carvão ativado e zeólitas;
 - 1 sistema de nanofiltração;
 - 1 sistema de osmose reversa e,
 - 1 sistema de filtração por zeólitas.

A Figura 4 ilustra as etapas da estação de tratamento de efluentes do Aterro sanitário de Maceió.

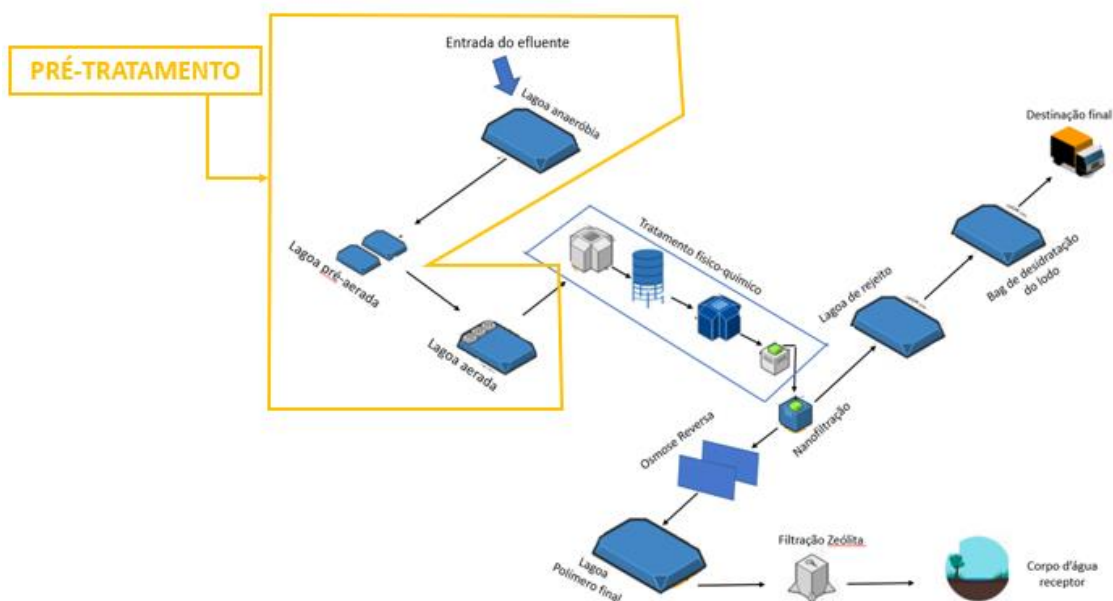


Figura 4: Esquematização do processo de tratamento de lixo do aterro de Maceió
 Fonte: Adaptado de ARAÚJO (2019).

4.2. Planejamento metodológico

O planejamento metodológico que foi desenvolvido nesta pesquisa está disposto no fluxograma abaixo:

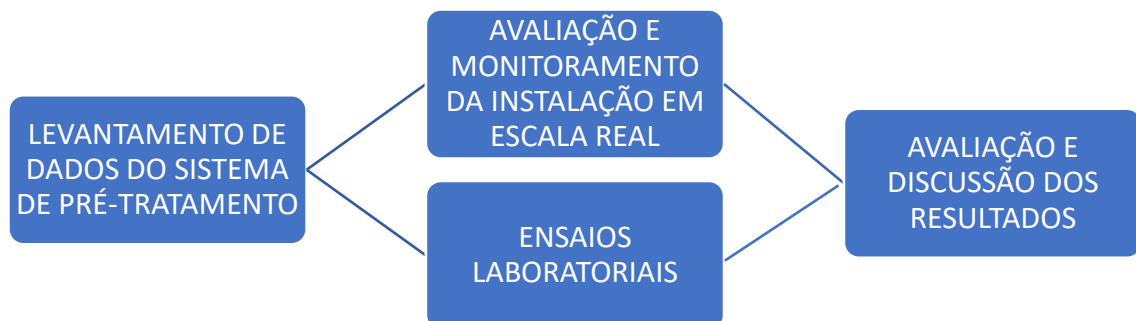


Figura 5: Fluxograma do planejamento metodológico

Fonte: Autora (2022)

4.3. Caracterização temporal, qualitativa e quantitativa, do lixo bruto

A caracterização temporal foi feita utilizando dados secundários fornecidos pela operadora do aterro, sendo a qualitativa realizada por meio de análises físico-químicas, e a quantitativa por meio de medições de vazão do lixo que chega às lagoas.

Ademais, também se realizou pesquisas de artigos e materiais relacionados ao aterro sanitário, mais especificamente quanto a geração e composição do lixo, bem como o seu tratamento.

4.3.1. Análises físico-químicas

Para caracterização temporal qualitativa do lixiviado foram utilizados dados secundários levantados pela CTR de Maceió, referente ao período dos últimos 6 anos (2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021), para analisar sua variabilidade ao longo do tempo.

Os parâmetros utilizados para essa caracterização foram DBO, DQO, pH, série de sólidos, série nitrogenada, ácidos, alcalinidade, ferro, manganês, cor e turbidez, cujas análises foram realizadas em laboratório terceirizados, contratados pela V2 Ambiental, empresa que opera o aterro sanitário. Esses dados foram alocados em tabelas do excel e calculadas a média e o desvio padrão.

Os dados foram agrupados em períodos de estiagem e chuvosos, e após o agrupamento dos dados, aplicou-se uma análise estatística descritiva a partir do uso de diagramas de caixa (boxplots) para facilitar a visualização da distribuição dos valores (Figura 6).

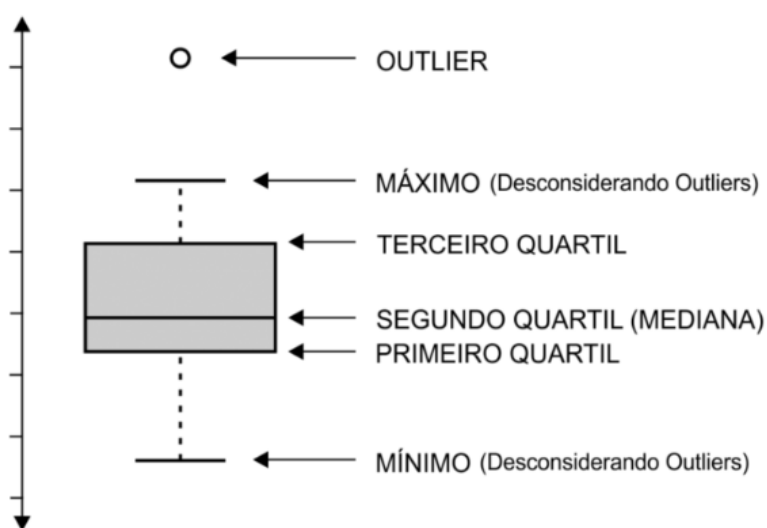


Figura 6: Componentes do gráfico boxplots

4.3.2. Medição de vazão do lixiviado

Os dados de vazão de geração de lixiviado foram obtidos através da empresa que opera a CTR (V2 Ambiental). Os dados fornecidos foram referentes a operação da ETE entre os anos de 2016 – 2022.

A metodologia de medição de vazão envolve, primeiramente, a aferição da vazão da bomba que recalque de lixiviado, que fica localizada no poço de sucção da elevatória de lixiviado bruto, como mostra a Figura 7.



Figura 7: Poço de sucção da elevatória onde fica a bomba de recalque

Fonte: Autora (2022)

Para a realização da medição da vazão utiliza-se um recipiente com um volume de 80 L, onde cronometra-se o tempo em que esse volume é preenchido. Após essa medição, leva-se em consideração o tempo em que a bomba funciona durante um dia. Posteriormente, calcula-se o volume diário gerado de lixiviado pelo tempo de bombeamento. Desse modo, obtém-se um volume diário que representará a vazão.

Por fim, após o cálculo do volume diário, adiciona-se ao dado o volume diário de água que precipita na lagoa devido à chuva, multiplicando a área da lagoa pela precipitação diária. A precipitação é obtida através de um posto pluviométrico instalado na CTR (Figura 8). Vale ressaltar que pela metodologia adotada para a obtenção da vazão, trata-se de estimativa, visto que não é utilizado um equipamento específico para a medição desse parâmetro.



Figura 8: Estação pluviométrica no aterro sanitário de Maceió.

Fonte: Araújo (2019)

Os dados de vazão foram agrupados em períodos de estiagem e chuvosos, e após o agrupamento gerou-se gráficos para facilitar a visualização do comportamento quantitativo temporal do lixiviado, estimando sua vazão mínima, média e máxima, ao longo do período de 2016-2022.

4.4. Acompanhamento operacional do sistema de pré-tratamento

O acompanhamento operacional do sistema de pré-tratamento da ETE do aterro foi realizado levando-se em consideração os períodos de chuva e de estiagem, visto que o volume de lixiviado gerado sofre interferência dessa sazonalidade. Para tanto foram realizados o levantamento do fluxograma operacional e dos parâmetros operacionais da ETE.

4.4.1. Fluxograma operacional

Durante o período da pesquisa, out/2021 a jun/2022, foram realizadas visitas na área de estudo, para verificar a operação e o funcionamento da ETE, e fazer o registro fotográfico. Além disso, foram coletadas informações e dados relevantes acerca do histórico de funcionamento da estação, e das tecnologias adotadas durante o período utilizado para caracterização temporal.

4.4.2. Parâmetros operacionais

Para obtenção das dimensões das lagoas que compõem do sistema de pré-tratamento do lixiviado, foram realizadas visitas de campo. Somando-se as visitas foram utilizados os dados dos documentos da ETE e também as consultas realizadas junto ao corpo técnico responsável pela operação da ETE.

Ademais, a partir dos dados de caracterização quantitativa e qualitativa do lixiviado foi calculado os parâmetros usualmente utilizados no dimensionamento de lagoas de estabilização e aeradas: cargas orgânicas volumétricas, cargas orgânicas superficiais, tempo de detenção hidráulica. Realizou-se o cálculo para duas situações: tempo de estiagem e seco.

Os dados obtidos nos cálculos foram comparados com dados apresentados na literatura correlata.

4.5. Monitoramento do sistema de pré-tratamento

4.5.1. Pontos de coleta

Para avaliação e monitoramento do pré-tratamento existente foram coletadas amostras diretamente no aterro sanitário de Maceió, com frequência quinzenal, após cada etapa do pré-tratamento, totalizando 4 pontos de coleta: (P1) lixiviado, (P2) efluente da lagoa anaeróbia, (P3) da lagoa de pré-aeração e (P4) efluente da lagoa final, como ilustrado na Figura 9.

Ao total, foram realizadas 13 coletas em uma frequência quinzenal, entre os meses de outubro de 2021 e junho de 2022. Para as coletas utilizou-se garrafas de plástico, luvas, balde e caixa térmica.

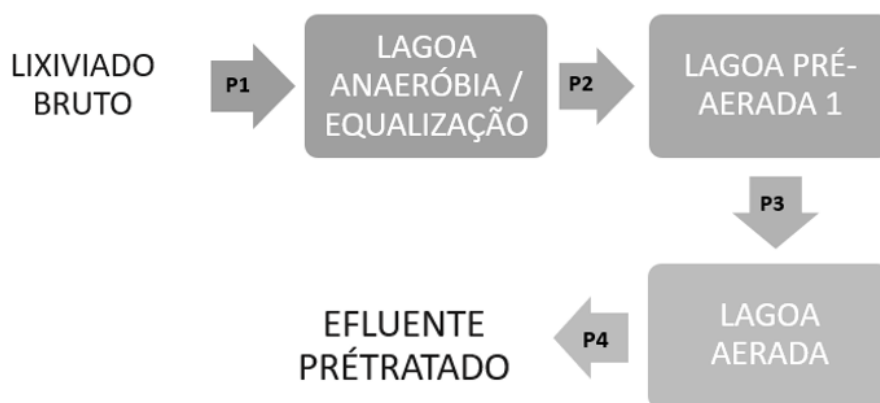


Figura 9: Localização dos pontos de amostragem.

Fonte: Autora (2022)



Figura 10: Coleta do efluente
Fonte: Autora (2022)

As amostras foram coletadas, armazenadas em garrafas plásticas e alocadas em uma caixa térmica, para que pudessem ser transportadas até a Universidade Federal de Alagoas. Posteriormente, as amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), localizado no Centro de Tecnologia/UFAL, para serem analisadas.

4.5.2. Parâmetros de monitoramento

Até o presente momento, não existem parâmetros estabelecidos por legislação que especifique o que deve ser avaliado e monitorado quanto ao tratamento do lixiviado gerado em aterros sanitários. Porém, a Resolução CONAMA nº 430, dispõe em seu art. 16, parágrafo 1º, que os efluentes provenientes de sistema de disposição final de resíduos sólidos, independente da sua origem, devem atender as condições e padrões definidos no artigo. Desse modo, na pesquisa, utilizou-se parâmetros comumente monitorados: DBO,

DQO, pH, série de sólidos, série nitrogenada, ácidos, alcalinidade, ferro, manganês, cor e turbidez.

O monitoramento foi realizado por meio de análises dos parâmetros físico-químicos, realizadas em duplicatas ao longo de todo o período experimental e com frequências quinzenais, conforme apresentado no Quadro 11.

Quadro 11: Monitoramento das análises

Parâmetro	Frequência	Método
Cor	Quinzenal	Espectrofotométrico
Turbidez	Quinzenal	Nefelométrico
Sólidos Totais, Fixos e Voláteis	Quinzenal	Gravimétrico
pH	Quinzenal	Potenciométrico
Alcalinidade	Quinzenal	Titulométrico
Ferro	Quinzenal	Espectrofotométrico
Série nitrogenada	Quinzenal	Titulométrico/Espectrofotométrico
DBO _{5,20}	Quinzenal	Estufa Incubadora de DBO
DQO	Quinzenal	Espectrofotométrico
Ácidos voláteis	Quinzenal	Titulométrico
Manganês	Quinzenal	Espectrofotométrico
Ferro	Quinzenal	Espectrofotométrico

Fonte: Autora (2022)

Todas as análises foram realizadas seguindo o manual do Laboratório de Processos Biológicos (Métodos Analíticos Aplicados de Processos Biológicos de Tratamento de Águas Residuárias) – LPB, da EESC/USP (2021).

As eficiências das remoções das concentrações dos parâmetros de DBO, DQO e Nitrogênio amoniacal foram avaliadas comparando-se os dados de entrada e saída de cada ponto de coleta, para obter informações sobre a eficiência de cada etapa tratamento existente.

A análise foi feita de forma global e agrupados em períodos de estiagem e chuvosos. Após o agrupamento dos dados, aplicou-se uma análise estatística descritiva a partir do uso de diagramas de caixa (boxplots) para facilitar a visualização da distribuição dos valores.

4.6. Avaliação e Discussão dos resultados

Para avaliar a eficácia do sistema em escala real, foram realizadas comparações entre os resultados obtidos na entrada e saída de cada unidade operacional, agrupadas por sazonalidade (seco e chuvoso). Esses resultados estão dispostos em gráficos para que assim se possa observar o comportamento do sistema ao longo do período analisado.

Além disso, também foram elaborados gráficos boxplot para realização de uma avaliação do comportamento de cada parâmetro durante o período seco e período de estiagem.

Realizou-se, através dos ensaios laboratoriais, uma análise nas concentrações de N-amoniacal, N-nitrito e N-nitrato das lagoas e o lixiviado bruto para monitoramento da remoção de nitrogênio no sistema de pré-tratamento. Com os dados, foi feita uma avaliação e discussão do processo de amonificação e nitrificação do efluente nas lagoas anaeróbia e aeróbia.

Como os dados levantados levam em conta a variação de vazão, que intrinsecamente está associado com períodos secos e chuvosos e a qualidade do efluente, devido ao aumento de volume e diluição no lixiviado em período chuvoso, tabelou-se os dados para acompanhamento da situação.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização quantitativa do lixiviado bruto

O gráfico da Figura 11 apresenta o volume de lixiviado gerado e a precipitação pluviométrica entre os anos de 2016 e 2021.

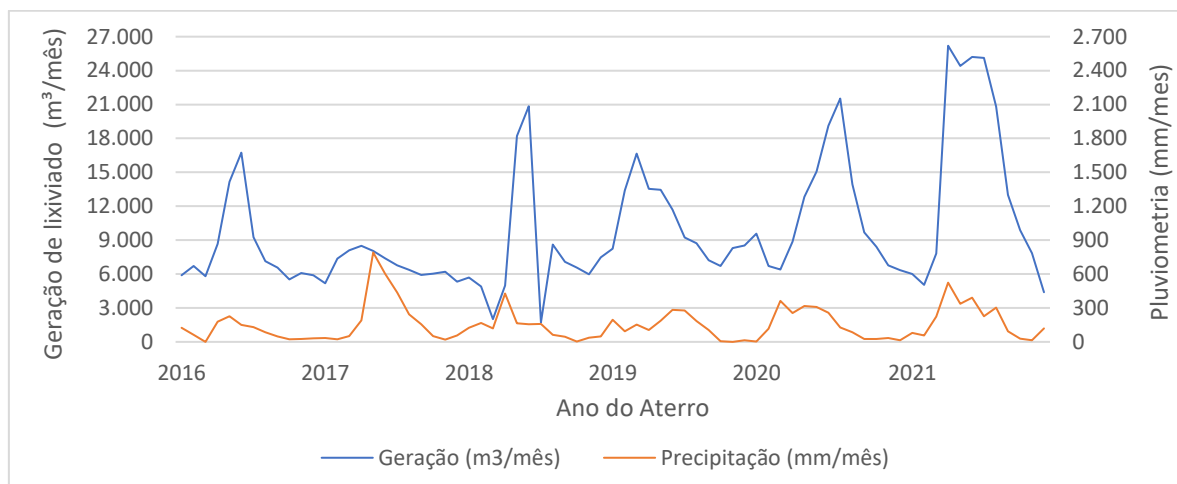


Figura 11: Volume de lixiviado e precipitação

Fonte: A autora (2020)

Ao observar o gráfico, pode-se notar que nos meses onde a precipitação é maior, há um aumento também na geração de lixiviado, inclusive, porque no cálculo da estimativa da vazão de lixiviado é levado em conta a precipitação nas lagoas. Com o comportamento do gráfico, pode-se estabelecer uma relação direta entre os dois parâmetros, de modo que quanto maior for a precipitação, maior será a geração do volume no período analisado. Deste modo, assim como exposto por Guo *et al.* (2010) e Adhikari *et al.* (2014), a precipitação possui influência na quantidade de lixiviado gerado.

Como relatado por Araújo (2019), a relação direta entre os dois parâmetros também é um indicativo que o maior volume de água percolada nas células, durante as épocas de elevadas precipitações, e consequente aumento na geração de lixiviado, pode ter relação direta com baixa compactação dos resíduos nas células, insuficiência do sistema de drenagem de águas pluviais implantado no aterro sanitário e frentes de trabalho com áreas grandes sem cobertura.

Na ocorrência de elevados níveis de precipitação, de acordo com Monteiro, Jucá e Rêgo, citados por Araújo (2019), pode-se observar a diminuição de concentração em algumas variáveis físico-químicas dos lixiviados. Essa diminuição é consequência de uma

maior infiltração de águas no maciço, que ocasiona o aumento da biodegradabilidade do lixiviado.

Os dados referentes a geração de lixiviado foram divididos em dois períodos: seco (setembro – março) e chuvoso (abril – agosto). Os gráficos da Figura 12 mostram o comportamento do efluente durante os dois períodos, e a Tabela 3 e a Tabela 4 apresentam os dados de média e desvio padrão dos anos de 2016 – 2021, da geração de lixiviado e precipitação durante os períodos chuvoso e seco, respectivamente.



Figura 12: Média anual dos dados de precipitação e geração de lixiviado no período seco e chuvoso
Fonte: Autora (2022)

Tabela 3: Média anual da precipitação e geração de lixiviado durante o período seco (setembro – março)

Ano	Geração de lixiviado (m ³ /mês)		Precipitação(mm/mês)	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
2016	6.073,79	424,20	52,37	40,27
2017	6.309,48	1.062,50	56,41	46,57
2018	5.676,66	1.840,16	77,91	60,13
2019	9.866,17	3.700,50	80,76	77,32
2020	8.784,43	2.648,01	93,21	125,64
2021	7.715,63	2.992,65	88,21	69,73

Fonte: Autora (2022)

Tabela 4: Média anual da precipitação e geração de lixiviado durante o período chuvoso (abril – agosto)

Ano	Geração de lixiviado (m ³ /mês)		Precipitação(mm/mês)	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
2016	11.192,04	4.063,36	154,64	52,44
2017	7.410,30	877,41	452,88	249,82
2018	10.877,97	8.313,69	193,44	136,72
2019	11.331,80	2.278,43	207,44	74,34
2020	15.484,27	5.021,61	253,20	75,81
2021	24.352,49	2.071,96	356,80	111,32

Fonte: Autora (2022)

Vale ressaltar que os dados de vazão de geração de lixiviado no aterro foram fornecidos pela equipe operadora da ETE. As planilhas obtidas apresentavam a vazão em m³/dia, onde foram convertidas em m³/mês multiplicando-se cada vazão por 30 dias. Após esse cálculo, realizou a conversão para L/s. Ademais, calculou-se as vazões mínima, média mínima, média, média máxima e máxima utilizando software excel (Tabela 5).

Tabela 5: Vazões do sistema de pré-tratamento

Vazão	Valor (m ³ /mês)	Valor (L/s)
Mínima	1.724,83	0,7
Média mínima	6.768,16	2,6
Média	9.947,12	3,8
Média máxima	14.811,45	5,7
Máxima	26.197,84	10,1

Fonte: Autora (2022)

Realizando uma comparação, utilizando os dados gerais fornecidos pelos operadores da ETE, entre os dois períodos, observa-se que durante a época chuvosa houve um volume maior de lixiviado, com média de 13.441,48 m³/mês, quando comparado com a época seca, com média de 7.404,36 m³/mês. O aumento na geração de lixiviado na época chuvosa está associado as elevadas precipitações, uma vez que ocorre a mistura da

água precipitada com o chorume que está sendo gerado na degradação dos resíduos, aliado ao volume precipitado sobre as lagoas.

A geração de lixiviado na época chuvosa apresentou uma média máxima de 24.352,49 m³/mês e uma média mínima de 7.410,30 m³/mês. Já na época de seca, a média máxima foi de 9.866,17m³/mês e média mínima de 5.676,66 m³/mês. Com relação a precipitação, na época chuvosa a média encontrada foi de 269,73 mm/mês e de 74,81 mm/mês na época de estiagem, demonstrando assim a influência da precipitação na produção de lixiviado.

O mesmo foi exposto por Viera *et al.* (2020), que avaliaram o desempenho operacional de uma estação de tratamento de lixiviado composta por uma lagoa anaeróbia, seguida de duas lagoas facultativas, duas lagoas aeradas, tratamento físico-químico (baseado em coagulação e floculação com a utilização de PAC), duas lagoas de decantação, desinfecção (com o uso de pastilhas de cloro antes da zona de mistura da calha Parshall) e, por fim, descarte no corpo receptor. Analisando as vazões, os autores notaram que quanto maior o volume precipitado, mais lixiviado era gerado dentro da ETE.

5.2. Caracterização qualitativa do lixiviado bruto

Para a caracterização temporal do lixiviado, observou-se os dados secundários do lixiviado bruto, ao longo dos últimos cinco anos, os quais foram assim agrupados e discutidos:

- **Físicos:** Sólidos Totais, Sólidos Fixos, Sólidos Voláteis,
- **Químicos:** pH, DBO, DQO, Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Alcalinidade Total
- **Metais:** Manganês

Vale ressaltar que entre o período de janeiro de 2016 até dezembro de 2017, não foram realizadas análises de sólidos totais, fixo e voláteis. De uma forma geral, observa-se que a maioria as análises começaram a ser uniformizadas a partir do ano 2018. O parâmetro de série de sólidos e nitrogênio, por exemplo, só apresenta resultados a partir desse período.

Os dados de medias anuais e desvio padrão (DP) do lixiviado bruto, no período seco e chuvoso, estão apresentados na Tabela 13 e na Tabela 14 no Apêndice A.

5.2.1. Parâmetros Físicos

5.2.1.1. Sólidos totais, fixos e voláteis

A concentração de sólidos refere-se ao resíduo total presente no substrato, quer seja de origem orgânica ou inorgânica, e é um indicador da massa total a ser tratada. O gráfico na Figura 13 representa a evolução dos Sólidos Totais, Fixos e Voláteis durante 5 anos (2016-2021) de operação do aterro sanitário.

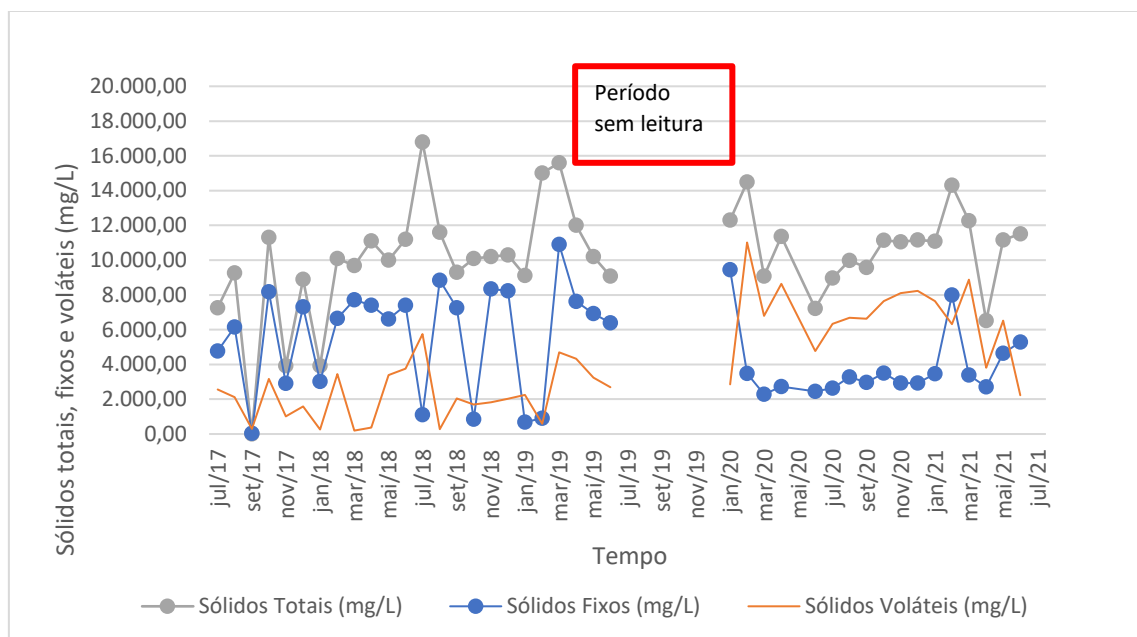


Figura 13: Evolução dos sólidos do lixiviado entre 2016 e 2021

Fonte: Autora (2022)

Analisando o gráfico, observa-se que no ano de 2016 não houve dados sobre a série de sólidos presente no lixiviado. Após o primeiro ano de análise, nota-se que os sólidos demonstraram um padrão de crescimento ao longo dos outros anos. Porém, para os sólidos fixos não foi constatado o mesmo padrão de crescimento em todos os anos analisados. Além disso, observou-se que durante janeiro/2020 até janeiro/2021 os sólidos fixos mantiveram-se menores do que os sólidos voláteis. Ademais, de modo geral, a partir do ano de 2019 houve uma diminuição desse parâmetro.

De acordo com o que foi exposto por Ferreira (2010), a faixa mais provável de concentração de sólidos totais nos aterros do Brasil é de 3200 – 14.000 mg/L. Os dois períodos apresentaram valores que condizem com a autora. Ademais, houve uma variação (2,81%) nas concentrações do parâmetro em relação aos dois períodos. Essa variação pode ter sido consequência do número de dados inferiores para o período chuvoso, uma vez que a maioria das análises foram realizadas em período de menores precipitações.

Os sólidos fixos do lixiviado analisado neste trabalho representam cerca da metade da concentração dos sólidos totais. Analisando os dados, quando comparado o período seco com o chuvoso, observou-se que as concentrações do parâmetro foram superiores no período chuvoso, apresentando um aumento de 6%.

Os sólidos voláteis, assim como os fixos, representam cerca da metade dos sólidos totais. Apesar da média no período seco ter superado a média do período chuvoso, observou-se que os valores mensais obtidos no período chuvoso foram mais elevados do que no período seco. As elevadas concentrações de sólidos voláteis, de acordo com Ferreira (2010), estão relacionadas à altas concentrações de matéria orgânica do sistema.

A Tabela 13 e a Tabela 14 no Apêndice A apresentam as médias dos parâmetros dos efluentes durante o período seco e chuvoso ao longo do período analisado. Durante o período de estiagem, o lixiviado bruto apresentou uma média de 10.605,26 mg/L para sólidos totais, 4.807,20 mg/L para sólidos fixos e 4.132,33 mg/L para sólidos voláteis. Já para o período chuvoso, essas médias foram de: 10.307,29 mg/L, 5114,35 mg/L e 3.968,59 mg/L.

A Figura 14 apresenta os dados do comportamento dos 3 parâmetros ao longo dos 5 anos analisados durante os dois períodos.

Para os sólidos totais, durante o período de estiagem, a maioria dos dados permaneceram acima da mediana, indicando que os valores, na maior parte do tempo, foram superiores a 10.300 mg/L, dentro do intervalo de 8.900 mg/L e 15.600 mg/L. No entanto, observou-se que os dados desse mesmo período não foram simétricos, e sim, assimétricos positivos, uma vez que a linha do primeiro quartil se manteve próxima à da mediana. Já, no período chuvoso, os dados foram simétricos, visto que a mediana (10.200 mg/L) se manteve na posição central da caixa. O intervalo das concentrações nesse período apresentou valores mínimo e máximo de 6.512 e 12.000 mg/L. Ademais, constatou-se que a dispersão entre os dois períodos não foi significativa e que houve poucos *outliers*.

