

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS - UFAL
CENTRO DE TECNOLOGIA - CTEC
GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

BRUNO FELIPE DE OLIVEIRA LIMA

**AVALIAÇÃO DA COMBINAÇÃO DA COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E
PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANA, EM ESCALA REAL, COMO
PÓS-TRATAMENTO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Maceió-AL

2023

BRUNO FELIPE DE OLIVEIRA LIMA

**AVALIAÇÃO DA COMBINAÇÃO DA COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E
PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANA, EM ESCALA REAL, COMO
PÓS-TRATAMENTO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao colegiado do curso de Engenharia Civil da Universidade Federal de Alagoas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Civil.

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

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Daysy L. O. Cavalcanti

Maceió-AL

2023

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

Bibliotecário: Antonia Izabel da Silva Meyer – CRB-4 – 1558

L732a Lima, Bruno Felipe de Oliveira.

Avaliação da combinação da coagulação/floculação e processo de separação por membrana, em escala real, como pós-tratamento do lixiviado de aterro sanitário / Bruno Felipe de Oliveira Lima. – 2023.

57 f. : il, tabs e grafs.

Orientadora: Nélia Henriques Callado.

Coorientadora: Daysy L. O. Cavalcanti

Monografia (Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Maceió, 2023.

Bibliografia: f. 55-57.

1. Aterro sanitário . 2. Aterro sanitário - Lixiviação. 3. Engenharia Civil. 4. Lixiviados - Tratamento. I. Título.

CDU: 628.472.3

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar minha profunda gratidão à Deus por tudo que fez por mim durante a realização do meu Trabalho de Conclusão de Curso. Sem a sua orientação, força e proteção, eu não teria sido capaz de completar este projeto. Obrigado por me ajudar a superar as dificuldades, por me inspirar e por me abençoar com a realização deste trabalho.

Gostaria de agradecer ao meu pai Ronaldo e minha mãe Zilda por todo o amor, apoio e incentivo que vocês me deram durante a minha vida. Desde o início, vocês estiveram ao meu lado, me encorajando e me dando todo o suporte emocional e financeiro necessário. Vocês acreditaram em mim e me deram a confiança que eu precisava para seguir em frente.

Agradeço também aos meus amigos Andressa, Gabi, Karla e Sérgio, vocês foram verdadeiros companheiros nesta jornada e sou grato por tê-los como amigos. Agradeço por estarem comigo, principalmente a Karla, durante a elaboração do trabalho sempre prontos para ajudar com as revisões, sugestões e incentivos quando eu precisava, além de que as conversas informais e os momentos de descontração foram importantes para mantermos o ânimo e a motivação até o final. Sou muito grato, especialmente, ao Sérgio, por ter me ajudado e me acompanhado em praticamente todas as etapas deste trabalho, tanto com as coletas das amostras, debaixo de um sol escaldante ou de uma chuva forte, quanto com as análises no laboratório, sempre me explicando pacientemente como realizar os ensaios, e ainda, durante o planejamento e escrita deste trabalho.

Gostaria, também, de agradecer à minha professora orientadora Nélia, sua paixão pela sua área de especialização foi uma fonte de inspiração para mim. Agradeço também à minha professora coorientadora Daysy por toda a orientação e direcionamento. Além disso, agradeço à equipe do LSA, Nadjane, Quitéria e Luiz, que colaboraram diretamente com minhas análises.

Por fim, gostaria expressar minha gratidão pelo apoio que recebi da Central de Tratamento de Resíduos de Maceió. Agradeço por terem se disponibilizado a colaborar com o meu projeto. O acesso às informações, bem como o apoio técnico, foram fundamentais para a conclusão do meu trabalho.

RESUMO

O tratamento de lixiviados de aterros sanitários é de suma importância para combater os impactos ambientais gerados através do descarte de lixo. O lixiviado apresenta uma composição bastante complexa e difícil de ser tratada, exigindo, assim, uma série de processos de tratamento, combinando métodos físico-químicos e biológicos. Geralmente os processos biológicos iniciam o processo por meio de lagoas anaeróbias e aeróbias, seguidos de pós-tratamento físico-químico. Visto isso, o estudo tem como objetivo determinar as características físico-químicas do lixiviado pré-tratado, bem como avaliar a eficiência, tanto global, quanto de cada etapa, da combinação dos processos de coagulação-floculação-decantação, filtração e separação por membrana utilizados como pós-tratamento do lixiviado da Central de Tratamento de Resíduos de Maceió. Dessa forma, foram analisadas amostras de 4 pontos de coletas do sistema de pós-tratamento em 4 meses distintos, nos meses de outubro e novembro de 2022 e janeiro e fevereiro de 2023, obtendo, assim, os valores de cada parâmetro analisado para todas as etapas do tratamento físico-químico. Durante o período das análises, observou-se que a remoção de cor, turbidez, DQO e fósforo apresentaram eficiência global acima de 90% em todos os meses, e que houve uma redução de alcalinidade no efluente tratado. A remoção de nitrato e ácidos voláteis apresentaram eficiência global variando de 34% a 93% e de 52% a 96% respectivamente. Já para a concentração de nitrogênio amoniacal, observou-se uma eficiência global acima de 97%, com exceção do mês de novembro, com apenas 75% que também apresentou valor acima da resolução nº 430 do CONAMA de 2011, sendo o único parâmetro que não atendeu os padrões de lançamento. Por fim, notou-se que a filtração não apresentou resultados relevantes na remoção de nenhum dos parâmetros, a coagulação-floculação-decantação apresentou influência significativa na remoção de cor e turbidez, enquanto a osmose reversa apresentou resultados expressivos na remoção de todos os parâmetros, com exceção de ácidos voláteis.

Palavras-chave: Tratamento de lixiviado; Aterro sanitário; Eficiência de remoção.

ABSTRACT

The treatment of leachate from landfills is of paramount importance to combat the environmental impacts generated through the disposal of waste. The leachate has a very complex composition and is difficult to treat, thus requiring a series of treatment processes, combining physical-chemical and biological methods. Generally, biological processes start the process through anaerobic and aerobic lagoons, followed by physical-chemical post-treatment. In view of this, the study aims to determine the physicochemical characteristics of the pre-treated leachate, as well as to evaluate the efficiency, both globally and at each stage, of the combination of coagulation-flocculation-decantation, filtration and membrane separation processes. used as post-treatment of leachate from the Central de Tratamiento de Resíduos de Maceió. Thus, samples from 4 collection points of the post-treatment system were analyzed in 4 different months, in October and November 2022 and January and February 2023, thus obtaining the values of each parameter analyzed for all stages of physical-chemical treatment. During the analysis period, it was observed that the removal of color, turbidity, COD and phosphorus showed global efficiency above 90% in all months, and that there was a reduction of alkalinity in the treated effluent. The removal of nitrate and volatile acids showed global efficiency ranging from 34% to 93% and from 52% to 96% respectively. As for the concentration of ammoniacal nitrogen, a global efficiency above 97% was observed, except for the month of November, with only 75% that also presented a value above the resolution n° 430 of CONAMA of 2011, being the only parameter that did not meet release standards. Finally, it was noted that filtration did not show relevant results in the removal of any of the parameters, coagulation-flocculation-decantation had a significant influence on the removal of color and turbidity, while reverse osmosis showed expressive results in the removal of all parameters, except for volatile acids.

Keywords: Leachate treatment; Sanitary landfill; Removal efficiency.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1– Fluxograma do sistema de tratamento de efluentes da CTR de Maceió.	26
Figura 2 – Esquema do processo físico-químico da CTR de Maceió.....	28
Figura 3 – Diagrama de eficiência do tratamento de chorume.....	29
Figura 4 – Cor aparente dos efluentes.	36
Figura 5 – Turbidez dos efluentes.	36
Figura 6 – pH dos efluentes.....	38
Figura 7 – Concentração de alcalinidade nos efluentes.....	38
Figura 8 – Concentração de DQO nos efluentes.	40
Figura 9 – Concentração de ácidos voláteis nos efluentes.	40
Figura 10 – Concentração de nitrogênio amoniacal nos efluentes.	43
Figura 11 – Concentração de nitrito nos efluentes.	43
Figura 12 – Concentração de nitrato nos efluentes.....	44
Figura 13 – Concentração de fósforo nos efluentes.....	46
Figura 14 – Eficiência da remoção de cor.	47
Figura 15 – Eficiência da remoção de turbidez.	47
Figura 16 – Eficiência da remoção de DQO.....	48
Figura 17 – Eficiência da remoção de ácidos.	48
Figura 18 – Eficiência da remoção de nitrogênio amoniacal.	49
Figura 19 – Eficiência da remoção de nitrito.....	50
Figura 20 – Eficiência da remoção de nitrato.....	50
Figura 21 – Eficiência da remoção de fósforo.....	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características típicas dos lixiviados produzidos em alguns aterros brasileiros nas fases anaeróbia acetogênica e metanogênica.	20
Tabela 2: Caracterização do efluente do pré-tratamento da CTR de Maceió em 2021-2022...21	21
Tabela 3: Caracterização do efluente do tratamento biológico do aterro sanitário de Francisco Beltrão.....	21
Tabela 4: Caracterização do efluente do tratamento biológico do Aterro Sanitário de Tijiquinhas, Biguaçu – SC	22
Tabela 5 – Caracterização do lixiviado pré-tratado.....	34
Tabela 6 – Caracterização do efluente da coagulação-floculação-decantação.....	35
Tabela 7 – Caracterização dos filtros de carvão ativado e zeólita	35
Tabela 8 – Caracterização do efluente tratado.....	35
Tabela 9 – Relação AGV/DQO.....	41
Tabela 10 – Balanço de massa de remoção de DQO.....	42
Tabela 11 – Balanço de massa de remoção de nitrogênio.	45
Tabela 12 – Caracterização do efluente tratado da CTR de Maceió em 2021-2022.	52
Tabela 13 – Caracterização do efluente tratado do aterro sanitário de Belo Horizonte.	53
Tabela 14 – Caracterização do efluente tratado do aterro sanitário de Lajeado.....	53

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	11
1.1. Considerações Iniciais	11
1.2. Objetivos.....	12
1.2.1. Objetivo Geral	12
1.2.2. Objetivos Específicos	12
1.3. Justificativa	12
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
2.1. Lixiviado.....	14
2.2. Parâmetros usuais de caracterização físico-químicas de lixiviados	14
2.2.1 pH	14
2.2.2 Cor	15
2.2.3 Turbidez.....	15
2.2.4 Alcalinidade.....	16
2.2.5 Ácidos graxos voláteis - AGV	16
2.2.6 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	16
2.2.7 Demanda química de oxigênio (DQO).....	17
2.2.8 Nitrogênio	17
2.2.9 Fósforo.....	18
2.2.10 Sulfatos	18
2.2.11 Cloretos.....	18
2.2.12 Ferro e Manganês	18
2.2.13 Metais pesados.....	19
2.2.14 Composição	19
2.3. Tratamento de Lixiviado.....	22
2.4. Legislação Ambiental	25
3. METODOLOGIA.....	26
3.1. Área de trabalho.....	26

3.2. Revisão Bibliográfica	29
3.3 Coleta.....	29
3.4. Análises Laboratoriais	29
3.4.1 Cor aparente.....	30
3.4.2 Turbidez.....	30
3.4.3 pH	30
3.4.4 Alcalinidade.....	30
3.4.5 DQO.....	31
3.4.6 Ácidos voláteis.....	31
3.4.7 Nitrogênio Amoniacal	31
3.4.8 Nitrito.....	32
3.4.9 Nitrato.....	32
3.4.10 Fósforo.....	32
3.5. Análise dos dados	32
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	34
4.1. Caracterização do lixiviado pré-tratado.....	34
4.2. Caracterização dos efluentes de cada etapa de tratamento.....	34
4.2.1 Cor aparente e turbidez.....	36
4.2.2 pH e alcalinidade	37
4.2.3 DQO e ácidos voláteis	39
4.2.4 Nitrogênio	42
4.2.5 Fósforo.....	45
4.3. Eficiência das etapas do pós-tratamento.....	46
4.3.1 Eficiência da remoção de cor e turbidez.....	46
4.3.2 Eficiência da remoção de DQO e ácidos graxos voláteis	48
4.3.3 Eficiência da remoção de nitrogênio	49
4.3.4 Eficiência da remoção de fósforo	51

4.4. Comparação com a literatura	52
5. CONCLUSÃO.....	54
REFERÊNCIAS	55

1. INTRODUÇÃO

1.1. Considerações Iniciais

O crescente desenvolvimento da civilização está atrelado a um aumento no consumo dos recursos naturais do planeta e, conseqüentemente, na geração de resíduos em todas as etapas do ciclo de produção, desde a extração da matéria prima até o uso pelo consumidor final. No Brasil, todos estes resíduos eram descartados de forma irregular até o século passado, seja em lixões ou em terrenos baldios. Contudo, por intermédio de políticas públicas, sobretudo a Política Nacional de Resíduos Sólidos de 2010, foram implantados os aterros sanitários, que se configuram como um destino final ambientalmente adequado para os resíduos sólidos urbanos (RSU). Além disso, há cada vez mais pesquisas de cunho técnico-científico no intuito de otimizar o descarte dos resíduos, reduzindo, reutilizando e reciclando.

O descarte adequado dos RSU é de suma importância para combater o impacto ambiental provocado pelo lixo. Em contrapartida, os lixões e aterros controlados não configuram destinações ambientalmente adequadas. O lixo depositado começa seu processo de decomposição que gera um líquido escuro altamente poluente, chamado de chorume, que ao ser misturado as águas precipitadas, passa a se chamar de lixiviado. O lixiviado, então, percola no solo quando não há proteção e impermeabilização do solo em que os resíduos serão depositados, contaminando-o, além da possibilidade de contaminar também o lençol freático.

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2021), foram geradas em 2020, aproximadamente, 82 milhões de toneladas de lixo, contudo apenas 76 milhões de toneladas foram coletadas, sendo 46 milhões de toneladas dispostas de forma ambientalmente adequada. Assim, comparando-se os valores da massa de RSU que foram destinados a lixões, aterros controlados ou descartados irregularmente, com a produção total de resíduos, tem-se que 44% dos resíduos produzidos no Brasil irão causar grande impacto ao meio ambiente com a geração de chorume, por não ter disposição ambientalmente adequada.

Mesmo quando há o descarte ambientalmente adequado do lixo, o problema do lixiviado não é resolvido de forma simples, pois sua composição é um fator que varia em função das condições ambientais tais como clima, dos resíduos que o geram, bem como das características do aterro, incluindo sua idade (MORAVIA, 2007).

O tratamento desse efluente, para que seja disposto em um corpo hídrico, engloba diversas etapas e tecnologias distintas, podendo envolver tanto tratamentos biológicos, como processos físico-químicos. A remoção de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica presentes no

lixiviado são os principais desafios, pois apresentam elevado potencial poluidor e não são removidos através de tratamento biológico. Nesse processo a maior parte da matéria orgânica, principalmente a facilmente biodegradável, é consumida, sobrando apenas compostos de cadeias longas de difícil biodegradabilidade e compostos inorgânicos, para serem removidos no pós-tratamento. Com a investigação da variabilidade das características do lixiviado e da resposta de cada etapa do tratamento a essa variação, é possível estabelecer relações estatísticas entre as características do aterro e do lixiviado, com a melhor forma de tratamento para cada ocasião ambiental.

Em Maceió/AL a Central de tratamento de Resíduos (CTR) dispõe de uma unidade de tratamento de lixiviados, composta por um tratamento biológico por lagoas anaeróbia e aeróbia e pós-tratamento por processo físico-químico em três etapas: i) coagulação-floculação-decantação, ii) filtração em zeólitas e carvão ativado e iii) filtração por membranas. Assim, com a finalidade de compreender o efeito real de cada etapa no processo de tratamento, investigar as características dos efluentes e resposta do processo de tratamento à variabilidade do lixiviado é fundamental.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo Geral

Avaliar, em escala real, a eficiência do pós-tratamento do aterro sanitário do município de Maceió-AL na remoção de cor, turbidez, DQO, nitrogênio e fósforo presentes no lixiviado.

1.2.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar o lixiviado pré-tratado afluente ao pós-tratamento;
- Analisar as características físico-químicas do efluente de cada etapa do pós-tratamento;
- Avaliar a eficiência do pós-tratamento do aterro sanitário de Maceió-AL, tanto global quanto de cada unidade que o compõe.

1.3. Justificativa

Diante da complexidade de tratar o lixiviado de aterros sanitários, por não haver um processo economicamente viável que, isoladamente, trata esse tipo de efluente e reduza integralmente seu potencial poluidor, diversos trabalhos têm instigado a utilização de processos integrados (MORAIS; SIRTORI; PERALTA-ZAMORA, 2006). Sendo assim, várias técnicas têm sido aplicadas no tratamento de lixiviado, envolvendo tanto processos biológicos quanto

processos físico-químicos, para se obter um efluente tratado dentro dos padrões de descarte (TELLES, 2010).