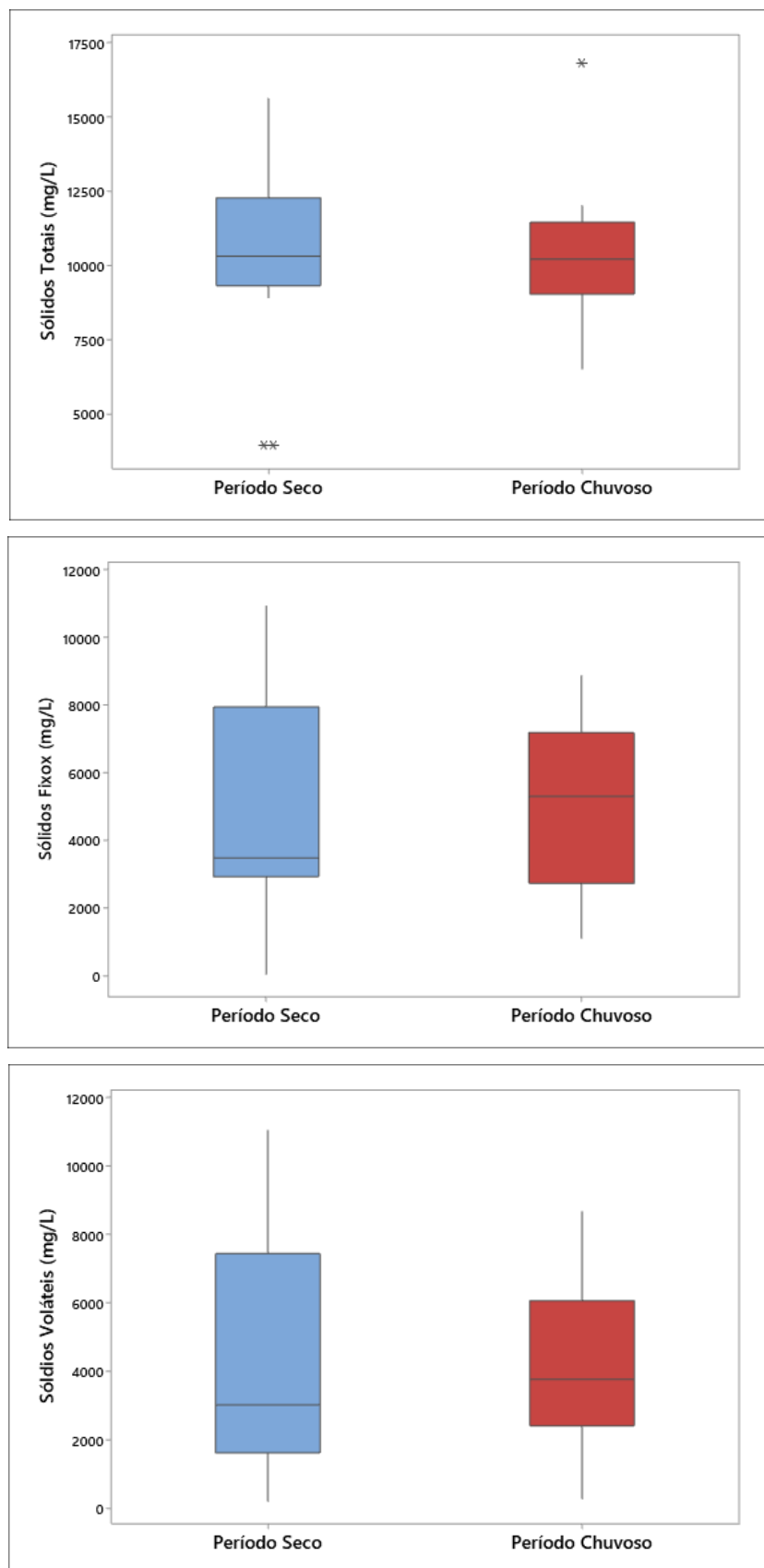


Figura 14: Dados de série de sólidos do lixiviado bruto no período chuvoso e no período seco entre 2016-2021

Fonte: Autora (2022)

O comportamento dos sólidos fixos foi semelhante aos dos sólidos totais. Para o período de estiagem, os dados permaneceram no intervalo entre 32,7 mg/L e 7.925,5 mg/L. A maioria dos valores analisados se mantiveram superiores à mediana com concentrações acima de 3.470,5 mg/L, indicando uma dispersão assimétrica positiva, em um intervalo entre. Já para o período chuvoso, o intervalo foi entre 1.100 e 8.840 mg/L. O comportamento dos dados também foi assimétrico, porém o intervalo interquartil não foi tão robusto, quando comparado com os valores do seco. Ademais, constatou-se que a dispersão entre os dois períodos não foi significativa e que não foram encontrados *outliers*.

Por fim, analisando o boxplot para os sólidos voláteis, observou-se que o parâmetro apresentou comportamento diferente dos sólidos totais e fixos. Nos dois períodos, as concentrações se mantiveram superiores à mediana (3.005 mg/L para o período seco e 3.750 mg/L para o período chuvoso). Os intervalos para os respectivos períodos foram entre 196 – 11.014 mg/L e 274 – 8.642 mg/L. Com relação a simetria, para os dois períodos o comportamento foi assimétrico positivo, com o primeiro quartil próximo à mediana. Além disso, constatou-se que a dispersão entre os dois períodos foi significativa, uma vez que a amplitude do período seco foi superior à do período chuvoso. Ademais, não foram encontrados *outliers*.

De modo geral, as concentrações da série de sólidos não possuíram variações significativas, visto que os valores se mantiveram próximos ao mínimo e máximo.

5.2.2. Parâmetros Químicos

5.2.2.1. DQO e DBO

Os gráficos da Figura 15 apresentam a variação de DBO, DQO, relação DBO/DQO, e as linhas de tendência desses parâmetros, durante 5 anos (2016-2021) de operação do aterro sanitário.

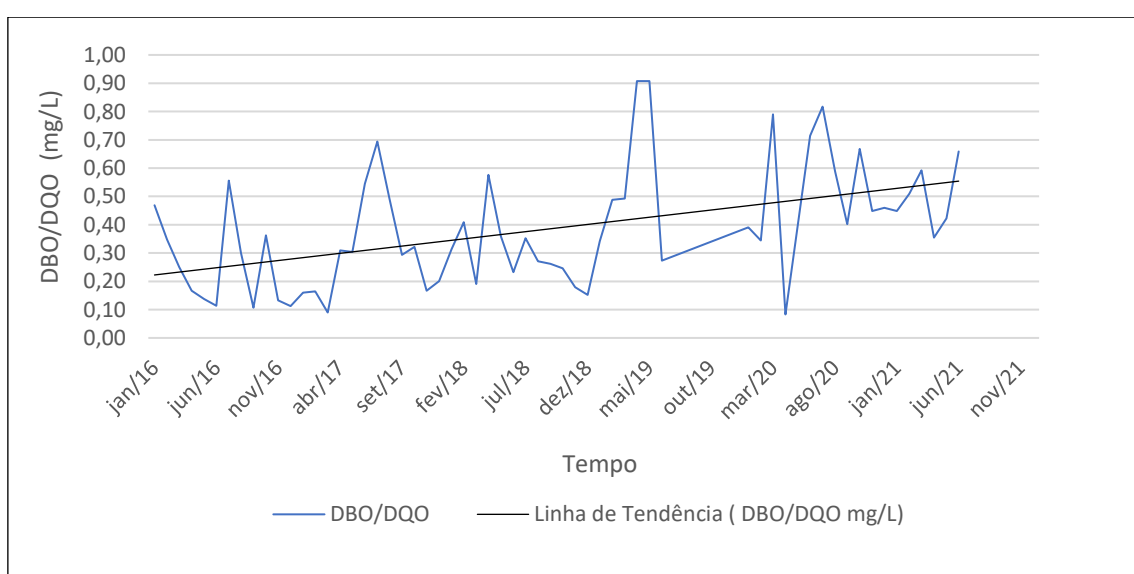
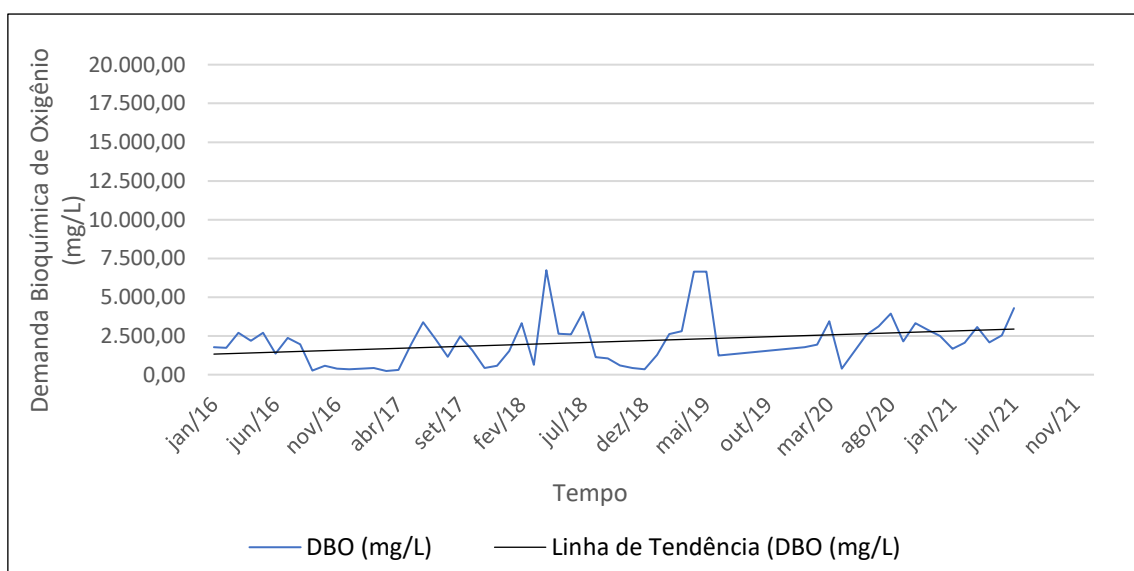
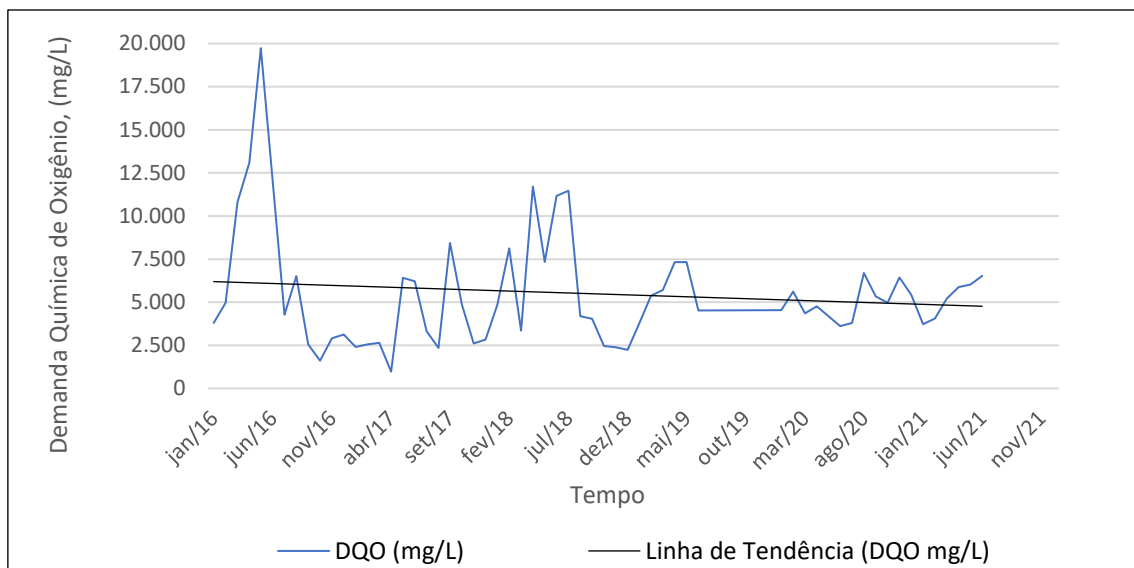


Figura 15: Evolução da DBO, DQO e relação DBO/DQO do lixiviado entre 2016 e 2021

Fonte: Autora (2022)

Analisando os gráficos, observa-se que a DQO apresentou um pico próximo a 20.000 mg/L, sendo esse um comportamento atípico, e posteriormente uma queda até abril de 2017. A partir daí o parâmetro sofreu oscilações, sempre aumentando a curva até dezembro de 2018. A partir de março de 2020, observa-se uma faixa de variação entre 5.000 e 7.500 mg/L, dependendo do período analisado. A análise global dos últimos 5 anos mostra uma linha de tendência decrescente indicando a diminuição da matéria orgânica total do lixiviado bruto ao longo do tempo.

Em relação a DBO, observa-se uma tendência a crescimento ao longo do período. Com alguns picos que chegaram a 7.500 mg/L, porém com faixa de variação entre 2.5000 e 5.000 mg/L para o período de a partir de março de 2021.

Como consequência da tendência de aumento da DBO e de decaimento da DQO, verifica-se pelo terceiro gráfico da Figura 15 que a relação DBO/DQO apresenta valores variando entre 0,1 – 0,9 e valor médio da ordem de 0,4, mas linha de tendência crescente. De acordo com Lessa (2017), é essencial a utilização a relação para percepção da presença de substâncias orgânicas resistentes ao ataque biológico e a existência de condições tóxicas.

De acordo com Orlando (2014), um aterro que possui a relação DBO/DQO entre 0,1 – 0,5, pode-se ser caracterizado como um aterro de idade mediana e que possui uma degradação intermediária do lixiviado. Pela análise da linha de tendência dessa relação, verificada ao longo do tempo no lixiviado bruto do aterro sanitário de Maceió, percebe-se que o aterro se enquadra em um aterro de idade média. Este fato também foi constatado por Araújo (2019) que avaliou o aterro no período entre 2010 e 2019.

Lessa (2017) avaliou o lixiviado gerado na Central de Gerenciamento de Resíduos de Sergipe e encontrou uma relação de ordem 0,4, com oscilações entre 0,2 e 0,7. A autora classificou o aterro como antigo, pois estabeleceu que lixiviados que apresentam uma variação entre 0,4 e 0,8 podem ser classificados como antigos, uma vez que a maior parte dos compostos biodegradáveis já se encontra degradada.

Oliveira (2019) fez uma análise do aterro sanitário de Catalão – GO. A autora encontrou uma relação DBO/DQO de 0,66, classificando o lixiviado em idade e grau de biodegradabilidade no limite entre velho e intermediário.

Para Metcalf e Eddy (2006), efluentes que possuem relação DBO/DQO variando entre 0,2 – 0,4, possuem pouca ou média biodegradabilidade, como é o caso do aterro estudado nessa pesquisa.

A Tabela 13 e a Tabela 14 no Apêndice A apresentam os dados das médias de DQO e DBO durante o período seco e chuvoso entre 2016 e 2021.

Para o lixiviado bruto no período seco, as concentrações médias para DQO e DBO foram de 4.357,17 mg/L e 1.569,21 mg/L. Já para o período chuvoso as concentrações foram de 7.089,74 mg/L e 2.811,97 mg/L. Analisando as médias e os gráficos, observa-se que o período chuvoso apresentou um aumento de 38,54% para DQO e 44,20% para a DBO.

O aumento da DBO no período chuvoso pode ser considerado um indício de que não estava ocorrendo uma possível diluição do lixiviado gerado no processo de degradação dos resíduos. Em épocas com precipitações elevadas tendem a ocorrer um aumento na vazão de geração de lixiviado, tendo como consequência o carreamento de materiais, aumentando assim as concentrações de matéria orgânica no lixiviado.

Assim como na DBO, também se constatou que durante o período chuvoso a DQO também sofreu uma elevação. Essa elevação também pode estar associada a uma não possível diluição do lixiviado.

Apesar de não ter ocorrido uma possível diluição no lixiviado, outros autores como Bhala, Saini e JH (2013), Araújo (2019) também obtiveram resultados parecidos com os dessa pesquisa. Os primeiros autores avaliaram o lixiviado gerado no aterro sanitário de em uma cidade na Índia, onde encontraram valores elevados de DBO durante o período chuvoso. Já Araújo (2019), avaliou o mesmo aterro desta pesquisa.

Além da DBO_{5,20}, os autores também constataram concentrações elevadas de DQO, atribuindo a mesma justificativa da DBO_{5,20}, de que os constituintes residuais se infiltraram junto com as águas pluviais, ocasionando o aumento das concentrações.

A Figura 16 apresenta os dados do comportamento da DQO e da DBO durante o período seco e o período chuvoso entre 2016 e 2021.

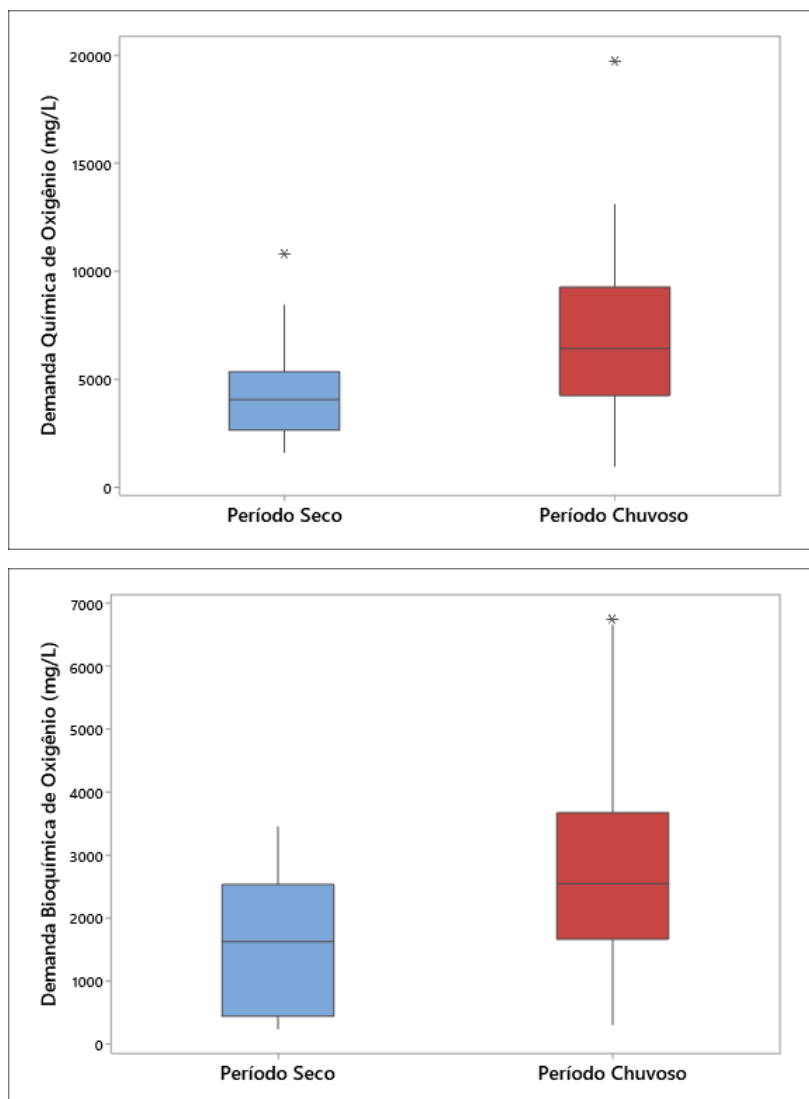


Figura 16: Dados de DQO e DBO do lixiviado bruto no período chuvoso e no período seco entre 2016-2021

Fonte: Autora (2022)

Para o período seco, as concentrações de DQO permaneceram dentro do intervalo entre 1.100 mg/L e 8.430 mg/L, sendo esses os valores mínimo e máximo. Observou-se que as posições dos dados se mantiveram parecidas, tornando-os simétricos, com uma mediana de 4.050,7 mg/L.

Durante o período chuvoso, observou-se que a maior parte das concentrações foram superiores a concentração mediana (6.415 mg/L) e os dados apresentaram um valor mínimo de 969,8 mg/L e máximo de 13.080 mg/L. A posição dos dados na época chuvosa, indica um comportamento assimétrico positivo, visto que o primeiro quartil se encontra próximo à mediana.

Com relação a dispersão, percebeu-se que o período chuvoso apresentou uma amplitude (5027,7 mg/L) maior quando comparado ao período seco (2.709,13 mg/L),

indicando que o período chuvoso teve uma variabilidade maior do que o seco. Ademais, encontrou-se poucos outliers nos dois períodos.

O comportamento da DBO não apresentou semelhanças ao da DQO. Para o período seco, o parâmetro encontrou-se dentro do intervalo de 238 mg/L e 3441,45 mg/L. A maior parte dos dados permaneceram abaixo da mediana, com concentrações inferiores a 1.620,18 mg/L. A posição das concentrações indica que o comportamento é assimétrico negativo, uma vez que a linha mediana se encontra mais próxima do terceiro quartil.

Para o período chuvoso, o comportamento das concentrações foi inverso ao do período seco, devido a posição dos dados. Nesse período, os dados sofreram variações entre o intervalo de 299,8 e 6.645 mg/L, com uma mediana de 3.666,45 mg/L. A maior parte das concentrações permaneceram acima da linha mediana, indicando um comportamento assimétrico positivo dos dados.

Comparando-se os dois períodos, a dispersão apresentada foi semelhante, de modo que as amplitudes se mantiveram próximas e com pouca variabilidade, apesar da diferença no intervalo interquartil de cada época. Por fim, constatou-se apenas a presença de um outlier para o período chuvoso.

5.2.2.2. *pH, alcalinidade*

Os gráficos da Figura 17 e da Figura 18 representam a variação temporal a linha de tendência dos valores de pH e alcalinidade durante os últimos 5 anos (2016-2021) de operação do aterro sanitário, onde se verifica que o pH variou entre 7,0 e 8,5 e que a alcalinidade apresentou oscilações ao longo do período analisado, entre 1000 e 17.000 mg.CaCO₃/L.

Vale ressaltar que a faixa de valores (7,0 – 8,5) encontrada neste trabalho, também foi encontrada por Araújo (2019) (6,0 – 8,5) e por Souto e Povinelli (2007) (5,7 – 8,6), analisando os aterros sanitários no Brasil.

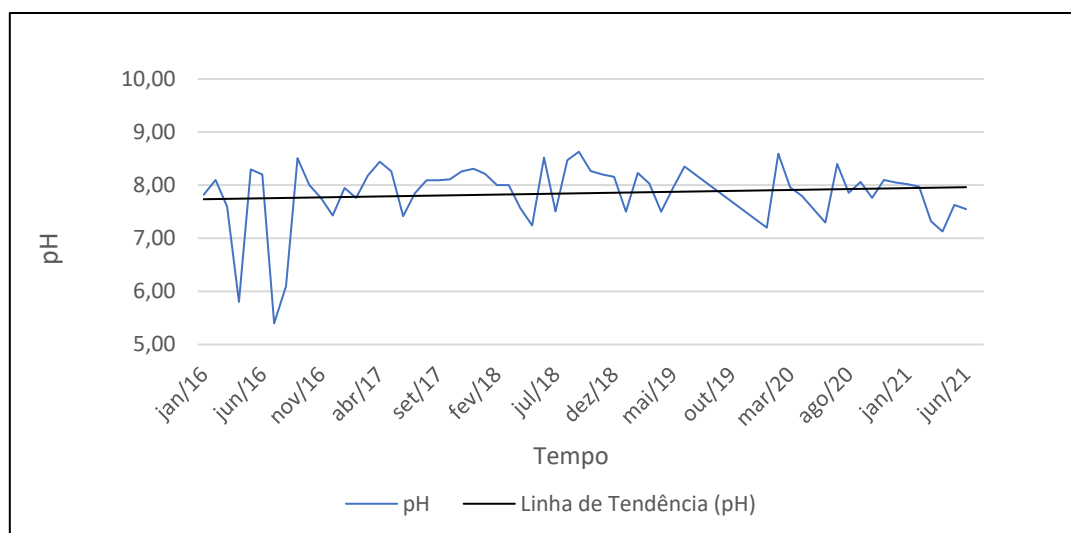


Figura 17: Evolução do pH do lixiviado entre 2016 a 2021

Fonte: Autora (2022)

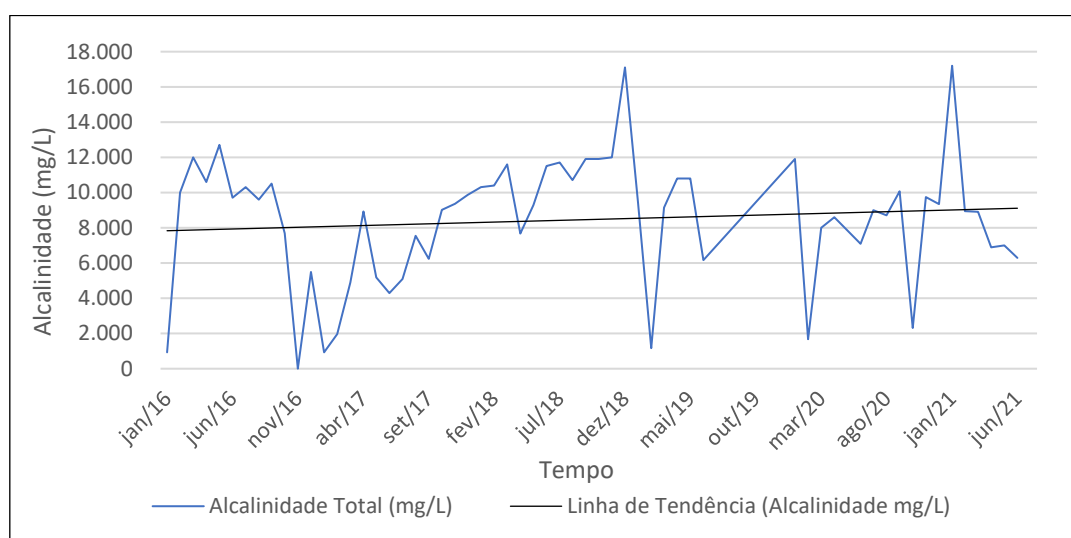


Figura 18: Evolução da alcalinidade do lixiviado entre 2016 a 2021

Fonte: Autora (2022)

Essa tendência de aumento do pH e da alcalinidade pode ser explicada pelo processo metanogênico (fase que se encontra o aterro) e/ou de amonificação, que produz alcalinidade, aumentando os valores de pH (METCALF e EDDY, 2016; ARAÚJO, 2019).

Quando o pH se apresenta na faixa entre 4,4 a 8,3 ocorre uma predominância da alcalinidade apenas a bicarbonatos; enquanto que, em pH entre 8,3 e 9,4 a alcalinidade predominante é referente a presença de bicarbonatos e carbonatos; e quando o pH encontra-se acima de 9,4 a alcalinidade é devido a presença de hidróxidos e carbonatos. (LIBÂNIO, 2016; MIRANDA *et al.*, 2021). Dessa forma, pode-se inferir que a

alcalinidade predominante no lixiviado bruto do aterro, durante o período deste estudo, foi está associada aos bicarbonatos e carbonatos.

Já com relação a fase de degradação do aterro, os valores de pH encontrados, de acordo com Souto (2009), direcionam o aterro a uma fase metanogênica, nessa fase a biomassa consome os ácidos voláteis do lixiviado fazendo com que sua concentração fique seja reduzida provocando a diminuição da carga orgânica aliada a um aumento do pH, que sobe para a faixa entre 7 e 8. De modo geral, quanto maior for a alcalinidade do efluente, mais elevado deverá ser o seu pH original.

Para uma análise visual mais detalhada da influência do período seco e chuvoso, no pH e alcalinidade do lixiviado bruto, foram elaborados os diagramas de caixa da Figura 19 para o período entre 2016 e 2021.

Para o pH, durante o período seco, encontrou-se um valor mínimo de 7,32 e um valor máximo de 8,63, com uma mediana de 8,04. A posição dos dados no gráfico indica que houve um comportamento assimétrico. No entanto, a assimetria visualizada no gráfico é pequena.

Para o período chuvoso, os dados permaneceram no intervalo com valor mínimo de 6,1, máximo de 8,52 e mediana de 7,8. Inversamente ao ocorrido no período seco, os intervalos interquartílicos se mantiveram iguais, de modo que os dados obtivessem um comportamento simétrico.

Quando comparado os dois períodos, observa-se o a época chuvosa possui uma maior variabilidade, uma vez que possui uma amplitude maior. Ademais, os dois períodos apresentaram poucos outliers.

A concentrações de alcalinidade durante o período seco permaneceram dentro do intervalo entre 0,9 e 17.200 mg/L, com mediana de 9.355 mg/L. A posição dos dados indica uma assimetria negativa, visto que a mediana se encontra próxima ao terceiro quartil.

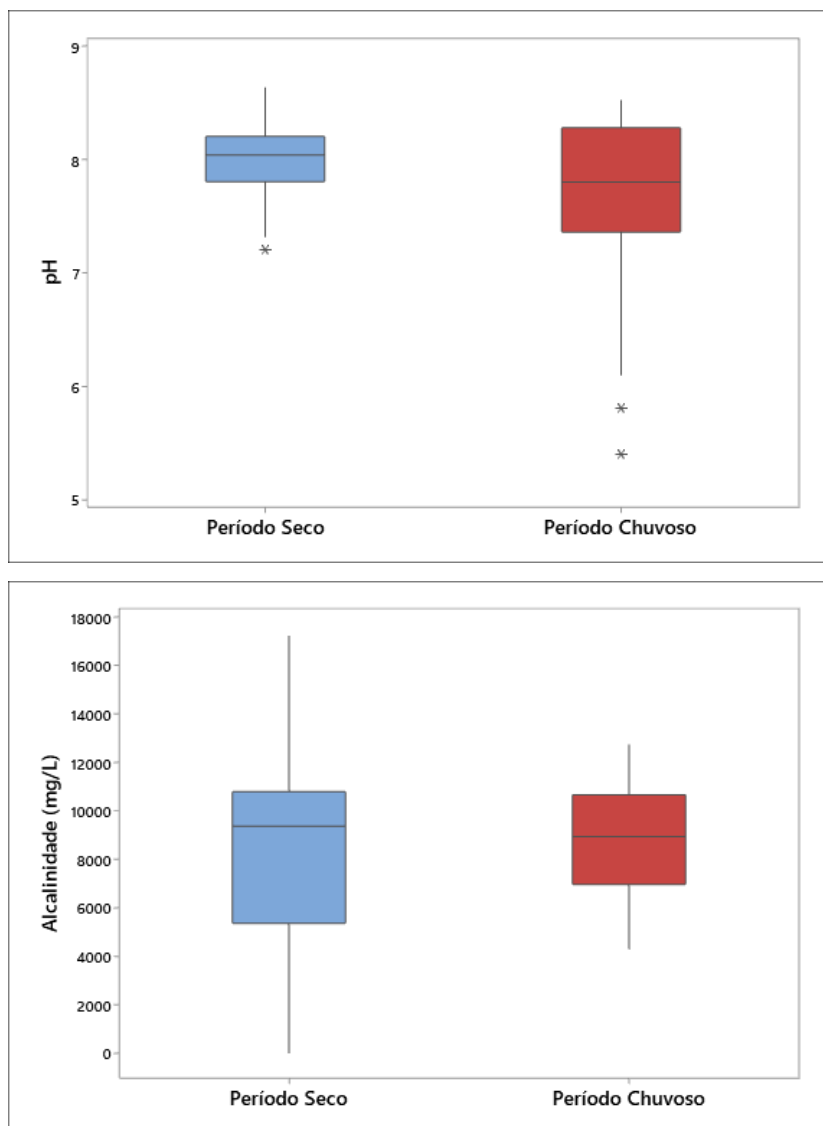


Figura 19: pH e Alcalinidade do lixiviado bruto no período chuvoso e seco entre 2016-2021

Fonte: Autora (2022)

Durante o período chuvoso, o intervalo encontrado foi entre 4.300 e 12.700 mg/L, com mediana e 10.650 mg/L. Os intervalos interquartílicos desse período, mostraram que os dados apresentaram um comportamento simétrico, uma vez que a mediana se encontra no centro da caixa. Quando comparado os dois períodos, observa-se o a época seca possui uma maior variabilidade, uma vez que possui uma amplitude maior. Ademais, os dois períodos não apresentaram outliers.

Com base na Tabela 13 e a Tabela 14 no Apêndice A, para o pH a média anual encontrada para o período chuvoso foi de 8,0 e de 7,63 para o período de estiagem. Já para a Alcalinidade, as médias foram de 8.290,9 mg/L e 8.646,60 mg/L.

Não foram encontrados indícios da existência de uma relação direta entre o pH e a precipitação, uma vez que os valores do parâmetro nos dois períodos analisados se mantiveram entre 7,00 e 8,50. Assim como o pH, também não foi encontrada a existência de uma relação entre a alcalinidade e a precipitação, uma vez que as concentrações nos dois períodos se mantiveram próximas.

5.2.2.3. Nitrogênio total kjeldahl e N-amoniacal

A forma predominante de nitrogênio em lixiviados de aterros sanitários é o amoniacal, na forma de bicarbonato de amônio e N-amônia livre. Quase todo nitrogênio orgânico é convertido a nitrogênio amoniacal e essa amônia é oriunda da degradação da matéria orgânica. Dissolvida na água, a amônia pode se ionizar, recebendo um íon hidrogênio e se convertendo no íon amônia (NH_4^+) (LESSA, 2017). Os gráficos da Figura 20 representam a evolução dos valores de nitrogênio total e amoniacal durante os últimos 5 anos (2016-2021) de operação do aterro sanitário.

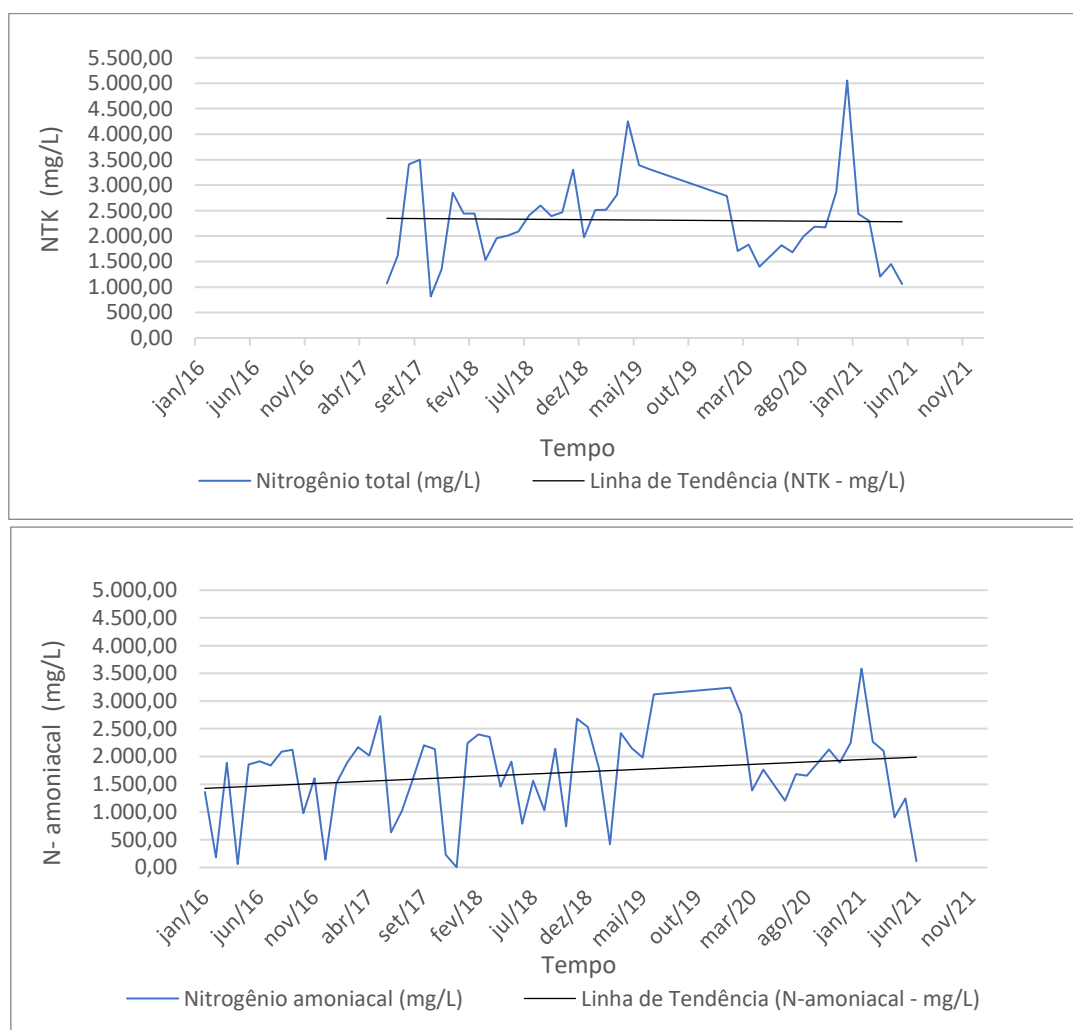


Figura 20: Evolução do NTK e N-amoniacal do lixiviado entre 2016 e 2021

Fonte: Autora (2022)

Analisando-os, observa-se que o NTK apresentou uma linha de tendência constante e o N-amoniacal uma tendência de crescimento ao longo do período analisado, o que indica um lixiviado com a fração N-amon/NTK crescente. Os dados mostram que no período estudado a relação média de N-amon/NTK foi de 0,8, com períodos superiores a 0,9, indicando que mais de 90% do Nitrogênio presente no lixiviado bruto é N-amoniacal.

De acordo com Abbas *et al.* (2009) citados por Araújo (2019), os aterros que possuem idades avançadas apresentam uma diminuição nas concentrações de DBO e DOQ e um crescimento na concentração de nitrogênio amoniacal.

A Figura 21 apresenta os o diagrama de caixa dos dados de NTK e N-amoniacal do lixiviado bruto no período seco e chuvoso durante 2016 e 2021.

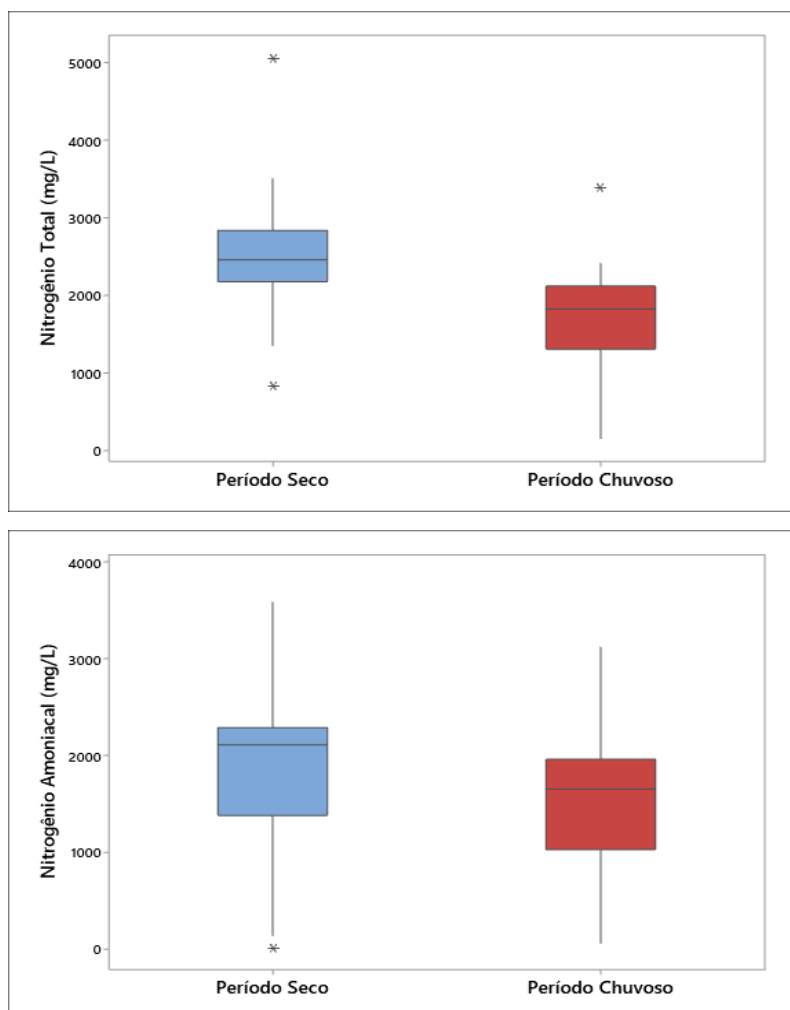


Figura 21: Dados de e NTK e N-amoniacal do lixiviado bruto no período chuvoso e no período seco entre 2016-2021

Fonte: Autora (2022)

Para o NTK, durante o período seco, a concentração média variou entre 2.269 e 3.262 mg/L, com uma mediana de 2.455 mg/L. As concentrações, em sua maior parte, estão acima da mediana, indicando assim um comportamento assimétrico positivo. No entanto, a assimetria identificada foi pouca, uma vez que a mediana está próxima do centro. Ainda para o NTK, durante o período chuvoso, a concentração média variou no intervalo de 1.236 mg/L e 2.915 mg/L, com mediana de 1.820 mg/L. Nesse período, a maior parte das concentrações estão posicionados abaixo da mediana, indicando assim um comportamento assimétrico negativo dos dados.

Com relação a dispersão entre os dois períodos, observa-se que o período chuvoso possuiu uma variabilidade maior, visto que também possui uma amplitude maior. Por fim, os períodos apresentaram poucos outliers.

Para o N-amoniaco, o intervalo de variação durante o período seco foi entre 1.182 e 2.651 mg/L, com uma mediana de 2.112 mg/L. As concentrações apresentaram comportamento assimétrico negativo, visto que a maior parte das concentrações de encontram abaixo da mediana e essa última próxima ao terceiro quartil. O mesmo aconteceu para o período chuvoso, onde as concentrações também apresentaram um comportamento assimétrico negativo. O intervalo de variação permaneceu entre 754 e 2.563 mg/L, com mediana de 1.652 mg/L.

Com relação a dispersão entre os dois períodos, observa-se que para o período seco a amplitude foi de 909 mg/L e de 939 mg/L para o período chuvoso. Com as amplitudes próximas, a variabilidade entre os períodos foi pequena. Ademais, apenas o período seco apresentou um outlier.

Com base na Tabela 13 e a Tabela 14 no Apêndice A, para o NTK, as concentrações médias durante o período seco e chuvoso foram de 2.522 mg/L e 1.730 mg/L. Já para o N-amoniaco, as concentrações, no mesmo período, foram de 1.837 mg/L e 1.593 mg/L. Observa-se que as concentrações de nitrogênio amoniaco, nos dois períodos (seco e chuvoso) foram cerca de 81% e 79%, respectivamente, das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl.

Apesar das concentrações dos dois parâmetros serem superior no período seco, não se constatou uma relação entre esses e a precipitação. Vale ressaltar que, de acordo com Araújo (2019), os parâmetros estão mais relacionados com a fase de degradação anaeróbia do aterro, do que com a precipitação.

5.2.3. Presença de metais

Quanto a presença de metais, a operação do aterro monitora mensalmente 5 elementos: cádmio, chumbo, mercúrio, zinco e manganês. Os gráficos da Figura 22 apresentam o comportamento desses metais no lixiviado bruto no período de 2016-2021.

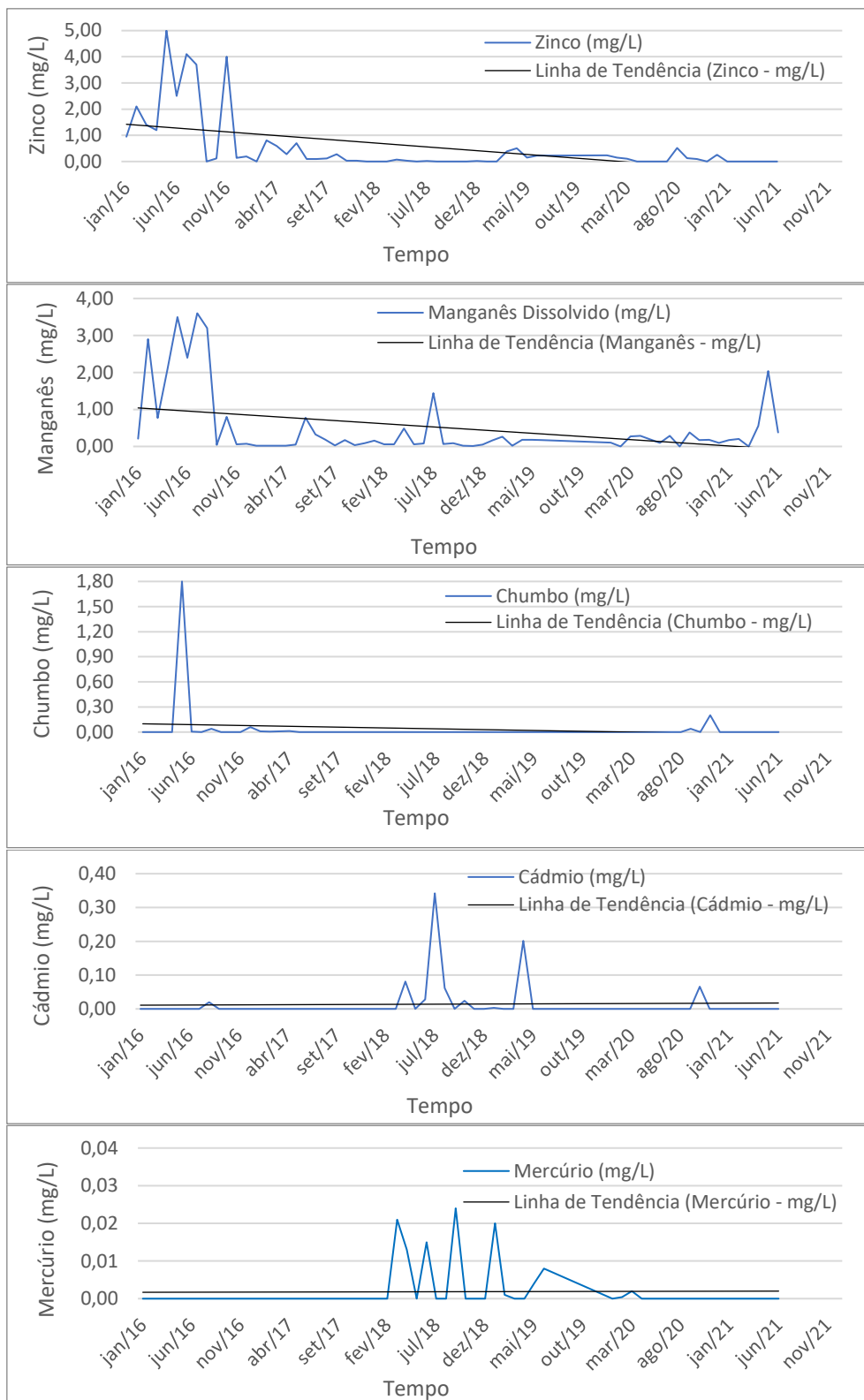


Figura 22: Evolução Do manganês dissolvido do lixiviado entre 2016 e 2021
Fonte: Autora (2022)

Analisando os gráficos da Figura 26, observa-se que o manganês, o zinco e o chumbo foram os metais que apresentaram maior concentração no lixiviado bruto, com picos no ano de 2016 de até 5,0 mg.Zn/L, 3,6 mg.Mn/L e 1,8 mgPb/L, com linha de tendência decrescendo ao longo do tempo.

O cádmio e o mercúrio estiveram presentes em concentrações mais baixas, com picos durante os anos de 2018 e 2019, com concentrações máximas de 0,32mg.Cd/L e 0,024 mg.Hg/L, com linha de tendência constante ao longo do tempo.

Cort *et al.*, (2008) avaliando os níveis de metais pesados presentes no lixiviado produzido em aterro sanitários da região do sudoeste do Paraná, detectaram a presença de Cr (0,22 – 0,65 mg/L), Cd (até 0,14 mg/L), Pb (0,65 – 0,22 mg/L), Mn (6,67 – 2,5 mg/L), Zn (2,45 – 4,85 mg/L) e Cu (0,02 – 0,09 mg/L) no lixiviado dos dois aterros avaliados.

Silva *et al.*, (2015) também encontraram os mesmos metais, avaliando o lixiviado no aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil. Os autores realizam análises em 4 lagoas e detectaram a presença de Mn (0,06 – 2,59 mg/L), Zn (0,001 – 0,270 mg/L), Pb (0,006 – 1,288 mg/L), Cd (0,005 – 0,010 mg/L), Cr (0,01 – 0,02 mg/L).

O gráfico da Figura 23 apresenta os dados de manganês do lixiviado bruto no período seco e chuvoso durante 2016 e 2021.

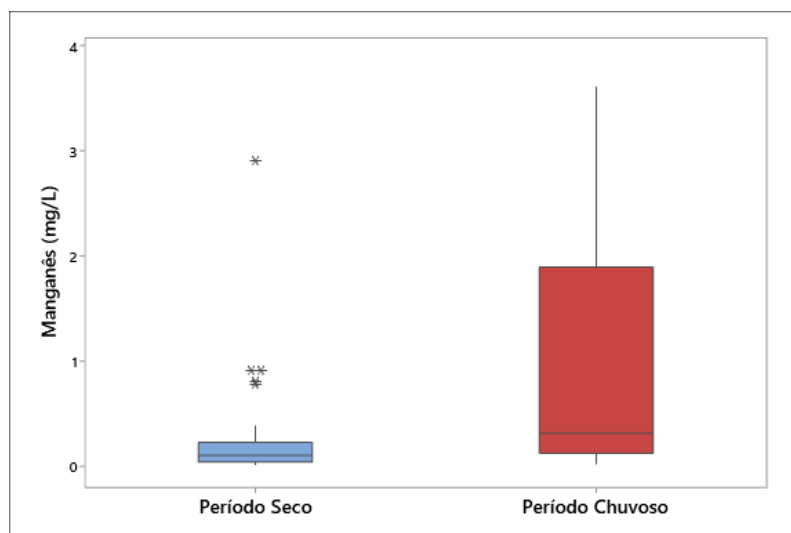


Figura 23: Dados de manganês do lixiviado bruto no período chuvoso e seco entre 2016-2021

Fonte: Autora (2022)

Durante o período de estiagem, a maioria dos dados manganês permaneceram acima da mediana, indicando que os valores, na maior parte do tempo, foram superiores a 0,101 mg/L, dentro do intervalo entre 0,014 e 0,38 mg/L. No entanto, observou-se que

os dados desse mesmo período não foram simétricos, e sim, assimétricos positivos, uma vez que a linha do primeiro quartil se manteve próxima à da mediana. Já, no período chuvoso, também foram assimétricos positivos, apresentando o mesmo comportamento do período anterior, com mediana de 0,309 mg/L. O intervalo das concentrações nesse período apresentou valores mínimo e máximo de 0,02 e 3,6 mg/L.

Durante o período chuvoso, a concentração média de manganês foi de 0,94 mg/L. Já para o período seco, a concentração foi de 0,28 mg/L. Realizando uma comparação entre os períodos, nota-se que houve um aumento 70,21% durante a época chuvosa.

Além disso, constatou-se que o período chuvoso o manganês apresentou uma maior amplitude (variabilidade) quando comparado ao seco. Por fim, o período seco apresentou *outliers* de 2,9 mg/L, 0,770 mg/L, 0,80 mg/L e 0,90 mg/L.

Não foi possível a realização das análises para os períodos seco e chuvoso dos demais metais, pois, os dados secundários apenas informaram que as concentrações estavam abaixo do valor máximo permitido, e não apresentaram valores para essas.

5.3. Acompanhamento operacional do sistema de pré-tratamento

5.3.1. Fluxograma operacional do sistema de pré-tratamento

O sistema de pré-tratamento é formado por 4 lagoas assim especificadas: 1 anaeróbia, 2 pré-aeradas e 1 aerada. Além destas, existem ainda lagoas de acúmulo que são utilizadas em períodos chuvosos para reter o excesso de lixiviado e equalizar a vazão enviada para as lagoas aeradas. A Figura 24 ilustra sistema de pré-tratamento de lixiviados da CTR de Maceió.



Figura 24: Localização das lagoas na estação de tratamento
Fonte: Autora (2022)

Esse sistema faz o pré-tratamento de todo o lixiviado gerado e busca enquadrar o seu efluente aos padrões requerido pelo pós-tratamento (tratamento físico-químico, filtração em carvão ativado e zeólitas, nano filtração e osmose reversa), principalmente no que diz respeito a concentração de nitrogênio amoniacal que é o “gargalo” para o descarte do lixiviado tratado no corpo receptor de água doce.

A capacidade do pós-tratamento é de 30 L/s, e o da outorga de lançamento é de 350 m³/dia, equivalente a uma vazão média diária de 4,05 L/s, assim o efluente tratado é armazenado em lagoas de equalização de vazão para descarte no corpo receptor. Em períodos de chuva torna-se necessário enviar o excedente do lixiviado pré-tratado para o emissário submarino de Maceió ou para empresas que tratam efluentes industriais.

As lagoas não possuem dispositivos fixos de interligação entre si, a entrada e saída ocorrem por meio de tubulações flexíveis móveis conectadas as bombas de sucção e recalque portáteis, o que flexibiliza a mudança do fluxo operacional das lagoas, que devido a grande quantidade de lixiviado que é gerado na época chuvosa (abril – agosto), a operação da ETE possui uma dinâmica diferente de operação quando comparado a época mais seca (setembro – março).

No entanto, esses dispositivos, de entrada e de saída, estão dispostos nas superfícies, ocasionando assim uma zona morta no inferior de cada lagoa. Essa disposição resulta em um tempo de detenção real inferior ao tempo de detenção teórico, trazendo como consequência a perda do potencial da capacidade de tratamento biológico das lagoas.

- **Época de estiagem**

Na época de estiagem, a ETE possui suas lagoas pré-aeradas operando em paralelo em regime de batelada alimentada, onde, enquanto uma está sendo enchendo/aerando, outra está esvaziando com o efluente sendo enviado para a lagoa aerada. Neste período, utiliza-se a lagoa anaeróbia, as duas pré-aeradas (em bateladas alimentadas em paralelo), e a aerada final, como mostra o fluxograma apresentado na Figura 25.



Figura 25: Operação das lagoas no período de estiagem

Fonte: Autora (2022)

- **Época de chuvosa**

Na época chuvosa, diferente da época de estiagem, as lagoas pré-aeradas funcionam em série. No processo de pré-tratamento são utilizadas: lagoa anaeróbia, pré-aeradas (em série), aerada e as lagoas de contenção. Devido ao grande volume que é gerado nesse período, utilizam-se as lagoas de contenção para acumular o lixiviado e equalizar a vazão encaminhada para as duas lagoas pré-aeradas e a aerada final. A Figura 26 apresenta o fluxograma do funcionamento das lagoas na época chuvosa.

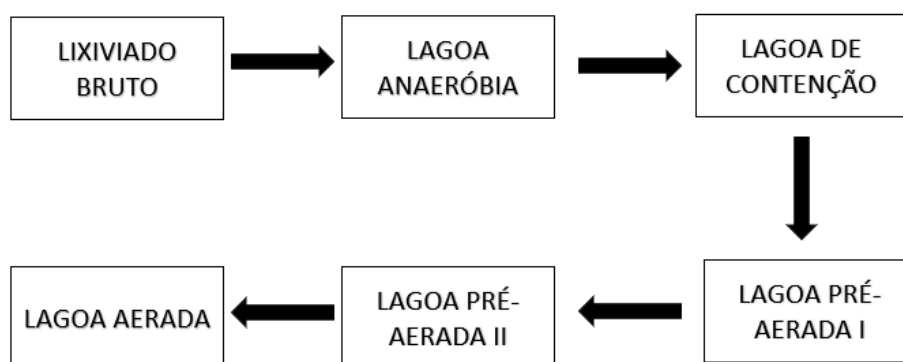


Figura 26: Operação das lagoas no período chuvoso

Fonte: Autora (2022)

Todas as lagoas são escavadas no solo, possuindo ligação entre elas por meio da parte superior. Para evitar a contaminação das águas subterrânea e do solo, as lagoas são impermeabilizadas com geomembranas em Polietileno de Alta Densidade.

5.3.2. Parâmetros operacionais do sistema de pré-tratamento

A Tabela 6 e as Figura 27, Figura 28, Figura 29 e Figura 30 apresentam as dimensões de cada uma das lagoas do sistema de pré-tratamento com suas dimensões.

Tabela 6: Características das lagoas

Lagoa	Área (m ²)	Prof. (m)	Volume (m ³)
Anaeróbia	3.300	5,48	16.500
Pré-aerada 1	1.100	4,27	4.500
Pré-aerada 2	1.400	2,40	3.200
Aerada	1.400	2,42	3.500

Fonte: Autora (2022)



Figura 27: Lagoa Anaeróbia

Fonte: Autora (2022)



Figura 28: Lagoa Pré-aerada 1

Fonte: Autora (2022)



Figura 29: Lagoa Pré-Aerada 2

Fonte: Autora (2022)



Figura 30: Lagoa Aerada

Fonte: Autora (2022)

Considerando a média de vazão de 329,03m³/dia, calculada com as estimativas de vazão obtidas por meio da empresa que opera o aterro, estimou-se dessa forma os Tempos de Detenção Hidráulica (TDH.) Ademais, também se calculou os TDH para o período seco, com vazão de 246, 81m³/dia, e para o período chuvoso, com vazão de 448,05 m³/dia. A Tabela 7 apresenta os tempos de detenção para cada situação.

Tabela 7: Tempo de detenção teórico

Vazão (m ³ /dia)	Tempo de detenção (dias)		
	Lagoa Anaeróbia	Lagoas Pré-aerada	Lagoa aerada
329,03	51	14	11
246,81	67	19	15
448,05	37	11	8

Fonte: Autora (2022)

A Tabela 8 e a Tabela 9 apresentam as cargas orgânicas das lagoas.

Tabela 8: Carga orgânica superficial teórico

Vazão (m ³ /dia)	Carga Orgânica Superficial (kgDBO/m ² .d)		
	Lagoa Anaeróbia	Lagoas Pré-aerada	Lagoa aerada
329,03	848,50	413,94	591,88
246,81	397,57	177,17	284,89
448,05	426,33	912,10	1311,35

Fonte: Autora (2022)

Tabela 9: Carga orgânica volumétrica real

Vazão (m ³ /dia)	Carga Orgânica Volumétrica (kgDBO/m ³ .d)		
	Lagoa Anaeróbia	Lagoas Pré-aerada	Lagoa aerada
329,03	0,009	0,018	0,024
246,81	0,008	0,008	0,011
448,05	0,009	0,040	0,052

Fonte: Autora (2022)

De acordo com Von Sperling (2002) e Cordero (2016), para as lagoas anaeróbia recomenda-se um TDH de 3-6 dias, com profundidade útil de 3 a 5m, carga volumétrica entre 0,1 a 0,4 kg DBO/m³dia e uma carga superficial de DBO > 1000 Kg DBO/ha.dia. Para as lagoas pré-aerada e aerada, o TDH pode variar entre 5 a 10 dias, com profundidade de 2,5 a 4 m. Com relação a carga volumétrica e superficial, as lagoas aeradas possuem semelhança com as lagoas facultativas, aplicando-se uma carga superficial entre 80 a 400 kgDBO/ha.dia.

Realizando uma comparação com os valores encontrados para cada lagoa e os dados para dimensionamento recomendados, verifica-se que os tempos de detenção teóricos são superiores ao recomendando pela literatura. Além dos TDH, as cargas orgânicas também se encontram fora do intervalo do dimensionamento citado na literatura.

A diferença encontrada entre a situação real e a situação teórica é uma das possíveis consequências gerada pela localização dos dispositivos de entrada e saída das lagoas, uma vez que a localização desfavorece a equalização do sistema, diminuindo a eficiência do sistema.

Aparentemente a lagoa anaeróbia funciona com hidrodinâmica de fluxo pistão na lâmina líquida superficial das lagoas, por onde ocorre o fluxo preferencial de escoamento, devido aos dispositivos de entrada e saída serem superficiais, ficando a lâmina líquida abaixo dessa camada como uma zona morta, reduzindo o tempo de detenção e a eficiência do processo biológico.

As duas lagoas pré-aeradas, embora os dispositivos de entrada e saída também sejam superficiais, elas são dotadas de aeração por insuflação de ar por meio de compressores na área central das lagoas o que promove uma zona de mistura completa, aproximando o tempo de detenção hidráulica real ao teórico. Vale ressaltar que a operação do sistema busca com essa aeração realizar o *striping* da amônia e não o processo de nitrificação.

A lagoa dita aerada, inicialmente projetada para ser aerada, passou a funcionar como lagoa aerada facultativa, para permitir a retenção de parte do lodo aeróbio gerado para não sobrecarregar o pós-tratamento com o lodo aeróbio. Mas atualmente funciona mais como uma lagoa de decantação que como lagoa aerada, pois os aeradores já não funcionam mais devido ao acúmulo de lodo que é carregado das lagoas pré-aeradas diminuindo seu volume útil e criando banco de lodos soterra os aeradores.

De forma geral, percebe-se que o sistema biológico perde a oportunidade de usufruir do potencial de remoção de matéria orgânica e nutrientes que as lagoas existentes possuem, e conseqüentemente a oportunidade de gerar um efluente tratado mais próximo dos padrões exigidos para o pós-tratamento e para o descarte do efluente em excesso no emissário submarino de Maceió, ou de outras empresas que recebem esse resíduo.

5.4. Eficiência do sistema de pré-tratamento

A eficiência do sistema de pré-tratamento foi avaliada em termos de remoção dos parâmetros físicos (cor, turbidez e sólidos) e químicos (matéria orgânica e nitrogênio). Para tanto foi feito o monitoramento do sistema para os seguintes parâmetros: cor, turbidez, ferro, manganês, sólidos (totais, fixos e voláteis), pH, alcalinidade, DBO_{5,20}, DQO, ácidos voláteis, N-amoniacoal, N-nitrito e N-nitrato.

A Tabela 21 e a Tabela 22 no Apêndice C, apresentam a média e o desvio padrão dos valores obtidos nas análises dos parâmetros citados, para cada unidade que compõe o sistema de pré-tratamento.

5.4.1. Eficiência de remoção de cor, turbidez e sólidos totais, fixos e voláteis

A cor pode-se ser caracterizada como um parâmetro físico visual que reflete algumas características do efluente. De acordo com Carard (2018), águas residuárias, neste caso o lixiviado, apresentam uma variação de cinza para cinza escuro e preto, sendo indicativos de reação com metais, tais como ferro e manganês. Ainda, segundo o autor, a cor do efluente também pode estar associada a outros fatores, como a turbidez e a presença de sólidos.

A turbidez é uma medida que representa colóides e matéria residual, tanto em águas naturais como em efluentes. Apresenta uma forte relação com a quantidade de sólidos, sendo um parâmetro indireto para a sua determinação e apesar de sua grande variação, pode ser utilizado para o controle de processos (CARARD, 2018).

A Figura 31 ilustra a variação da cor e da turbidez do lixiviado ao longo do processo de pré-tratamento, ou seja, no efluente das 4 lagoas que compõem o sistema.

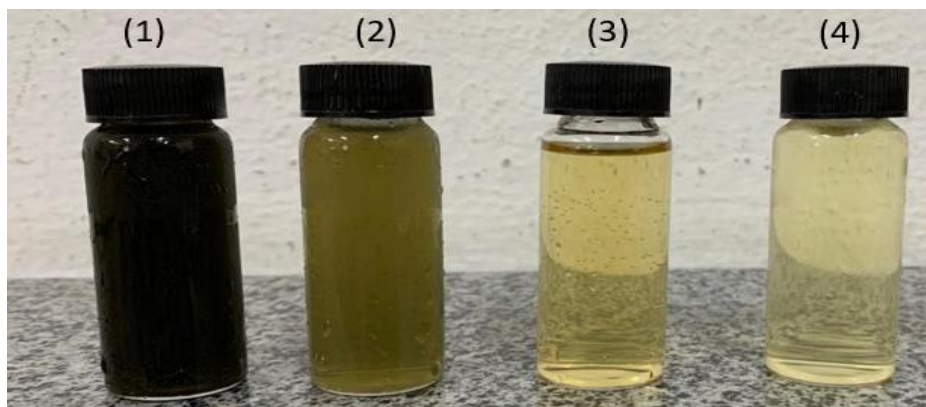


Figura 31: Efluentes das 4 lagoas: (1) Lixiviado Bruto, (2) Lagoa Anaeróbia, (3) Lagoa Pré-aerada e (4) Lagoa Aerada.

Fonte: Autora (2022)

Nota-se que o ponto (1) o lixiviado bruto apresenta um aspecto turvo e negro, no ponto (2) o efluente da lagoa anaeróbia já apresenta um aspecto ainda turvo mais com uma coloração acinzentada. No ponto (3) saída das lagoas pré-aeradas o efluente já apresenta um aspecto menos turvo e com uma coloração amarelada, e ponto (4), na saída da lagoa aerada o efluente um aspecto com aparente turbidez baixa e cor amarelo claro, que pode estar associada a presença de metais, como ferro e manganês.