Paralelamente, o projeto de uma estação de tratamento de lixiviados também se torna uma tarefa complexa, em virtude da variação das características biológicas e físico-químicas desse efluente (FLECK, 2003). Portanto, como consequência da diversidade de tecnologias existentes para o tratamento de lixiviados, é imprescindível conhecer a funcionalidade, vantagens e eficiência dos processos que resultarão em um melhor efluente tratado, baseados nas características do efluente. Sendo assim, este trabalho de conclusão de curso propõe estudar, em escala real, a eficiência do pós-tratamento do aterro sanitário da cidade de Maceió-AL.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Lixiviado

O lixiviado é formado a partir da união do chorume gerado na decomposição dos resíduos sólidos urbanos, com as águas pluviais que solubilizam substâncias orgânicas e inorgânicas. A composição do lixiviado é bem diversificada, com componentes orgânicos e inorgânicos, além de substâncias tóxicas. Uma das características mais marcantes é a alta concentração de nitrogênio amoniacal, que, caso seja descartado em um corpo hídrico sem tratamento prévio, provoca a depleção do oxigênio dissolvido, crescimento de algas e é tóxico à biota do ecossistema aquático (LANGE, 2009).

Diversos são os fatores que influenciam nas características e comportamento do lixiviado. Segundo Lange (2009), esses fatores podem ser climáticos: precipitação pluviométrica, evapotranspiração e temperatura; hidrogeológicos: escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia e recirculação do lixiviado; características da camada de cobertura: umidade, vegetação, declividade; características dos resíduos: composição gravimétrica, compactação, permeabilidade, granulometria, peso específico; e método de impermeabilização do solo.

Com o tratamento adequado, a água que compõe o lixiviado pode ser devolvida à natureza sem causar impactos significativos aos corpos hídricos em que será descartada, ou ainda, ser utilizada como água de reuso para descargas de banheiros ou para lavagem de calçadas, como ocorre na CTR de Maceió.

2.2. Parâmetros usuais de caracterização físico-químicas de lixiviados

As principais características físico-químicas do lixiviado monitoradas são: pH, cor, turbidez, alcalinidade, ácidos, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), N-amoniacal, N-nitrito, N-nitrato, fósforo, sulfato, cloreto, ferro, manganês, sólidos e metais pesados. Apesar de não haver menção a todas às características na Resolução CONAMA 430/2011, todas representam fatores que influenciam direta ou indiretamente na qualidade da água e devem ser controladas para evitar impactos ambientais graves. Assim, pode-se definir as características supracitadas da seguinte forma:

2.2.1 pH

O potencial hidrogeniônico consiste na concentração de íons H^+ em meio aquoso e representa a intensidade das condições ácidas ou alcalinas do ambiente aquático. A molécula

de água se dissocia em H^+ e OH^- , dessa forma, quanto maior a quantidade de H^+ , menor será o valor do pH e mais ácida será a solução. Quando a quantidade de H^+ é inferior a de OH^- , a solução apresenta um pH maior que 7 e adquire um perfil alcalino, se tornando cada vez mais intenso quanto maior for o pH. Quando há um equilíbrio da quantidade de H^+ e OH^- , o pH da solução se aproxima de 7 e o meio aquoso se torna neutro (LIBÂNIO, 2010).

O pH influi no grau de solubilidade de diversas substâncias presentes na água. Dessa forma, é necessário que a água apresente um pH adequado para a manutenção da vida aquática, geralmente de 6 à 8,5. Vale ressaltar que o pH influencia, também, na coagulação com sais de ferro e alumínio, substâncias utilizadas no método de tratamento de coagulação-floculação-decantação, presente nos sistemas de tratamento tanto de água, quanto de lixiviado (LIBÂNIO, 2010).

2.2.2 Cor

A cor é um indicativo da quantidade de substâncias dissolvidas, pois é produzida pela reflexão da luz em partículas minúsculas, de dimensão menor que 10 μm , comparando-se a amostra com um padrão de cobalto-platina a fim de se obter um resultado medido em unidades de cor (uC). Estas partículas geralmente são compostos orgânicos, que podem causar odor e sabor à água, decorrentes da decomposição de matéria orgânica ou de descargas de efluentes domésticos ou industriais, ou ainda, podem indicar a presença de ferro e manganês (LIBÂNIO, 2010).

Há ainda a diferenciação entre cor aparente e cor verdadeira. Para extrair a cor verdadeira, é necessário filtrar a amostra, pois a presença de partículas em suspensão afeta a medição de cor, caracterizando uma cor aparente (LIBÂNIO, 2010).

2.2.3 Turbidez

A turbidez é um indicativo da concentração de partículas suspensas e coloidais presentes na massa líquida, sendo, geralmente, fragmentos de argila, silte, plâncton, microorganismos, matéria orgânica e inorgânica particulada, e, eventualmente, por precipitação de carbonato de cálcio, de óxido de ferro e de compostos de alumínio (LIBÂNIO, 2010).

A turbidez é medida a partir da passagem de um feixe de luz pela amostra contabilizando a luz refletida pelas partículas suspensas e coloidais e é representada por unidades nefelométricas de turbidez (NTU) (LIBÂNIO, 2010).

2.2.4 Alcalinidade

A alcalinidade indica a capacidade do meio aquoso de neutralizar ácidos ou a capacidade de minimizar variações significativas de pH. Este efeito é causado pela presença de substâncias alcalinas, que atuam em diferentes faixas de pH da seguinte forma: a alcalinidade decorre devido à presença de bicarbonatos (HCO_3^-) para pH entre 4,4 e 8,3; devido a bicarbonatos e carbonatos (CO_3^{2-}) para pH entre 8,3 e 9,4; devido a carbonatos e hidróxidos (OH^-) para pH maior que 9,4. Altos valores de alcalinidade comumente estão associados a processos de decomposição de matéria orgânica, à atividade respiratória de microrganismos e ao lançamento de efluentes industriais (LIBÂNIO, 2010).

Apesar de não ter influência direta na qualidade da água, a alcalinidade influencia no processo de tratamento, sobretudo, na coagulação. Assim, a alcalinidade é determinada por titulação com ácido sulfúrico e expressa pela concentração, em mg/L, de carbonato de cálcio (CaCO_3), pois, é da reação dele com o gás carbônico que se forma o bicarbonato, que é o íon mais relevante quando se analisa a alcalinidade da água, dado que o pH natural da água está geralmente entre 6 e 8,5 (LIBÂNIO, 2010).

2.2.5 Ácidos graxos voláteis - AGV

Os ácidos orgânicos voláteis são ácidos produzidos no processo de digestão anaeróbia de compostos orgânicos presentes em resíduos e efluentes, com a fermentação da matéria orgânica realizada por microrganismos. Os ácidos formados são de cadeia curta, de baixo peso molecular, de elevado caráter hidrofílico, e que apresentam valores de pKa que variam de 3,75 a 4,87 e são denominados a partir da sua quantidade de carbonos da seguinte forma: ácidos fórmico (C1), acético (C2), propiônico (C3), butírico (C4), isobutírico (C4), valérico (C5) e isovalérico (C5) (MESQUITA et al, 2013).

A alta concentração desses ácidos no efluente está relacionada ao desequilíbrio entre a alta produção dos ácidos por parte das bactérias acidificadoras e a baixa taxa de consumo pelas metanobactérias. Quando há um grande acúmulo dos ácidos, o pH do efluente tende a se tornar cada vez mais ácido, e, caso não seja corrigido a tempo, o pH baixo causa o aumento da produção de ácidos voláteis (CETESB, 2021).

2.2.6 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) indica a presença de matéria orgânica degradável pela ação bacteriana a partir da quantidade de oxigênio, em mg/L, necessário às bactérias na estabilização da matéria orgânica carbonácea, consequentemente indicando a

concentração de carbono biodegradável. Assim, a DBO é medida a partir da diferença entre a concentração de oxigênio dissolvido inicialmente e após 5 dias da amostra condicionada (LIBÂNIO, 2010).

2.2.7 Demanda química de oxigênio (DQO)

O conceito geral da demanda química de oxigênio (DQO) é de que ela indica a presença de matéria orgânica a partir de titulação química ou espectrofotometria com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) e, que diferentemente da DBO, engloba toda a matéria orgânica, seja ela passível ou não de degradação pela ação bacteriana (LIBÂNIO, 2010). No entanto, a DQO vai mais além, ela mede todos os elementos com baixo número de oxidação. Logo, quaisquer substâncias orgânicas (carboidratos, lipídios, proteínas, ácidos orgânicos voláteis) e/ou inorgânicas (sulfeto, nitrito, cloreto e Fe (II)) passíveis de oxidação pelo dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) em meio ácido, causam DQO.

2.2.8 Nitrogênio

Apesar de uma parcela ser gerada naturalmente pela presença de compostos orgânicos na água, o excesso do nitrogênio em meio aquoso está principalmente relacionado à ação antrópica, decorrente do lançamento de despejos domésticos, industriais e de criadores de animais, e do nitrato presente em fertilizantes (LIBÂNIO, 2010).

O nitrogênio se apresenta de diferentes formas no meio aquoso: como nitrogênio orgânico, amoniacal (gás amônia- NH_3 e íon amônio- NH_4^+); como nitrito (NO_2^-); e como nitrato (NO_3^-). Estas formas são convertidas umas nas outras a partir de um fenômeno conhecido como ciclo do nitrogênio, realizado por meio de bactérias em processos denominados de amonificação, nitrificação e desnitrificação. A amonificação ocorre em meio aeróbio ou anaeróbio transformando nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, a nitrificação ocorre em meio aeróbio através da sucessiva oxidação do nitrogênio amoniacal, convertendo-o em nitrito e, posteriormente, em nitrato. Já a desnitrificação ocorre em meio anóxico através da redução do nitrato em nitrogênio gasoso (LIBÂNIO, 2010).

O nitrogênio é um dos nutrientes essenciais para crescimento de algas, cianobactérias e plantas aquáticas. Assim, o excesso de nitrogênio na água pode provocar a eutrofização, causando graves problemas, como a depleção do oxigênio, impactando todo o ecossistema aquático (LIBÂNIO, 2010).

2.2.9 Fósforo

A presença do fósforo na água está associada ao ecossistema aquático por ser um elemento essencial para o desenvolvimento de algas e plantas e apresenta-se, principalmente, na forma de fosfato. O excesso de fósforo em meio aquoso costuma estar relacionado à ação antrópica, sobretudo o lançamento de despejos domésticos e industriais, fertilizantes e lixiviação de criatórios de animais (LIBÂNIO, 2010).

Apesar de não ser um parâmetro de grande importância para a qualidade da água de consumo humano, o excesso de fósforo, assim como o nitrogênio, pode provocar a eutrofização, sendo, geralmente, o fator mais limitante da eutrofização, por ser menos abundante que o nitrogênio naturalmente (LIBÂNIO, 2010).

2.2.10 Sulfatos

São sais inorgânicos cuja presença em meio aquoso pode estar relacionada à causas naturais, como a dissolução de solos e rochas e oxidação do sulfeto, ou por causas antrópicas, como despejo de efluentes industriais ou esgotos domésticos (CETESB, 2021).

A concentração de sulfato é um parâmetro analisado no padrão de qualidade das águas, pois os sulfatos causam um efeito laxativo nos seres humanos, além de incrustar nas tubulações de caldeiras e trocadores de calor no uso industrial (CETESB, 2021).

2.2.11 Cloretos

O cloreto é o ânion Cl^- e sua alta concentração nas águas pode ocorrer naturalmente, principalmente em corpos d'água próximos ao litoral, ou por ações antrópicas através do despejo de esgotos domésticos e efluentes industriais. O cloreto não é tóxico para o ser humano, mas provoca um sabor salgado na água e, por isso, é um parâmetro analisado na qualidade da água. Além disso, concentrações muito elevadas podem prejudicar pessoas que já possuam doenças cardíacas ou renais (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

2.2.12 Ferro e Manganês

O ferro e o manganês são metais presentes naturalmente nos corpos d'água através da dissolução de compostos de rochas e solos. A presença de ambos não apresenta significado sanitário em águas naturais, no entanto, a alta concentração dessas substâncias adicionam sabor e cor à água, e ainda, concentrações muito elevadas de manganês podem causar distúrbios de natureza psicológica e neurológica. Dessa forma, suas concentrações são parâmetros analisados relacionados à potabilidade da água. Já nos sistemas de abastecimento, estes metais podem

incrustar nas paredes das tubulações, reduzindo a vazão e tornando às condições do meio mais favoráveis ao desenvolvimento de ferrobactérias, que não causam danos à saúde humana, mas podem mascarar a presença de eventuais patogênicos (LIBÂNIO, 2010).

2.2.13 Metais pesados

Metais pesados referem-se a um grupo de metais que podem ser encontrados dissolvidos em meio aquoso e que causam danos à saúde dos humanos. Estes metais geralmente são oriundos de despejos de efluentes industriais, de fertilizantes e da lixiviação de áreas de garimpo e mineração. Entre esses metais, destacam-se: cromo, mercúrio, magnésio, chumbo, cádmio, zinco, cobalto, níquel, molibdênio, prata (LIBÂNIO, 2010).

Além de tóxicos, os metais pesados não conferem sabor ou odor à água de consumo e possuem a característica de se acumularem ao longo da cadeia trófica, trazendo, assim, maior periculosidade aos humanos que consomem peixes ou frutos do mar advindos de águas contaminadas (LIBÂNIO, 2010).

A ocorrência de metais pesados no lixiviado está intrinsecamente ligada ao descarte de resíduos eletrônicos no aterro sanitário, sobretudo o descarte de todos os tipos de pilhas e baterias, como destaca Günther (2008), por serem compostas, especificamente, pelos principais metais pesados considerados como fonte de possível contaminação ambiental.

2.2.14 Composição

É possível observar a grande variabilidade das características físico-químicas do lixiviado ao observar os dados obtidos por Souto (2009), que condensa as características típicas do lixiviado produzido nos aterros sanitários brasileiros, conforme a Tabela 1 a seguir.

Tabela 1: Características típicas dos lixiviados produzidos em alguns aterros brasileiros nas fases anaeróbia acetogênica e metanogênica.

Variável	Fase Acetogênica		Fase Metanogênica		
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	
pH	4,4	8,4	5,9	9,2	
Alcalinidade	mg/L	170,00	32000,00	125,00	20200,00
Turbidez	NTU	100,00	540,00	0,02	620,00
Condutividade	µS/cm	230,00	45000,00	100,00	45000,00
DBO	mg/L	1	55000	100	45000
DQO	mg/L	90	100000	20	35000
NTK	mg/L	1,7	3000	0,6	5000
N-NH ₃	mg/L	0,07	2000	0,03	3000
N-NO ₂	mg/L	ND	ND	ND	70
N-NO ₃	mg/L	ND	45	ND	270
P-total	mg/L	ND	260	ND	80
Cloreto	mg/L	275	4700	20	6900
Sólidos Totais	mg/L	400	45000	200	29000
Sólidos Totais Voláteis	mg/L	78	26700	75	20000
Sólidos em Suspensão Totais	mg/L	10	7000	7	12400
Fe Total	mg/L	ND	1400	0,01	720
Cd Total	mg/L	ND	0,1	ND	0,6
Cu	mg/L	ND	0,8	ND	2,9
Cr	mg/L	ND	1,2	ND	1
Mn	mg/L	ND	11,5	ND	30
Ni	mg/L	ND	6,5	ND	1,4
Zn	mg/L	ND	7	ND	35
Pb Total	mg/L	ND	1,3	ND	6,7
Ct	NMP/100ml	200	5107	ND	2108

Fonte: SOUTO (2009) adaptado por NASCIMENTO (2013).

Santos (2022) caracterizou o efluente pré-tratado do aterro sanitário de Maceió de novembro de 2021 à junho de 2022, dividindo-os em período seco e período chuvoso, conforme a Tabela 2. As amostras foram coletadas no final do pré-tratamento, após uma lagoa anaeróbia, duas lagoas pré-aeradas e uma lagoa aerada facultativa.

Tabela 2: Caracterização do efluente do pré-tratamento da CTR de Maceió em 2021-2022.

Parâmetro		Período de Estiagem		Período Chuvoso	
		Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
Cor	uC	1214,00	335,90	1250,67	215,67
Turbidez	NTU	39,01	16,83	38,75	11,34
Sólidos totais	mg/L	11672,50	3829,00	11672,50	2677,68
pH		7,50	0,30	7,56	0,88
Alcalinidade	mg/L	850,6	765,36	1441,04	585,1
DBO	mg/L	161,6	205,5	409,75	308,16
DQO	mg/L	1961,6	840	2530,23	1360,29
Ácidos voláteis	mg/L	1442,5	915,76	800	228,04
N-amoniaco	mg/L	63	50,6	387,8	248,15
Nitrito	mg/L	1436,5	316,8	1436,81	301,53
Nitrato	mg/L	319,3	114,1	124	17,1

Fonte: adaptado de SANTOS (2022).

Já Fieira (2014) caracterizou o lixiviado bruto originado das células já encerradas e das células em operação, bem como o efluente do tratamento biológico, composto por lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa aerada, do aterro municipal de Francisco Beltrão, Paraná, conforme a Tabela 3. O tratamento apresentou eficiência de 70% para remoção de DQO, 71% para DBO e 57% para nitrogênio amoniacal.

Tabela 3: Caracterização do efluente do tratamento biológico do aterro sanitário de Francisco Beltrão.