Para acompanhamento métrico do que foi apresentado na Figura 27, foram elaborados os gráficos da Figura 32, que apresenta os dados de cor e turbidez das 4 lagoas, durante o período analisado.

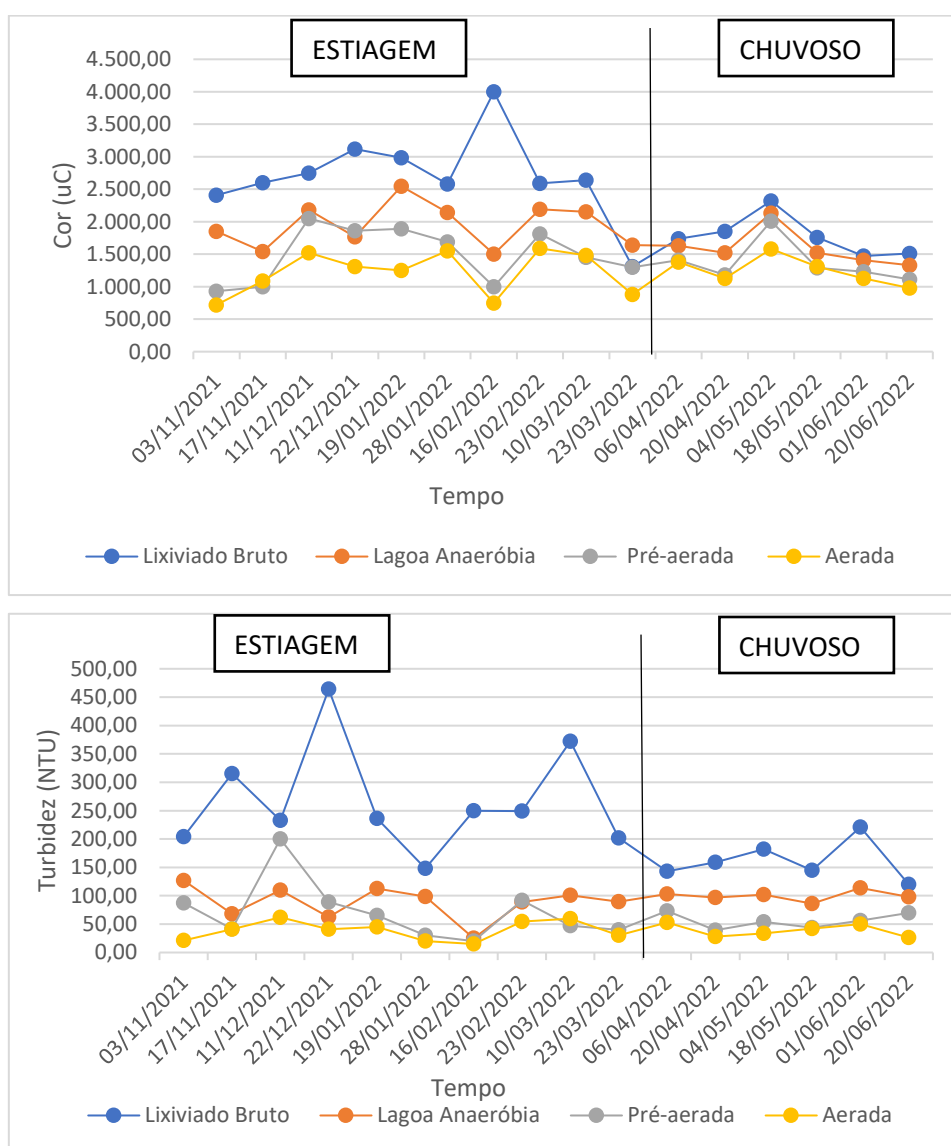


Figura 32: Gráfico da variação da cor e turbidez do pré-tratamento (nov/2021 - jun/2022)
Fonte: Autora (2022)

O sistema, durante o período analisado, apresentou uma eficiência média de 41,33% na remoção da cor e 80,60 % na remoção da turbidez do lixiviado bruto para o efluente gerado na lagoa aerada. Carard (2018) explica que a cor, em conjunto com a turbidez, pode indicar a presença de componentes orgânicos, inorgânicos como cobre e ferro, substâncias húmicas, e componentes de anéis conjugados como benzeno e tolueno.

Os gráficos da Figura 33 apresentam os dados de Ferro e Manganês do sistema de pré-tratamento.

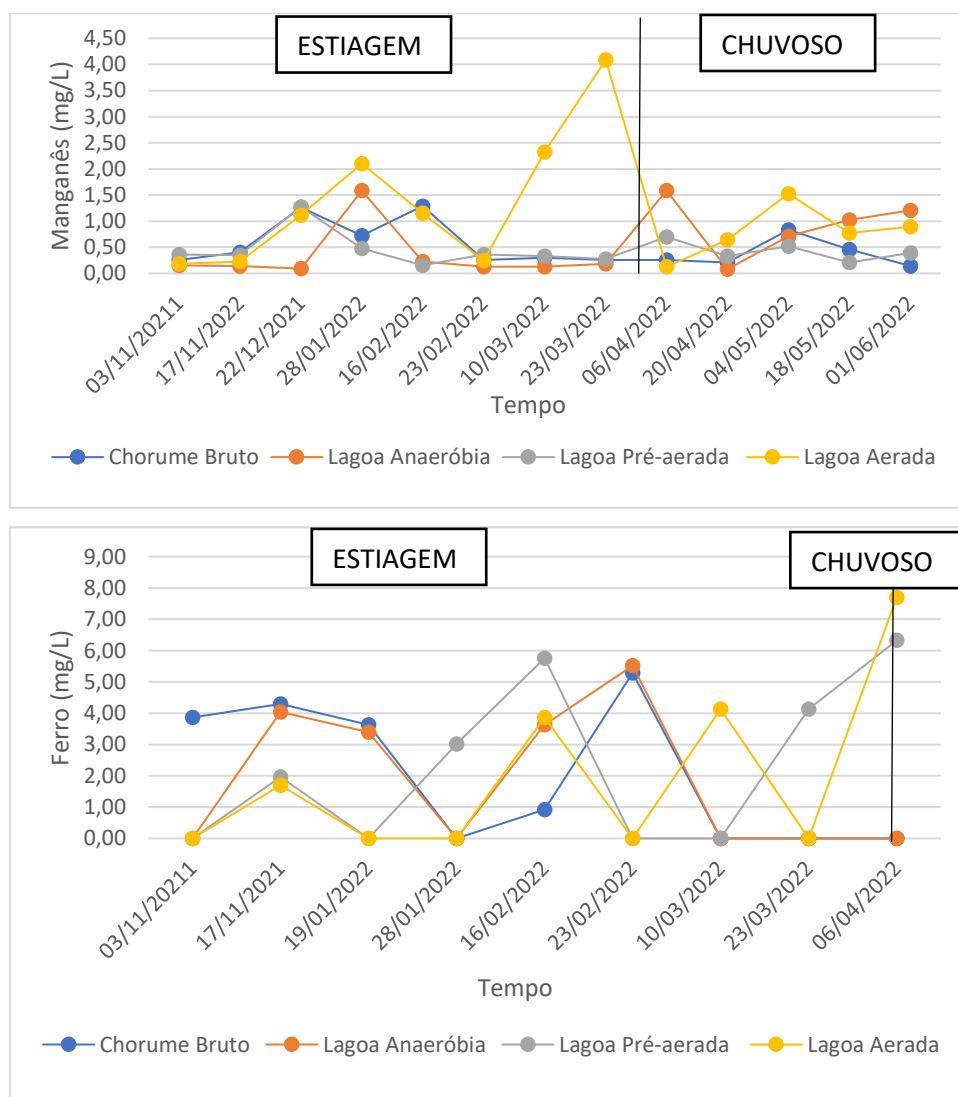


Figura 33: Gráfico da variação de manganês e ferro do pré-tratamento (nov/2021 - jun/2022)
Fonte: Autora (2022)

Nota-se que na maioria das coletas, foram encontrados metais nos 4 efluentes analisados. Para lixiviado bruto foi encontrado uma média de 0,51mg.Mn/L, com variação entre 0,14 – 1,29 mg.Mn/L e 2 mg.Fe/L, com variação de 0 – 5,28 mg/L. A lagoa

anaeróbia apresentou média de 056 mg.Mn/L, com variação 0,08 – 1,58 mg.Mn/L e 1,84 mg/L, com variação de 0 – 5,52 mg.Fe/L.

Para a lagoa pré-aerada e aerada, as concentrações média e intervalo de variação para o manganês foram de: 0,44 mg/L, com variação de 0,16 – 1,27 mg/L; e, 1,18 mg/L, com variação de 0,1 – 4,09 mg/L. Para o ferro, os valores foram de: 2,35 mg/L, com variação de 0 – 6,33 mg/L; e, 1,93 mg/L, com variação de 0 – 7,70 mg/L.

Para uma análise comparativa desses dados em relação ao período seco e chuvoso, está apresentado na Figura 34 o diagrama de caixas boxplot, onde se verifica que no período chuvoso os dados de cor e turbidez apresentam menor amplitude (variabilidade) em relação ao período de estiagem (seco). Os valores das medianas decrescem ao longo do tempo, o que era de se esperar visto o que foi apresentado na Figura 27, onde percebe-se visualmente que os valores de cor e turbidez decrescem ao longo do processo de pré-tratamento. Verifica-se, também, que a amplitude dos dados diminui ao longo do processo.

A cor, durante o período seco, apresentou uma variação entre 2.410 - 3.120 uC com *outliers* de 1.310 e 4.000 uC para o lixiviado bruto; 1.500 – 2.0545 uC para o efluente da lagoa anaeróbia, 930 – 2.050 uC para a lagoa pré-aerada e entre 720 – 1.590 uC para a lagoa aerada. Já para o período chuvoso, a variação foi de 1.470 - 2.320 uC para o lixiviado bruto; 1.330 – 2.130 uC para o efluente da lagoa anaeróbia, 1.110 – 2.010 uC para a lagoa pré-aerada e entre 980 – 1580 para a lagoa aerada. Vale ressaltar que todos os *outliers* foram verificados em períodos de estiagem (seco).

No período seco, os valores das medianas de cor encontrados para cada efluente foram de: 2.620 uC para o lixiviado bruto, 1.995 uC para a lagoa anaeróbia, 1.570 uC para a pré-aerada e 1.280 uC para a aerada. Já para o período chuvoso, as medianas foram de: 1.760 uC para o lixiviado bruto, 1.520 uC para a lagoa anaeróbia, 1.230 uC para a pré-aerada e 1.129 uC para a aerada.

Constatou-se que para o parâmetro descrito acima, o pré-tratamento apresentou uma eficiência de remoção de cor de 49,37 % para o período seco, e 29,27% para o período chuvoso. Apesar da eficiência do período seco ter sido superior a eficiência do período chuvoso, analisando os dados observou-se que os valores médios na época seca foram superiores ao da época chuvosa, certamente porque a precipitação sobre as lagoas dilui o lixiviado.

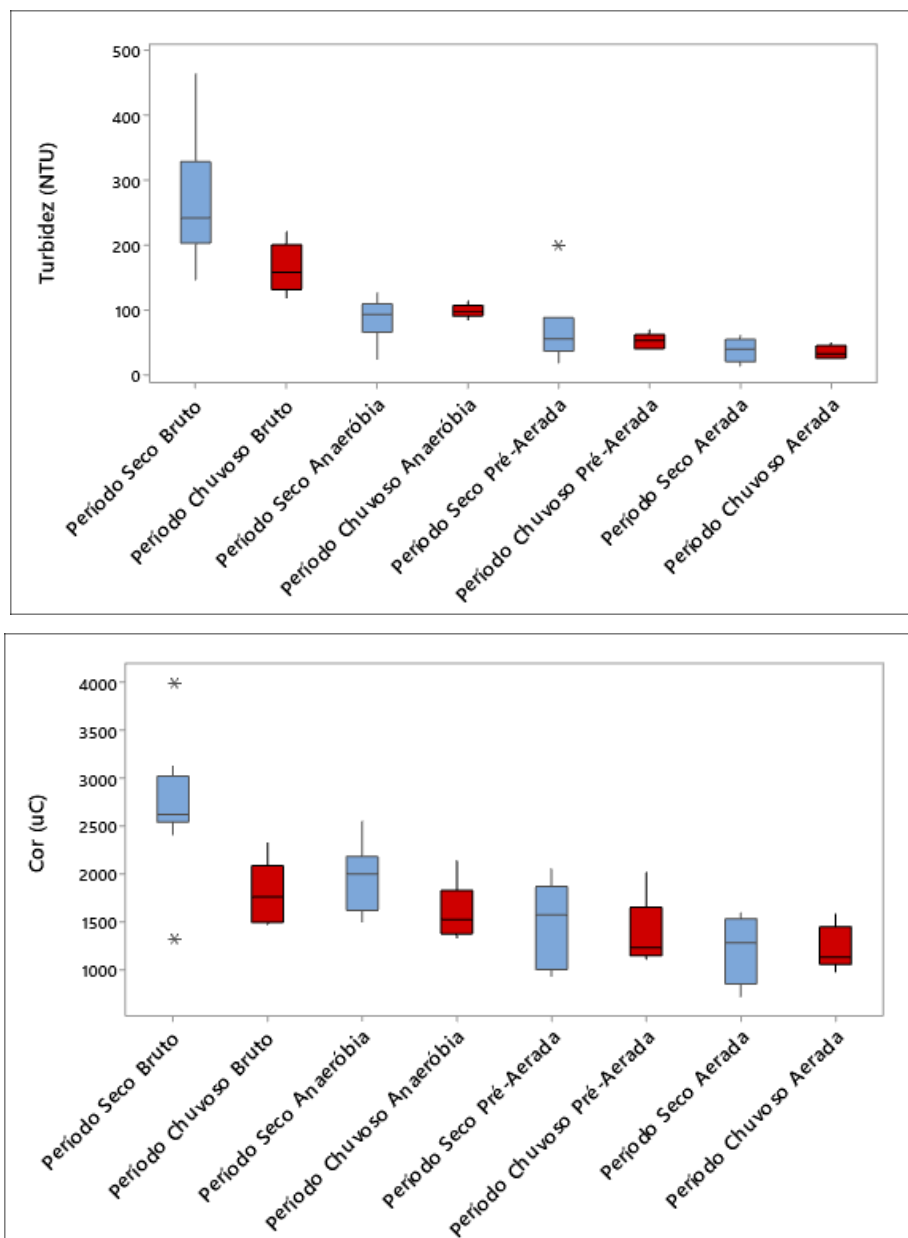


Figura 34: Variação dos valores de cor e turbidez dos 4 efluentes no período seco e chuvoso.

Fonte: Autora (2022)

A turbidez, durante o período seco, apresentou uma variação entre 148- 464 NTU para o lixiviado bruto; 25 – 127 NTU para a efluente da lagoa anaeróbia, 20 – 91,6 NTU para a lagoa pré-aerada com *outliers* de 200 NTU e entre 15 – 62 NTU para a lago aerada. Já para o período chuvoso, a variação foi de 120 – 221 NTU para o lixiviado bruto; 86 – 114 NTU para a efluente da lagoa anaeróbia, 39,2 – 70 NTU para a lagoa pré-aerada e entre 26,3 – 50,1 para a lago aerada. Vale ressaltar que todos os *outliers* foram verificados em períodos de estiagem (seco).

No período seco, o comportamento e valores das medianas foram de: 242,5 NTU e comportamento assimétrico positivo para o lixiviado bruto, 94 NTU e comportamento

assimétrico negativo para a lagoa anaeróbia, 56,25 NTU e comportamento assimétrico positivo para a pré-aerada, e 40,95 NTU e comportamento simétrico para a aerada. Já para o período chuvoso o comportamento e valores das medianas foram: 159 NTU e comportamento assimétrico positivo para o lixiviado bruto, 98 NTU e comportamento assimétrico positivo para a lagoa anaeróbia, 54,1 NTU para a pré-aerada e comportamento assimétrico negativo e 33,4 NTU e comportamento assimétrico positivo para a aerada.

A eficiência de remoção de turbidez durante período chuvoso foi de 75,60% e de 83,92% no período seco. Assim como ocorreu na avaliação do parâmetro e cor, a eficiência durante a época de chuva foi menor quando comparada a época de estiagem, estando ligada ao mesmo fator descrito anteriormente. A Tabela 10 apresenta as eficiências de cada lagoa que compõe o sistema de pré-tratamento.

Tabela 10: Eficiência de remoção de cor e turbidez das lagoas de pré-tratamento

Período	Lagoas Anaeróbia (%)		Lagoa Pré-aerada (%)		Lagoa Aerada (%)	
	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez	Cor	Turbidez
Total	14,41	50,15	19,61	28,47	14,32	31,19
Período Seco	16,86	59,78	23,13	13,46	18,29	33,61
Período Chuvoso	10,33	40,52	14,32	43,48	8,02	28,46

Fonte: Autora (2022)

Souza *et al.* (2013) estudaram o tratamento do lixiviado de Cachoeira Paulista, onde as eficiências do sistema para remoção de cor e turbidez foram, respectivamente, de 97 e 96%. Já Ramdhani, Sururi e Ainun (2018) realizaram experimentos para tratar o lixiviado gerado na Indonésia, onde a pesquisa apresentou uma remoção de 14,92%, equivalente a redução de 45,25 NTU para 38,50 NTU.

Como já mencionado a cor e a turbidez é uma consequência da presença de sólidos nos efluentes, seja ele dissolvido ou em suspensão, na forma orgânica (sólidos voláteis) ou inorgânica (sólidos fixos). Neste contexto, a Figura 35 apresenta os gráficos da variação da concentração dos sólidos totais, fixos e voláteis para lixiviado bruto e para o efluente das lagoas que compõe o sistema de pré-tratamento biológico do aterro sanitário.

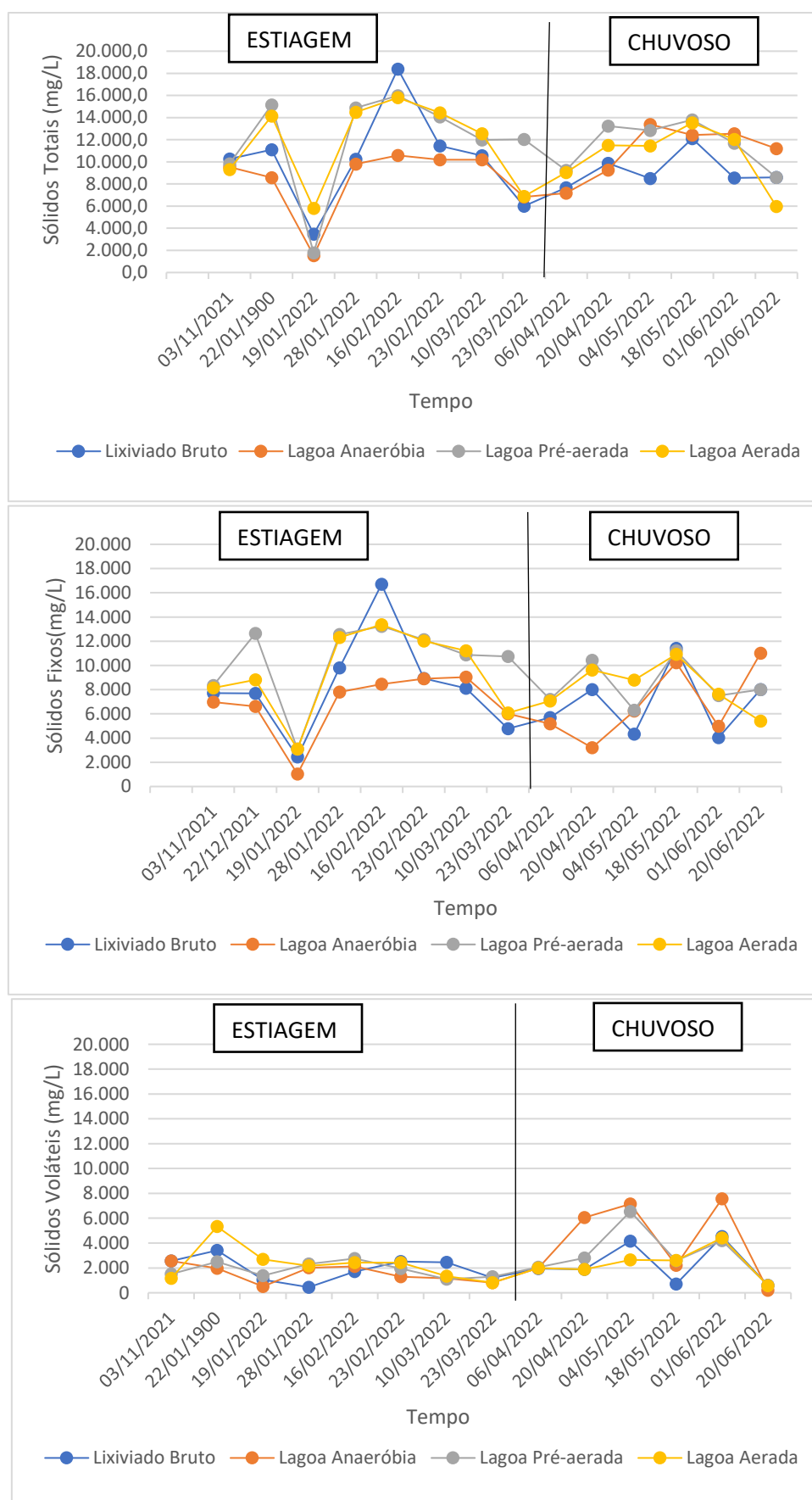


Figura 35: Variação da concentração de sólidos totais, fixos e voláteis do sistema de tratamento biológico (nov/2021 - jun/2022)
 Fonte: Autora (2022)

O lixiviado bruto apresentou uma variação entre 3.476 – 18.394 mg/L para sólidos totais, 2.434 – 16.698 mg/L para sólidos fixos e 446 – 4.530 mg/L para sólidos voláteis. Para a lagoa anaeróbia as variações foram: 1.540 – 13.388 mg/L para sólidos totais, 1.030 – 11.000 mg/L para sólidos fixos e 200 – 7.562 para sólidos voláteis.

Para a lagoa pré-aerada, as variações foram entre 1.774 – 15.982 mg/L para sólidos totais, 3.090 – 13.236 mg/L para sólidos fixos e 600 – 6.540 mg/L para sólidos voláteis. Por fim, para a lagoa aerada encontrou-se variações de 5.794 – 15.798 mg/L para os sólidos totais, 3.094 – 13.370 para os sólidos fixos e 566 – 5.794 para sólidos voláteis.

De acordo com as análises, identificou-se que mais de 60% dos sólidos totais são sólidos fixos ($SF/ST=0,6$). Entretanto, também foi observado que houve uma variação da série de sólidos em todo o sistema.

Durante o período de análise, as lagoas não obtiveram um padrão de redução de sólidos ao longo do tratamento. Observando os dados da Tabela 27, Tabela 29 e Tabela 30 do apêndice, notou-se que, na maior parte das análises para o período seco, há uma redução de sólidos do lixiviado bruto para a lagoa anaeróbia, com eficiência de 16,5%. Entretanto, para o período chuvoso, as concentrações aumentaram, tendo como consequência uma remoção insatisfatória. Vale ressaltar que a localização dos dispositivos ocasiona a sedimentação dos sólidos, uma vez que não há processos na zona morta do sistema.

Para as demais lagoas que compõe o sistema, para os dois períodos, não houve remoção de sólidos e sim aumento da concentração. Esse aumento pode ser consequência do processo de aeração, que faz com que os sólidos fiquem em suspensão.

Para uma análise comparativa dos valores de sólidos totais, fixos e voláteis em relação ao período seco e chuvoso, está apresentado na a Figura 36 o diagrama de caixas boxplot.

Verifica que no período chuvoso os sólidos totais apresentam menor amplitude (variabilidade) em relação ao período de estiagem (seco), como observado para a cor e a turbidez. Mas os sólidos voláteis e fixos, sendo esse o último que representa a fração orgânica, ocorre o inverso, onde o período chuvoso apresentou uma maior variabilidade. Vale ressaltar que todos os *outliers* foram verificados em períodos de estiagem (seco).

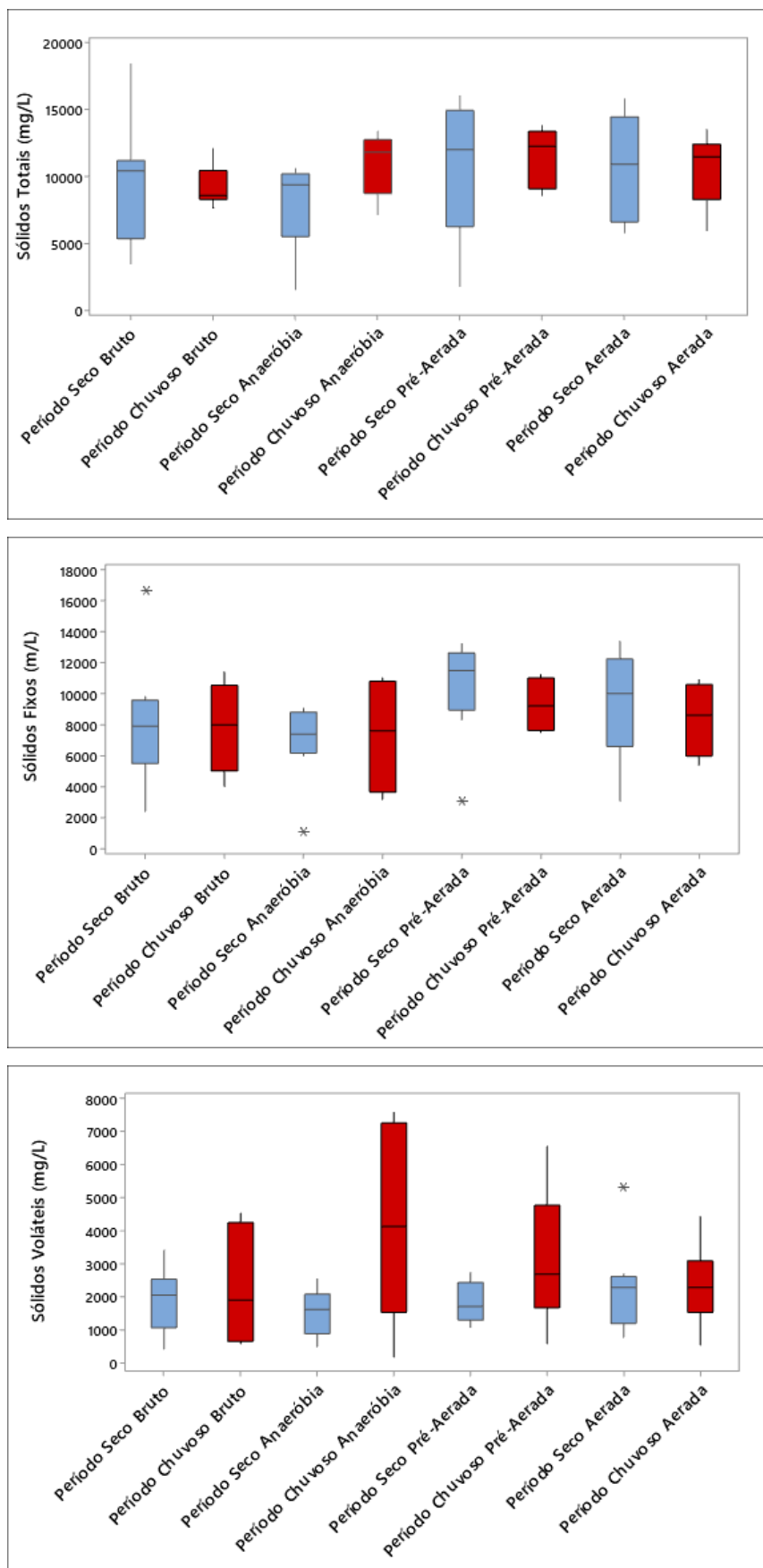


Figura 36: Variação das concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis das 4 lagoas no período seco e chuvoso.
 Fonte: Autora (2022)

Durante o período seco, as variações de sólidos totais foram de: 3.476 – 18.394 mg/L para o lixiviado bruto, 1.540 – 10.576 mg/L para a lagoa anaeróbia, 1.774 – 15.982 mg/L para a lagoa pré-aerada e 5.794 – 15.798 mg/L para a lagoa aerada. Já para o período chuvoso, as variações foram de: 7.653,33 – 12.100 mg/L para o lixiviado bruto, 7.180 – 13.388 mg/L para a lagoa anaeróbia, 8.600 – 13.800 mg/L para a lagoa pré-aerada e 5.980 – 13.520 para a lagoa aerada.

No período seco, o comportamento e valores das medianas foram de: 10.412 mg/L e comportamento assimétrico negativo para o lixiviado bruto, 9.384 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a lagoa anaeróbia, 12.004,6 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a pré-aerada, e 10.926 mg/L e comportamento simétrico para a aerada. Já para o período chuvoso o comportamento e valores das medianas foram: 8.580 mg/L e comportamento assimétrico positivo para o lixiviado bruto, 11.814 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a lagoa anaeróbia, 12.267 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a pré-aerada e 11.461 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a aerada.

Para os sólidos fixos, durante o período seco, as variações foram de: 2.434 – 9.802 mg/L para o lixiviado bruto, 6.016 – 9.042 mg/L com *outliers* de 16.698 mg/L para a lagoa anaeróbia, 8.332 – 13.236 mg/L com *outliers* de 1.030 mg/L para a lagoa pré-aerada e 3.094 – 13.370 mg/L para a lagoa aerada. Já para o período chuvoso, as variações foram de: 4.030 – 11.400 mg/L para o lixiviado bruto, 3.200 – 11.000 mg/L para a lagoa anaeróbia, 7.508 – 11.216 mg/L para a lagoa pré-aerada e 5.414 – 10.908 mg/L para a lagoa aerada.

No período seco, o comportamento e valores das medianas foram de: 7.910 mg/L e comportamento assimétrico negativo para o lixiviado bruto, 7.382 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a lagoa anaeróbia, 11.498 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a pré-aerada, e 10.010 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a aerada. Já para o período chuvoso o comportamento e valores das medianas foram: 7.999 mg/L e comportamento simétrico para o lixiviado bruto, 7.602 mg/L e comportamento simétrico para a lagoa anaeróbia, 9.218 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a pré-aerada e 8.611 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a aerada.

Por fim, para os sólidos voláteis, as variações no período de estiagem foram de: 1.446 – 3.414 mg/L para o lixiviado bruto, 510 – 2.550 mg/L para a lagoa anaeróbia, 1.105,2 – 2.746 mg/L e para a lagoa pré-aerada de 804 – 2.700 mg/L com *outliers* de 5.328,0 para a lagoa aerada. Já para o período chuvoso, as variações foram de: 600 – 4.530 mg/L para o lixiviado bruto, 200 – 7.562 mg/L para a lagoa anaeróbia, 600 – 6.540 mg/L para a lagoa pré-aerada e 566 – 4.426 mg/L para a lagoa aerada.

No período seco, o comportamento e valores das medianas foram de: 2.071 mg/L e comportamento assimétrico negativo para o lixiviado bruto, 1.630 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a lagoa anaeróbia, 1.728 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a pré-aerada, e 1.295 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a aerada. Já para o período chuvoso o comportamento e valores das medianas foram: 1.918 mg/L e comportamento assimétrico positivo para o lixiviado bruto, 4.136 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a lagoa anaeróbia, 2.695 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a pré-aerada e 2.297,67 mg/L e comportamento simétrico para a aerada.

Devido ao comportamento dos parâmetros em cada etapa e o processo de aeração, não foi possível constatar que a precipitação exerce influência na eficiência de remoção dos sólidos.

5.4.2. Eficiência de remoção de matéria orgânica

Segundo Moraiva (2010), a matéria orgânica pode ser quantificada indiretamente, utilizando o seu potencial poluidor. Essa quantificação pode ser dada através da DBO, da DQO e dos sólidos voláteis. A DBO representa a parcela facilmente degradável, enquanto a DQO e os sólidos voláteis envolvem toda a matéria presente no resíduo.

Os gráficos da Figura 37 apresentam a variação da DQO e DBO e a relação DBO/DQO do efluentes das lagoas que compõem o sistema de tratamento biológico.

Na análise da DQO, constatou-se que para o lixiviado bruto houve uma variação entre 2.294,0 – 8.156,0 mg/L; de 1.585,13– 6.7393,8 mg/L para o efluente da lagoa anaeróbia, 1.585,13 – 4.558,83 mg/L para a lagoa pré-aerada e de 735,83 – 4.237,33 mg/L para a lagoa aerada. Isso resulta numa eficiência média de remoção de DQO de 25,72% na lagoa anaeróbia, e de 19,86% e 19,70%, respectivamente para as lagoas pré-aeradas e aerada. De modo geral, o sistema de tratamento biológico apresentou uma eficiência de 51,68% na remoção de DQO.

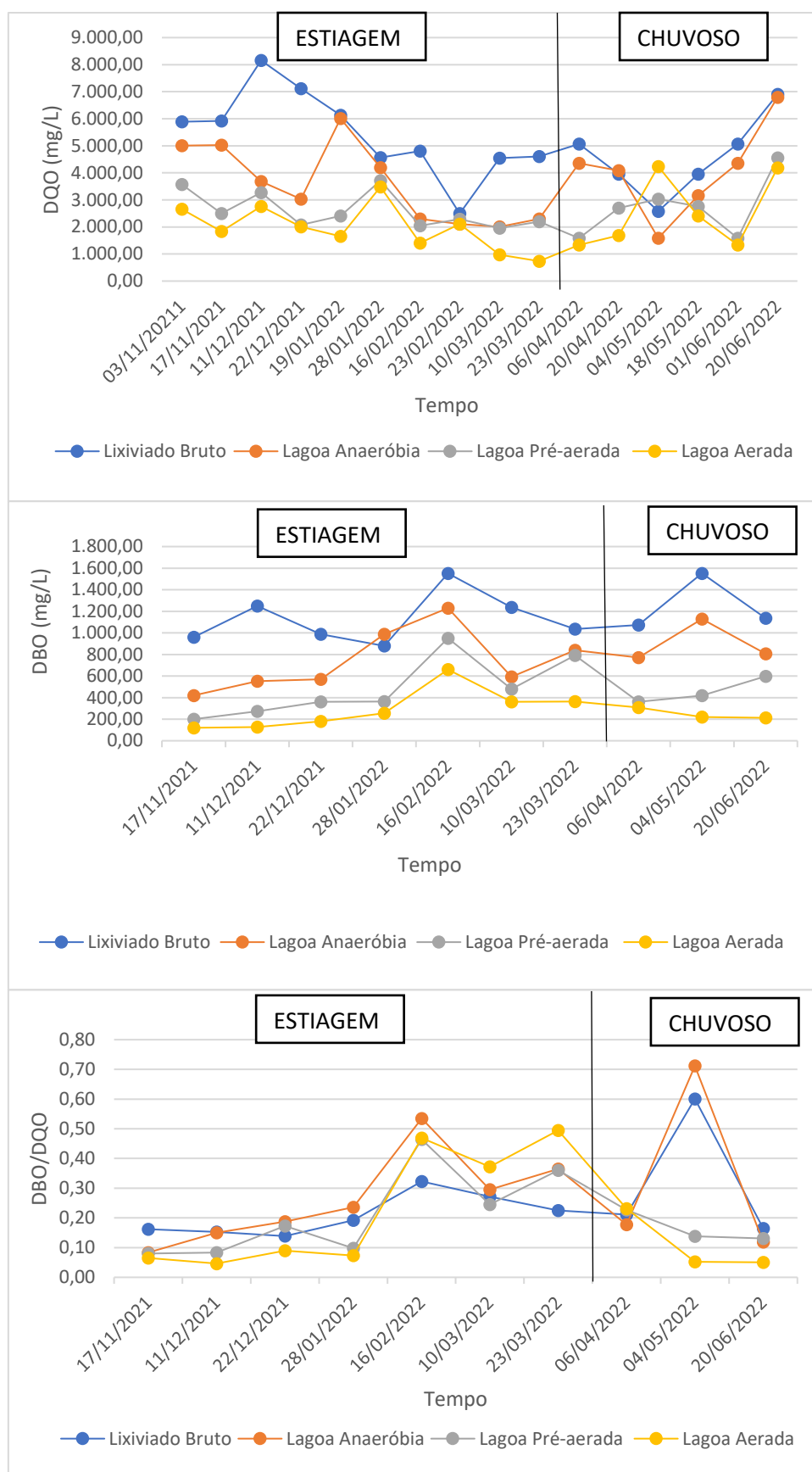


Figura 37: Gráficos da variação temporal da DQO, DBO e relação DBO/QDQO do sistema de tratamento biológico (nov/2021 - jun/2022)
 Fonte: Autora (2022)

Ao analisar a DBO, constatou-se que para o lixiviado bruto foram encontrados valores entre 879 – 1.552 mg/L; entre 420 – 1.230 mg/L para a lagoa anaeróbia; de 200 – 950 mg/L para lagoa pré-aerada; e, 120 – 660 mg/L para lagoa aerada, resultando numa eficiência média de remoção de matéria orgânica facilmente degradável de 76,14%.

Com relação as eficiências das lagoas, para a lagoa anaeróbia, a eficiência foi de 31,81%, para a lagoa pré-aerada 39,20% e, por fim, 40,90% para a lagoa aerada. De modo geral, nenhuma das lagoas obteve eficiência maior que 50%.

Para a relação DBO/DQO, encontrou-se valores entre 0,60 e 0,14 para o lixiviado bruto, 0,71 e 0,08 para a lagoa anaeróbia, 0,71 e 0,08 para a lagoa pré-aerada e 0,90 e 0,05 para a lagoa aerada. Quando comparado o lixiviado bruto e o efluente da lagoa anaeróbia, a relação obteve uma redução total de 17,51%, que sugere a presença de parcela orgânica biodegradável remanescente e a possibilidade de aplicação de outros tratamentos para remoção de matéria. De acordo com Maia *et al.* (2015), tanto o tratamento aeróbio quanto anaeróbio podem ser limitados na remoção desses compostos.

Para uma análise comparativa dos valores de DQO e DBO em relação ao período seco e chuvoso, está apresentado na Figura 38 o diagrama de caixas boxplot.

Verifica que a DQO não apresentou uma variabilidade significativa entre os períodos chuvoso e seco, uma vez que os diagramas apresentaram amplitudes semelhantes. Para a lagoa anaeróbia, o período seco apresenta maior amplitude em relação ao período de estiagem (seco). Para os demais dados, o período chuvoso apresenta menor amplitude (variabilidade) em relação ao período de estiagem (seco) para. Para a DBO, houve o comportamento inverso para o lixiviado bruto e a lagoa anaeróbia, onde o período chuvoso apresentou uma maior variabilidade. Para os demais dados, o ocorrido foi semelhante ao da DQO. Vale ressaltar que não foram encontrados *outliers* nos dois períodos.

Durante o período seco, as variações de DQO foram de: 2.494 – 8.156,3 mg/L para o lixiviado bruto, 2.00,33 – 6.010,43 mg/L para a lagoa anaeróbia, 1.957,63 – 3.715,83 mg/L para a lagoa pré-aerada e 735,83 – 3.477,43 mg/L para a lagoa aerada. Já para o período chuvoso, as variações foram de: 2.583,43 – 6.905,57 mg/L para o lixiviado bruto, 1.585,13 – 6.793,82 mg/L para a lagoa anaeróbia, 1.585,13 – 4.558,82 mg/L para a lagoa pré-aerada e 1.331,83 – 4.237,33 mg/L para a lagoa aerada.

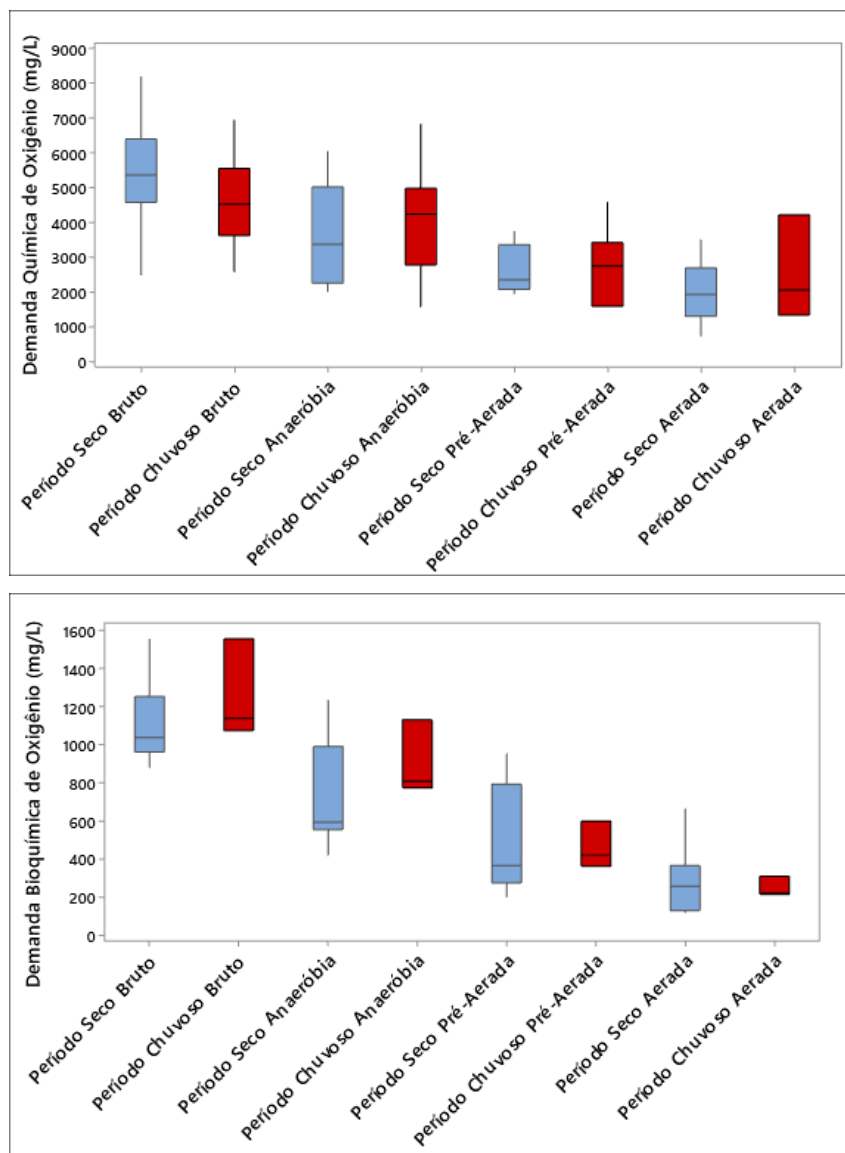


Figura 38: Variação das concentrações de DQO e DBO dos 4 efluentes no período seco e chuvoso

Fonte: Autora (2022)

No período seco, o comportamento e valores das medianas foram de: 5.346,48 mg/L e comportamento assimétrico positivo para o lixiviado bruto, 3.358,23 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a lagoa anaeróbia, 2.345,03 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a pré-aerada, e 1.920,38 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a aerada. Já para o período chuvoso o comportamento e valores das medianas foram: 4.512,98 mg/L e comportamento assimétrico positivo para o lixiviado bruto, 4.220,94 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a lagoa anaeróbia, 2.732,4 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a pré-aerada e 2.047,03 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a aerada.

Para a DBO, durante o período seco, as variações foram de: 879 – 1.550 mg/L para o lixiviado bruto, 420 – 1.230 mg/L para a lagoa anaeróbia, 200 – 950 mg/L para a lagoa pré-aerada e 120 – 660 mg/L para a lagoa aerada. Já para o período chuvoso, as variações foram de: 1.072 – 1.552 mg/L para o lixiviado bruto, 772 – 1.128 mg/L para a lagoa anaeróbia, 360 – 598 mg/L para a lagoa pré-aerada e 213 – 308 mg/L para a lagoa aerada.

No período seco, o comportamento e valores das medianas foram de: 1.036 mg/L e comportamento assimétrico positivo para o lixiviado bruto, 592 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a lagoa anaeróbia, 364 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a pré-aerada, e 256 mg/L e comportamento simétrico para a aerada. Já para o período chuvoso o comportamento e valores das medianas foram: 1.136 mg/L e comportamento assimétrico positivo para o lixiviado bruto, 806 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a lagoa anaeróbia, 420 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a pré-aerada e 220 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a aerada.

A Tabela 11 apresenta as eficiências de remoção de DQO e DBO de cada lagoa que compõe o sistema de pré-tratamento.

Tabela 11: Eficiência de remoção de DQO e DBO das lagoas de pré-tratamento								
Período	Eficiência %							
	Lagoas Anaeróbia		Lagoa Pré-aerada		Lagoa Aerada		Sistema	
	DQO	DBO	DQO	DQO	DQO	DBO	DQO	DBO
Geral	25,72	31,81	19,86	25,72	19,7	40,90	51,68	76,14
Período Seco	20,62	33,39	20,24	20,62	26,45	40,36	60,75	74,72
Período Chuvoso	19,22	28,12	19,22	19,22	8,46	42,15	36,55	79,44

Fonte: Autora (2022)

De acordo com Araújo (2019), as oscilações nas eficiências de DQO e DBO nos sistemas anaeróbio e aeróbio podem ter sido influenciadas por outros fatores, tais como: temperatura, pH, THD e entre outros. No entanto, os processos biológicos são eficientes na remoção de matéria orgânica, fato esse desmontado pela diminuição dos parâmetros após o processo.

Lugowski *et al.* (2014), ao utilizar tratamento por lodos ativados seguido de lagoas de estabilização após um tratamento físico-químico, observou-se uma eficiência de remoção de DQO de 99%. Maia *et al.* (2015), que avaliou o 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) encontrou uma eficiência de 60%, próximo ao valor encontrado neste trabalho.

Torquato (2010) avaliou os pós-tratamento biológico de lixiviado e esgoto doméstico, em lagoas de estabilização operadas em série e encontrou remoção de 19% para DQO. Já Fieira (2015), que realizou um experimento para a avaliação da eficiência das lagoas de tratamento do aterro municipal de Francisco Beltrão, encontrou-se uma eficiência média de 70%.

Araújo (2019) encontrou uma eficiência de remoção de 40% para DQO e 72% para DBO no sistema de tratamento biológico do mesmo aterro desta pesquisa.

Comparando com os dados da literatura, apesar do sistema ter apresentado eficiência de remoção satisfatória para DBO, não se constatou o mesmo para a DQO durante o período chuvoso. A baixa eficiência pode ser uma possível consequência da falta de estratégia de localização dos dispositivos de entrada e saída, uma vez que o efluente não obedece ao TDH e não há equalização com a zona morta. Ressalta-se ainda que a CTR perde a oportunidade de desfrutar de uma maior remoção de matéria orgânica devido ao fato citado.

Uma parcela da DQO e DBO presente nos lixiviados pode ser devida a presença de ácidos voláteis, principalmente no lixiviado bruto e efluente da lagoa anaeróbia, onde a fase acidogênica do processo anaeróbio produz ácidos voláteis. O gráfico da Figura 39 apresenta a variação da concentração de ácidos voláteis ao longo do processo biológico de pré-tratamento no período estudado.

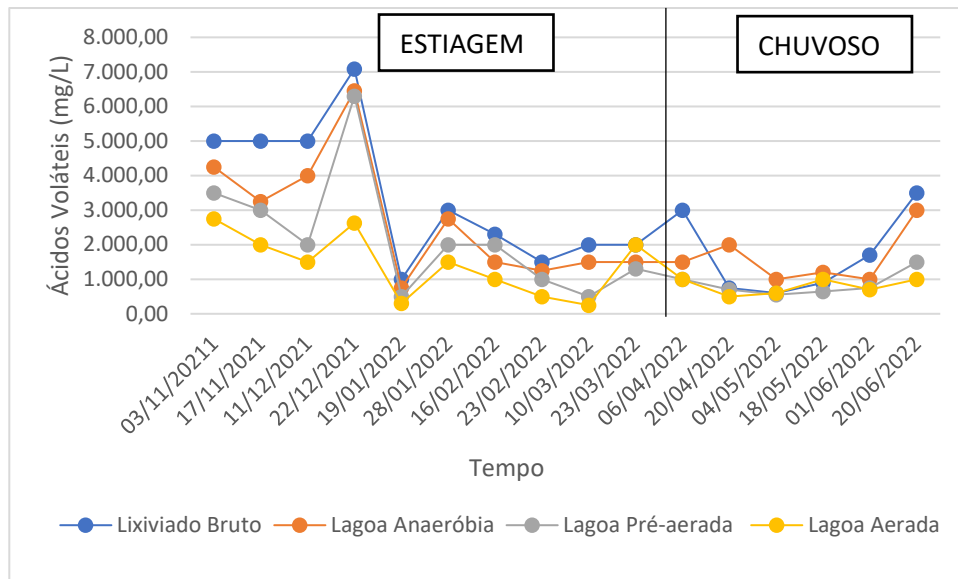


Figura 39: Análise dos dados de ácidos do sistema de tratamento biológico (nov/2021 - jun/2022)
Fonte: Autora (2022)

Foi observado que para o lixiviado bruto, essa variação foi entre 600 – 7.085,50 mg/L, entre 750 – 6.457 mg/L para a lagoa anaeróbia, entre 500 – 6.300 para a lagoa pré-aerada, e entre 250 – 2.750 mg/L para a lagoa aerada.

Para uma análise comparativa das concentrações de ácidos voláteis em relação ao período seco e chuvoso, está apresentado na Figura 40 o diagrama de caixas boxplot.

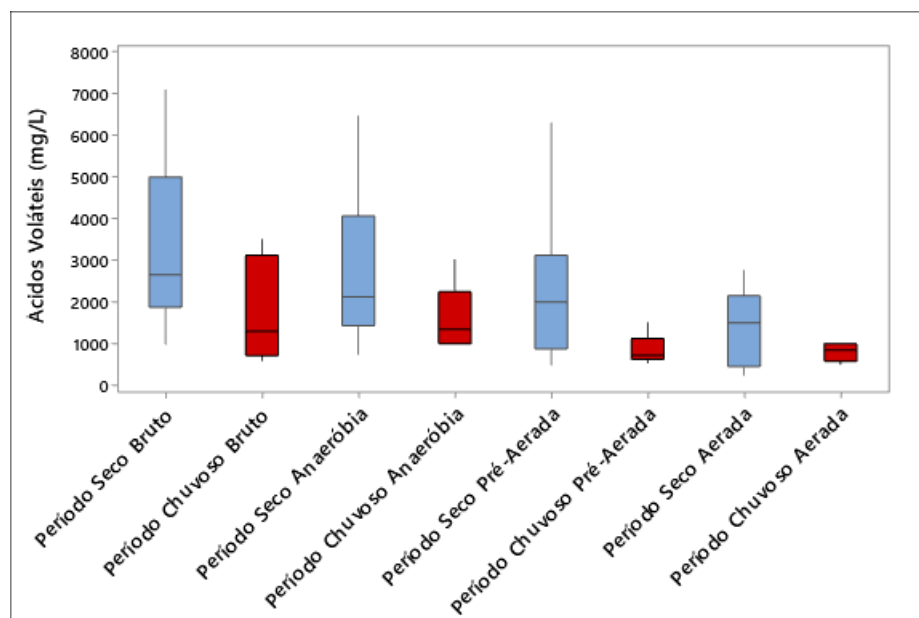


Figura 40: Variação das concentrações de ácidos dos 4 efluentes no período seco e chuvoso
Fonte: Autora (2022)

O intervalo de variação para o período seco foi de: 1.000 – 7.087,5 mg/L para o lixiviado bruto, 750 – 6.457,5 mg/L para a lagoa anaeróbia, 500 – 6.300 mg/L para a lagoa pré-aerada e 250 – 2.750 mg/L para a lagoa aerada. Já para o período chuvoso, as

variações foram de: 600 – 3.500 mg/L para o lixiviado bruto, 1.000 – 3.000 mg/L para a lagoa anaeróbia, 550 – 1.500 mg/L para a lagoa pré-aerada e 500 – 1.000 mg/L para a lagoa aerada.

No período seco, o comportamento e valores das medianas foram de: 2.650 mg/L e comportamento assimétrico positivo para o lixiviado bruto, 2.125 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a lagoa anaeróbia, 2.000 mg/L e comportamento simétrico para a pré-aerada, e 1.500 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a aerada. Já para o período chuvoso o comportamento e valores das medianas foram: 1.300 mg/L e comportamento assimétrico positivo para o lixiviado bruto, 1.350 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a lagoa anaeróbia, 725 mg/L e comportamento assimétrico positivo para a pré-aerada e 850 mg/L e comportamento assimétrico negativo para a aerada.

Analisando os períodos, constatou-se que houve uma redução da variabilidade da concentração de ácidos voláteis do período chuvoso, quando comparado ao seco, em todas as lagoas. Essas variações ao longo do tempo de biodegradação ocorrem devido aos substratos gerados pelas atividades dos microrganismos presentes em cada fase (RIBERIO *et al.*, 2021).

Ademais, as concentrações de ácidos foram também mais baixas durante o período chuvoso, podendo ser resultado da interferência da precipitação sobre a lâmina líquida superficial das lagoas, por onde ocorre o fluxo preferencial de escoamento, devido aos dispositivos de entrada e saída serem superficiais, ficando a lâmina líquida abaixo dessa camada como uma zona morta, principalmente da lagoa anaeróbia e aerada final onde não há agitação.

Quanto a eficiência de remoção de ácidos voláteis, as lagoas apresentaram os seguintes valores: 3,3% para a lagoa anaeróbia, 29,3% para lagoa pré-aerada e 19,1% para lagoa aerada. Já para o sistema de tratamento biológico completo, eficiência foi de 49,2%, indicando uma redução da concentração inicial dos ácidos voláteis contribuindo para a redução da DQO e DBO. Para o período seco e chuvoso, as remoções foram de 56,87% e 36,52%.

5.4.3. Eficiência de remoção de Nitrogênio

De uma forma geral, o nitrogênio pode ser encontrado nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras chamam-se forma reduzidas e as

duas últimas formas oxidadas. Os gráficos da Figura 41 apresentam os resultados das análises de Nitrogênio Amoniacal, Nitrito e Nitrato das lagoas que compõem o sistema de tratamento biológico.

Para o nitrogênio amoniacal, no lixiviado bruto foram encontrados valores entre 1.281 – 2.327,50 mg/L. Para a lagoa anaeróbia a variação foi de 982,80 – 2.331 m/L. Já para a lagoa pré-aerada e aerada, a variações encontrada foram, respectivamente, 42 – 966 mg/L e 21 – 672 mg/L. Verifica-se uma redução da concentração de N-amoniacal na lagoa anaeróbia, que pode estar associada a uma possível volatilização da amônia já que o pH na faixa de 8,5 do lixiviado na lagoa anaeróbia permite que uma pequena fração do N-amoniacal seja levada a forma de NH_3 favorecendo seu arraste pelo ar.

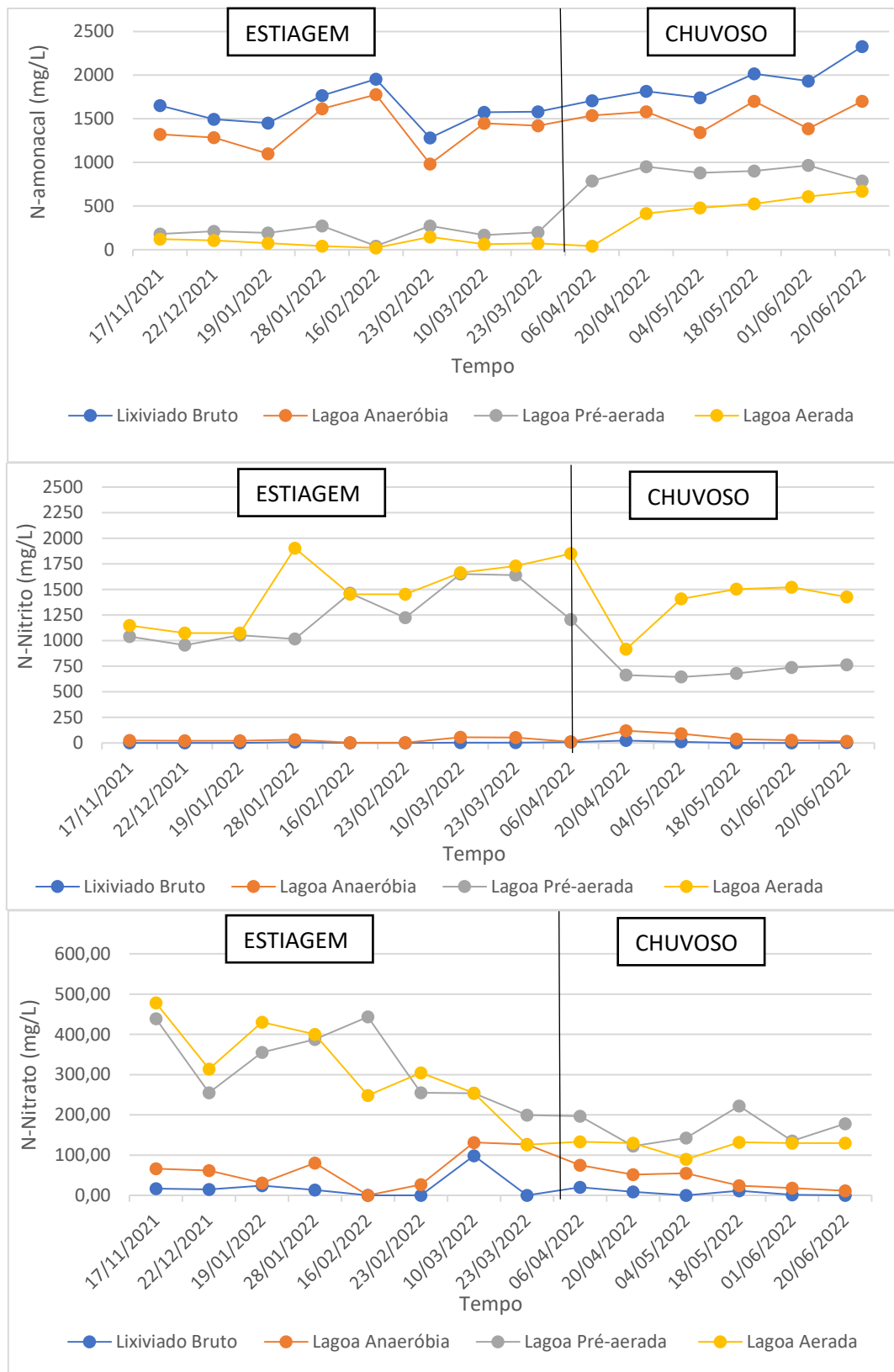


Figura 41: Concentrações de N-amoniaco, N-nitrito e N-nitrato no pré-tratamento biológico (nov/2021 - jun/2022)
 Fonte: Autora (2022)

Quanto as formas oxidadas de nitrogênio, o lixiviado bruto, apresentou valores entre 0,08 – 23,0 mg/L para nitrito e 0,0 – 98,5 mg/L para nitrato. Para a lagoa anaeróbia a variação foi de 2,8 – 119,4 para nitrito, e 0,0 – 131,40 para o nitrato.

Já para a lagoa pré-aerada, a variação encontrada foi entre 943,93 – 1.650,39 mg/L para nitrito, e 122,34 – 443,3 mg/L para nitrato. Por fim, para a lagoa aerada, os valores foram entre 915,04 – 1.903,55 mg/L para nitrito e 89,34 – 478,09 mg/L para nitrato.

Constatou-se que os valores de nitrito e nitrato encontrados nas lagoas pré-aeradas e aerada foram muito superiores à do efluente da lagoa anaeróbia o que indica que está ocorrendo um processo de nitrificação nestas lagoas.

O tratamento aeróbio possibilita a nitrificação do nitrogênio amoniacal, fazendo com que esse seja transformado em nitrito e posteriormente em nitrato. Assim, o efluente final sai com níveis bastante elevados de nitrito e nitrato (AUN, 2007). No entanto, o acúmulo de nitrito observado demonstra uma nitrificação incompleta.

A indicação de que está ocorrendo um processo de nitrificação nas lagoas é fortalecida pelo consumo de alcalinidade verificado nas lagoas pré-aeradas e aeradas. O gráfico da Figura 42 apresenta o comportamento da alcalinidade no sistema.

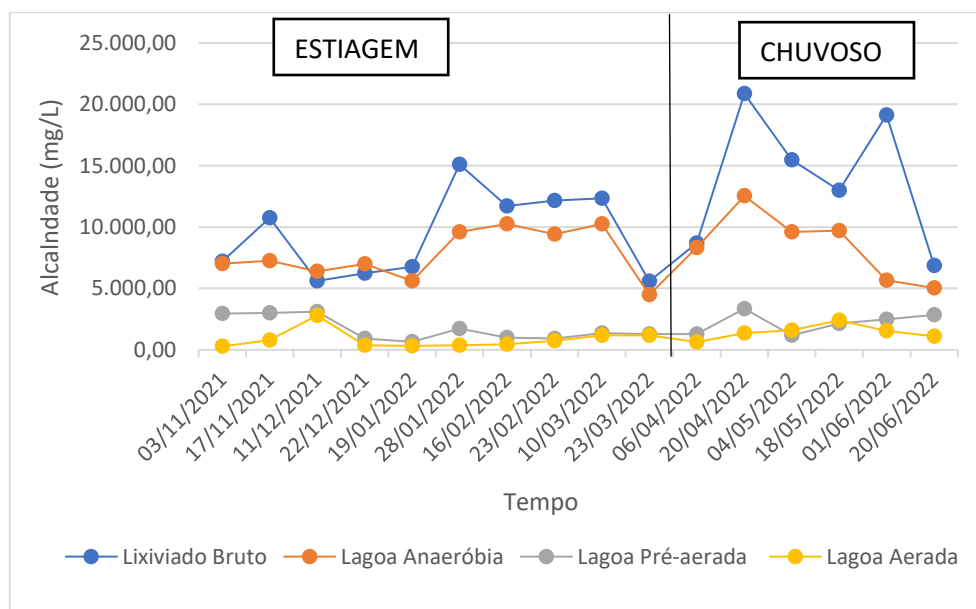


Figura 42: Variação dos dados de Alcalinidade no tratamento biológico (nov/2021 - jun/2022)

Fonte: Autora (2022)

Verificou-se que no lixiviado bruto a alcalinidade variou entre 5.582 – 20.862 mg/L, no efluente da lagoa anaeróbia a alcalinidade variou entre 4.484 – 12.536 mg/L, ocorrendo um decréscimo em relação ao lixiviado bruto, ao contrário do que se esperava,

pois na lagoa anaeróbia tanto o processo metanogênico quanto de amonificação geram alcalinidade.

Já para o efluente das lagoas pré-aeradas a alcalinidade variou entre 650 – 3.349 mg/L e para a alagoa aerada, foi de 281 – 2.800 mg/L, ou seja, os valores foram inferiores ao da lagoa anaeróbia, indicando um consumo de alcalinidade pelo processo de nitrificação.

O consumo da alcalinidade verificada nas lagoas aeróbias se refletiu no pH, como pode ser observado no gráfico da Figura 43, onde se verifica que o pH do lixiviado bruto e do efluente da lagoa anaeróbia oscilam na faixa de 8,0 enquanto das lagoas pré-aeradas e aerada em torno de 7,0.