Parâmetro		Efluente das células encerradas	Efluente das células em operação	Efluente Tratado
pH		9,11	8,77	8,81
DBO	mg/L	381,67	617,00	134,33
DQO	mg/L	685,33	1116,00	249,67
Nitrogênio Total	mg/L	267,00	298,30	5,67
N-amoniaco	mg/L	234	253,17	43,37
Fósforo	mg/L	72,67	56,66	64,66
Sólidos Sedimentáveis	mL/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5

Fonte: adaptado de FIEIRA (2022).

Silva (2007) também caracterizou o efluente bruto e o efluente do tratamento biológico do aterro sanitário de Tijuquinhas, localizado em Biguaçu, Santa Catarina, que é composto por lagoa anaeróbia, lagoa aerada facultativa e lagoa de maturação, conforme a Tabela 4. O tratamento apresentou eficiência de 77% para remoção de DQO, 70% para DBO, e 94% de remoção de nitrogênio amoniacal.

Tabela 4: Caracterização do efluente do tratamento biológico do Aterro Sanitário de Tijuquinhas, Biguaçu – SC

Parâmetro		Efluente Bruto		Efluente Tratado	
		Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
Turbidez	NTU	103,0	57,3	59,5	46,4
Sólidos totais	mg/L	8020	1841	3277	1376
pH		8,55	0,71	8,68	0,87
DBO	mg/L	454	254	138	71
DQO	mg/L	2502	1012	580	400
COT	mg/L	594	240	131	69
N-amoniacal	mg/L	1246	414	71	70
Nitrato	mg/L	9	2,4	4	2,3
Fósforo	mg/L	40,6	17,8	7	6,5

Fonte: adaptado de SILVA (2007).

2.3. Tratamento de Lixiviado

A NBR 8419 (ABNT, 1992) define aterro sanitário como uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar impacto social e minimizando os impactos ambientais, utilizando princípios da engenharia para dispor os resíduos de maneira compacta, comprimindo-os com uma camada de terra ao final da jornada de trabalho ou quando necessário. Um dos resíduos gerados nessa tecnologia, é o lixiviado rico em matéria orgânica e nitrogênio amoniacal e de elevado potencial poluidor.

O tratamento de lixiviado, no geral, é dividido em dois grandes tipos, os biológicos e os físico-químicos. No tratamento biológico, utilizam-se microrganismos, fungos, bactérias, protozoários, como agentes de transformação de matéria orgânica para que os constituintes orgânicos presentes no lixiviado sejam biodegradados. O método a ser utilizado para o tratamento também varia de acordo com o tipo dos microrganismos, a exemplo disso, têm-se as lagoas aeradas, que aceleram a ação dos seres aeróbios devido à injeção de oxigênio, enquanto a lagoa anaeróbia favorece a ação dos seres anaeróbios, que metabolizam a matéria orgânica sem a presença de oxigênio (FELICI, 2010).

O tratamento físico-químico utiliza-se da adição de produtos químicos para alterar as propriedades do efluente e/ou por contato com meios físicos com ou sem demanda energética associada, através da ação de forças de caráter físico ou químico e retenção mecânica (FLECK, 2003). À exemplo disso, têm-se processos como o stripping de amônia, que tendem a remover

parcialmente o nitrogênio amoniacal no pré-tratamento através da volatilização da amônia livre em contato com o ar (FELICI, 2010). Há também o processo de coagulação-floculação-sedimentação que, com a aplicação de produtos químicos, desestabilizam partículas coloidais não-sedimentáveis, permitindo-as que se aglomerem em flocos sedimentáveis que são removidos por gravidade (FLECK, 2003).

O método de tratamento de lixiviado mais eficiente está relacionado às características do efluente. No geral, o lixiviado proveniente de aterros novos podem ser tratados de forma mais simples. A alta taxa de compostos orgânicos biodegradáveis, aliada à uma baixa taxa de nitrogênio amoniacal e elevada concentração de ácidos graxos voláteis de baixo peso molecular, possibilitam o tratamento completo do lixiviado por processos biológicos. Os processos biológicos aeróbios e anaeróbios geralmente são mais simples e apresentam custo mais baixo (MORAVIA, 2007).

Ainda segundo Moravia (2007), para um lixiviado maduro, proveniente de um aterro mais antigo, nota-se uma baixa quantidade de compostos orgânicos biodegradáveis e uma alta concentração de nitrogênio amoniacal, que não é decomposto facilmente por processos biológicos. Assim, é necessária uma combinação de processos biológicos e físico-químicos para tratar corretamente o efluente.

Apesar de não ser tão eficiente quanto no tratamento do lixiviado novo, o tratamento biológico consegue remover parte do nitrogênio presente através do processo de nitrificação/desnitrificação. Durante o tratamento aeróbio, inicia-se a nitrificação pela ação de bactérias, causando oxidação do nitrogênio amoniacal, que passa para nitrito, e posteriormente, nitrato. O nitrato, então, passa por um processo de redução durante a desnitrificação na etapa do tratamento anaeróbio, liberando o gás nitrogênio na atmosfera (FREITAS, 2009).

Atualmente, existem métodos físico-químicos modernos e de alta eficiência, desenvolvidos para tratar efluentes complexos, como o lixiviado. Os métodos que utilizam processos de separação por membranas muito mais finas que as utilizadas nos filtros comuns apresentam algumas vantagens pelo fato de não necessitarem da adição de reagentes químicos, além de não ocorrer mudança de fase durante a separação e serem capazes de processar substâncias sensíveis à variação de temperatura (MORAVIA, 2010).

Dentre esses métodos, destaca-se a osmose reversa (OR) que consiste em um processo de separação por membranas que utiliza o princípio natural de osmose que existe nas células de forma invertida. Na osmose, a água presente em um meio de baixa concentração de soluto passa por uma membrana semipermeável para um meio de alta concentração de soluto, até que ambos os meios se tornem isotônicos. Já na osmose reversa, adiciona-se uma pressão externa de forma

que a pressão seja superior à pressão osmótica, fazendo com que a água seja forçada a seguir o caminho inverso através de uma membrana fina o suficiente que permita apenas a passagem da água (CUNHA; SILVA; AMADEU, 2014; CHAMON, 2011).

Assim, a OR consegue separar a água de grande parte das impurezas, com uma eficiência próxima de 100%, ao dividir o efluente em duas partes: o permeado, que é a água tratada, e o concentrado, que é composto pelo material retido. E ainda, além de ocupar pouco espaço físico para o maquinário, a osmose reversa utiliza membranas de abertura menor que $0,001\mu\text{m}$, que possibilitam a retenção de até mesmo cloretos e sais monovalentes. Por fim, o concentrado não é descartado, mas, sim, reintroduzido no sistema de tratamento de lixiviado (SOARES; PINHEIRO; SOARES, 2017). A proporção de água de entrada que se torna concentrado é conhecida como a taxa de retenção da OR e a que se torna permeado de taxa de recuperação (geralmente expressa em porcentagem).

É importante salientar que, apesar de sua alta eficiência, a OR não deve ser utilizada como única forma de tratamento para o chorume. Faz-se necessário a realização de um pré-tratamento para que a composição do efluente esteja dentro dos padrões mínimos de funcionamento do sistema de membranas (CUNHA; SILVA; AMADEU, 2014).

O pré-tratamento da água que alimenta a OR tem como principal objetivo a remoção de substâncias que possam colmatar ou oxidar a membrana, melhorando a eficiência e aumentando o seu tempo de vida útil. Entre as tecnologias de pré-tratamento está a coagulação-floculação-decantação (CFD) seguida de filtração (F).

A aplicação da coagulação-floculação-decantação se faz necessária, pois as partículas coloidais, substâncias e organismos em geral apresentam carga superficial negativa, que as impede de se aproximarem umas das outras e permanecem no líquido se suas características não forem alteradas. Assim, utiliza-se sais de alumínio e de ferro, formando uma reação do coagulante com a água que culminam na formação de espécies hidrolisadas com carga positiva. Promove-se, então, o contato entre as impurezas e as espécies hidrolisadas, para que formem flocos que possam ser removidos mais facilmente, através da decantação (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A CFD tem uma alta capacidade de remoção de cor e turbidez do lixiviado, como mostrado por Gewehr (2012), que testou a coagulação com cloreto férrico, sulfato férrico, policloreto de alumínio e tanino no lixiviado da Central de Resíduos do Recreio no Rio Grande do Sul. Seus resultados mostram que a eficiência da remoção de cor e turbidez não filtrada foi acima de 85% para todos os coagulantes em suas dosagens ótimas. Além disso, com exceção

do tanino, a CFD também apresentou boas taxas de remoção de DQO, com 60% de eficiência para o PAC, e aproximadamente 80% para o cloreto férrico e sulfato férrico.

2.4. Legislação Ambiental

A principal legislação a ser seguida pelo lançamento de efluentes do aterro sanitário é a resolução nº 430 do CONAMA de 2011, que dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores. Esta resolução é válida para todo o Brasil, mas não substitui a obrigação de atender condições de lançamento mais restritivas estabelecidas por legislação estadual ou municipal. Além disso, em seu texto, a resolução estabelece que os parâmetros não incluídos nas metas obrigatórias, e não havendo metas intermediárias progressivas, devem seguir o que está estabelecido para a classe em que o corpo receptor está enquadrado, que está descrito na resolução nº 357.

Já a resolução nº 357 do CONAMA de 2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Ao classificar um corpo receptor, esta resolução traz uma série de parâmetros que devem ser atendidos para garantir a qualidade das águas e não prejudicar o seu uso.

De acordo com a resolução nº 357 do CONAMA, o Riacho Doce é considerado um rio de classe 2, que, segundo a mesma resolução, caracteriza um rio que pode ser utilizado como abastecimento para consumo humano, recreação, irrigação e atividade de pesca. Dessa forma, há um certo nível de exigência quanto a qualidade das águas para garantir a segurança da população.

3. METODOLOGIA

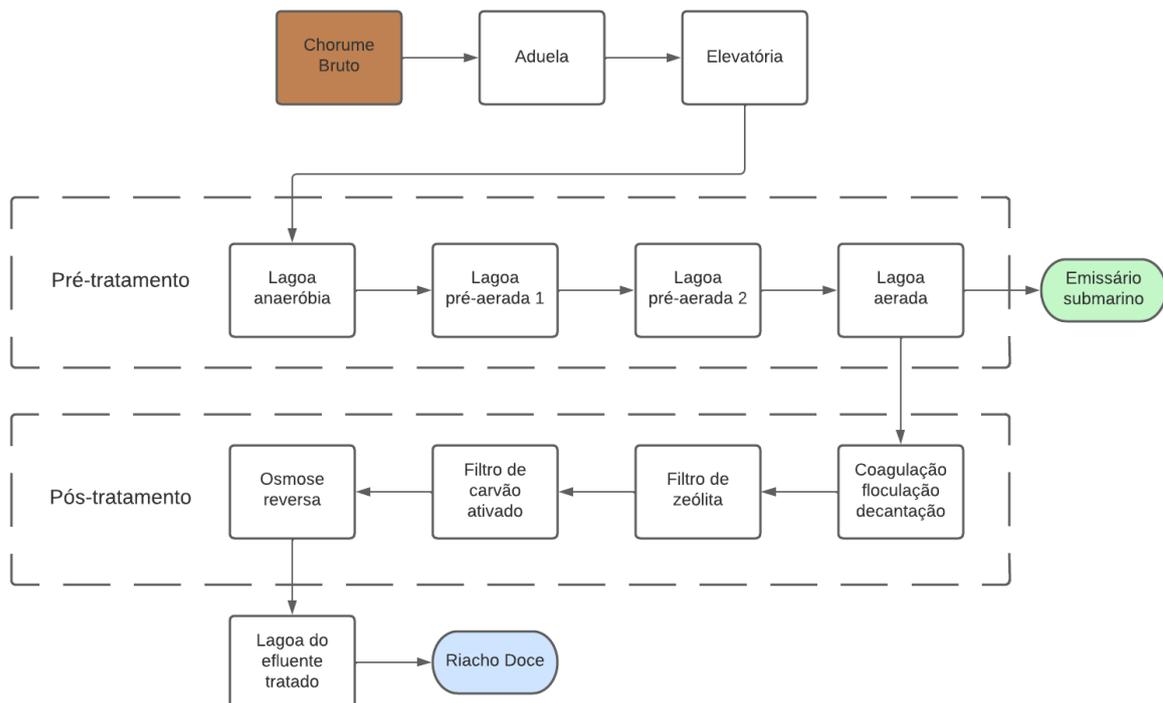
3.1. Área de trabalho

A área de trabalho foi a Estação de tratamento de lixiviados (ETL) do aterro sanitário da cidade de Maceió-AL, que compõe a Central de Tratamento de Resíduos (CTR), localizado no bairro de Benedito Bentes, e está em operação desde o ano de 2010, recebendo e tratando os resíduos do município.

Tendo em vista que diversas técnicas são empregadas no tratamento de lixiviado, o aterro sanitário de Maceió utiliza, de forma integrada, processos biológicos (pré-tratamento) e processos físico-químicos (pós-tratamento) em seu sistema de tratamento.

O tratamento biológico é composto por uma lagoa anaeróbia, duas lagoas pré-aeradas e uma lagoa aerada facultativa. Por outro lado, o tratamento físico-químico é constituído pelos processos de coagulação-floculação-decantação seguida de filtração em zeólitas e carvão ativado (CFD-F) que alimentam um sistema de osmose reversa, como pode ser observado na Figura 1, onde a CFD-F é o pré-tratamento empregado para adequar o efluente que alimenta a OR. Após passar por todo o sistema de tratamento, o efluente tratado (permeado), atendendo aos padrões de lançamento da Resolução CONAMA 430/2011, é descartado no Riacho Doce. O concentrado é retornado para as lagoas do tratamento biológico, onde parte precipita junto com o lodo das lagoas e parte fica recirculando no sistema de tratamento.

Figura 1– Fluxograma do sistema de tratamento de efluentes da CTR de Maceió.



Fonte: Autor, 2023.

A quantidade de lixiviado gerada no aterro depende da sazonalidade. Segundo dados fornecidos pela equipe técnica da CTR de Maceió, estima-se uma vazão que varia de 58 a 330 m³/dia, com média de 225 m³/dia, de geração de lixiviado no período de estiagem, já nos períodos chuvosos, a variação sobe para 330 a 874 m³/dia, com média de 494 m³/dia. Contudo, a outorga de lançamento de efluentes da CTR estabelece que só podem ser lançados 350 m³/dia de efluente no Riacho Doce. Assim, o efluente tratado fica disposto na lagoa de lixiviado tratado, que possui capacidade de 4400 m³, e é bombeado à uma vazão de 30 m³/h ao longo do dia até que se atinja o limite diário de descarte da outorga.

Dessa forma, quando necessário, principalmente nos períodos chuvosos, parte do efluente da lagoa aerada facultativa (lixiviado pré-tratado) do aterro sanitário da cidade de Maceió é destinado à ETE do emissário submarino de Maceió, operado pela BRK Ambiental. Isso ocorre quando há um grande volume de geração de lixiviado, principalmente em períodos chuvosos, sobrecarregando o sistema de tratamento físico-químico.

A coagulação-floculação-decantação é um dos métodos aplicados na CTR de Maceió. O processo de coagulação-floculação ocorre em um reator com 8 m³ de volume, onde é adicionado o coagulante policloreto de alumínio (PAC), com concentração de óxido de alumínio (Al₂O₃) de 23% e diluição de 10 a 20%, podendo, também, ser adicionado polímero aniônico para melhorar a eficiência do processo, a depender da necessidade. A decantação, por fim, ocorre em um tanque de 36 m³. O lodo resultante desse processo passa por um adensamento e é encaminhado para o aterro sanitário.

O efluente da coagulação-floculação-decantação passa pela estação elevatória 1 com vazão de 30 m³/h e é encaminhado para o processo de filtração. A filtração é realizada por 2 tipos de filtros ligados em série, o primeiro é composto por zeólita e o segundo, por carvão ativado, ambos em tanques com 2 m³ de capacidade.

Por fim, o efluente da filtração é encaminhado para a osmose reversa através da estação elevatória 2 com vazão de 30 m³/h. A osmose reversa ocorre paralelamente em 2 containers, cada um com vazão de 7 m³/h. Este processo trata cerca de 50 a 70% do efluente. Assim, forma-se cerca de 30 a 50% de rejeito, que é reintroduzido no sistema de pré-tratamento do lixiviado, na lagoa pré-aerada 1.

Na

Figura 2 é possível observar como foi concebido o sistema de tratamento físico-químico na CTR de Maceió. Este sistema recebe o efluente da lagoa aerada, executa a coagulação-

floculação-decantação e, por fim, a filtração por carvão ativado e zeólita, preparando e destinando o efluente para a osmose reversa.

Figura 2 – Esquema do processo físico-químico da CTR de Maceió



Fonte: Estre Ambiental; V2 Ambiental (s.d.)

Sendo:

1. Tanques de preparação de policloreto de alumínio;
2. Tanques de preparação de polímero catiônico;
3. Reservatório de policloreto de alumínio;
4. Reator de floculação/coagulação;
5. Decantador primário;
6. Decantador secundário;
7. Tanque de adensamento de lodo;
8. Tanques de preparação de óxido de cálcio;
9. Filtro prensa;
10. Filtros de carvão ativado e zeólita;
11. Reservatórios de água e reuso;
12. Sistema de polimento de nanofiltração;
13. Elevatórias.