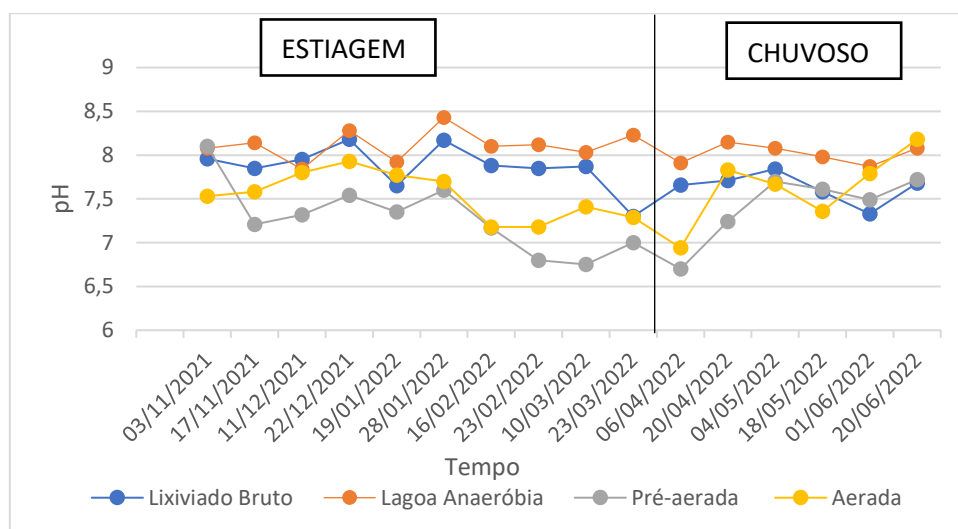


Figura 43: Gráfico da variação do pH do sistema de tratamento biológico (nov/2021 - jun/2022)
Fonte: Autora (2022)

Para uma análise comparativa das concentrações das diferentes formas de nitrogênio no sistema de pré-tratamento em relação ao período seco e chuvoso, está apresentado na Figura 44 o diagrama de caixas boxplot.

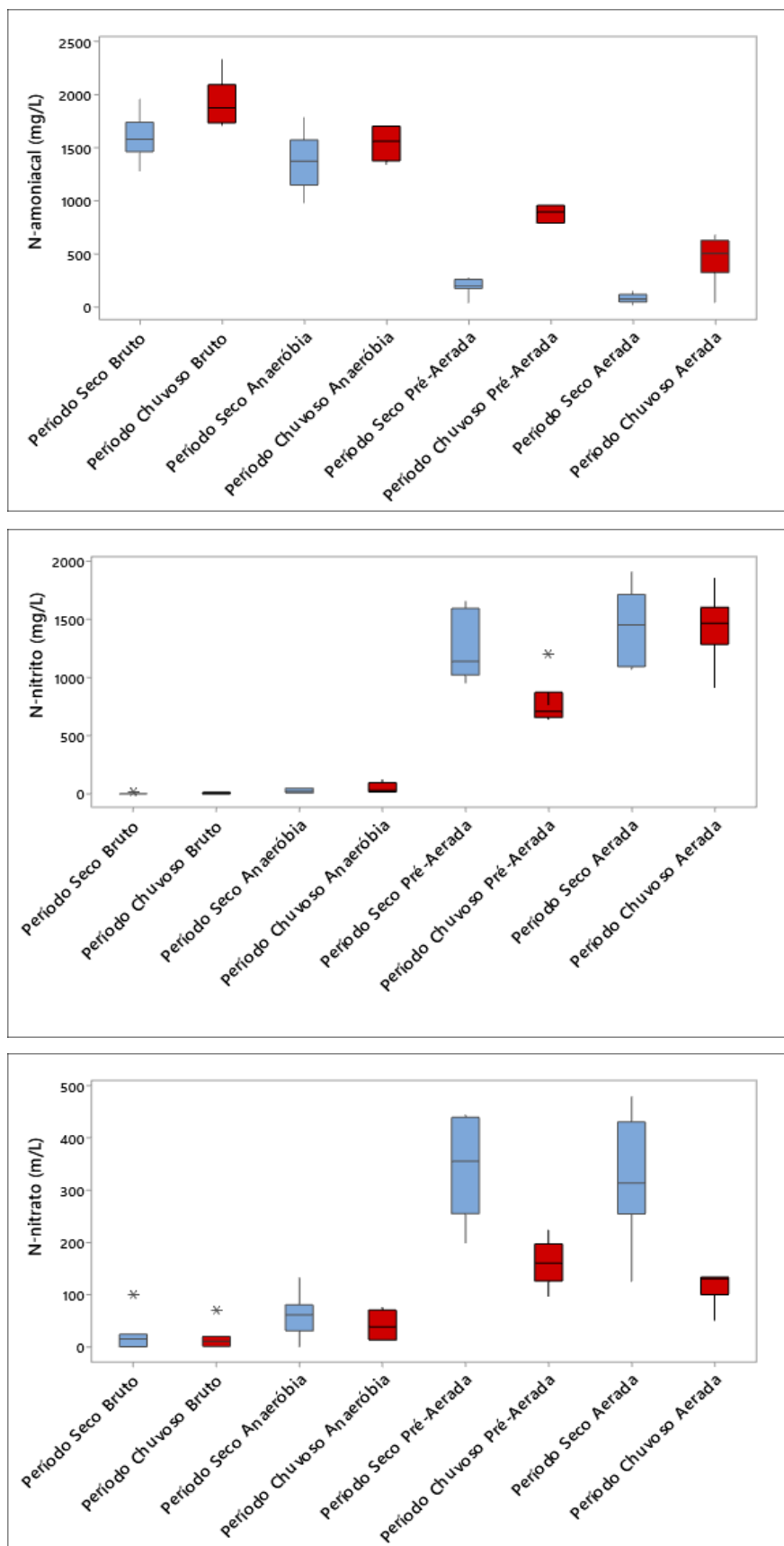


Figura 44: Variação das concentrações de nitrito e amoniacal efluentes no período seco e chuvoso

Fonte: Autora (2022)

Durante o período seco, a mediana do N-amoniaco, N-nitrito e N-nitrato foram, respectivamente, de: 1.577,5 mg.N/L, 1,31 mg.N/L e 15,05 mg.N/L para o lixiviado bruto; 1.371,8 mg/L, 22,04 mg/L e 61,30 mg.N/L para a lagoa anaeróbia, 195,5 mg.N/L, 1.137,22 mg/L e 355,05 mg.N/L para a pré-aerada; e 73 mg/L, 1.451,48 mg/L e 313,57 mg.N/L para a lagoa aerada.

Durante o período chuvoso, a mediana do N-amoniaco, N-nitrito e N-nitrato foram, respectivamente, de: 1.874,5 mg.N/L, 5,40 mg.N/L e 10,28 mg.N/L para o lixiviado bruto; 1.558,60 mg/L, 32,16 mg/L e 37,89 mg.N/L para a lagoa anaeróbia, 892,50 mg.N/L, 709,118 mg/L e 160,3 mg.N/L para a pré-aerada; e 501,90 mg/L, 1.464,50 mg/L e 129,88 mg.N/L para a lagoa aerada.

Para o N-amoniaco, a maior parte dos efluentes apresentaram uma variabilidade maior para o período chuvoso, quando comparado ao seco. Entretanto, a lagoa anaeróbia apresentou comportamento inverso. Já o N-nitrito, a época de estiagem (seco) apresentou maior variabilidade em todos os efluentes. Por fim, para o N-nitrato, verificou-se que o lixiviado bruto e as lagoas pré-aerada e aerada apresentaram maior amplitude no período seco. Para a lagoa anaeróbia, os períodos apresentaram amplitudes semelhantes.

Diante do exposto, a Tabela 12 apresenta o percentual de N-amoniaco removido em cada etapa do pré-tratamento. Vale salientar que não é comum ocorrer remoção de N-amoniaco em lagoas anaeróbias, e sim o inverso, ou seja, o aumento do N-amoniaco devido ao processo de amonificação. No entanto, como o lixiviado bruto apresenta-se quase que em sua totalidade (cerca de 90%) já na forma amoniaco, o processo de amonificação é insipiente, e parte do N-amoniaco está sendo volatilizado, e no período chuvoso também diluído pela precipitação sobre a lagoa anaeróbia.

Tabela 12: Eficiência de remoção de nitrogênio amoniaco das lagoas de pré-tratamento

Período	Remoção %			
	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Pré-aerada	Lagoa aerada	Sistema pré-tratamento
Total	16,7	66,7	53	87
Período Seco	14,6	85	56,5	94,6
Período Chuvoso	19,4	42,3	48,4	76,8

Fonte: Autora (2022)

Para a remoção de nitrogênio amoniacal, o sistema de tratamento apresentou uma eficiência média ao longo do período estudado de 87 % quando comparado as concentrações médias do lixiviado bruto e efluente tratado na lagoa aerada.

Assim como no experimento realizado por Diwa *et al.* (2007), analisando a dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira, as concentrações de amoniacal decaíram ao longo do tratamento.

Maia *et al.* (2015), encontrou uma remoção de nitrogênio amoniacal de 83%, avaliando um sistema de tratamento composto por duas lagoas anaeróbias, operadas em série, um sistema de lodos ativados e uma lagoa facultativa. Araújo (2020), avaliando o mesmo aterro deste estudo, encontrou eficiência de 66,02% e 93,42% na remoção do parâmetro. A remoção encontrada nesse estudo condiz com os valores encontrados em outras literaturas.

5.4.4. Considerações sobre o lixiviado pré-tratado

A Resolução CONAMA nº 430/2011 que dispõem sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, não apresenta considerações para os parâmetros de cor e turbidez e não existe uma legislação ambiental federal ou estadual específica para o tratamento de lixiviado. Como não há limites estabelecidos por legislação para os parâmetros citados anteriormente, não há um padrão de lançamento dos parâmetros para o efluente gerado no processo de tratamento biológico do aterro de Maceió.

Assim como para os parâmetros de cor e turbidez, não existe uma legislação específica que disponha sobre padrão de tratamento de lixiviado. Deste modo, com a redução de DQO de mais de 50% da concentração inicial, e comparando com os resultados obtidos de outras literaturas, o tratamento biológico do aterro de Maceió possui uma eficiência satisfatória na remoção de DQO.

Diferente da DQO, a DBO encontra-se na Resolução CONAMA nº 430/2011 como um dos parâmetros que precisam ser analisados para o lançamento de efluentes em corpos hídricos. De acordo com a legislação, o sistema deve apresentar uma remoção mínima de 60% do parâmetro. Para o sistema de pré-tratamento do aterro de Maceió, a remoção de DBO foi de 76,6%, maior do que a eficiência mínima estabelecida pela resolução. Desse modo, o sistema apresentou uma eficiência satisfatória para redução do parâmetro.

Apesar de não existir uma resolução específica para o tratamento de lixiviado, como exposto anteriormente, a Resolução CONAMA 430/2011 estabelece uma concentração com limite de 20 mg/L de nitrogênio amoniacal no efluente tratado, neste caso lixiviado, para que esse possa ser lançado em corpos d'água classe 2. Apesar do sistema possuir uma eficiência de 88 %, os valores encontrados no final do pré-tratamento biológico ultrapassaram o limite estabelecido pela legislação. Desse modo, ainda se faz necessário a implantação de outras técnicas para uma maior remoção de nitrogênio.

De acordo com a Resolução CONAMA 430/2011, o efluente tratado para ser lançado em corpo hídrico deve possuir valores de pH entre 5 e 9. Fazendo uma avaliação geral, o pH das lagoas sempre estiveram presentes nessa faixa de variação. Deste modo, quando analisado apenas esse parâmetro, o lixiviado tratado no sistema biológico poderia ser descartado em corpo hídrico, uma vez que obedece aos limites estabelecidos pela legislação.

De modo geral, o lixiviado pré-tratado no sistema biológico de Maceió não alcança remoções satisfatórias para todos os padrões de lançamento da resolução. Desse modo, faz-se necessário um aperfeiçoamento do sistema ou a aplicação de processos físico-químicos.

5.5. Avaliação dos processos de remoção de nitrogênio

Como é de domínio público, a amonificação e a nitrificação são duas das fases que ocorre no ciclo biológico do nitrogênio. A amonificação é o processo de conversão do material nitrogenado que está presente na matéria orgânica em amônia, sendo realizada por bactérias e fungos, podendo acontecer em ambiente anaeróbio ou aeróbio. Já a nitrificação, é a etapa onde o nitrogênio amoniacal é convertido em nitrito e nitrato, em processo aeróbio.

Diante disto, se espera que na lagoa anaeróbia do pré-tratamento de lixiviado ocorra um processo de amonificação. No entanto, analisando o gráfico da Figura 45, observa-se que o efluente da lagoa anaeróbia apresenta valor médio de N-amoniacal cerca de 26% inferior ao do lixiviado bruto, indicando que há perda de amônia e sugerindo que o processo de amonificação na lagoa anaeróbia praticamente nulo.

O insignificante processo de amonificação observado pode estar associado são as altas concentrações iniciais de N-amoniacal presente no lixiviado bruto, visto que cerca

de 90% do nitrogênio total está na forma amoniacal, ou seja, a fração de N-orgânico a ser amonificado é muito baixa. No entanto, como não foi feita a determinação de NTK no efluente da lagoa anaeróbia, não foi possível uma análise mais detalhada do processo.

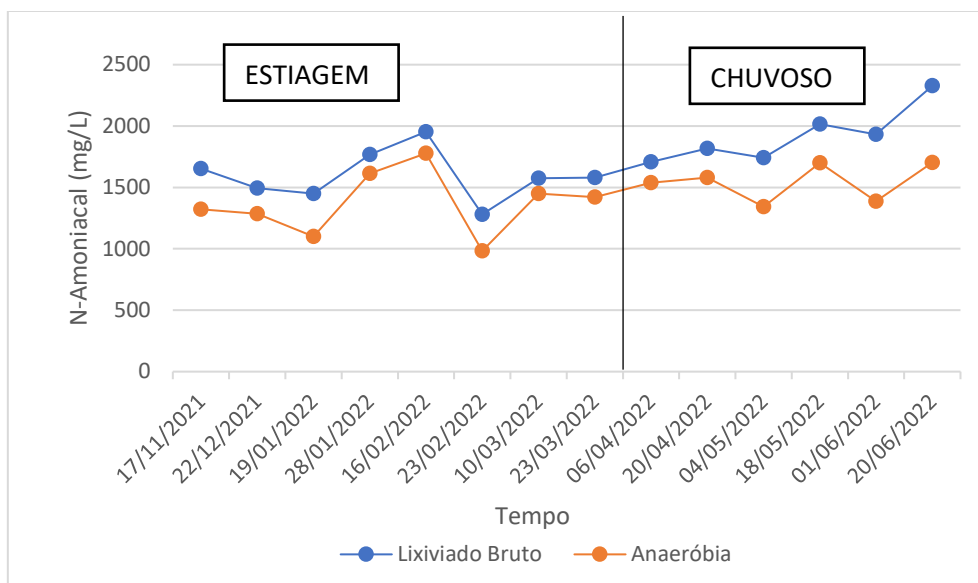


Figura 45: Concentrações de nitrogênio amoniacal do lixiviado bruto e da lagoa anaeróbia
Fonte: Autora (2022)

Por outro lado, a redução da concentração de N-amoniacoal verificada no efluente da lagoa anaeróbia pode estar associada a volatilização da amônia, pois o pH na faixa de 8,5 verificada na lagoa anaeróbia, já favorece a conversão (Figura 46), de uma pequena fração, do NH_4 solúvel a gás NH_3 que pode ser arrastado pelo processo de *air stripping*.

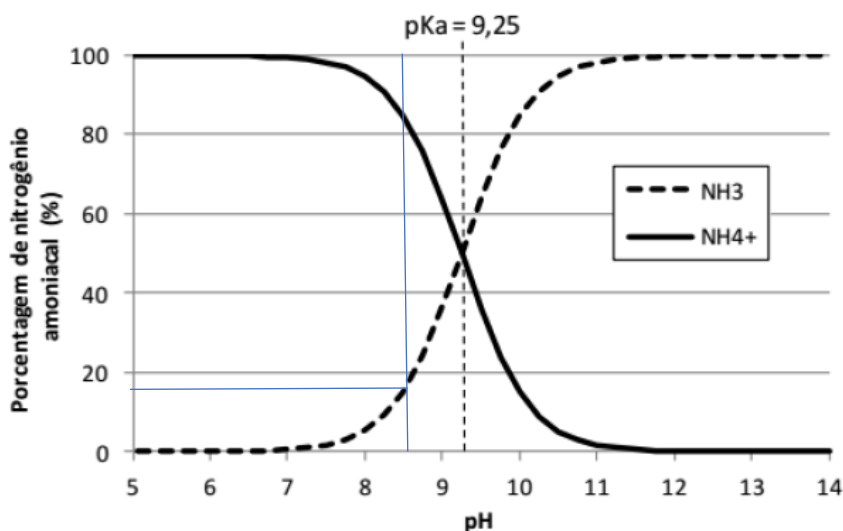


Figura 46: Variação do N-amoniacoal e pH

O fato observado na lagoa anaeróbia da CTR pode estar associado, também, aos dispositivos de entrada e saída serem superficiais, que criam uma zona morta no corpo da lagoa, diminuindo o tempo de detenção e inibindo a amonificação, e aos caminhos preferenciais superficiais, cujo fluxo aliado ao pH acima de 8,0 e a aeração superficial natural pode estar favorecendo o *stripping* do N-amoniaco.

Já nas lagoas pré-aeradas, onde a concentração de oxigênio dissolvido varia em torno de 1,5 mg.O₂/L, durante a avaliação dos resultados entre o afluente proveniente da lagoa anaeróbia e o efluente da pré-aerada, notou-se que houve um decaimento nas concentrações de nitrogênio amoniacal e um aumento nas concentrações de nitrito e nitrato. Isso evidencia a ocorrência do processo de nitrificação incompleto nas lagoas pré-aeradas, com acúmulo de nitrito, certamente limitado pela pelo oxigênio dissolvido e pela baixa biomassa bactérias nitrificantes, visto que não existe recirculação de lodo. O processo de nitrificação também foi observado por Maia *et al.*, (2015), onde as concentrações de nitrito e nitrato foram superiores à de nitrogênio amoniacal.

O gráfico da Figura 47 apresenta as concentrações do nitrogênio amoniacal do lixiviado bruto e do efluente da lagoa pré-aerada, e do nitrito e nitrato da lagoa pré-aerada, onde se verifica uma mudança de tendência entre o período de estiagem e chuvoso.

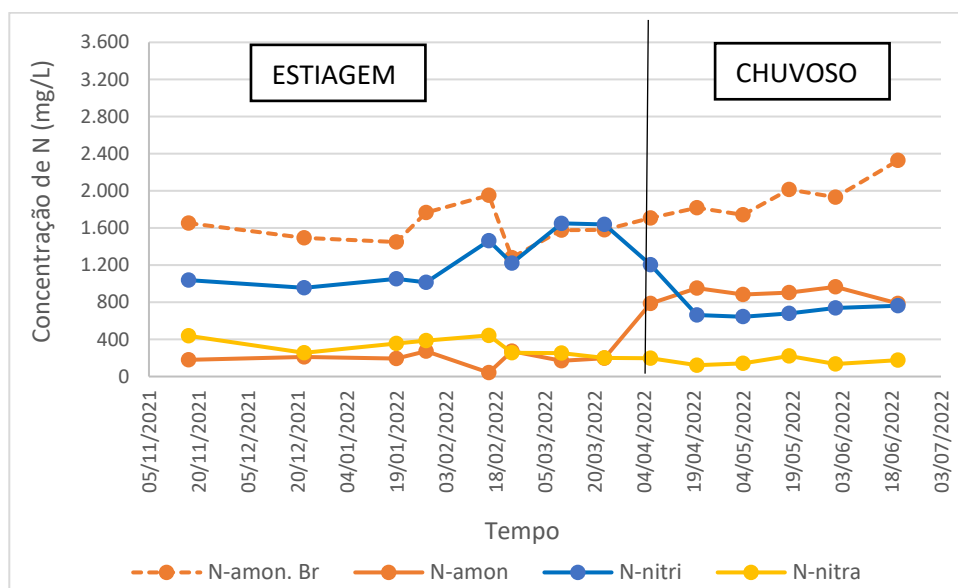


Figura 47: Concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito na lagoa pré-aerada.
Fonte: Autora (2022)

De acordo do Maia *et al.* (2015), as concentrações elevadas de nitrito podem indicar um processo de nitrificação incompleta. Essa nitrificação incompleta pode ser

decorrente da falta de reposição do lodo na lagoa. Ademais, a presença de nitritos e nitratos no meio é indicativa de ambientes aeróbios resultante do processo de nitrificação.

O mesmo foi constatado por Martins, Castilhos Júnior e Costa (2010), que avaliaram o desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente em lagoas, onde os autores verificaram que houve uma diminuição na concentração de amônia em uma lagoa aerada e o aumento do nitrito, porém a transformação para nitrato não foi significativa.

Observa-se na Figura 47 que durante o período considerado chuvoso (abril - agosto) que houve o aumento do nitrogênio N-amoniaco tanto no lixiviado bruto quanto no efluente da lagoa pré-aerada, inibição da nitrificação pelo declínio das concentrações de N-nitrito e N-nitrato. Essa redução pode ser resultado do aumento de N-amoniaco do lixiviado bruto, e do aumento de vazão durante o período chuvoso com a consequente mudança de operação das lagoas pré-aeradas nesse período.

Desse modo, realizando uma comparação entre os dois sistemas de operação, as lagoas pré-aerada quando funcionam em bateladas alimentadas em paralelo durante o período de estiagem possuem resultados mais satisfatórios no processo de nitrificação.

De acordo com Barbosa (2010), no processo de nitrificação ocorre consumo de alcalinidade, onde 7,1 mg de alcalinidade expresso em carbonato de cálcio (CaCO_3) são necessários para oxidar um miligrama. O gráfico da Figura 48 apresenta o comportamento temporal da alcalinidade e a concentração de nitrito das lagoas pré-aerada, onde se verifica menores valores de alcalinidade no período de maior concentração de nitrito.

Através do gráfico é possível observar que durante a maior parte do período de estiagem a concentração de N-nitrito no sistema sofreu um aumento (etapa de nitrificação) mas com concentração de N-nitrato inferior à de N-nitrito, enquanto a concentração de alcalinidade foi consumida, indicando que a etapa de nitratação estava limitada. Assim, houve diminuição da alcalinidade e formação de nitrito, indicando a ocorrência do processo de nitrificação incompleto no meio.

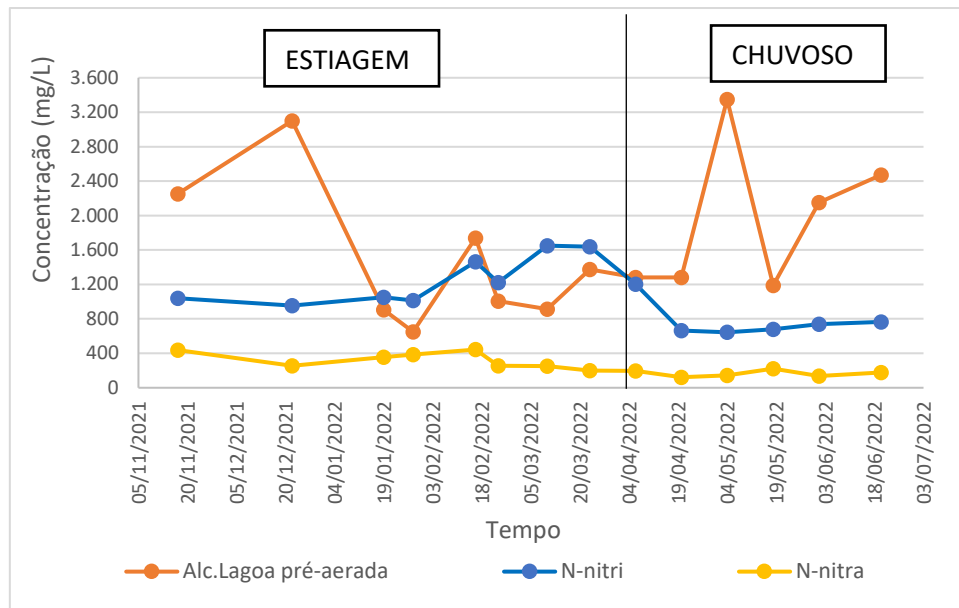


Figura 48: Variação temporal da alcalinidade e nitrito da lagoa pré-aerada.

Fonte: Autora (2022)

Nota-se que durante os meses de abril e maio (período chuvoso), o acúmulo de nitrito diminuiu, a concentração de nitrato diminuiu e o consumo de alcalinidade também. O menor acúmulo de N-nitrito nesse período pode estar associado a mudança de operação, como citado anteriormente. Como a formação de nitrato diminuiu, houve um menor consumo de alcalinidade nesse período, de modo que as concentrações se elevassem.

Além da alcalinidade, outro fator que influencia no acúmulo de nitrito é o pH do sistema. De acordo com Hossaka *et al.* (2009), citados por Martins, Castilhos Júnior e Costa (2010), o acúmulo de nitrito está diretamente ligado ao pH do sistema, uma vez que influencia as concentrações de amônia livre, de modo que interfira nas atividades das bactérias, impedindo que a oxidação avance até o estágio de nitrato. Ademais, o pH de 7 a 9 contribui para manter as oxidações a manter as condições de amônia livre em níveis que inibem as bactérias oxidantes de nitrito, impedindo a formação de nitratos.

O gráfico da Figura 43 e a Figura 49 apresentam os dados de pH dos lixiviado bruto e dos efluentes do sistema de pré-tratamento durante os períodos seco e chuvoso.

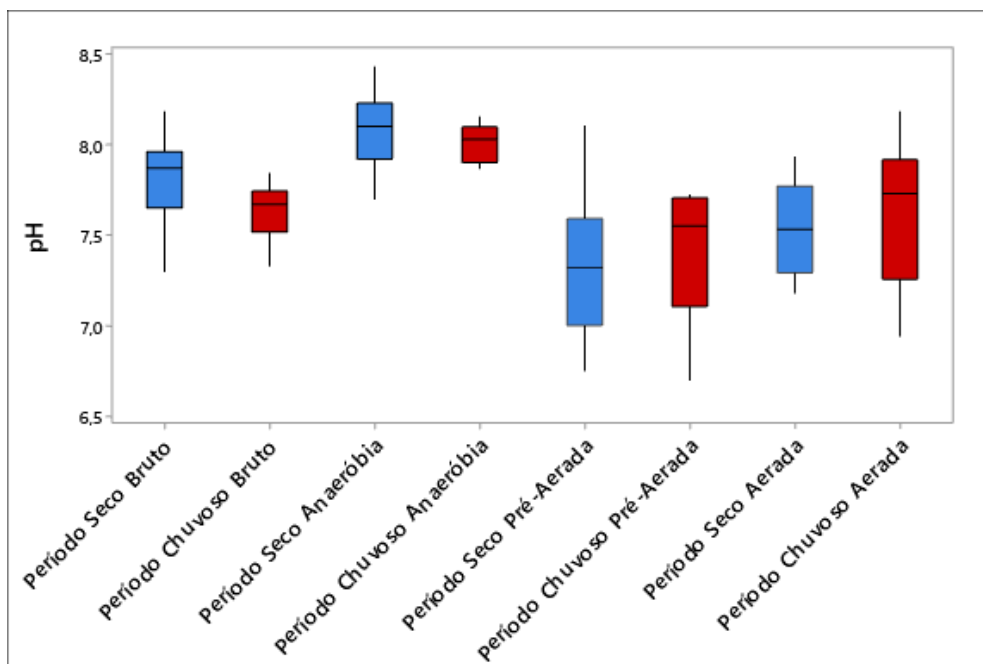


Figura 49: Variação do pH dos efluentes no período seco e chuvoso

Fonte: Autora (2022)

O pH das lagoas sempre se mantiveram em uma faixa alcalina, variando entre 7,5 e 8,5. Porém, em algumas coletas, a lagoa pré-aerada e a lagoa aerada apresentaram resultados inferiores a 7 (6,7 e 6,94).

Durante período seco, os valores médios de pH foram de: 7,8 para o lixiviado bruto; 8,1 para a lagoa anaeróbia; 7,3 para a lagoa pré-aerada; e, 7,5 para a lagoa aerada. Já no período chuvoso, os valores foram de: 7,63 para o lixiviado bruto; 8,01 para a lagoa anaeróbia; 7,41 para a lagoas pré-aerada; e, 7,63 para a lagoa aerada.

Não se observou-se uma variação significativa do parâmetro quando comparados os dois períodos. Assim, como encontrado por Ferreira (2010), analisando o lixiviado das frações do aterro sanitário de São Carlos, os valores durante o período seco e chuvoso não ultrapassaram um pH 9 e sempre se manteve na faixa alcalina.

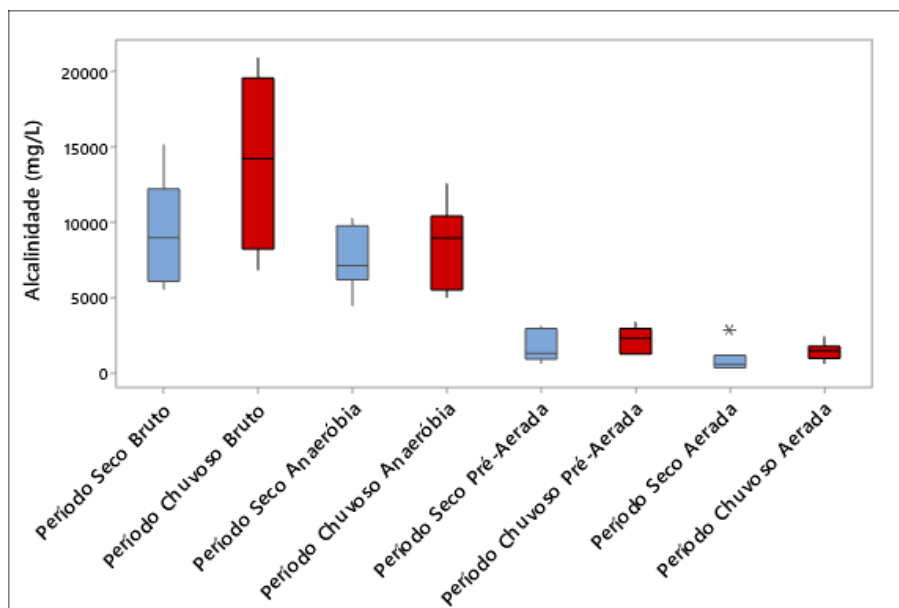


Figura 50: Variação das concentrações de alcalinidade dos 4 efluentes no período seco e chuvoso
Fonte: Autora (2022)

Neste trabalho, constatou-se uma variação da concentração de alcalinidade das lagoas. Para o lixiviado bruto a variação foi entre 9.347 – 14.000 mg/L, para a lagoa anaeróbia foi entre 7.728 – 8.479 mg/L, para a lagoa pré-aerada foi entre 1.692 – 2.213 mg/L e para a lagoa aerada, foi de 851 – 1.441 mg/L. De modo geral, pode-se notar que o lixiviado bruto possui maiores valores de alcalinidade quando comparado com as outras lagoas, e sempre apresentou maiores valores de pH.

Durante período seco, as medianas de alcalinidade para o lixiviado bruto foi de 8.979,54 mg/L; 7.132,12 mg/L para a lagoa anaeróbia; 1.326,75 mg/L para a lagoa pré-aerada; e, 594,75 mg/L para a lagoa aerada. Já no período chuvoso, os valores foram de: 14.228,3 mg/L para o lixiviado bruto; 8.967 mg/L para a lagoa anaeróbia; 2.310,38 mg/L para a lagoa pré-aerada; e, 1.464 mg/L para a lagoa aerada.