Vale ressaltar que, à época em que o sistema foi implementado, utilizava-se a nanofiltração como tratamento final. Posteriormente, o sistema foi complementado com a osmose reversa e os dois métodos trabalhavam em paralelo, porém, atualmente, substituíram a nanofiltração e estão operando apenas com membranas de osmose reversa.

3.2. Revisão Bibliográfica

A primeira etapa do presente trabalho foi constituída por uma revisão bibliográfica sobre chorume, lixiviado, sua composição e o que a influencia, bem como, tecnologias de tratamento de lixiviado, dando ênfase aos processos de coagulação/floculação/decantação, filtração e osmose reversa.

3.3 Coleta

A coleta das amostras foi realizada após cada etapa do pós-tratamento, totalizando quatro pontos de coleta, ilustrados pela Figura 2:

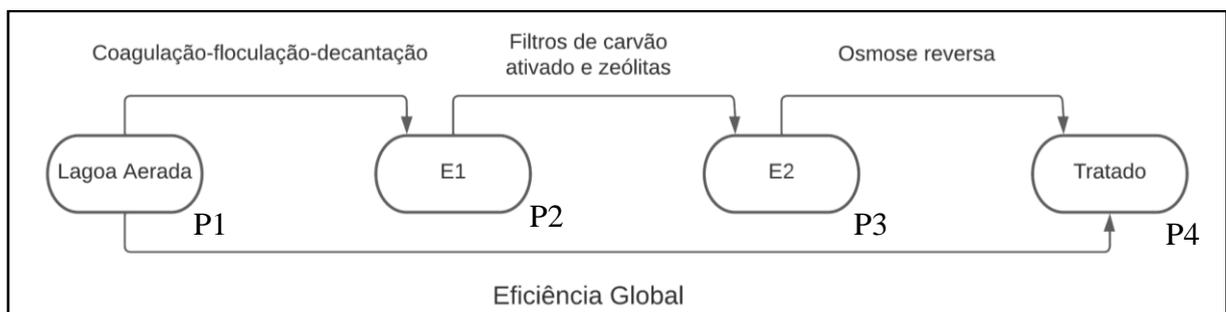
(P1) lixiviado pré-tratado, coletado na saída da lagoa aerada;

(P2) efluente da coagulação/floculação/decantação, coletado na elevatória 1 (E1);

(P3) efluente do filtro de carvão ativado e zeólita, coletado na elevatória 2 (E2);

(P4) efluente da osmose reversa (efluente final tratado), coletado na lagoa de armazenamento de efluente tratado.

Figura 3 – Diagrama de eficiência do tratamento de chorume



Fonte: Autor, 2023.

Os efluentes dos 4 pontos foram coletados na CTR de Maceió e armazenados separadamente em garrafas de 2 litros nos seguintes dias: 27/10/2022, 24/11/2022, 16/01/2023, 17/02/2023, com a finalidade de verificar sua variação ao longo do tempo. Além disso, as amostras foram refrigeradas a 4 °C, pois foram necessários 7 dias para a realização de todas as análises.

3.4. Análises Laboratoriais

Compreende o monitoramento e a avaliação do pós-tratamento de lixiviados do aterro sanitário de Maceió-AL. Para isto, foram utilizados dados primários levantados por meio de coleta das amostras diretamente no aterro sanitário de Maceió. Para cada ponto de coleta foram feitas análises físico-químicas de pH, cor, turbidez, alcalinidade, ácidos, DQO, N-amoniaco, N-nitrito, N-nitrato e fósforo.

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), do Centro de Tecnologia (CTEC) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL), segundo os procedimentos do *American Public Health Association* (2017).

3.4.1 Cor aparente

A cor aparente foi medida através do colorímetro portátil AquaColor Cor da PoliControl, com cubetas adequadas. O equipamento foi calibrado antes da realização das medições com os padrões Branco, 10, 100 e 500, e as cubetas foram limpas com álcool e papel absorvente antes de todas as leituras. A cor foi obtida na unidade de cor (uC), que representa 1 mg Pt Co/L.

3.4.2 Turbidez

A turbidez foi medida através do turbidímetro portátil AP2000 iR da PoliControl, com cubetas adequadas. O equipamento foi calibrado antes da realização das medições com os padrões 0,02, 10 e 100, as cubetas foram limpas com álcool e papel absorvente e agitadas manualmente para dispersão das partículas em suspensão antes de todas as leituras. A turbidez foi obtida na Unidade Nefelométrica de Turbidez (NTU).

3.4.3 pH

O pH das amostras foi aferido pelo método potenciométrico, utilizando um phmetro digital de bancada modelo LUCA-210 da Tecnopon, com um eletrodo blindado HC 200 da Hydrocore. A medição do pH foi realizada assim que as amostras chegaram no laboratório, para evitar grande disparidade no valor do pH da amostra em relação ao pH do efluente na lagoa com o decorrer do tempo.

3.4.4 Alcalinidade

A alcalinidade foi aferida pelo método potenciométrico, utilizando um phmetro digital de bancada modelo LUCA-210 da Tecnopon, com um eletrodo blindado HC 200 da Hydrocore. O ácido utilizado para o ensaio foi o ácido sulfúrico (H₂SO₄), com normalidade de 0,15 N para as amostras de outubro e novembro de 2022 e 0,9787 N para as de janeiro e fevereiro de 2023. Para adicionar o ácido na amostra, utilizou-se uma bureta automática, além de um agitador magnético modelo Q-261a21 da Brastec com uma barra metálica para homogeneizar a amostra. A quantidade de ácido utilizada foi anotada quando a amostra atingiu o pH 5,75 para a alcalinidade parcial, e pH 4,35 para a alcalinidade total.

3.4.5 DQO

Para preparar as amostras, primeiro colocou-se nos tubos de ensaio 1,5 ml da solução de dicromato de potássio e sulfato de mercúrio e 3,5 ml de ácido sulfúrico e sulfato de prata, ambas utilizando dispenser automático. Adicionou-se 2 ml das amostras em seus respectivos tubos de ensaio, para então serem transferidos para o bloco digestor AT525 da Alfakit, onde ficaram por 2h a uma temperatura de 150 °C. Em seguida, as amostras esfriaram no escuro e, após isso, fez-se as leituras das amostras no espectrofotômetro modelo IL-226 da Kasuaki, utilizando comprimento de onda de 620 nm.

3.4.6 Ácidos voláteis

A concentração de ácidos voláteis foi determinada pelo método titulométrico. Filtrou-se as amostras utilizando membranas de 0,45 µm. Foi utilizado o ácido H₂SO₄, com normalidade de 0,15 N para as amostras de outubro e novembro de 2022 e 0,9787 N para as de janeiro e fevereiro de 2023, para descer o pH das amostras até 3, utilizando uma bureta automática juntamente com um phmetro digital de bancada modelo LUCA-210 da TecnoPON, com um eletrodo blindado HC 200 da Hydrocore, além de um agitador magnético modelo Q-261a21 da Brastec com uma barra metálica para homogeneizar a amostra. Posteriormente, utilizou-se um agitador magnético com aquecimento da Cientec, modelo 103, para ferver as amostras, cronometrando 3 minutos após o início da fervura. Após as amostras esfriarem, corrigiu-se o pH da amostra até 4 e, a partir daí, utilizou-se, com o auxílio de uma bureta, a base hidróxido de sódio (NaOH), com normalidade de 0,0202 N para as amostras de outubro e novembro de 2022 e 0,0213 N para as de janeiro e fevereiro de 2023, juntamente com o agitador magnético e o phmetro, para subir o pH da amostra até 7.

3.4.7 Nitrogênio Amoniacal

Para medir o nitrogênio amoniacal, tomou-se 50 ml da amostra e utilizou-se a base NaOH para subir o pH até 9, com auxílio de um phmetro digital de bancada modelo LUCA-210 da TecnoPON, com um eletrodo blindado HC 200 da Hydrocore, e um agitador magnético modelo Q-261a21 da Brastec com uma barra metálica para homogeneizar a amostra. Para destilar as amostras, utilizou-se o destilador de nitrogênio da SPLabor, modelo SP-74. Antes da destilação, foi feito um processo de limpeza do destilador, tomou-se 50 ml de ácido bórico e recolheu-se aproximadamente 50 ml do destilado para cada amostra. Por fim, titulou-se as amostras com o ácido H₂SO₄, com normalidade de 0,15 N para as amostras de outubro e

novembro de 2022 e 0,9787 N para as de janeiro e fevereiro de 2023, até que atingissem uma coloração rosa.

3.4.8 Nitrito

Para medir o nitrito, filtrou-se as amostras, adicionou-se 5 ml da amostra filtrada em seus respectivos tubos de ensaio e adicionou-se 0,2 ml de reagente misto. Após 10 minutos, fez-se as leituras das amostras no espectrofotômetro de modelo Cirrus 80ST da Femto na curva 543 nm.

3.4.9 Nitrato

Para medir o nitrato, filtrou-se as amostras, adicionou-se 10 ml da amostra filtrada em seus respectivos tubos do tipo falcon e 0,5 ml de hidróxido de alumínio $[Al(OH)_3]$. Em seguida, as amostras foram centrifugadas, e, após 2 horas de repouso, filtrou-se novamente as amostras para remoção do sobrenadante e, por fim, fez-se as leituras das amostras no espectrofotômetro de modelo Cirrus 80ST da Femto nas curvas 220 nm e 275 nm..

3.4.10 Fósforo

Para pesar o persulfato de amônio, utilizou-se a balança semi analítica modelo L5202 da Bel Engineering. Já para a autoclavagem das amostras, utilizou-se a autoclave vertical Q-190-22 da marca Quimis, mantendo as amostras durante 30 minutos em uma temperatura entre 121 e 127 °C. Após as amostras esfriarem e aplicado o reagente, fez-se a leitura das amostras no espectrofotômetro modelo SP-V3210 da Phox, com a curva 880 nm.

3.5. Análise dos dados

Os resultados obtidos a partir das análises físico-químicas foram expostos através de gráficos de cada parâmetro físico-químico, com sua variação durante os meses analisados para cada ponto de coleta separadamente.

Com os resultados obtidos, foram calculadas, também as eficiências de cada etapa do processo e a eficiência global, assim expostas:

- “Lagoa Aerada - E1”, que representa o resultado da coagulação-floculação-decantação;
- “E1 - E2”, que representa o resultado dos filtros de carvão ativado e zeólita;
- “E2 – Tratado”, que representa o resultado da osmose reversa.

Por fim, foi calculada a eficiência global, ilustrando a eficiência do tratamento como um todo, comparando os parâmetros obtidos da lagoa aerada e do efluente tratado.

Além disso, os dados dos efluentes de cada etapa do pós-tratamento foram comparados com os valores de referência estabelecidos pela Resolução nº 430 do CONAMA de 2011, quando aplicáveis.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Caracterização do lixiviado pré-tratado

Os resultados obtidos das análises das características físico-químicas do lixiviado pré-tratado, estão organizados na Tabela 5.

Tabela 5 – Caracterização do lixiviado pré-tratado.

Parâmetro		Out/22	Nov/22	Jan/23	Fev/23	Média	Desvio Padrão	Limites CONAMA	
Cor	uC	1185	730	977	976	967	161	< 75 uC	357/2005
Turbidez	NTU	72,70	34,90	36,30	27,60	42,88	17,53	< 100 NTU	357/2005
pH		7,36	7,90	8,27	8,16	7,92	0,35	Entre 5 e 9	430/2011
Alcalinidade	mg/L	649,50	1485,00	3640,76	2485,90	2065,29	1118,06		
DQO	mg/L	1865,56	1837,93	2200,07	2649,52	2138,27	327,78		
Ácidos	mg/L	226,24	282,80	617,70	143,78	317,63	180,16		
N-amoniacoal	mg/L	96,18	208,32	589,18	411,05	326,18	189,18	< 20 mg/L N	430/2011
Nitrito	mg/L	293,69	203,15	323,11	365,74	296,42	59,63	< 1 mg/L N	357/2005
Nitrato	mg/L	111,85	60,59	26,25	163,86	90,64	52,11	< 10 mg/L N	357/2005
Fósforo	mg/L	3,9117	3,7880	3,1850	1,8864	3,19	0,80	< 0,1 mg/L P	357/2005

Fonte: Autor, 2023.

Segundo Moravia (2007), lixiviados maduros apresentam alta concentração de nitrogênio amoniacoal e ácidos orgânicos voláteis e baixa concentração de compostos orgânicos biodegradáveis. De acordo com Araújo (2019) e Santos (2022) a relação DBO/DQO do lixiviado bruto do aterro sanitário de Maceió é da ordem de 0,4, com oscilação entre 0,1 e 0,9 e pode ser classificado como maduro, uma vez que a maior parte dos compostos biodegradáveis já se encontra degradada.

Pelos dados da Tabela 5, é possível observar que, o lixiviado pré-tratado na CTR de Maceió, mesmo depois de passar pelo tratamento biológico, ainda apresenta concentração média de N-amoniacoal de 326 mg.N/L, e DQO média de 2138 mg/L com a presença de ácidos voláteis em torno de 317,6 mg/L. Pela relação média DBO/DQO de 0,4 apresentada por Santos (2022), pode-se estimar uma DBO de cerca de 800 mg/L, valores esses que ainda não atendem aos padrões de lançamento em corpos de água doce, da CONAMA 430/2011, sendo necessárias as etapas do pós-tratamento para adequar o efluente à regulamentação do CONAMA.

4.2. Caracterização dos efluentes de cada etapa de tratamento

Nas Tabelas 6, 7 e 8 tem-se os resultados obtidos das análises das características físico-químicas dos efluentes de cada etapa do pós-tratamento, bem como os limites impostos pelo CONAMA.

Tabela 6 – Caracterização do efluente da coagulação-floculação-decantação.

Parâmetro		Out/22	Nov/22	Jan/23	Fev/23	Média	Desvio Padrão	Limites CONAMA	
Cor	uC	388	454	371	886	525	211	< 75 uC	357/2005
Turbidez	NTU	14,50	7,55	7,38	10,40	9,96	2,88	< 100 NTU	357/2005
pH		7,79	7,63	7,55	7,95	7,73	0,15	Entre 5 e 9	430/2011
Alcalinidade	mg/L	316,50	1294,50	303,40	2231,44	1036,46	798,48		
DQO	mg/L	871,49	1005,29	1087,85	2042,52	1251,79	463,01		
Ácidos	mg/L	105,04	404,00	83,07	138,45	182,64	129,31		
N-amoniacoal	mg/L	19,32	199,92	32,88	391,87	161,00	151,08	< 20 mg/L N	430/2011
Nitrito	mg/L	135,99	154,68	275,68	296,99	215,83	71,21	< 1 mg/L N	357/2005
Nitrato	mg/L	62,01	74,40	67,25	125,61	82,32	25,38	< 10 mg/L N	357/2005
Fósforo	mg/L	0,5141	0,4446	0,1006	0,4678	0,38	0,16	< 0,1 mg/L P	357/2005

Fonte: Autor, 2023.

Tabela 7 – Caracterização dos filtros de carvão ativado e zeólita.

Parâmetro		Out/22	Nov/22	Jan/23	Fev/23	Média	Desvio Padrão	Limites CONAMA	
Cor	uC	378	472	380	877	527	206	< 75 uC	357/2005
Turbidez	NTU	15,20	8,70	8,69	9,63	10,56	2,71	< 100 NTU	357/2005
pH		7,83	7,55	7,49	7,95	7,71	0,19	Entre 5 e 9	430/2011
Alcalinidade	mg/L	301,50	1296,00	274,04	2104,21	993,94	761,85		
DQO	mg/L	860,10	925,58	1065,08	1907,64	1189,60	421,12		
Ácidos	mg/L	66,66	222,20	89,46	207,68	146,50	69,10		
N-amoniacoal	mg/L	11,76	206,22	24,66	367,21	152,46	145,89	< 20 mg/L N	430/2011
Nitrito	mg/L	136,60	148,49	299,05	257,11	210,31	69,50	< 1 mg/L N	357/2005
Nitrato	mg/L	63,56	80,96	62,48	120,83	81,96	23,61	< 10 mg/L N	357/2005
Fósforo	mg/L	0,4871	0,3827	0,0581	0,4175	0,34	0,17	< 0,1 mg/L P	357/2005

Fonte: Autor, 2023.

Tabela 8 – Caracterização do efluente tratado.