Para o lixiviado bruto, a lagoa anaeróbia e lagoa pré-aerada, verificou-se que as medianas do período chuvoso foram superiores as concentrações do período de estiagem, indicando assim uma possível influência da precipitação. Com relação a variabilidade, a época chuvosa apresentou maior amplitude quando comparada com os valores do período seco.

O metabolismo anaeróbio promove a amonificação, sendo a decomposição das proteínas que contém nitrogênio em aminoácidos, que resulta na produção de alcalinidade, durante a redução de nitrogênio orgânico, e consequentemente aumento do pH (SANTOS FILHO, 2013).

Carard (2018), encontrou valores 900 a 1.900 mg CaCO_3/L . Robisson (2017), analisando o lixiviado tratado com lagoas de estabilização no Reino Unido, obteve em suas análises uma variação entre 622 – 1820 mg CaCO_3/L .

Com relação a uma possível eliminação da amônia por *air stripping* nas lagoas aeradas, verifica-se que a faixa de pH dessas lagoas, entre 7,0 e 7,5 (Figura 51) praticamente todo o N-amoniaco está na forma de íon amônio (NH_4^+) o que limita o arraste da amônia pelo ar.

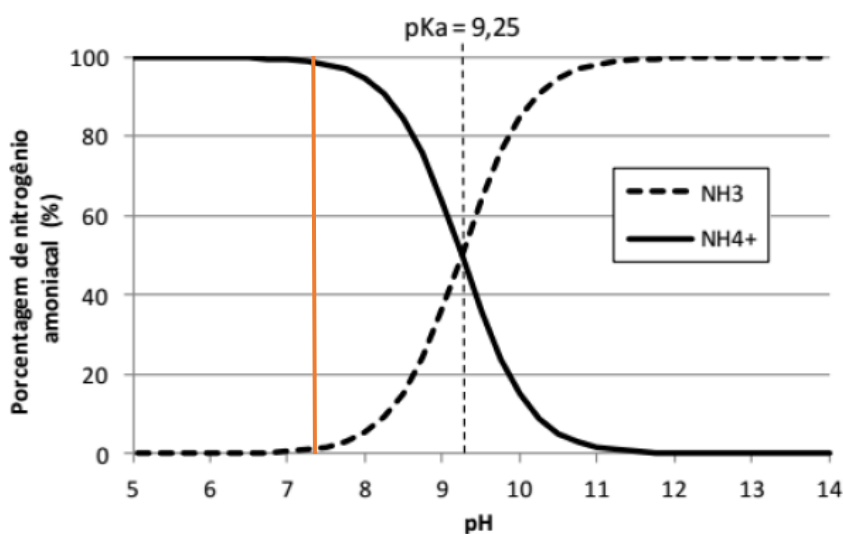


Figura 51: Comportamento do N-amoniaco nas lagoas pré-aeradas e aerada com relação a faixa de pH

6. CONCLUSÕES

A caracterização temporal, qualitativa e quantitativa do lixiviado bruto, mostram que durante o período chuvoso, há um aumento de 49,4% na vazão o de lixiviado gerado no aterro sanitário de Maceió. O aumento da vazão está associado aumento da precipitação, uma vez que esses possuem uma ligação direta. Ademais, o resultado obtido pode ser indícios de baixa compactação dos resíduos e insuficiência no sistema de drenagem do aterro.

O fluxograma e os parâmetros operacionais do sistema de pré-tratamento de lixiviado no aterro de Maceió permitiram avaliar as configurações de operação das lagoas em épocas secas e chuvosas. No período de estiagem, o tempo de detenção das lagoas são superiores ao do período chuvoso. Desse modo, avaliando apenas esse parâmetro, o tratamento do lixiviado bruto é mais eficiente no período seco quando comparado com o período chuvoso, uma vez que o efluente passa um tempo maior no sistema de pré-tratamento.

Observou-se ainda que as lagoas que compõem o sistema não apresentaram eficiência satisfatória para a remoção de sólidos. O sistema de pré-tratamento apresentou uma eficiência média de 41,33% na remoção da cor e 80,60 % na remoção da turbidez do lixiviado bruto para o efluente gerado na lagoa aerada. Para o período seco e chuvoso, as remoções de cor e turbidez foram, respectivamente, 49,37% e 29,27%; 83,92% e 75,60%. Observa-se que o fluxo operacional no período seco foi mais eficiente na remoção dos parâmetros.

Com relação a DQO e DBO, as eficiências de remoção foram de 51,68 % e 76,14%. Para o período seco e chuvoso, as remoções foram de 60,75% e 36,55%; 74,72% e 79,44%. Os ácidos voláteis apresentaram remoção total de 49,2%, indicando uma redução da concentração inicial dos ácidos voláteis contribuindo para a redução da DQO e DBO. Para o período seco e chuvoso, as eficiências foram de 56,87 % e 36,52%. O fluxo operacional durante o período seco foi mais eficiente para remoção de DQO e ácidos, entretanto o modelo de operação no período chuvoso foi mais eficiente para remoção de DBO.

Para a remoção de nitrogênio amoniacal, o sistema de tratamento apresentou uma eficiência de 87%, apesar da redução do parâmetro na lagoa anaeróbia. Para o período seco e chuvoso, as eficiências foram de 94,6% e 76,8%, demonstrando que o fluxo

operacional no período seco foi mais eficiente na remoção do parâmetro. Já para nitrito e nitrato constatou-se que os valores encontrados nas lagoas pré-aerada e aerada foram superiores ao do lixiviado bruto e lagoa anaeróbia.

O efluente da lagoa anaeróbia no processo de amonificação, apresentou uma redução de 26,71% de nitrogênio amoniacal. Essa redução pode ser consequência da volatilização da amônia no sistema e pelas altas concentrações de N-amoniacal presentes no lixiviado bruto, impedindo assim a amonificação na lagoa e resultando em processo insignificante. Nas lagoas aeradas, o nitrogênio amoniacal estava sendo convertido para nitrito e nitrato por meio de nitrificação.

O fluxograma do funcionamento do pré-tratamento no período seco quando se observa a conversão por meio de nitrificação de N-amoniacal em N-nitrito, se mostrou mais eficiente do que o do período chuvoso, uma vez que esse último apresentou limitações no sistema.

Com relação a uma possível eliminação da amônia por *air stripping* nas lagoas aeradas, verifica-se que a faixa de pH dessas lagoas, entre 7,0 e 7,5 praticamente todo o N-amoniacal está na forma de íon amônio (NH_4) o que limita o arraste da amônia pelo ar.

Comparando os resultados obtido durante as análises e os padrões disposto na Resolução CONAMA 430/2011, apenas o nitrogênio não atendeu ao limite estabelecido na legislação. Para que este também atenda aos padrões da norma, é necessário a implantação e outras técnicas que removam as concentrações do parâmetro, como já ocorre no aterro de Maceió.

7. REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas - **NBR 10.004: Resíduos Sólidos - Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.
- ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas - **NBR 8.419: Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos**. Rio de Janeiro, 1992.
- ADHIKARI, Bikash *et al.* Seasonal variation of pH, BOD, COD and BOD/COD ratio in different ages of landfill leachate in Nepal. **J. Biomolecule Reconstruction**, [s. l], v. 11, n. 2, p. 89-99, maio 2014.
- ALMEIDA, A. L. G. DA R., CALLADO, N. H. Tratamento de águas residuárias de origem doméstica, por meio de rsb, visando à remoção de nitrogênio. 70ª Reunião Anual da SBPC - 22 a 28 de julho de 2018 - UFAL - Maceió / AL
- AMORIM, Jefferson Santos de *et al.* Caracterização qualitativa e quantitativa dos grupos bacterianos responsáveis pelos processos de oxidação e redução de nitrogênio em sistemas de tratamento de águas residuárias. **Research, Society And Development**, v. 1, n. 10, p. 1-20, jan. 2021.
- APHA (American Public Health Association) (2017). American Water Works Association and Water Environment Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23th ed. Washington DC: APHA.
- ARAÚJO, Liz Geise Santos de. **Avaliação do lixiviado de aterro sanitário: geração e tecnologias de tratamento**. 2019. 112 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de 2019, Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2019.
- ARAÚJO, Liz Geise Santos de; FERREIRA, Riadny Patricia de Souza; NORBERTO, Alison de Souza; MARIANO, Maria Odete Holanda; CALLADO, Nélia Henriques. Análise temporal de parâmetros ambientais do lixiviado do aterro sanitário de Maceió-AL, Brasil. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 9, n. 7, 30 maio 2020 a. Research, Society and Development. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i7.4435>.
- ARAÚJO, Liz Geise Santos de; NORBERTO, Alison de Souza; FERREIRA, Riadny Patricia de Souza; MARIANO, Maria Odete Holanda; CALLADO, Nélia Henriques. Avaliação da eficiência do tratamento de lixiviado de um aterro sanitário. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 9, n. 7, 30 maio 2020 b. Research, Society and Development. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i7.4466>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ALBEPRE). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019**. 2019. Disponível em: https://www.migalhas.com.br/arquivos/2020/1/492DD855EA0272_PanoramaAbrelepe_2018_2019.pdf. Acesso em: 21 mar. 2021.
- ASSUNÇÃO, Fernando Augusto Lopes de. **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. 105 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

- AUN, M.V. (2007) **Estudo da remoção de nitrogênio via nitrito e via nitrato em sistemas de lodo ativado alimentados por despejo com elevada concentração de fenol**. Tese (Doutorado em Engenharia), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Aziz, S.Q.; AZIZ, H.A.; YUSOFF, M.S.; BASHIR, M.J.K (2010) Leachate characterization in semiaerobic and anaerobic sanitary landfills: a comparative study. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 2608-2614.
- BAKRAOUI, H.; SOUABI, S.; DIGUA, K.; DKHISSI, O.; SABAR, M.; FADIL, M.. Optimization of the treatment of an anaerobic pretreated landfill leachate by a coagulation–flocculation process using experimental design methodology. **Process Safety And Environme**. 2017.
- BARBOSA, Jackeline do Socorro Benassuly. **Remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos por nitrificação e desnitrificação via nitrito**. 2010. 126 f. Dissertação (Doutorado) - Curso de Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2010.
- BARJINDER BHALLA, M.S. SAINI, M.K. Jh. Effect of age and seasonal variations on leachate characteristics of municipal solid waste landfill. **International Journal of Research in Engineering and Technology**. 2319-1163. 2013.
- BARROS, R.T.V. **Resíduos Sólidos**. Apostila da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), 1998.
- BASSANI, F. (2010) Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá- Paraná e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- BIDONE, Ricardo Figueira. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos**. 2017. 157 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Minas do Leão, 2017.
- BRASIL (2010). Lei Federal 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA Nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.
- CAMPOS, Danuza Costa *et al.* *Stripping* de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado. **Tecno-Lógica**, Santa Cruz do Sul, v. 2, n. 14, p. 52-60, dez. 2010.
- CARARD, Rafael Faria. **Tratamento de lixiviado de aterro por ozonização fotocatalítica com Tio₂**. 2018. 165 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Inovações Tecnológicas, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2018.
- CEMPRE, C. E. PARA R. **Ciclosoft - 2018** | CEMPRE. Disponível em <cempre.org.br/ciclosoft/id/9>.
- CEMPRE. **Manual de gerenciamento integrado**. 3 ed. São Paulo: CEMPRE, 2010.

- CHANG, C.Y.; TANONG, K.; XU, J.; SHON, H. (2011) Microbial community analysis of an aerobic nitrifying-denitrifying MBR treating ABS resin wastewater. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 9, p. 5337-5344.
- CHEMLAL, R. *et al.* Combination of advanced oxidation and biological processes for the landfill leachate treatment. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 281–289, dez. 2014.
- CHRISTENSEN, T. H. *et al.* Biogeochemistry of landfill leachate plumes. v. 16, p. 659–718, 2001.
- CORDERO, Maria Fernanda Espinosa. **Avaliação do desempenho e da influência das condições ambientais e operacionais de lagoas de estabilização, com base em um banco de dados internacionais**. 2016. 171 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.
- CORT, E. P. D.; ALBERTI, V.; ROTTA, M.; BECEGATO, V.; MACHADO, W. C. P.; ONOFRE, S. B. NÍVEIS DE METAIS PESADOS PRESENTES NO CHORUME PRODUZIDO EM ATERROS SANITÁRIOS DA REGIÃO SUDOESTE DO PARANÁ. **Geoambiente On-line**, Goiânia, n. 11, p. 01–14 pág., 2013. DOI: 10.5216/rev. geoambie.v0i11.25968
- CORTEZ, Susana; TEIXEIRA, Pilar; OLIVEIRA, Rosário; MOTA, Manuel. Mature landfill leachate treatment by denitrification and ozonation. **Process Biochemistry**, [S.L.], v. 46, n. 1, p. 148-153, jan. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.procbio.2010.07.033>.
- COSTA, Tiago Jorge Sousa da. **Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos em Portugal**. 2015. 138 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Técnico Lisboa, Lisboa, 2015.
- DEBIASI, G. S. **Abordagem das diferentes alternativas para destinação de lodos de estações de tratamento de esgotos**. Criciúma. Trabalho para título de especialista em Auditoria e Perícia Ambiental. Curso de Pós-Graduação Especialização em Auditoria e Perícia Ambiental. Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, 2011
- DESTRO, Guilherme Eduardo. **Caracterização e proposição de tratamento adequado a lixiviados produzidos em aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. 2020. 80 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Agronegócio e Desenvolvimento, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Tupã, 2020.
- DINIZ, Débora Tolentino Luzzi. **Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro de resíduos sólidos por precipitação química com formação de estruvita**. 2010. 111 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2010.
- FAN, H.J.; SHU, H.Y.; YANG, H.S.; CHEN, W.C. (2006) Characteristics of landfill leachates in central Taiwan. **Science of the Total Environment**, v. 361, n. 1-3, p. 25-37.
- FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Cartilha de orientações: estudo gravimétrico de resíduos sólidos urbanos**. Belo Horizonte, 2019.
- FELICI, Elson Mendonça; SANTOS, Arthur Pereira dos; SILVA, Sandra Márcia Cesário Pereira da; KURODA, Emília Kiyomi. Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado

- de aterro sanitário por *stripping*. **Colloquium Exactarum**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 65-70, 1 mar. 2019. Associação Prudentina de Educação e Cultura (APEC). <http://dx.doi.org/10.5747/ce.2019.v11.n1.e266>.
- FERRAZ, Fernanda de Matos. **Recuperação de amônia liberada no processo de "air stripping" aplicado ao tratamento do lixiviado de aterros sanitários**. 2010. 129 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.
- FERREIRA, Adriana Gonçalves. **ESTUDO DOS LIXIVIADOS DAS FRAÇÕES DO ATERRO SANITÁRIO DE SÃO CARLOS -SP POR MEIO DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA**. 2010. 152 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.
- FIEIRA, Clarice. **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
- FREDERICE, Victor Marques. **REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO DE AMÔNIA POR AIR STRIPPING EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**. 2019. 77 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2019..
- Garcia, D.A. (2005). **Aplicación de Métodos Estadísticos Multivariantes para la Modelación la Monitorización de un Reactor Discontinuo Sequencial para el Tratamiento de Águas Residuales**. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Valencia, Departament de Ingenieria Hidráulica y Medio Ambiente, Valencia, España, 297p.
- GUO, J. S.; ABBAS, A. A.; CHEN, Y. P.; LIUA, Z. P.; FANG, F.; CHEN, P.; Treatment of Landfill Leachate Using a Combined *Stripping*, Fenton, SBR, and Coagulation Process, **Journal of Hazardous Materials**, vol. 178, n. 1-3, 2010, p 699–705.
- GUPTA, A. *et al.* Variation in organic matter characteristics of landfill leachates in different stabilisation stages. **Waste Management & Research**, v. 32, n. 12, p. 1192–1199, 2014.
- HOSSAKA, A.L; FERNANDES, F; PEREIRA DA SILVA, S.M.C (2007). Avaliação de um Sistema de Lagoa Aerada de Mistura Completa na Remoção da Carga Orgânica de Lixiviado de Aterro Sanitário. In: **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental e Sanitária, Belo Horizonte – MG**.
- KAMARUDDIN, M. A. *et al.* Coagulation-Flocculation Process in Landfill Leachate Treatment: Focus on Coagulants and Coagulants Aid. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 209, p. 012083, jun. 2017.
- KIRMIZAKIS, P.; TSAMOUTSOGLU, C.; KAYAN, B.; KALDERIS, D.. Subcritical water treatment of landfill leachate: application of response surface methodology. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 146, p. 9-15, dez. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.04.037>.

- KJELDSEN, P. *et al.* Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2002
- LANGE, Liséte Celina *et al.* **Avaliação de estratégias para o tratamento do lixiviado do aterro sanitário intermunicipal dos municípios de Conceição do Mato Dentro, Alvorada de Minas e Dom Joaquim**. Minas Gerais: Universidade Federal de Minas Gerais, 2020. 66 p.
- LEITE, Valderi Duarte; OLIVEIRA, Alinne Gurjão de; CAMPOS, Andrezza Raphaella Costa; SOUSA, José Tavares de; LOPES, Wilton Silva; OLIVEIRA, Elaine Gurjão de. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em lagoas de estabilização. **Revista Dae**, [S.L.], v. 65, n. 207, p. 77-93, 2016. Revista DAE. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2016.036>.
- LESSA, Ana Carolina Vilar. **Caracterização do chorume do centro de gerenciamento de resíduos de sergipe**. 2017. 38 f. TCC (Graduação) - Curso de Tecnólogo em Saneamento Ambiental, Instituto Federal de Sergipe, Aracajú, 2017.
- LI, Zhongming; WANG, Shuying; ZHANG, Weitang; MIAO, Lei; CAO, Tianhao; PENG, Yongzhen. Nitrogen removal from medium-age landfill leachate via post-denitrification driven by PHAs and glycogen in a single sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 169, p. 773-777, out. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.076>.
- Liang, Z. e Liu, J. (2008). "Landfill leachate treatment with a novel process: anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system." Control factors of partial nitrification for landfill leachate treatment." **Journal of Hazardous Materials**, 151(1), 202-212.
- LINS, Eduardo Antonio Maia. **Proposição e Avaliação de um Sistema Experimental de Processos Químicos para Tratamento de lixiviado**. 2011. 278 f. Tese (Doutorado) - Curso de Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.
- LUGOWSKI, A.; ARABI, S.; MILLA, P.; WILSEY, S. (2014) Biological treatment of landfill leachate: overview and case examples. In: **Global Waste Management Symposium**. Nova York: Conestoga Rovers and Associates. p. 1-13.
- MAIA, Iracema Souza; RESTREPO, José Julio Barrios; CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges de; FRANCO, Davide. 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). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522015020040140926>.
- MARTILDES, Jéssica Araújo Leite; FLORÊNCIO, Pablo Rodrigues da Costa; SILVA, Andreia Freitas; PAIVA, William; SANTOS, Laércio Leal; MENEZES, Salomão David Souto; BARRETO, Carlos Alberto Alves; BEZERRA, Daniel Epifânio. Avaliação do método de tratamento de lixiviado do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB, Brasil. **Brazilian Journal Of Development**, [S.L.], v. 6, n. 4, p. 20365-20375, 2020. Brazilian Journal of Development. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv6n4-275>.

- MARTINS, Cláudia Lavina; CASTILHOS JÚNIOR, Armando Borges de; COSTA, Rejane Helena Ribeiro da. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. **Engenharia Ambiental e Sanitária**, Santa Catarina, v. 15, n. 4, p. 401-410, dez. 2010.
- MEDEIROS, S. de S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L. e SOUZA, J. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo do estado nutricional do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, PB, UAEAg/UFCG v.12, n.2, p.109–115, 2008
- METCALF, L.; EDDY, H. P.; **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**, Porto Alegre, RS, AMGH. 5 ed, 2016
- MIRANDA, Luis Alcides Schiavo; SOUZA, Ândrea Aline Rosa de; GOMES, Luciana Paulo; CAETANO, Marcelo de Oliveira. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário, efluente de banheiro químico e lodo de tanque séptico combinado com esgoto sanitário. **Revista Dae**, [S.L.], v. 69, n. 230, p. 215-230, 25 mar. 2021. Revista DAE. <http://dx.doi.org/10.36659/dae.2021.042>.
- MIWA, Adriana Cristina Poli; FREIRE, Rogério Herlon Furtado; CALIJURI, Maria do Carmo. Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo - Brasil). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 12, n. 2, p. 169-180, jun. 2007. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522007000200008>.
- MORAIS, Daiana de. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário com extrato de flor de Musa sp. e otimização por meio do algoritmo de interseção normal de fronteira**. 2019. 79 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química - Ppgeq, Universidade Federal de São João Del-Rei, Ouro Branco, 2019.
- MORAVIA, W.G . **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. Programa de pós-graduação em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2010.
- OLIVEIRA, Mayara Silva de. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário combinando coagulação (sulfato de alumínio) e técnicas eletroquímicas (diamante dopado com boro)**. 2019. 88 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal de Goiás – Regional Catalã, Catalão, 2019.
- 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**. Juiz de Fora. Trabalho de Graduação. Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária. Universidade Federal de Juiz de Fora, 2014
- OZCAN, H. K.; GUVENC, S. Y.; GUVENC, L.; DEMIR, G.. Municipal Solid Waste Characterization according to Different Income Levels: A Case Study. **Sustainability**, v.8, n.10, p.1044, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/su8101044>
- PENG, Yao. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal Of Chemistry**, [S.L.], v. 10, p. 2567-2574, maio 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.09.031>.

- PLUG, B.D.; CIBATI, A.; TROIS, C.. The use of organic wastes at different degrees of maturity as carbon sources for denitrification of landfill leachate. **Waste Management**, [S.L.], v. 46, p. 373-379, dez. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.032>.
- POERSCH, Ana Carla Casagrande; SEBASTIEN, Nyamien Yahaut. Aspectos climatológicos da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e as implicações do aumento da temperatura na realização da análise. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 10, n. 11, 29 ago. 2021. Research, Society and Development. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i11.19680>.
- QASIM, S. & CHIANG, W. (1994). Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Treatment. Lancaster: Technomic Publishing Company.
- RADTKE, J. F.; MARTINS, J.S; MACHADO, ÊNIO L. Determinação da demanda química de oxigênio (DQO) em efluentes a partir da aquisição de imagens digitais utilizando smartphone. **Revista Jovens Pesquisadores**, v. 9, n. 1, p. 3-15, 27 jun. 2019.
- RAMDHANI, M. Y.; SURURI, M. R.; AINUN, S. Leachate treatment from sarimukti landfill using ozone with sludge from water treatment plant as a catalyst. *Matec Web of Conferences*, v. 147, n. 04006, 2018.
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**[S.I.], v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008
- RIBEIRO, L. D. S.; SILVA, A. D. S.; ALVES, F. D. S.; MELO, M. C. D.; PAIVA, W. D.; MONTEIRO, V. E. D. Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 1, 2016, p. 1-9.
- RIBEIRO, Libânia da Silva *et al.* Análise da relação de indicadores físico-químicos do lixiviado gerado em um aterro sanitário no Semiárido Brasileiro. **Agropecuária Científica no Semiárido**, Patos - Pb, v. 17, n. 1, p. 36-42, fev. 2021.
- ROCHA, Jéssica Torres; SANTOS SOBRINHO, Danielly Gomes dos; PIMENTE, Leonardo Ribeiro; NAKAMURA, Vanessa Mayumi. Tratamento físico-químico do lixiviado de um aterro sanitário classe ii de mato grosso. **X Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, Fortaleza, 04 nov. 2019.
- RUBLESKE, M.B. *et al.* Tratamento de lixiviado de aterro de curtume através do processo de *air stripping*. **XI Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica**, Campinas, jul. 2015.
- SANTANA, Luiz Felipe Tavares de. **Aplicação da via curta para remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário utilizando reator em batelada sequencial**. 2013. 139 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2013.
- SANTOS FILHO, D. A.; **Avaliação Temporal do Lixiviado da Muribeca**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco. Recife, Brasil. 103p. Recife, 2013.
- SANTOS, Heloísa Alves Pereira dos. **Recuperação da amônia removida por processo de air stripping aplicado ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário: estudo**

- em escala piloto.** 107. 107 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.
- SIEBERT, Daiana. **Estudo do processo foto-fenton mediado por complexos de Fe(III) aplicado na degradação de lixiviado concentrado de aterro sanitário.** 2017. 90 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação
- SILVA, Claudionor de Oliveira; KONRAD, Odorico; CALLADO, Nélia Henriques; ARAUJO, Liz Geise Santos de; HASAN, Camila. Resíduos sólidos urbanos de Maceió/AL: análise da composição gravimétrica sob influências sazonais. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [S.L.], v. 11, n. 3, p. 426-439, 2 abr. 2020. Companhia Brasileira de Produção Científica. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2020.003.0033>.
- SILVA, Claudionor de Oliveira; KONRAD, Odorico; CALLADO, Nélia Henriques; MARDER, Munique; ARAUJO, Liz Geise Santos de. Resíduos sólidos orgânicos domésticos como substrato potencial para produção de biogás. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [S.L.], v. 11, n. 2, p. 204-212, 27 fev. 2020. Companhia Brasileira de Produção Científica. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2020.002.0022>.
- SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 2. 160-168. 2007
- SILVA, Margarete Soares da; RIGUETTI, Priscilla Fracalossi; CARDOSO, Cláudia Andréa Lima; CAVALHEIRO, Alberto Adriano; LENZI, Ervim; FIORUCCI, Antonio Rogério. Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [S.L.], v. 10, n. 1, p. 155-163, 1 jan. 2015. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1538>.
- SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros - estudo de remoção de nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar.** 2009. 371 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) — Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2009.
- SOUTO, G. D. B., e POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, 2007. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental., 2007.
- SOUZA, A. L. et al. Effects of ferric ions on the catalytic ozonation process on sanitary landfill leachates. **Rev. Ambient. Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, 2013.
- Spagni, A. e Marsili-Libelli, S. (2009). “Nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating sanitary landfill leachate.” **Bioresource Technology**, 100(2), 609-614. Strous, M., Heijnen, J.J., Kuenen, J.G. (1998). “The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms”. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50(5), 589-596.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. & Stensel, H. (2003). **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. S.l.: McGraw-Hill.

- TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL S.A. **Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues**. McGraw-Hill International Editions, 978p., 1993
- TELLES, Dirceu D. *et al.* Reuso da água: conceitos e práticas. 2 ed. rev., atual. São Paulo, SP: Edgard Blucher, 2010.
- VIEIRA, Ricardo Mancilio *et al.* Avaliação do desempenho operacional de uma estação de tratamento de lixiviado de aterro sanitário. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 131-145, 6 jan. 2020. Companhia Brasileira de Produção Científica. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2020.001.0013>.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005, 452 p.
- VON SPERLING, M... 3 ed. Belo Horizonte: UFMG, **Lagoas de estabilização**. 2017.
- VON SPERLING, Marcos. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte. Universidade Federal de Minas Gerais, 2002.
- Welander U, Henrysson T, Welander T. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process. **Water Res** 2010;32:1564–70.
- WHO, WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Alphabetical list of EHCs - International Programme on Chemical Safety**, [s.d.].
- WU, Y.; ZHOU, S.; YE, X.; CHEN, D.; ZHENG, K.; QIN, F. (2011) Transformation of pollutants in landfill leachate treated by a combined sequence batch reactor, coagulation, Fenton oxidation and biological aerated filter technology. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 89, n. 2, p. 112-120
- YOUCAI, Z.; ZIYANG, L. Leachate Pollution Control Technology at Sanitary Landfill. In: **Pollution Control and Resource Recovery**. [s.l.] Elsevier, 2017b. p. 147–226.
- ZOPPAS, Fernanda Miranda; BERNARDES, Andrea Moura; MENEGUZZI, Álvaro. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.L.], v. 21, n. 1, p. 29-42, mar. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41520201600100134682>

8. APÊNDICES

APÊNDICE A – DADOS DO LIXIVIADO BRUTO DOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO

Tabela 13: Dados das médias anuais e desvio padrão dos parâmetros do lixiviado bruto no período chuvoso

Parâmetro	2016		2017		2018		2019		2020		2021	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Sólidos Totais	-	-	8.264,0	1.422,7	12.140,0	2.671,7	10.426,7	1.473,1	9.383,0	1.744,9	9.728,0	2.790,8
Sólido fixos	-	-	5.461,0	974,4	6.272,0	3.001,1	6.980,0	616,5	2.774,3	358,2	4.208,3	1.342,6
Sólidos voláteis	-	-	2.333,0	315,4	2.707,6	2.354,6	3.423,3	833,6	6.608,3	1.594,0	4.186,3	2.172,4
pH	6,8	1,4	8,0	0,4	7,9	0,6	7,9	0,4	7,8	0,4	7,4	0,3
Alcalinidade	10.580,0	1.255,8	6.209,0	1.941,7	10.172,0	1.689,3	9.253,3	2.678,9	8.350,0	850,5	6.733,3	378,6
N-total	-	-	1.344,8	389,2	2.000,0	315,8	3.484,2	723,4	1.683,5	201,4	1.235,9	196,8
N-amoniaco	1.549,8	839,3	1.597,2	825,7	1.349,0	444,8	2.416,7	615,0	1.575,0	251,9	753,7	581,6
DBO	2.117,4	501,6	1.814,8	1.167,4	3.432,1	2.116,1	4.840,8	3.125,0	2.508,0	1.516,7	2.974,5	1.167,1
DQO	11.128,0	6.064,7	3.849,1	2.400,0	9.176,6	3.311,3	6.388,2	1.618,4	4.721,8	1.413,3	6.141,0	338,1
Manganês	3,0	0,7	0,3	0,3	0,4	0,6	0,2	0,0	0,2	0,1	1,0	0,9

Fonte: Autora (2022)

Tabela 14: Dados das médias anuais e desvio padrão dos parâmetros do lixiviado bruto no período seco

Parâmetro	2016		2017		2018		2019		2020		2021	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Sólidos Totais	-	-	8.043,3	3.758,9	9.087,1	2.300,5	13.236,7	3.586,4	11.258,4	1.789,7	12.554,0	1.631,3
Sólido fixos	-	-	4.610,7	3.826,7	6.010,0	2.914,5	4.161,3	5.836,8	3.934,4	2.466,7	4.945,0	2.640,7
Sólidos voláteis	-	-	1.513,8	1.217,1	1.641,1	1.123,1	2.512,7	2.058,6	7.324,0	2.447,8	7.609,0	1.276,7
pH	7,9	0,4	8,1	0,2	8,2	0,2	7,9	0,4	8,0	0,4	7,8	0,4
Alcalinidade	7.769,7	4.726,0	6.040,7	3.616,6	12.171,4	2.288,9	6.563,3	4.680,8	7.579,5	3.988,5	11.680,0	4.780,5
N-total	-	-	2.268,5	1.387,9	2.641,4	329,8	2.336,7	308,9	2.430,9	568,6	3.262,0	1.553,5
N-amoniaco	1.182,0	787,7	1.448,4	953,5	2.154,3	648,6	1.539,5	1.022,2	2.220,5	612,5	2.650,7	812,6
DBO	1.114,7	953,4	870,4	834,9	1.131,9	1.049,7	2.237,9	831,0	2.571,7	664,9	2.272,8	728,9
DQO	1.114,7	953,4	3.766,4	2.227,3	3.925,8	2.091,5	4.944,6	1.042,0	5.243,0	704,5	4.329,8	780,8
Manganês	0,7	1,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1

Fonte: Autora (2022)

APÊNDICE B – CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO (2016-2021)