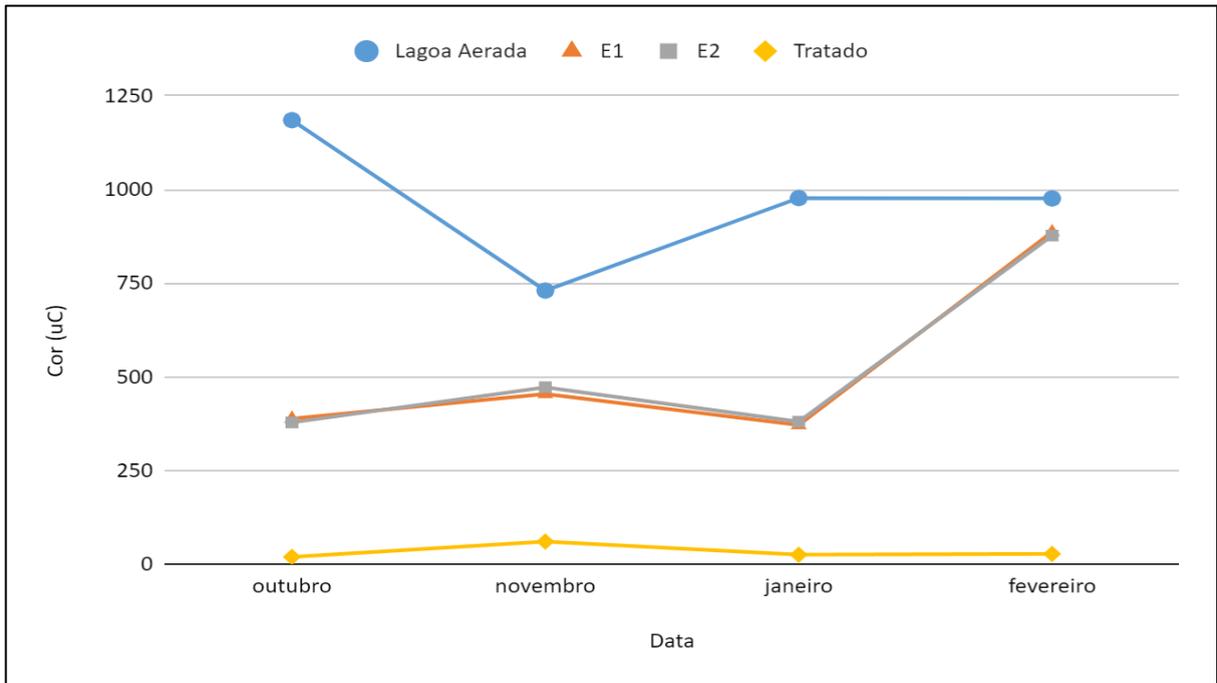
Parâmetro		Out/22	Nov/22	Jan/23	Fev/23	Média	Desvio Padrão	Limites CONAMA		
Cor	uC	19	60	25	27	33	16	< 75 uC	357/2005	
Turbidez	NTU	0,78	0,14	0,33	0,39	0,41	0,23	< 100 NTU	357/2005	
pH		6,94	7,37	7,06	8,38	7,44	0,57	Entre 5 e 9	430/2011	
Alcalinidade	mg/L	61,50	286,50	88,08	78,30	128,59	91,66			
DQO	mg/L	95,54	158,17	200,87	81,78	134,09	48,12			
Ácidos	mg/L	50,50	133,32	20,24	18,11	55,54	46,70			
N-amoniacoal	mg/L	1,68	52,08	8,22	10,96	18,24	19,83	< 20 mg/L N	430/2011	
Nitrito	mg/L	10,47	14,85	101,58	25,71	38,15	37,04	< 1 mg/L N	357/2005	
Nitrato	mg/L	7,89	27,28	17,31	10,61	15,77	7,48	< 10 mg/L N	357/2005	
Fósforo	mg/L	Valores de fósforo abaixo do nível de detecção do método							< 0,1 mg/L P	357/2005

Fonte: Autor, 2023.

4.2.1 Cor aparente e turbidez

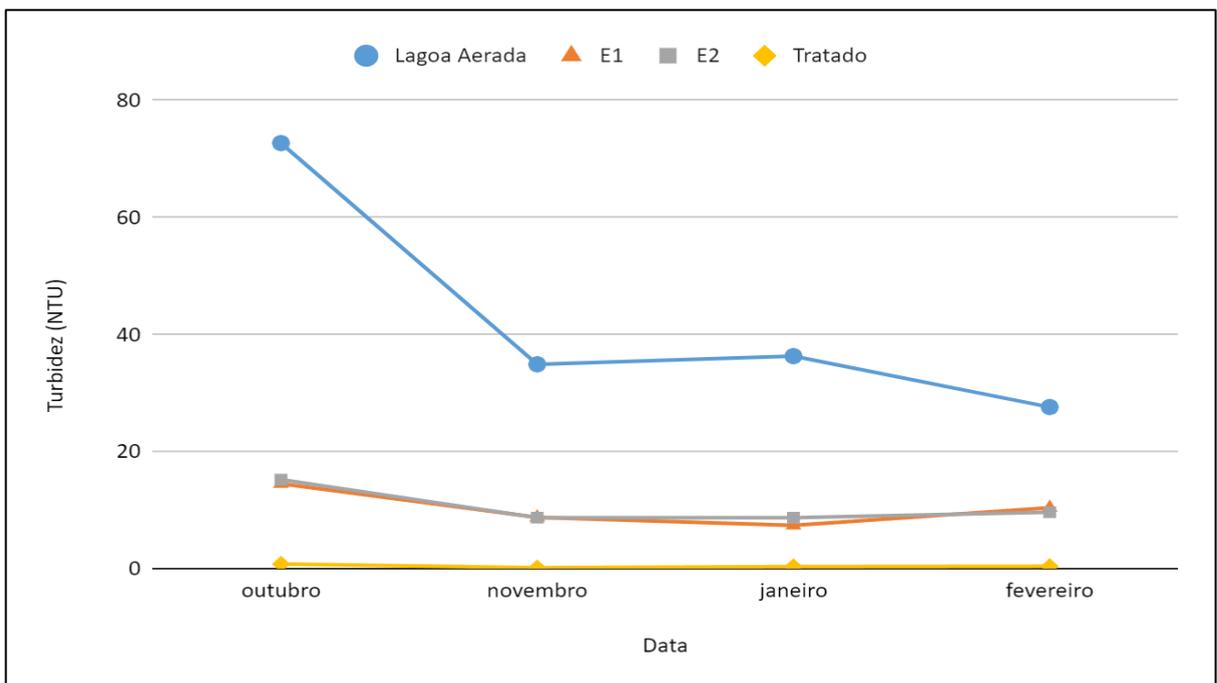
Os gráficos das Figuras 4 e 5 apresentam a variação da cor aparente e da turbidez ao longo do processo de pós-tratamento e dos meses avaliados.

Figura 4 – Cor aparente dos efluentes.



Fonte: Autor, 2023.

Figura 5 – Turbidez dos efluentes.



Fonte: Autor, 2023.

Pela Figura 4, observou-se um alto valor da cor aparente de 1185 uC no efluente pré-tratado no mês de outubro, contudo esta amostra, especificamente, foi retirada da saída da lagoa pré-aerada 2 antes de chegar na lagoa aerada, pois a lagoa aerada estava em processo de limpeza no dia da coleta. Isto também foi observado na turbidez, Figura 5, cujo valor de turbidez de 72,7 NTU. Isto pode ter impactado nos valores da cor e da turbidez, pois embora a lagoa seja denominada de aerada, na verdade ele funciona como uma aerada facultativa, permitindo a sedimentação de partículas em suspensão, ao contrário das pré-aeradas.

No efluente da coag-floc-dec (E1) e filtração (E2), observou-se um valor mais elevado de cor aparente no mês de fevereiro, porém com relação a turbidez, em ambos os pontos isso não foi verificado. Como a cor aparente e a turbidez estão intimamente relacionados, esse pico na cor aparente certamente está relacionada a presença de substâncias dissolvidas que causam cor verdadeira. Embora não tenha sido feita a verificação, se houve alteração da dosagem de coagulante e do pH de coagulação, esse pico de cor pode estar associado a etapa de coagulação que promoveu remoção de turbidez, mas não de cor verdadeira. Uma observação importante é que os efluentes da coag-floc-dec (E1) e filtração (E2), apresentam praticamente os mesmos valores, ou seja, a etapa de filtração pouco influencia na remoção de cor e turbidez.

Já no efluente tratado, saída da osmose reversa (OR) observou-se que apresentou ótimos resultados para os valores de cor aparente e turbidez, pois ambas atenderam as características exigidas pela resolução 357/2005 do CONAMA para o Riacho Doce Classe II, que exige cor de até 75 uC e turbidez de até 100 NTU, porém é necessário um estudo de diluição no corpo receptor para garantir que a água se manterá dentro dos padrões após a mistura. Além disso, se comparado à NBR 16.783/2019, nota-se que a turbidez obtida está muito abaixo da turbidez exigida para reuso de esgoto tratado classe 1, que exige turbidez menor que 5 NTU para atividades que necessitam de contato direto com o usuário.

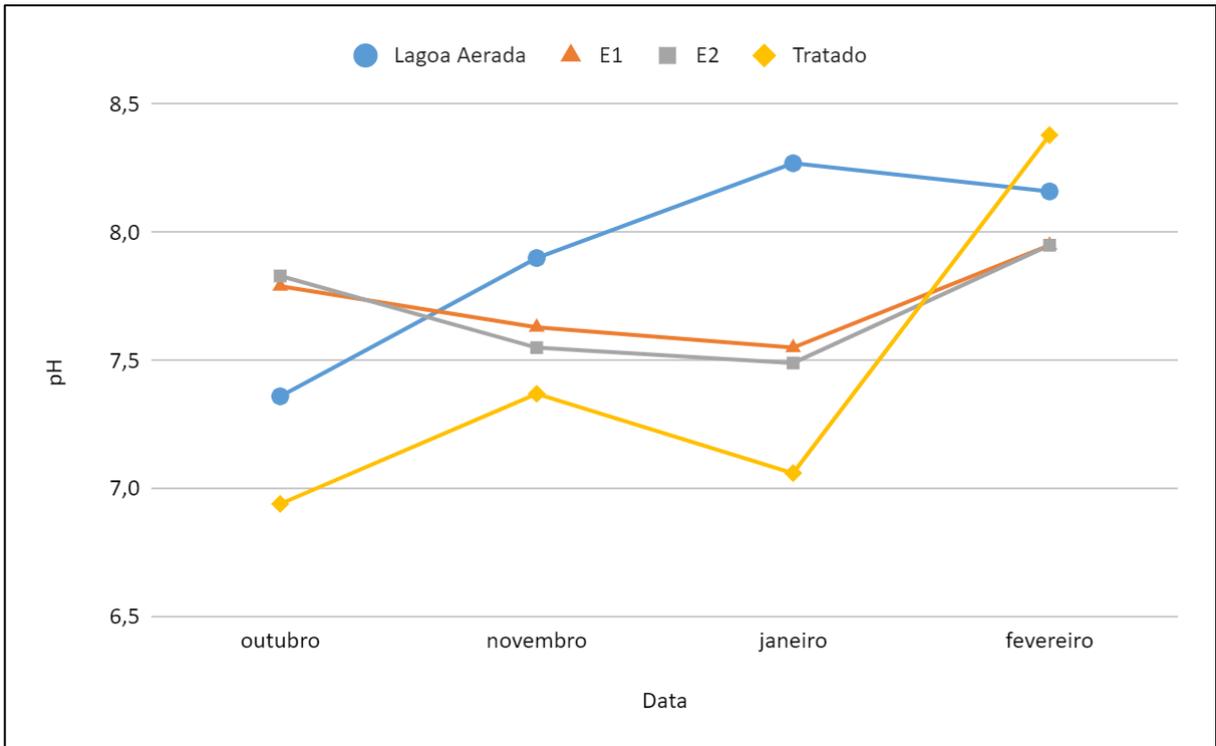
4.2.2 pH e alcalinidade

A variação do pH e da alcalinidade observadas ao longo das etapas do processo no período de tempo avaliado, estão apresentados nos gráficos das Figuras 6 e 7.

Observou-se um aumento do pH do lixiviado pré-tratado (saída da lagoa aerada) com o início do verão, com variação de 7,36 em outubro, até o máximo de 8,27 em janeiro, acompanhado pelo aumento da alcalinidade, variando de 649,50 mg/L em outubro e o maior de 3640,76 mg/L em janeiro. Essa variação está relacionada aos processos de nitrificação e desnitrificação que ocorrem no pré-tratamento biológico. Vale salientar que essa variação de

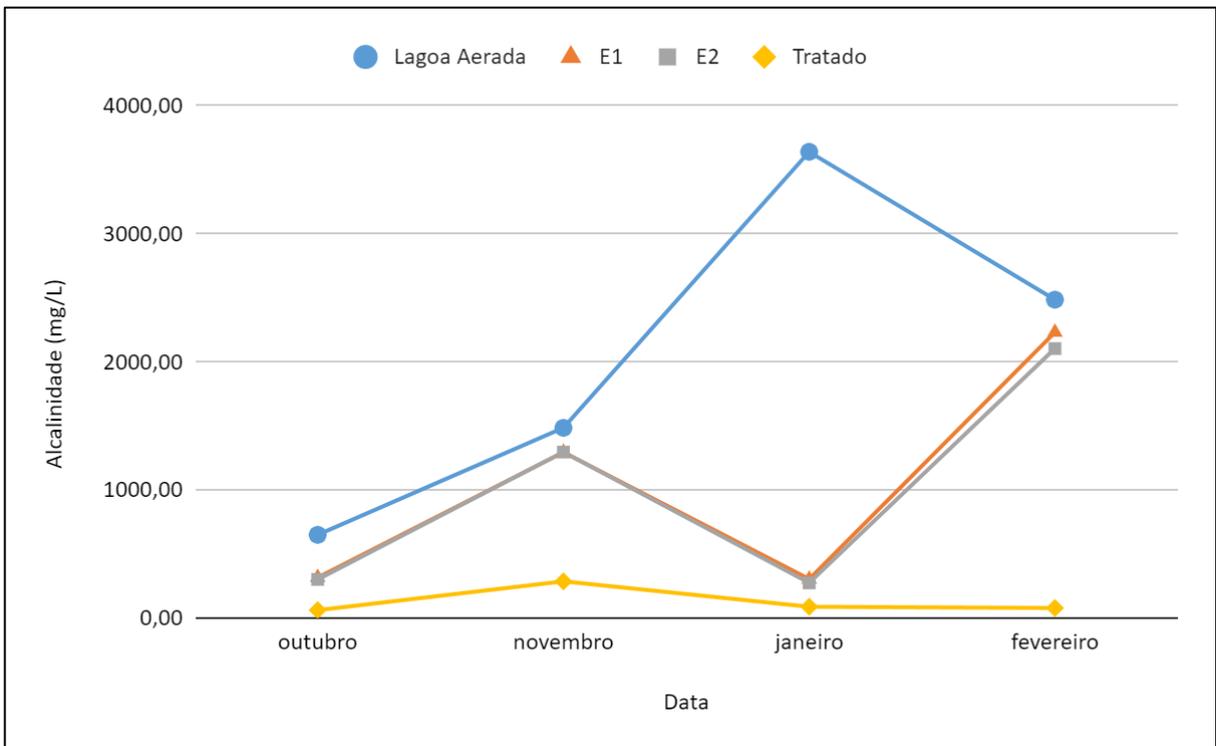
pH e alcalinidade interferem no processo de coagulação, floculação e decantação do pós-tratamento.

Figura 6 – pH dos efluentes.



Fonte: Autor, 2023.

Figura 7 – Concentração de alcalinidade nos efluentes.



Fonte: Autor, 2023.

Nos efluentes da coag-floc-dec (E1) e da filtração (E2), observou-se uma queda nos valores de pH comparado aos valores o lixiviado pré-tratado, mas com pequena variação ao longo do tempo, variando de um pH mínimo 7,55 em janeiro a um máximo 7,95 em fevereiro, decorrente das reações químicas da própria coag-floc-dec, enquanto o pH de efluente da filtração apresentou um pH mínimo de 7,49 em janeiro e máximo de 7,95 em fevereiro.

Embora o pH tenha se mantido numa faixa de variação pequena, o mesmo não aconteceu com a alcalinidade, que variou de 303,4 mg/L em janeiro a de 2231,4 mg/L em fevereiro, para o efluente da etapa de coag-floc-dec (E1). Já o lixiviado filtrado apresentou com o menor valor da alcalinidade total de 274,04 mg/L em janeiro e o maior de 2104,21 mg/L em fevereiro.

Vale salientar que os valores de pH e alcalinidade observados nos efluentes da coag-floc-dec (E1) são praticamente iguais ao da filtração (E2), as linhas do gráfico são paralelas e praticamente coincidentes.

Já no efluente tratado na OR, observou-se uma baixa variação da alcalinidade total, com exceção do valor de 286,50 mg/L obtido em novembro, com valores de pH dentro do intervalo permitido pela Resolução 430/2011 do CONAMA (pH entre 5 e 9), apresentando valor mínimo de 6,94 em outubro e 8,38 em fevereiro. O aumento de valor de pH em fevereiro pode ter sido causado devido a uma limpeza com soda cáustica, realizada no mesmo dia, pouco tempo antes da coleta da amostra, na tubulação que conecta a saída da osmose reversa com a lagoa tratada.

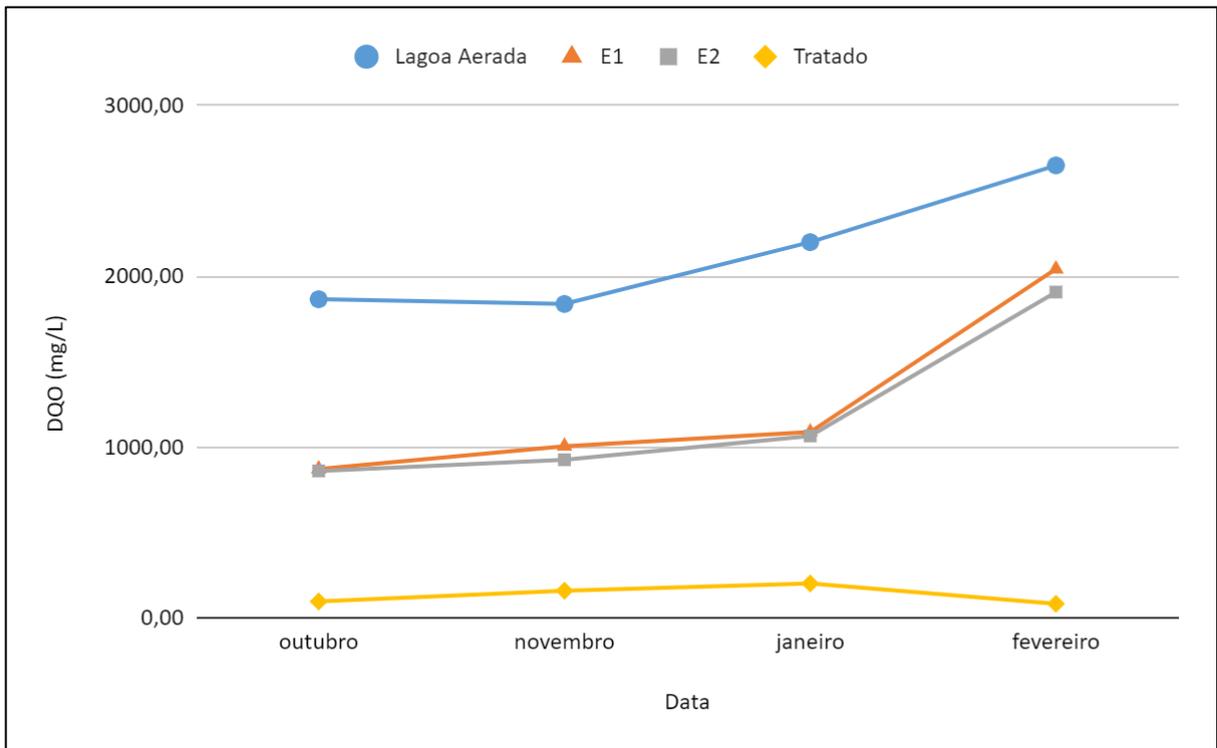
Observa-se, então, a relação entre o pH e a alcalinidade através da Figura 6 e da Figura 7. É possível perceber que o aumento do pH da amostra está relacionado com o crescimento da alcalinidade em condições normais de operação, alterando-se apenas caso haja influência externa, como a limpeza OR que afetou o resultado do pH em fevereiro.

4.2.3 DQO e ácidos voláteis

Como os ácidos voláteis compõem a DQO, a variação dos valores desses parâmetros observados ao longo das etapas do processo no período de tempo avaliado, estão apresentados e discutidos em conjunto, e ilustrados nos gráficos das Figuras 8 e 9.

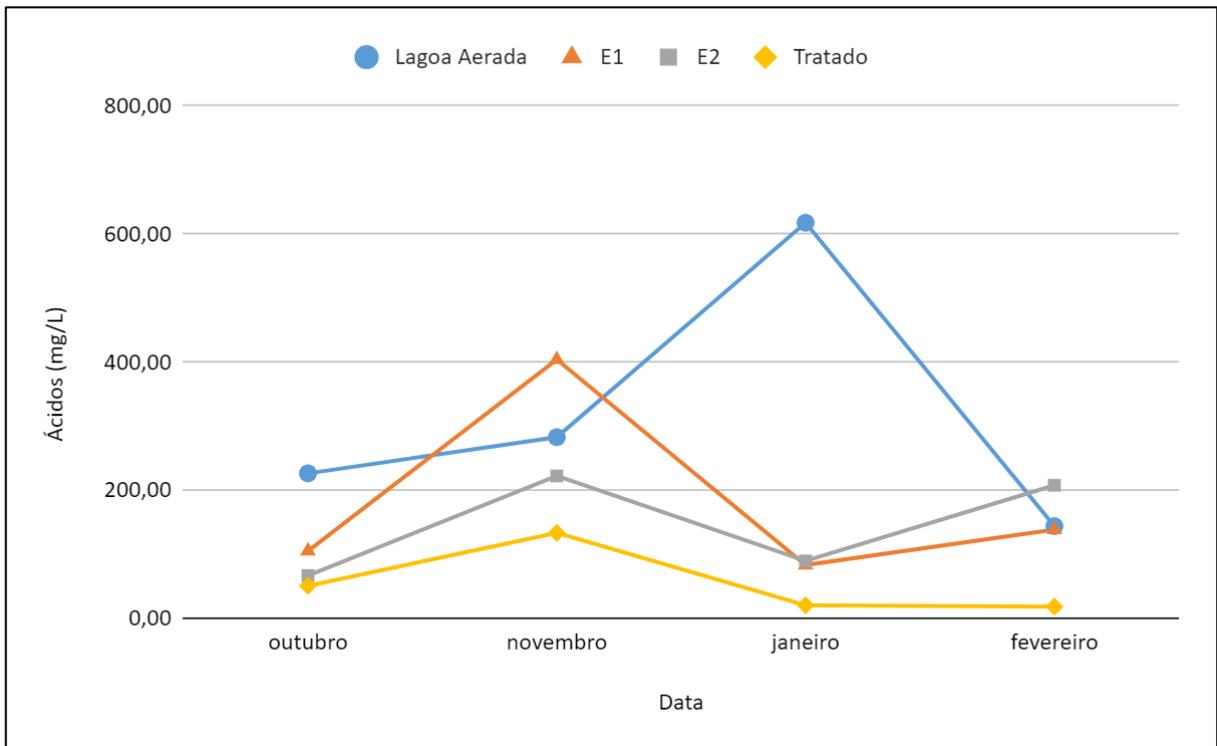
Pela Figura 8, observou-se um aumento da concentração de DQO no efluente pré-tratado na saída da lagoa aerada durante o verão, partindo de 1838 mg/L em novembro, aumentando continuamente até o valor de 2649,5 mg/L em fevereiro. A Figura 9 mostra que a mesma tendência de aumento da concentração de ácidos voláteis, atingindo um pico de 617,2 mg/L em janeiro, mas decrescendo em fevereiro para um valor 143,8 mg/L abaixo dos obtidos para os outros meses, em torno de 250 mg/L.

Figura 8 – Concentração de DQO nos efluentes.



Fonte: Autor, 2023.

Figura 9 – Concentração de ácidos voláteis nos efluentes.



Fonte: Autor, 2023.

No efluente da coag-floc-dec (E1), observou-se um comportamento semelhante ao observado na lagoa aerada. A concentração de DQO do efluente da coagulação-floculação-decantação aumentou durante o verão, indo de 871,5 mg/L em outubro até 2042,5 mg/L em fevereiro. Já os ácidos voláteis, observou-se pouca diferença entre os resultados obtidos nos diferentes meses, com exceção do mês de novembro com concentração de 404,0 mg/L, cerca de 3 vezes mais que nos outros meses.

O efluente da filtração (E2) apresentou um comportamento similar ao da etapa anterior (E1), com valores ligeiramente menores de DQO, 860,1 mg/L em outubro e 1907,6 mg/L em fevereiro. Os AGV, no entanto, oscilaram, com valores semelhantes nos meses de outubro e janeiro, mas nos meses de novembro e fevereiro a concentração foi mais que o dobro das anteriores. Percebe-se que, também, para DQO e AGVs, os valores remanescentes do efluente filtrado (E2) são semelhantes aos da saída da coag-floc-dec (E1), demonstrando que a etapa de filtração tem pouca influência no processo de pós-tratamento.

No efluente tratado na OR, observou-se ainda um comportamento similar aos demais, com aumento da DQO de 95 mg/L (out) a 200 mg/L (jan), e queda para 82 mg/L em fev. Quanto aos AGV, também se observou uma variação similar as etapas anteriores, com valor médio de 50 mg/L. Verifica-se que a OR reduz as concentrações de DQO e AGV.

A Tabela 9 mostra a relação AGV/DQO e percebe-se que essa relação tem valor médio de 0,15 mg AGV/mg DQO para o efluente da coag-floc-dec (E1) e filtração (E2), aumentando para 0,41 na OR, sugerindo que nas 3 primeiras etapas ocorre uma remoção proporcional de DQO e AGV, mas que a OR remove mais DQO que AGV.

Tabela 9 – Relação AGV/DQO.

Etapa	Outubro	Novembro	Janeiro	Fevereiro	Média
Pré-tratado	0,121	0,154	0,281	0,054	0,153
E1	0,121	0,402	0,076	0,068	0,167
E2	0,078	0,240	0,084	0,109	0,128
Tratado	0,529	0,843	0,101	0,221	0,423

Fonte: Autor, 2023.

Para melhor compreensão da participação de cada etapa na remoção de DQO, foi elaborado o balanço de massa apresentado na Tabela 10.

Tabela 10 – Balanço de massa de remoção de DQO.

Etapa		Outubro	Novembro	Janeiro	Fevereiro	Média
CFD	DQO _{EPT} (mg/L)	1865,56	1837,93	2200,07	2649,52	2138,27
	DQO _{CFD} (mg/L)	871,49	1005,29	1087,85	2042,52	1251,79
	DQOremovida (mg/L)	994,07	832,63	1112,22	606,99	886,48
F	DQO _F (mg/L)	860,10	925,58	1065,08	1907,64	1189,60
	DQOremovida (mg/L)	11,39	79,71	22,78	134,89	62,19
OR	DQO _{OR} (mg/L)	95,54	158,17	200,87	81,78	134,09
	DQOremovida (mg/L)	764,56	767,41	864,20	1825,86	1055,51

Fonte: Autor, 2023.

Observou-se que a osmose reversa apresentou a maior remoção absoluta dentre os métodos de tratamento, com remoção média de 1055 mg/L de DQO, representando remoções acima de 80%. Em seguida, tem-se a coag-floc-dec, com remoção média de 886 mg/L, removendo cerca de 50% da DQO, com exceção do mês de fevereiro, que removeu cerca de 20%. Por fim, a filtração apresentou o pior resultado, com remoção média de 62 mg/L, que não corresponde nem a 10% da concentração de DQO de seu afluente.

4.2.4 Nitrogênio

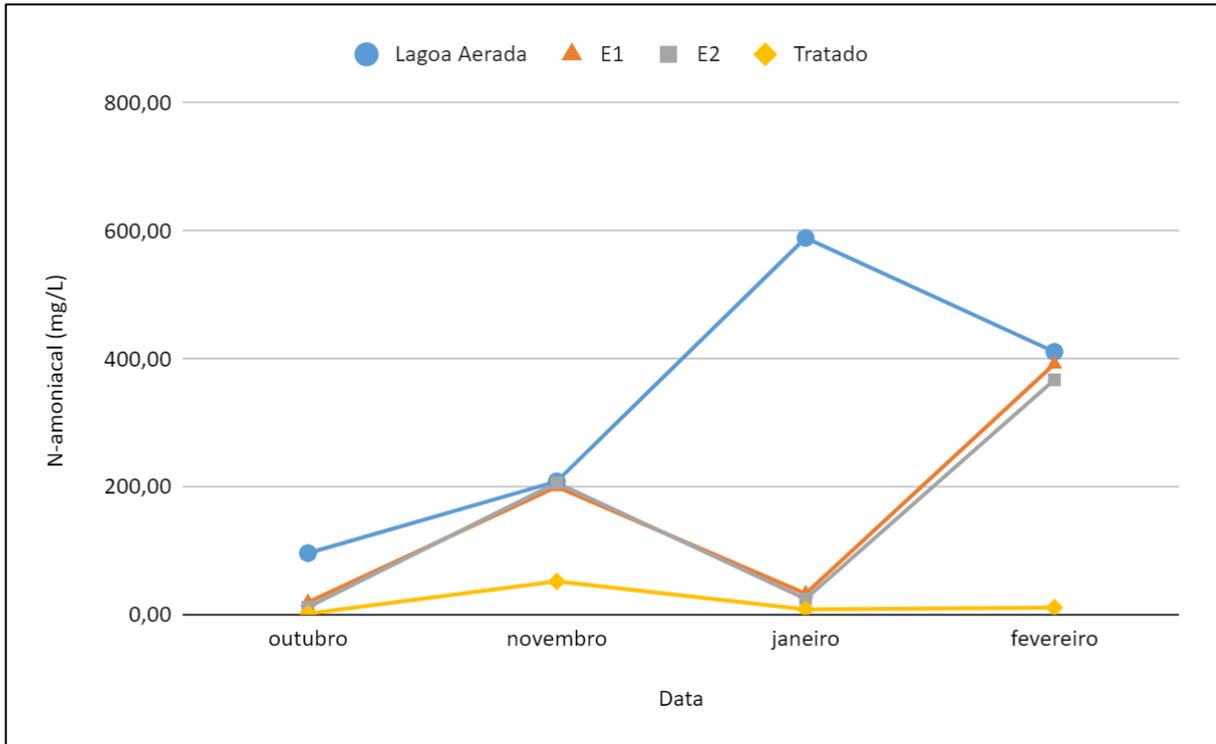
As Figuras 10, 11 e 12 apresentam a variação temporal do N-amoniaco, N-nitrito e N-nitrato ao longo dos 4 meses estudados.

Pela Figura 10, observou-se um aumento da concentração de nitrogênio amoniacal no efluente da lagoa aerada, partindo de 96,2 mg.N/L em outubro/22 até o valor máximo de 589,2 mg/L em janeiro/23. Pela Figura 11, observou-se um alto valor da concentração de nitrito na lagoa aerada no mês de outubro, com 293,7 mg/L, e, em seguida, uma grande diminuição no mês de novembro, com 139,1 mg/L. Já na Figura 12, observou-se um decaimento da concentração de nitrato ao longo dos meses até atingir o mínimo de 26,3 mg/L em janeiro, com uma súbita elevação no mês de fevereiro, atingindo o valor máximo de 163,9 mg/L.

No efluente da coag-floc-dec (E1), observou-se valores de N-amoniaco semelhantes nos meses de outubro e janeiro com mínimo de 19,3 mg/L outubro, enquanto nos meses de novembro e fevereiro a concentração foi maior que as anteriores, com pico de 391,9 mg/L em fevereiro. Os valores de concentração de nitrito foram semelhantes nos meses de outubro e novembro, enquanto nos meses de janeiro e fevereiro a concentração foram maiores. O valor mínimo observado foi de 136 mg/L em outubro e máximo de 297 mg/L em fevereiro. Observou-

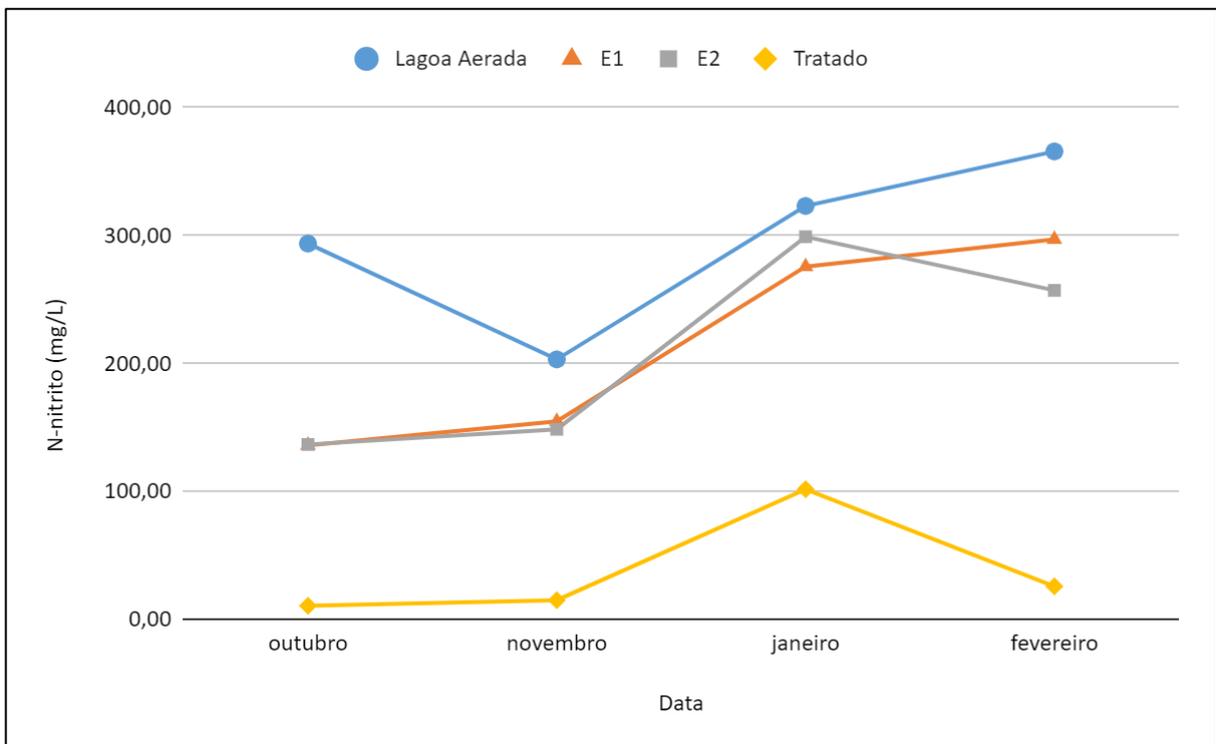
se uma alta concentração de N-nitrato de 125,6 mg/L em fevereiro e nos outros meses valores relativamente próximos, com o máximo de 74,4 mg/L no mês de novembro e mínimo de 62,0 mg/L em outubro.