Tabela 15: Caracterização do lixiviado no ano de 2016

Data	pH	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	N-amoniacal (mg/L)	Alcalinidade Total (mg/L)	Manganês (mg/L)	Cádmio (mg/L)	Zinco (mg/L)	Chumbo (mg/L)	Mercúrio (mg/L)
jan/16	7,82	3.800,0	1.780,0	1.361,0	930,0	0,21	<0,01	0,95	<0,01	<0,01
fev/16	8,10	4.960,0	1.723,0	181,0	10.000,0	2,90	<0,004	2,1	<0,008	<0,0005
mar/16	7,60	10.800,0	2.707,0	1.883,0	12.000,0	0,77	<0,004	1,4	<0,008	<0,0005
abr/16	5,80	13.080,0	2.178,0	59,0	10.600,0	2,10	<0,004	1,2	<0,008	<0,0005
mai/16	8,30	19.740,0	2.707,0	1.853,0	12.700,0	3,50	<0,004	5	1,8	<0,0005
jun/16	8,20	12.040,0	1.370,0	1.911,0	9.700,0	2,40	<0,004	2,5	0,007	<0,0005
jul/16	5,40	4.280,0	2.380,0	1.838,0	10.300,0	3,60	<0,004	4,1	<0,008	<0,0005
ago/16	6,10	6.500,0	1.952,0	2.088,0	9.600,0	3,20	0,02	3,7	0,04	<0,0005
set/16	8,51	2.554,0	272,5	2.123,3	10.500,0	0,04	<0,001	-	<0,0005	<0,0001
out/16	8,00	1.610,0	584,0	976,0	7.688,0	0,80	<0,001	0,12	<0,04	<0,0005
nov/16	7,76	2.914,1	385,5	1.610,0	<1	0,06	<0,004	4	<0,004	<0,0001
dez/16	7,43	3.135,2	351,2	140,0	5.500,0	0,07	<0,004	0,141	0,06	<0,0001

Fonte: Autora (2022)

Tabela 16: Caracterização do lixiviado no ano de 2017

Data	pH	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	NTK (mg/L)	N-amoniaca (mg/L)	Alcalinida de Total (mg/L)	Manganês (mg/L)	Cádmio (mg/L)	Zinco (mg/L)	Chumbo (mg/L)	Mercúrio (mg/L)
jan/17	7,95	2.401,80	383,70	-	1.516,70	935,00	0,02	<0,004	0,191	0,008	<0,0005
fev/17	7,76	2.560,00	422,00	-	1.890,00	1.970,00	0,02	<0,004	<0,1	0,006	<0,0001
mar/17	8,18	2.653,30	238,00	-	2.170,00	4.900,00	0,02	<0,004	0,807	0,009	<0,0001
abr/17	8,44	969,80	299,80	-	2.016,00	8.925,00	0,02	<0,004	0,591	0,011	<0,0001
mai/17	8,26	6.415,00	1.944,70	-	2.730,00	5.180,00	0,05	<0,001	0,276	<0,005	<0,0001
jun/17	7,42	6.214,30	3.385,90	-	630,00	4.300,00	0,77	<0,001	0,698	<0,005	<0,0001
jul/17	7,85	3.306,30	2.293,60	1.069,60	1.020,00	5.100,00	0,33	<0,001	0,099	<0,005	<0,0001
ago/17	8,09	2.340,00	1.150,00	1.620,00	1.590,00	7.540,00	0,19	<0,001	0,091	<0,006	<0,0003
set/17	8,09	8.430,00	2.475,00	3.410,00	2.200,00	6.240,00	0,03	<0,001	0,12	<0,006	<0,0003
out/17	8,11	4.880,00	1.570,00	3.500,00	2.130,00	9.010,00	0,17	<0,001	0,275	<0,006	<0,0003
nov/17	8,26	2.600,00	435,00	814,00	230,00	9.360,00	0,03	<0,001	0,034	<0,006	<0,0003
dez/17	8,31	2.840,00	569,00	1.350,00	-	9.870,00	0,09	<0,001	0,033	<0,006	<0,0003

Fonte: Autora (2022)

Tabela 17: Caracterização do lixiviado no ano de 2018

Data	pH	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Fixos (mg/L)	Sólidos Voláteis (mg/L)	NTK (mg/L)	N-amon. (mg/L)	N-amon NTK	Alcalin. Total (mg/L)	Manga- nês (mg/L)	Cádmio (mg/L)	Zinco (mg/L)	Chumb o (mg/L)	Mercúrio (mg/L)
jan/18	8,21	4.860	1.525	3.930	3.020,0	262,0	2.850	2.240	0,79	10.300	0,16	<0,001	<0,007	<0,006	<0,0003
fev/18	8,00	8.130	3.325	10.100	6.650,0	3.440,0	2.440	2.400	0,98	10.400	0,06	<0,012	<0,005	<0,008	<0,0001
mar/18	8,00	3.360	640	9.680	7.720,0	196,0	2.440	2.350	0,96	11.600	0,06	<0,012	<0,005	<0,008	0,021
abr/18	7,57	11.700	6.740	11.100	7.400,0	374,0	1.530	1.460	0,95	7.670	0,49	0,081	0,073	<0,008	0,013
mai/18	7,24	7.347	2.638	10.000	6.610,0	3.390,0	1.960	1.910	0,97	9.290	0,06	<0,001	0,033	<0,006	<0,0003
jun/18	8,52	11.177	2.603	11.200	7.410,0	3.750,0	2.010	785	0,39	11.500	0,08	0,028	<0,008	<0,005	0,015
jul/18	7,51	11.470	4.044,8	16.800	1.100,0	5.750,0	2.090	1.560	0,75	11.700	1,44	0,342	0,019	<0,008	<0,001
ago/18	8,47	4.189	1.135,5	11.600	8.840,0	274,0	2.410	1.030	0,43	10.700	0,07	0,062	<0,005	<0,008	<0,001
set/18	8,63	4.045	1.059,6	9.300	7.260,0	2.040,0	2.600	2.140	0,82	11.900	0,09	<0,001	<0,005	<0,008	0,024
out/18	8,27	2.464	605,9	10.100	840,0	1.700,0	2.390	740	0,31	11.900	0,02	0,024	<0,005	<0,008	<0,001
nov/18	8,20	2.386	426,9	10.200	8.340,0	1.830,0	2.680	2.470	0,92	12.000	0,01	<0,0009	<0,006	<0,005	<0,0002
dez/18	8,16	2.236	340,8	10.300	8.240,0	2.020,0	3.300	2.530	0,77	17.100	0,05	<0,001	0,022	<0,008	<0,001

Fonte: Autora (2022)

Tabela 18: Caracterização do lixiviado no ano de 2019

Data	pH	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Fixos (mg/L)	Sólidos Voláteis (mg/L)	NTK (mg/L)	N-amon. (mg/L)	N-amon NTK	Alcalin. Total (mg/L)	Manga- nês (mg/L)	Cádmio (mg/L)	Zinco (mg/L)	Chumb o (mg/L)	Mercúri o (mg/L)
jan/19	7,50	3.757,6	1.284,8	9.110	686	2.250	1.980	1.780	0,90	9.380	0,16	0,003	<0,005	<0,008	0,02
fev/19	8,23	5.367,9	2.618,4	15.000	898	598	2.510	419	0,17	1.160	0,27	<0,1	<0,1	<0,008	0,001
mar/19	8,03	5.708,3	2.810,6	15.600	10.900	4.690	2.520	2.420	0,96	9.150	0,02	<0,1	0,386	<0,008	<0,001
abr/19	7,50	7.322,6	6.645,0	12.000	7.620	4.330	2.813	2.150	0,76	10.800	0,18	0,201	0,505	<0,008	<0,001
mai/19	7,95	7.322,6	6.645,0	12.000	7.620	4.330	4.250	1.980	0,47	10.800	0,18	<0,1	0,15	<0,008	0,004
jun/19	8,35	4.519,4	1.232,3	9.080,0	6.390	2.690	3.390	3.120	0,92	6.160,0	0,18	<0,1	0,23	<0,008	0,008

Fonte: Autora (2022)

Tabela 19: Caracterização do lixiviado bruto no ano de 2020

Data	pH	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Fixos (mg/L)	Sólidos Voláteis (mg/L)	NTK (mg/L)	N-amon. (mg/L)	<u>N-amon</u> <u>NTK</u>	Alcalin. Total (mg/L)	Manga- nês (mg/L)	Cádmio (mg/L)	Zinco (mg/L)	Chumbo (mg/L)	Mercúrio (mg/L)
jan/20	7,20	4.540,0	1.775,0	12.300	9.450	2.850	3.310	3.240	0,98	11.900	0,10	<0,0010	0,234	<0,0100	<0,0001
fev/20	8,59	5.614,8	1.930,6	14.500	3.486	11.014	2.786	2.758	0,99	1.680	<0,10	<0,1000	0,146	<0,5000	0,0004
mar/20	7,96	4.356,2	3.441,5	9.080	2.283	6.797	1.708	1.386	0,81	8.000	0,27	<0,1000	0,103	<0,5000	0,002
abr/20	7,80	4.769,6	395,7	11.366	2.724	8.642	1.834	1.764	0,96	8.600	0,29	<0,1000	<0,100	<0,5000	<0,0001
jun/20	7,30	3.611,1	2.578,1	7.221	2.456	4.763	1.400	1.204	0,86	7.100	0,10	<0,1000	<0,100	<0,5000	<0,0001
jul/20	8,40	3.805,6	3.111,1	8.967	2.632	6.335	1.820	1.680	0,92	9.000	0,29	<0,1000	<0,100	<0,5000	<0,0001
ago/20	7,86	6.701,0	3.947,0	9.978	3.285	6.693	1.680	1.652	0,98	8.700	<1,00	<0,1000	0,519	<0,5000	<0,0001
set/20	8,06	5.341,5	2.145,3	9.582	2.960	6.622	1.988	1.893	0,95	10.067	0,38	<0,0010	0,131	0,041	<0,0001
out/20	7,76	4.970,2	3.322,1	11.145	3.504	7.641	2.184	2.128	0,97	2.310	0,17	0,066	0,1	<0,5000	<0,0001
nov/20	8,10	6.441,7	2.888,6	11.041	2.936	8.105	2.170	1.890	0,87	9.750	0,18	<0,0010	<0,100	0,2	<0,0001
dez/20	8,05	5.437,0	2.499,0	11.161	2.922	8.239	2.870	2.249	0,78	9.350	0,10	<0,0010	0,26	<0,5000	<0,0001

Fonte: Autora (2022)

Tabela 20: Caracterização do lixiviado no ano de 2021

Data	pH	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Fixos (mg/L)	Sólidos Voláteis (mg/L)	NTK (mg/L)	N-amon (mg/L)	<u>N-amon</u> <u>NTK</u>	Alcalin. Total (mg/L)	Manga- nês (mg/L)	Cádmio (mg/L)	Zinco (mg/L)	Chumbo (mg/L)	Mercúrio (mg/L)
jan/21	8,02	3.723	1.670	11.091	3.455	7.636	5.054	3.584	0,71	17.200	0,17	<0,0010	0,234	<0,0100	<0,0001
fev/21	7,97	4.056	2.065	14.313	7.994	6.319	2.436	2.268	0,93	8.940	0,2	<0,1000	0,146	<0,5000	0,0004
mar/21	7,32	5.210	3.083	12.258	3.386	8.872	2.296	2.100	0,91	8.900	<0,1	<0,1000	0,103	<0,5000	0,002
abr/21	7,13	5.881	2.086	6.512	2.704	3.808	1.204	903	0,75	6.900	0,555	<0,1000	<0,100	<0,5000	<0,0001
mai/21	7,63	6.018	2.541	11.159	4.636	6.523	1.447	1.246	0,86	7.000	2,04	<0,1000	<0,100	<0,5000	<0,0001
jun/21	7,55	6.523	4.296	11.513	5.285	16.798	1.057	1.012	0,96	6.300	0,382	<0,1000	<0,100	<0,5000	<0,0001

Fonte: Autora (2022)

APÊNDICE C – DADOS DO PERÍODO SECO E CHUVO DO SISTEMA DE PRÉ-TRATAMENTO

Tabela 21: Dados das análises das unidades que compõem o pré-tratamento período de estiagem

Parâmetro	Lixiviado Bruto		Lagoa Anaeróbia		Lagoas Pré-aeradas		Lagoa Aerada	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Cor	2.698,50	667,20	1.950,50	341,52	1.498,0	419,49	1.214	335,90
Turbidez	267,30	92,63	88,33	29,68	71,20	52,01	39,01	16,83
Sólidos Totais	10.184,5	4.352,5	8.405,0	3.022,4	11.960,7	5.252,6	11.672,5	3.829
Sólidos fixos	8.269,50	4.152,20	6.852,70	2.595,70	10.448,20	3.353,10	9.377,70	3.529,40
Sólidos voláteis	1.915	1.120,50	1.552,2	844,50	1.849,90	843,8	2.294,80	1.520,60
pH	7,8	0,3	8,1	0,2	7,3	0,4	7,5	0,3
Alcalinidade	9.347,15	3.444,13	7.727,55	2.033,22	1.691,99	961,93	850,60	765,36
N-amoniaco	1.629,83	233,3	1.557,76	501,4	192,20	95,50	63	50,6
N-nitrito	2,6	2,9	26,3	1,9	1.254,4	288,8	1.436,5	316,8
N-nitrato	21,0	32,6	65,3	46,7	323,3	94,50	319,3	114,1
DBO	1004,90	457,1	531,57	494,8	100,5	121,2	161,6	205,50
DQO	5.423,3	1.578,1	3.565,9	1.439,3	2.061,6	661,4	1.961,6	840,0
Ácidos voláteis	3.388,75	1.998,23	2.720,75	1.786,90	2.210,0	1.741,30	1.442,50	915,76
Manganês	0,59	0,45	0,33	0,51	0,45	0,35	1,43	1,36

Fonte: AUTORA (2022)

Tabela 22: Dados das análises das unidades que compõem o pré-tratamento período de chuvoso

Parâmetro	Lixiviado Bruto		Lagoa Anaeróbia		Lagoas Pré-aeradas		Lagoa Aerada	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Cor	1.775,0	305,73	1.590,0	283,90	1.371,67	328,90	1.250,67	215,67
Turbidez	161,67	35,51	100,0	9,14	56,03	13,67	38,75	11,34
Sólidos Totais	9.216,2	1.582,91	11.001,0	2.358,14	11.568,8	2.175,20	11.672,50	2.677,68
Sólidos fixos	6.911,6	2.789,18	6.804,7	3.113,35	8.441,3	1.944,38	8.231,0	1.952,10
Sólidos voláteis	2.304,7	1.684,26	4.196,3	3.108,86	3.127,4	2.035,93	2,353,2	1.266,00
pH	7,67	0,01	8	0,12	7,21	0,72	7,56	0,88
Alcalinidade	13.999,50	5.578,65	8.479,0	2,792,57	2.212,78	856,21	1.441,04	585,10
N-amoniaco	1.945,16	249,39	1.533,98	169,21	713,25	92,61	387,80	248,15
N-nitrito	7,48	8,79	50,19	43,98	782,36	211,73	1.436,81	301,53
N-nitrato	7,0	8,0	39,3	25,0	166,2	39,2	124,0	17,1
DBO	584	603,28	314	360,63	285	240,67	409,75	308,16
DQO	4.590,15	1.460,19	4.055,99	1.708,08	2.704,06	1.100,37	2.530,23	1.360,29
Ácidos voláteis	1.741,67	1.238,72	1.616,67	775,67	858,33	348,45	800,0	228,04
Manganês	0,38	0,28	0,92	0,57	0,43	0,19	0,79	0,50

Fonte: AUTORA (2022)

APÊNDICE D – DADOS DE MONITORAMENTO DO PRÉ-TRATAMENTO

Tabela 23: Dados das análises de Cor (uC) (nov/21 – jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Pré-aerada	Aerada
03/11/2021	2.410,00	1.850,00	930,00	720,00
17/11/2021	2.600,00	1.540,00	1.000,00	1.090,00
11/12/2021	2.750,00	2.180,00	2.050,00	1.520,00
22/12/2021	3.120,00	1.770,00	1.860,00	1.310,00
19/01/2022	2.985,00	2.545,00	1.890,00	1.250,00
28/01/2022	2.580,00	2.140,00	1.690,00	1.550,00
16/02/2022	4.000,00	1.500,00	1.000,00	750,00
23/02/2022	2.590,00	2.190,00	1.810,00	1.590,00
10/03/2022	2.640,00	2.150,00	1.450,00	1.480,00
23/03/2022	1.310,00	1.640,00	1.300,00	880,00
06/04/2022	1.740,00	1.630,00	1.410,00	1.380,00
20/04/2022	1.850,00	1.520,00	1.180,00	1.125,00
04/05/2022	2.320,00	2.130,00	2.010,00	1.580,00
18/05/2022	1.760,00	1.520,00	1.290,00	1.310,00
01/06/2022	1.470,00	1.410,00	1.230,00	1.129,00
20/06/2022	1.510,00	1.330,00	1.110,00	980,00

Fonte: Autora (2022)

Tabela 24: Dados das análises de Turbidez (NTU) (nov/21 – jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Pré-aerada	Aerada
03/11/2021	204,00	127,00	87,30	21,50
17/11/2021	315,00	68,10	41,70	41,10
11/12/2021	233,00	110,00	200,00	62,00
22/12/2021	464,00	62,20	88,80	40,80
19/01/2022	236,00	112,80	65,30	45,00
28/01/2022	148,00	98,40	30,00	20,30
16/02/2022	250	25	20	15
23/02/2022	249,00	89,20	91,60	54,70
10/03/2022	372,00	101,00	47,20	59,50
23/03/2022	202,00	89,60	40,10	30,20
06/04/2022	143,00	103,00	73,30	52,90
20/04/2022	159,00	97,00	39,20	27,80
04/05/2022	182,00	102,00	54,10	33,40
18/05/2022	145,00	86,00	43,60	42,00
01/06/2022	221,00	114,00	56,00	50,10
20/06/2022	120,00	98,00	70,00	26,30

Fonte: Autora (2022)

Tabela 25: Dados das análises de Manganês (mg/L) (nov/21 – jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Pré-aerada	Aerada
03/11/2021	0,26	0,16	0,36	0,18
17/11/2022	0,41	0,14	0,35	0,23
22/12/2021	1,26	0,09	1,27	1,11
28/01/2022	0,72	1,58	0,48	2,10
16/02/2022	1,29	0,23	0,16	1,15
23/02/2022	0,26	0,13	0,36	0,24
10/03/2022	0,30	0,13	0,33	2,32
23/03/2022	0,26	0,18	0,27	4,09
06/04/2022	0,26	1,58	0,70	0,13
20/04/2022	0,21	0,08	0,33	0,65
04/05/2022	0,83	0,71	0,52	1,52
18/05/2022	0,46	1,02	0,21	0,77
01/06/2022	0,14	1,21	0,39	0,90

Fonte: Autora (2022)

Tabela 26: Dados das análises de Ferro (mg/L) (nov/21 – jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Pré-aerada	Lagoa Aerada
03/11/2021	3,87	0,00	0,00	0,00
17/11/2021	4,29	4,03	1,96	1,70
19/01/2022	3,63	3,40	0,00	0,00
28/01/2022	0,00	0,00	3,02	0,00
16/02/2022	0,92	3,63	5,75	3,87
23/02/2022	5,28	5,52	0,00	0,00
10/03/2022	0,00	0,00	0,00	4,13
23/03/2022	0,00	0,00	4,13	0,00
06/04/2022	0,00	0,00	6,33	7,70

Fonte: Autora (2022)

Tabela 27: Dados das análises de Sólidos Totais (mg/L) (nov/21 - jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Pré-aerada	Lagoa Aerada
03/11/2021	10.270,0	9.518,0	9.834,0	9.298,0
22/01/1900	11.102,0	8.582,0	15.136,0	14.136,0
19/01/2022	3.476,0	1.540,0	1.774,0	5.794,0
28/01/2022	10.248,0	9.802,0	14.878,0	14.488,0
16/02/2022	18.394,0	10.576,0	15.982,0	15.798,0
23/02/2022	11.446,0	10.192,0	14.072,0	14.436,0
10/03/2022	10.554,0	10.198,0	11.983,2	12.554,0
23/03/2022	5.986,0	6.832,0	12.026,0	6.876,0
06/04/2022	7.653,3	7.180,0	9.236,7	9.043,3
20/04/2022	9.884,0	9.260,0	13.242,0	11.484,0
04/05/2022	8.500,0	13.388,0	12.838,0	11.438,0
18/05/2022	12.100,0	12.428,0	13.800,0	13.520,0
01/06/2022	8.560,0	12.550,0	11.696,0	12.040,0
20/06/2022	8.600,0	11.200,0	8.600,0	5.980,0

Fonte: Autora (2022)

Tabela 28: Dados das análises de Sólidos Fixos (mg/L) (nov/21 - jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Pré-aerada	Lagoa Aerada
03/11/2021	7.712,0	6.968,0	8.332,0	8.132,0
22/01/1900	7.688,0	6.604,0	12.646,0	8.808,0
19/01/2022	2.434,0	1.030,0	3.090,0	3.094,0
28/01/2022	9.802,0	7.796,0	12.552,0	12.318,0
16/02/2022	16.698,0	8.456,0	13.236,0	13.370,0
23/02/2022	8.928,0	8.910,0	12.118,0	12.016,0
10/03/2022	8.108,0	9.042,0	10.878,0	11.212,0
23/03/2022	4.786,0	6.016,0	10.734,0	6.072,0
06/04/2022	5.703,3	5.190,0	7.190,0	7.060,0
20/04/2022	7.998,0	3.200,0	10.436,0	9.608,0
04/05/2022	4.338,0	6.234,0	6.298,0	8.782,0
18/05/2022	11.400,0	10.216,0	11.216,0	10.908,0
01/06/2022	4.030,0	4.988,0	7.508,0	7.614,0
20/06/2022	8.000,0	11.000,0	8.000,0	5.414,0

Fonte: Autora (2022)

Tabela 29: Dados das análises de Sólidos Voláteis (mg/L) (nov/21 - jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Pré-aerada	Lagoa Aerada
03/11/2021	2.558,0	2.550,0	1.502,0	1.166,0
22/01/1900	3.414,0	1.978,0	2.490,0	5.328,0
19/01/2022	1.042,0	510,0	1.384,0	2.700,0
28/01/2022	446,0	2.006,0	2.326,0	2.170,0
16/02/2022	1.696,0	2.120,0	2.746,0	2.428,0
23/02/2022	2.518,0	1.282,0	1.954,0	2.420,0
10/03/2022	2.446,0	1.156,0	1.105,2	1.342,0
23/03/2022	1.200,0	816,0	1.292,0	804,0
06/04/2022	1.950,0	1.990,0	2.046,7	1.983,3
20/04/2022	1.886,0	6.060,0	2.806,0	1.876,0
04/05/2022	4.162,0	7.154,0	6.540,0	2.656,0
18/05/2022	700,0	2.212,0	2.584,0	2.612,0
01/06/2022	4.530,0	7.562,0	4.188,0	4.426,0
20/06/2022	600,0	200,0	600,0	566,0

Fonte: Autora (2022)

Tabela 30: Dados das análises de DQO (mg/L) (nov/21 - jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Pré-aerada	Lagoa Aerada
03/11/2021	5.890,00	5.002,33	3.569,93	2.658,33
17/11/2021	5.921,03	5.027,03	2.494,03	1.838,43
11/12/2021	8.156,03	3.686,03	3.268,83	2.762,23
22/12/2021	7.113,03	3.030,43	2.076,83	2.002,33
19/01/2022	6.129,63	6.010,43	2.404,63	1.659,63
28/01/2022	4.565,13	4.192,63	3.715,83	3.477,43
16/02/2022	4.803,53	2.300,33	2.047,03	1.406,33
23/02/2022	2.494,03	2.106,63	2.285,43	2.106,63
10/03/2022	4.550,23	2.002,33	1.957,63	968,36
23/03/2022	4.609,83	2.300,33	2.196,03	735,83
06/04/2022	5.071,73	4.356,53	1.585,13	1.331,83
20/04/2022	3.954,23	4.085,35	2.702,63	1.689,43
04/05/2022	2.583,43	1.585,13	3.030,43	4.237,33
18/05/2022	3.954,23	3.158,57	2.762,23	2.404,63
01/06/2022	5.071,73	4.356,53	1.585,13	1.331,83
20/06/2022	6.905,58	6.793,83	4.558,83	4.186,33

Fonte: Autora (2022)

Tabela 31: Dados das análises de DBO (mg/L) (nov/21 - jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Pré-aerada	Lagoa Aerada
17/11/2021	960,00	420,00	200,00	120,00
11/12/2021	1.250,00	552,00	274,00	128,00
22/12/2021	987,00	569,00	360,00	180,00
28/01/2022	879,00	988,00	364,00	256,00
16/02/2022	1.550,00	1.230,00	950,00	660,00
10/03/2022	1.236,00	592,00	480,00	360,00
23/03/2022	1.036,00	840,00	792,00	364,00
06/04/2022	1.072,00	772,00	360,00	308,00
04/05/2022	1552	1128	420	220
20/06/2022	1.136,00	806,00	598,00	213,00

Fonte: Autora (2022)

Tabela 32: Dados da reação DBO/DQO (mg/L) (nov/21 - jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Pré-aerada	Lagoa Aerada
17/11/2021	0,16	0,08	0,08	0,07
11/12/2021	0,15	0,15	0,08	0,05
22/12/2021	0,14	0,19	0,17	0,09
28/01/2022	0,19	0,24	0,10	0,07
16/02/2022	0,32	0,53	0,46	0,47
10/03/2022	0,27	0,30	0,25	0,37
23/03/2022	0,22	0,37	0,36	0,49
06/04/2022	0,21	0,18	0,23	0,23
04/05/2022	0,60	0,71	0,14	0,05
20/06/2022	0,16	0,12	0,13	0,05

Fonte: Autora (2022)

Tabela 33: Dados das análises de Ácidos (mg/L) (nov/21 - jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Pré-aerada	Lagoa Aerada
03/11/2021	5.000,00	4.250,00	3.500,00	2.750,00
17/11/2021	5.000,00	3.250,00	3.000,00	2.000,00
11/12/2021	5.000,00	4.000,00	2.000,00	1.500,00
22/12/2021	7.087,50	6.457,50	6.300,00	2.625,00
19/01/2022	1.000,00	750,00	500,00	300,00
28/01/2022	3.000,00	2.750,00	2.000,00	1.500,00
16/02/2022	2.300,00	1.500,00	2.000,00	1.000,00
23/02/2022	1.500,00	1.250,00	1.000,00	500,00
10/03/2022	2.000,00	1.500,00	500,00	250,00
23/03/2022	2.000,00	1.500,00	1.300,00	2.000,00
06/04/2022	3.000,00	1.500,00	1.000,00	1.000,00
20/04/2022	750,00	2.000,00	700,00	500,00
04/05/2022	600,00	1.000,00	550,00	600,00
18/05/2022	900,00	1.200,00	650,00	1.000,00
01/06/2022	1.700,00	1.000,00	750,00	700,00
20/06/2022	3.500,00	3.000,00	1.500,00	1.000,00

Fonte: Autora (2022)

Tabela 34: Dados de pH (nov/21 - jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Pré-aerada	Aerada
03/11/2021	7,96	8,08	8,10	7,53
17/11/2021	7,85	8,14	7,21	7,58
11/12/2021	7,95	7,84	7,32	7,80
22/12/2021	8,18	8,28	7,54	7,93
19/01/2022	7,65	7,92	7,35	7,77
28/01/2022	8,17	8,43	7,60	7,70
16/02/2022	7,88	8,10	7,17	7,18
23/02/2022	7,85	8,12	6,80	7,18
10/03/2022	7,87	8,03	6,75	7,41
23/03/2022	7,30	8,23	7,00	7,29
06/04/2022	7,66	7,91	6,70	6,94
20/04/2022	7,71	8,15	7,24	7,83
04/05/2022	7,84	8,08	7,7	7,67
18/05/2022	7,58	7,98	7,61	7,36
01/06/2022	7,33	7,87	7,49	7,79
20/06/2022	7,68	8,08	7,72	8,18

Fonte: Autora (2022)

Tabela 35: Dados das análises de Alcalinidade (mg/L) (nov/21 - jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Pré-aerada	Lagoa Aerada
03/11/2021	7.209,08	7.014	2.951	280,50
17/11/2021	10.750,00	7.250	3.000	800,00
11/12/2021	5.600,00	6.400	3.100	2.800,00
22/12/2021	6.249,45	7.000	906	366,00
19/01/2022	6.750,00	5.600	650	325,00
28/01/2022	15.097,50	9.608	1.739	366,00
16/02/2022	11.712,00	10.248	1.007	457,50
23/02/2022	12.169,50	9.425	915	732,00
10/03/2022	12.352,50	10.248	1.373	1.189,50
23/03/2022	5.581,50	4.484	1.281	1.189,50
06/04/2022	8.692,50	8.327	1.281	640,00
20/04/2022	20.862,00	12.536	3.349	1.372,50
04/05/2022	15.463,50	9.608	1.190	1.582,95
18/05/2022	12.993,00	9.699	2.150	2.397,30
01/06/2022	19.123,50	5.673	2.471	1.555,50
20/06/2022	6.862,50	5.033	2.837	1.098,00

Fonte: Autora (2022)

Tabela 36: Dados das análises de Nitrogênio Amoniacal (mg/L) (nov/21 - jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Pré-aerada	Lagoa Aerada
17/11/2021	1652	1322	180	120
22/12/2021	1495	1286	210	105
19/01/2022	1450	1100	193	75
28/01/2022	1767	1614	273	42
16/02/2022	1953	1777	42	21
23/02/2022	1281	983	273	147
10/03/2022	1575	1449	168	63
23/03/2022	1580	1422	198	71
06/04/2022	1708	1537	788	42
20/04/2022	1817	1580	952	416
04/05/2022	1742	1343	882	479
18/05/2022	2016	1701	903	525
01/06/2022	1932	1386	966	609
20/06/2022	2328	1702	788	672

Fonte: Autora (2022)

Tabela 37: Dados das análises de Nitrito (mg/L) (nov/21 - jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Pré-aerada	Lagoa Aerada
17/11/2021	1,11	23,12	1038,91	1147,41
22/12/2021	0,21	20,71	954,53	1073,87
19/01/2022	0,81	20,95	1014,80	1072,67
28/01/2022	8,98	31,74	1.463,54	1.903,55
16/02/2022	0,60	2,75	1.222,44	1.451,49
23/02/2022	1,50	2,75	1.222,44	1.451,49
10/03/2022	3,84	55,67	1.650,39	1.662,45
23/03/2022	3,70	52,66	1.638,34	1.728,75
06/04/2022	8,34	10,95	1.807,11	915,04
20/04/2022	22,97	119,41	165,82	1.849,30
04/05/2022	10,91	89,27	214,64	2.813,70
18/05/2022	0,11	38,19	113,38	1.668,48
01/06/2022	0,08	26,14	245,99	1.789,03
20/06/2022	2,47	17,17	764,35	1.427,38

Fonte: Autora (2022)

Tabela 38: Dados das análises de Nitrato (mg/L) (nov/21 - jun/22)

Data	Lixiviado Bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Pré-aerada	Lagoa Aerada
17/11/2021	16,95	66,07	438,98	478,09
22/12/2021	15,05	61,30	254,91	313,57
19/01/2022	24,11	30,78	355,05	430,40
28/01/2022	13,62	80,38	387,00	399,88
16/02/2022	0,00	0,00	443,28	248,24
23/02/2022	0,00	26,49	254,91	304,04
10/03/2022	98,50	131,40	253,27	254,43
23/03/2022	0,00	126,16	199,10	125,68
06/04/2022	19,81	75,13	196,73	133,31
20/04/2022	8,85	51,77	122,34	129,97
04/05/2022	0,00	55,10	142,47	89,34
18/05/2022	11,71	24,01	222,29	132,07
01/06/2022	1,41	18,17	135,12	129,78
20/06/2022	0,00	11,71	178,14	129,78

Fonte: Autora (2022)