Figura 10 – Concentração de nitrogênio amoniacal nos efluentes.



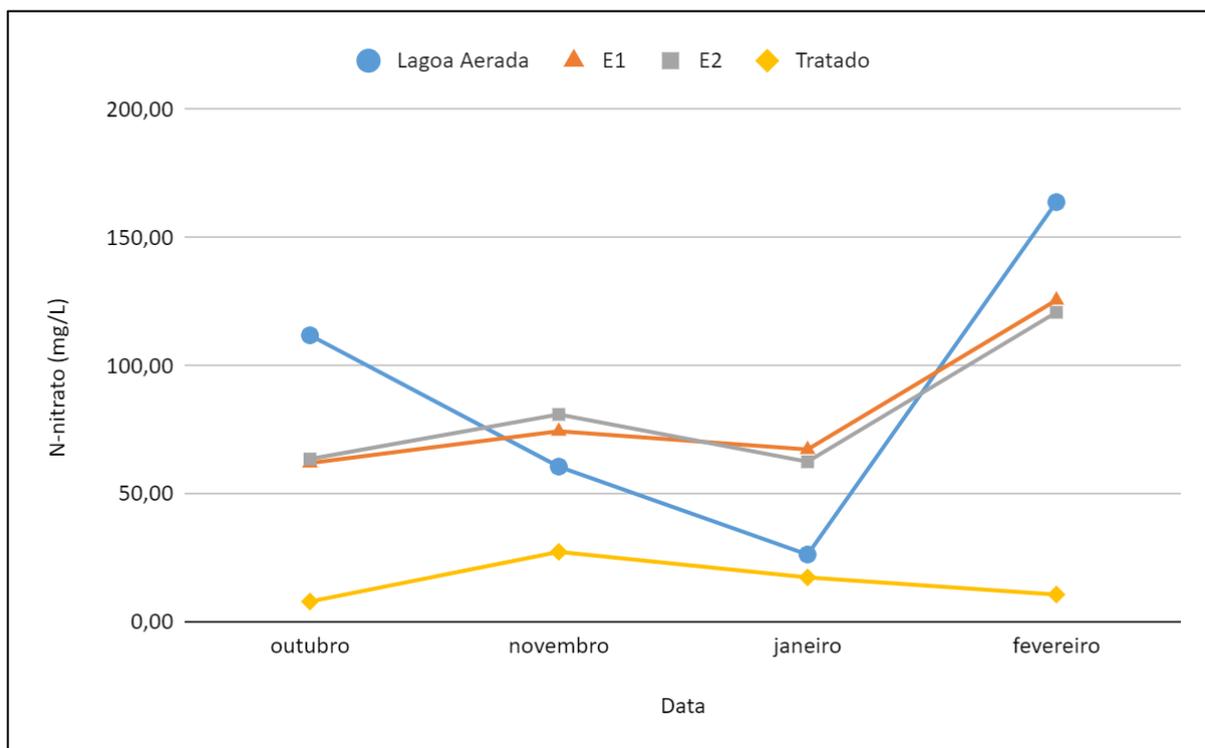
Fonte: Autor, 2023.

Figura 11 – Concentração de nitrito nos efluentes.



Fonte: Autor, 2023.

Figura 12 – Concentração de nitrato nos efluentes.



Fonte: Autor, 2023.

Mais uma vez, o efluente da filtração (E2) apresentou um comportamento e valores similares ao da etapa anterior (E1), com menor valor de N-amoniacoal de 11,8 mg/L em outubro e maior de 367,2 mg/L. Concentração mínima de N-nitrito de 136,6 mg/L em outubro e máximo de 257,1 mg/L em fevereiro. Concentração de N-nitrato de 120,8 mg/L em fevereiro, e nos outros meses valores relativamente próximos, com máximo de 81 mg/L no mês de novembro e mínimo de 64 mg/L em outubro. Esses valores indicam que a filtração também não é efetiva para a remoção de nitrogênio.

O efluente da OR apresentou baixa variação da concentração de N-amoniacoal, com exceção do valor de 52 mg/L obtido em novembro, não atendendo neste mês aos padrões de emissão de efluentes estabelecidos pela resolução 430/2011 do CONAMA, que estabelece concentração máxima de nitrogênio amoniacoal de 20 mg/L. A concentração de nitrito também apresentou baixa variação, com exceção do valor de 101,6 mg/L obtido em janeiro, porém os valores obtidos não atendem as características exigidas pela resolução 357/2005 do CONAMA para o Riacho Doce, que exige concentração máxima de N-nitrito menor que 1 mg/L para rios de classe 2. Com relação ao nitrato, o valor mínimo foi de 7,9 mg/L em outubro e valor máximo de 27,3 mg/L novembro. Assim, nota-se que o efluente tratado não apresentou resultados satisfatórios para os valores de nitrato, pois apenas a concentração de nitrato obtida em outubro

de 7,9 mg/L condiz com as características exigidas pela resolução 357/2005 do CONAMA de no máximo 10mg/L para rios de classe 2.

Vale ressaltar que o lixiviado da CTR de Maceió, historicamente, apresenta alta concentração de nitrito durante seu tratamento, que pode ocorrer devido à vários fatores observados por Santos (2022), como a limitação de oxigênio dissolvido, a ocorrência de nitrificação incompleta ou a desnitrificação na lagoa aerada.

Para melhor entendimento da quantidade de nitrogênio removida em cada etapa, elaborou-se a Tabela 11, onde estão apresentados os somatórios das 3 formas de nitrogênio e o balanço de massa de remoção de nitrogênio.

Tabela 11 – Balanço de massa de remoção de nitrogênio.

Etapa		Outubro	Novembro	Janeiro	Fevereiro	Média
CFD	NEPT (mg/L)	501,72	472,06	938,54	940,66	713,24
	NCFD (mg/L)	217,32	429,00	375,81	814,46	459,15
	Nremovido (mg/L)	284,40	43,06	562,73	126,19	254,09
F	NF (mg/L)	211,91	435,67	386,20	745,15	444,73
	Nremovido (mg/L)	5,41	-6,67	-10,39	69,32	14,42
OR	NOR (mg/L)	20,04	94,21	127,11	47,28	72,16
	Nremovido (mg/L)	191,87	341,46	259,09	697,87	372,57

Fonte: Autor, 2023.

Observou-se que a osmose reversa apresentou a maior remoção absoluta dentre os métodos de tratamento, com remoção média de 372 mg/L de nitrogênio, representando uma remoção média de 84%. Além disso, notou-se que a remoção da OR é maior quando a CFD apresenta baixa remoção, o que corrobora para manter a eficiência de remoção global em cerca de 90%. A CFD apresentou uma grande variação na remoção de nitrogênio, pois, apesar da média ter sido 254 mg/L, o mês de novembro removeu apenas 43 mg/L, 9% do total, enquanto em janeiro houve remoção de 562 mg/L, 60% de remoção. Por fim, a filtração apresentou o pior resultado, com remoção média de 14 mg/L, mostrando a ineficiência da filtração na remoção de nitrogênio.

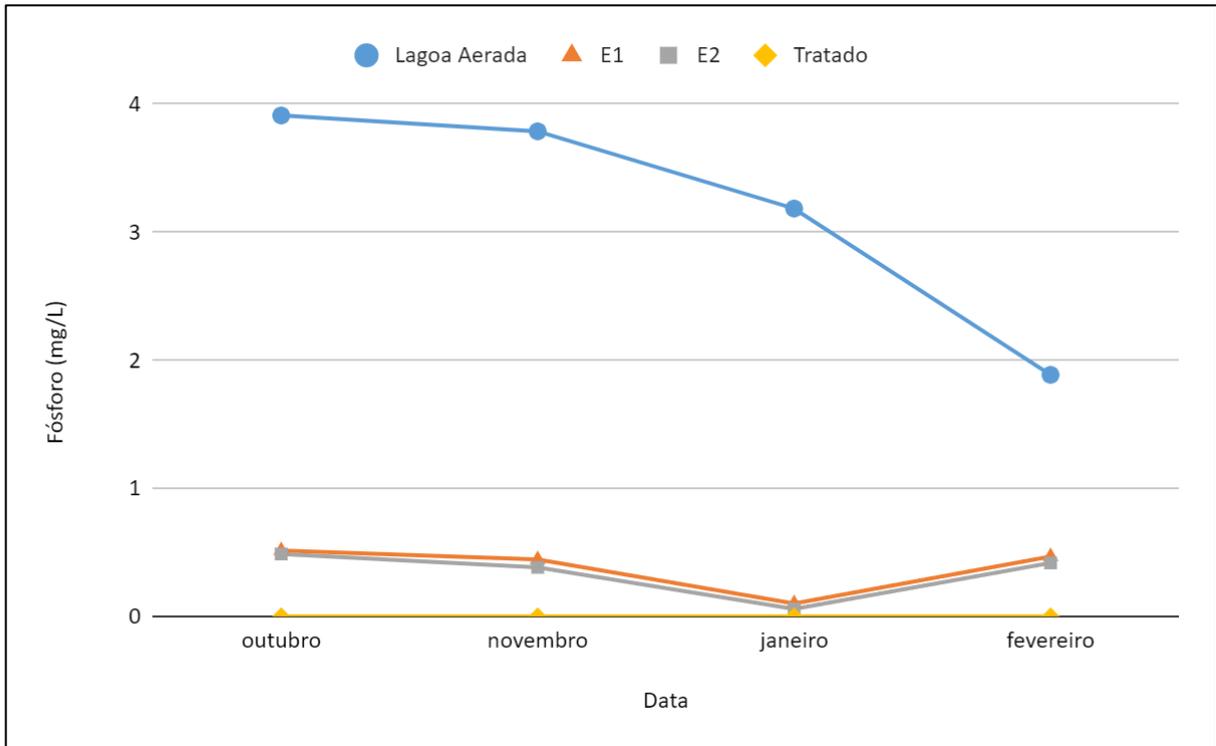
4.2.5 Fósforo

A Figura 13 apresenta os dados de fósforo no sistema de pós-tratamento, onde se observa um decaimento da concentração de fósforo no efluente pré-tratado ao longo dos meses, com valor máximo de 3,91 mg/L em outubro, até atingir o mínimo de 1,89 mg/L em fevereiro.

No efluente da coag-floc-dec (E1), observou-se, também, um decaimento da concentração de fósforo com valor máximo de 0,51 mg/L, até atingir o mínimo de 0,10 mg/L em janeiro, elevando no mês de fevereiro, atingindo o valor de 0,47 mg/L. O efluente da

filtração (E2) apresentou valores similares ao da etapa anterior, com valor máximo de 0,49 mg/L, até atingir o mínimo de 0,06 mg/L em janeiro, com elevação até 0,42 mg/L no mês de fevereiro. Verifica-se que a filtração também não contribui para a remoção de fósforo.

Figura 13 – Concentração de fósforo nos efluentes.



Fonte: Autor, 2023.

No efluente tratado na OR, não foi detectada a presença de fósforo, mostrando que esta etapa é efetiva na remoção desse nutriente, e que o efluente tratado pode ser lançado no corpo de água receptor sem comprometer o enquadramento do corpo de água receptor classe 2 de acordo com a resolução 357/2005 do CONAMA, que exige concentração de fósforo menor que 0,1 mg/L.

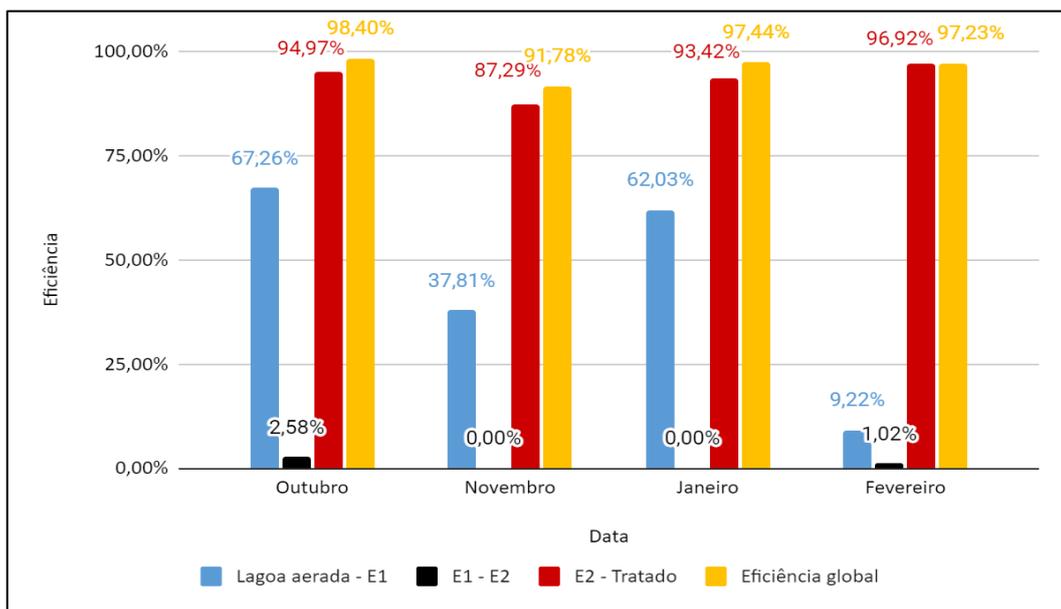
4.3. Eficiência das etapas do pós-tratamento

A seguir, tem-se os resultados obtidos da eficiência global e a de cada etapa, da remoção dos poluentes, baseada nos parâmetros físico-químicos expostos analisados anteriormente.

4.3.1 Eficiência da remoção de cor e turbidez

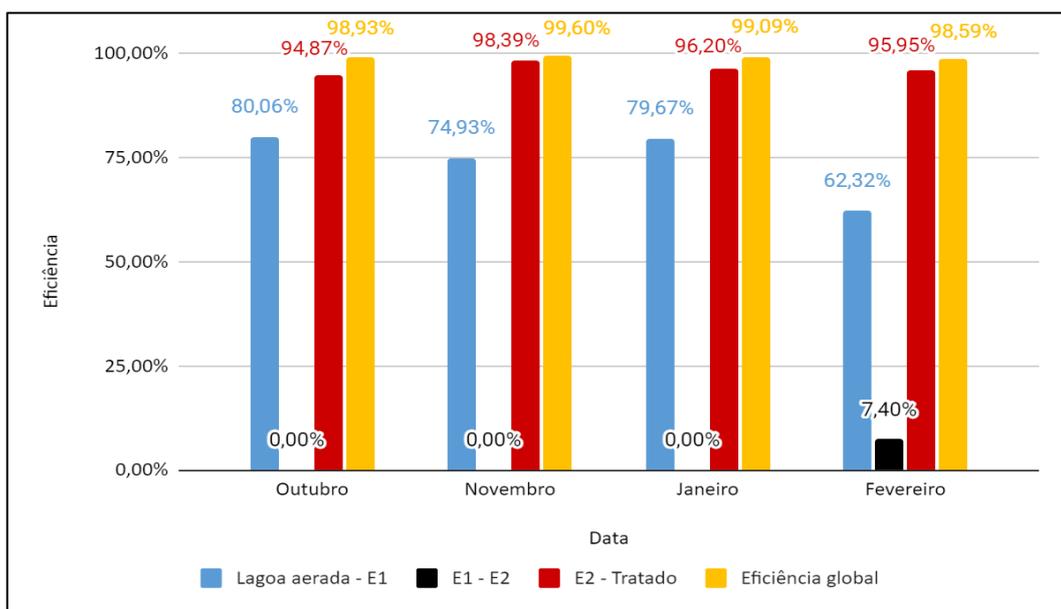
Os gráficos das Figuras 14 e 15 apresentam as eficiências de remoção de cor aparente e de turbidez ao longo do tempo.

Figura 14 – Eficiência da remoção de cor.



Fonte: Autor, 2023.

Figura 15 – Eficiência da remoção de turbidez.



Fonte: Autor, 2023.

Nota-se que a eficiência da coagulação-floculação-decantação oscilou ao longo dos meses, mas que a osmose reversa manteve sua eficiência acima de 90%, corroborando para uma eficiência global do tratamento bastante satisfatória. Contudo a etapa de filtração por carvão ativado e zeólita apresentou uma eficiência praticamente nula ao longo de todos os meses. E ainda, no mês de fevereiro, a coagulação-floculação-decantação também apresentou uma eficiência muito baixa.

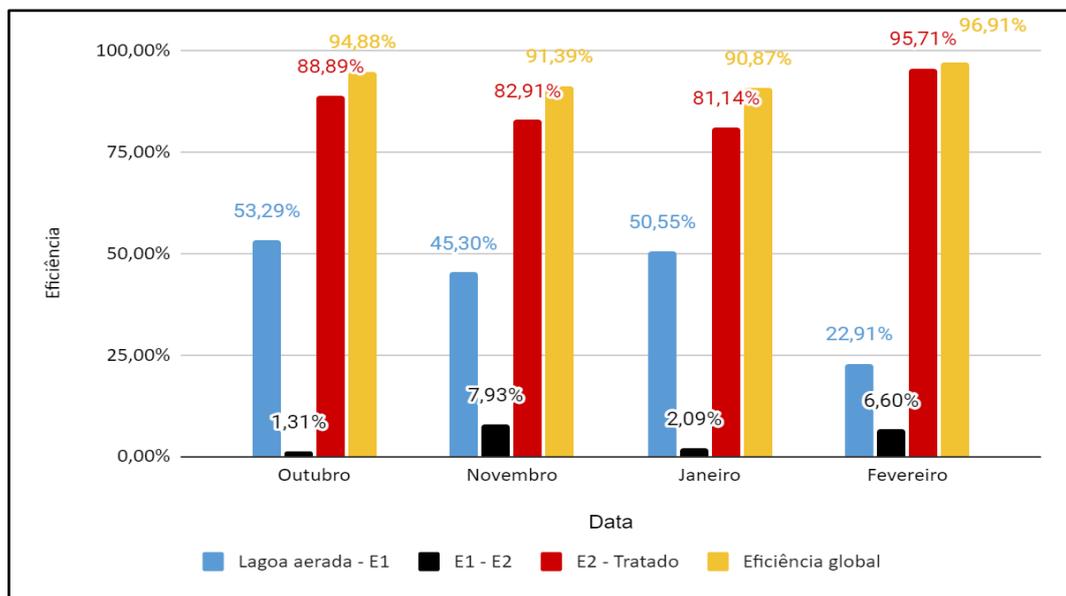
Já a eficiência da remoção de turbidez obtida pode ser observada na Figura 15. Nota-se que a coagulação-floculação-decantação teve uma ótima eficiência, mantendo-se acima de

60%, e a osmose reversa apresentou resultados excelentes, com eficiência próxima de 99%, corroborando para uma eficiência global do tratamento bastante satisfatória. Contudo a etapa de filtração por carvão ativado e zeólita apresentou uma eficiência praticamente nula e com um aumento maior que 10% na turbidez no mês de janeiro, que pode indicar falta de limpeza nos filtros.

4.3.2 Eficiência da remoção de DQO e ácidos graxos voláteis

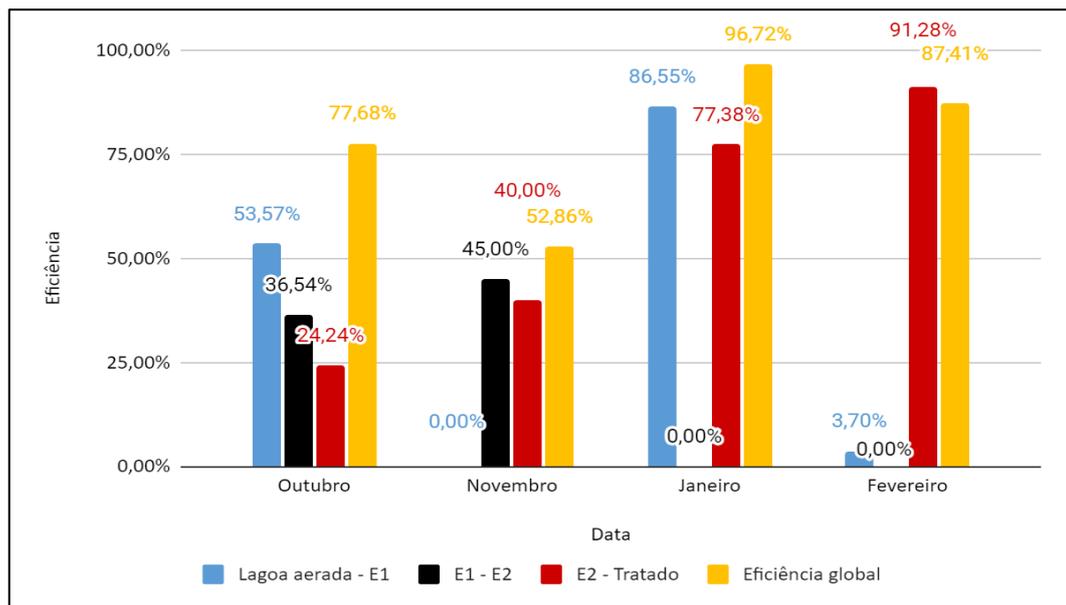
Os gráficos das Figuras 16 e 17 apresentam as eficiências de remoção de DQO e ácidos graxos voláteis ao longo do tempo.

Figura 16 – Eficiência da remoção de DQO.



Fonte: Autor, 2023.

Figura 17 – Eficiência da remoção de ácidos.



Fonte: Autor, 2023.

A eficiência da remoção de DQO obtida pode ser observada na Figura 16. Nota-se que a eficiência da coagulação-floculação-decantação se manteve com uma taxa relativamente boa nos primeiros 3 meses, com cerca de 50% de eficiência, já a osmose reversa teve uma ótima eficiência, com valores superiores a 80%, corroborando para uma alta eficiência global do tratamento ao longo dos meses. Contudo a etapa de filtração por carvão ativado e zeólita apresentou uma eficiência praticamente nula ao longo de todos os meses, com sua maior eficiência de apenas 7,93%.

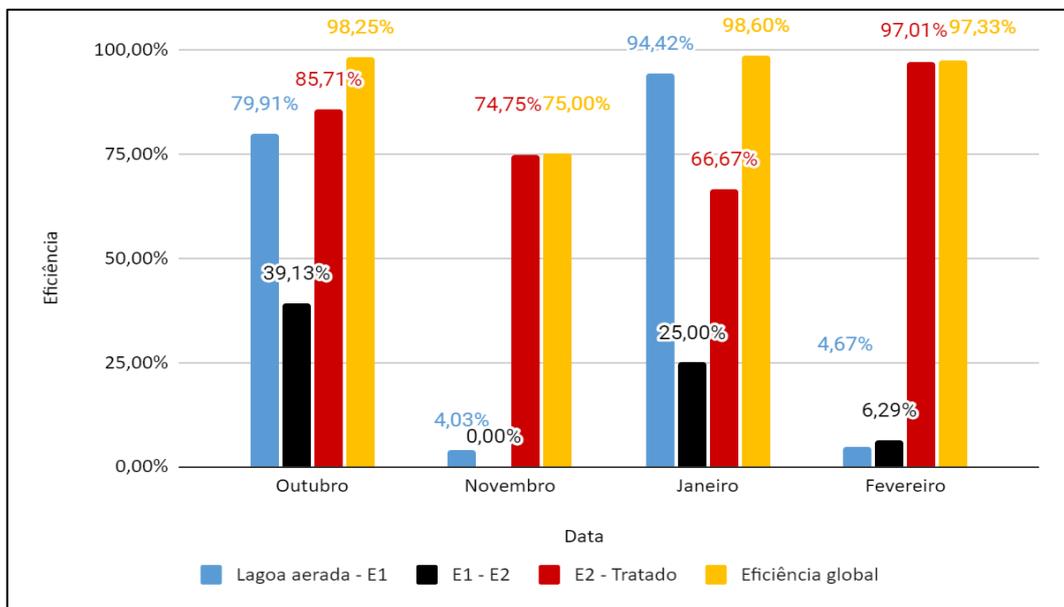
A eficiência da remoção de ácidos voláteis obtida pode ser observada na Figura 17. Nota-se que não houve consistência na eficiência de nenhum dos métodos de tratamento para a remoção de ácidos ao longo dos meses, pois hora apresentavam alta eficiência, hora apresentavam baixa eficiência.

Parte da DQO presente na amostra pode ser decorrente da presença de ácidos orgânicos voláteis. Assim, a remoção dos ácidos contribui para a redução da DQO no efluente.

4.3.3 Eficiência da remoção de nitrogênio

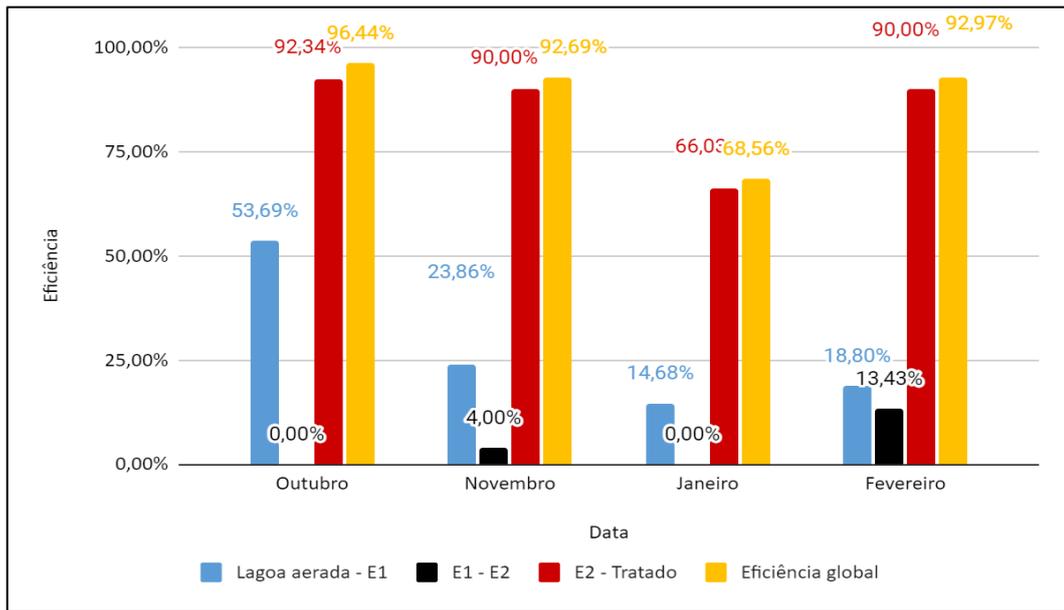
Os gráficos das Figuras 18, 19 e 20 apresentam as eficiências de remoção de N-amoniacal, N-nitrito e N-nitrato ao longo do tempo.

Figura 18 – Eficiência da remoção de nitrogênio amoniacal.



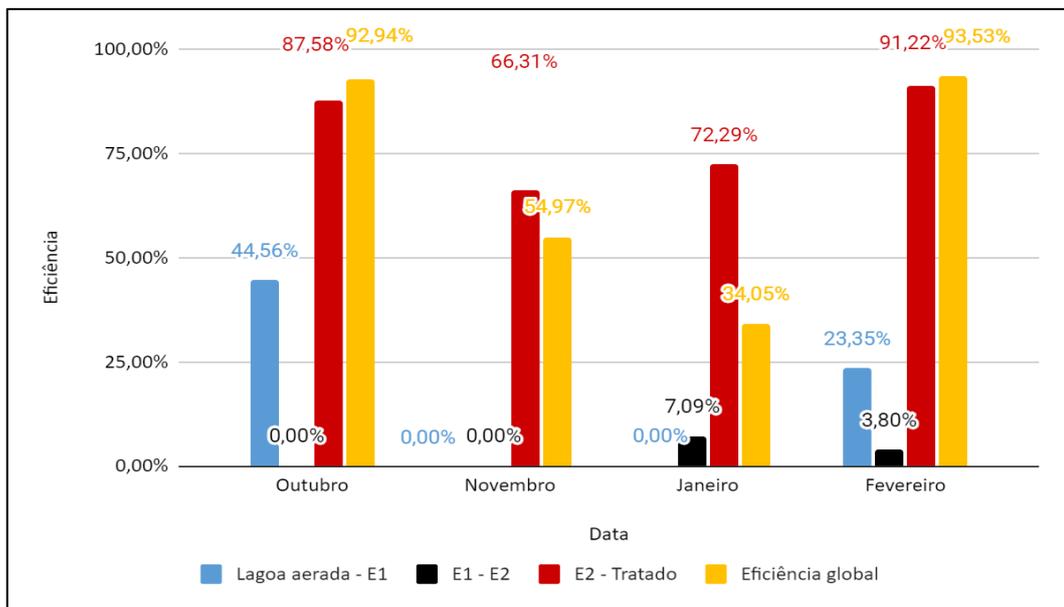
Fonte: Autor, 2023.

Figura 19 – Eficiência da remoção de nitrito.



Fonte: Autor, 2023.

Figura 20 – Eficiência da remoção de nitrato.



Fonte: Autor, 2023.

A eficiência da remoção de nitrogênio amoniacal apresentada na Figura 18 permite observar que individualmente as eficiências da coagulação-floculação-decantação e da filtração por carvão ativado e zeólita oscilaram ao longo dos meses, enquanto a osmose reversa manteve sua eficiência acima de 66%, corroborando para uma eficiência global do tratamento satisfatória, acima de 90%. Percebe-se que, no mês de novembro, a baixa eficiência observada na CFD comprometeu a eficiência global do sistema, que foi reduzida a 75%, demonstrando que a OR sozinha não consegue manter a eficiência do sistema acima de 90% e a importância da etapa de CFD, e que a etapa de filtração não contribui para a eficiência do pós-tratamento.

Da mesma forma, a eficiência da remoção de nitrito apresentada na Figura 19, mostra uma oscilação nas etapas de coagulação-floculação-decantação e filtração por carvão ativado e zeólita ao longo dos meses, enquanto a eficiência da OR manteve-se em torno de 90%. A exceção foi o mês de janeiro que sua eficiência foi reduzida para 66%, quando a eficiência da CFD foi a menor do período (14,7%) resultando numa eficiência global de apenas 68,6%.

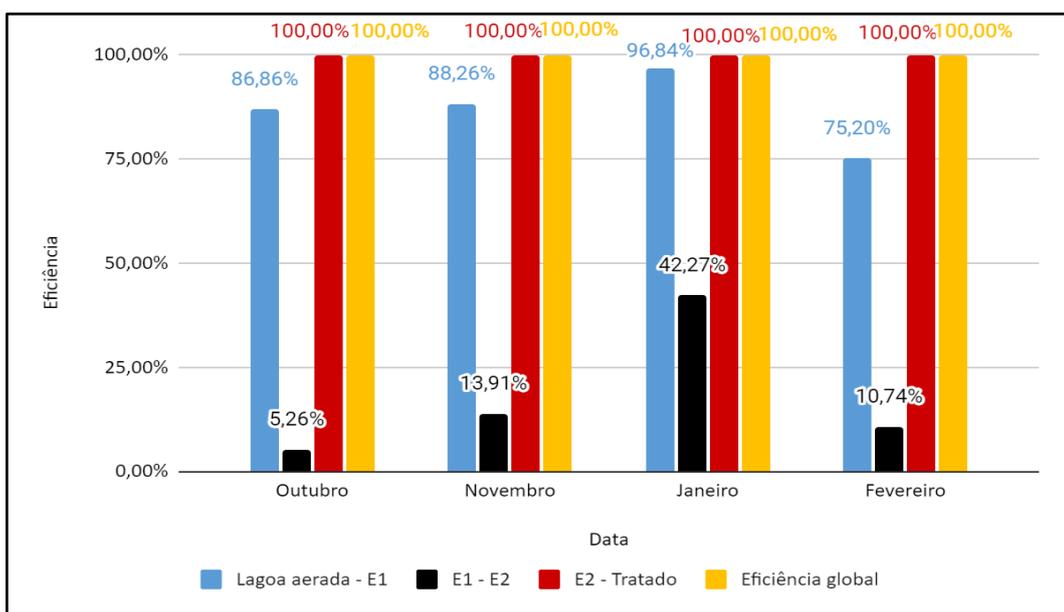
A eficiência da remoção de nitrato obtida pode ser observada na Figura 20, onde se verifica que a eficiência da coagulação-floculação-decantação foi variável ao longo dos meses, inclusive com valores negativos, enquanto a eficiência da filtração por carvão ativado e zeólita foi praticamente nula. Essa oscilação da eficiência do pré-tratamento, levou a uma oscilação na eficiência da OR (66% a 91%), com menores valores observados quando as eficiências da CFD foram negativas, o que levou a uma eficiência global de remoção de nitrato de variando de 31% a 93%.

Considerando o somatório das três formas de nitrogênio apresentadas, verificou-se uma eficiência média de 35% da CFD na remoção de nitrogênio total, 3% para a filtração e 84% para a osmose reversa. Dessa forma, a eficiência global média da remoção de nitrogênio total foi de 90%.

4.3.4 Eficiência da remoção de fósforo

O gráfico da Figura 21 apresenta as eficiências de remoção de fósforo ao longo do tempo.

Figura 21 – Eficiência da remoção de fósforo.



Fonte: Autor, 2023.

Pela eficiência da remoção de fósforo apresentada na Figura 21, nota-se que a eficiência da coagulação-floculação-decantação se manteve alta ao longo dos meses, com valores acima de 75%, já a filtração por carvão ativado e zeólita apresentou eficiência variável durante o período analisado. Vale ressaltar que, como dito anteriormente, a eficiência da osmose reversa foi considerada 100%, pois assume-se que a concentração de fósforo no efluente da OR foi desprezível.

Assim, foi possível observar que o processo de tratamento do lixiviado da CTR de Maceió possui alta eficiência na remoção dos poluentes analisados. A remoção de matéria orgânica foi, em média, 90% durante o período analisado. A remoção de nitrogênio total também foi, em média, 90%, contudo a concentração de nitrogênio amoniacal do efluente tratado não estava de acordo com a resolução 430/2011 do CONAMA no mês de novembro, bem como é necessário avaliar a capacidade de diluição do rio, pois as concentrações de nitrito e nitrato estão acima dos padrões para rio de classe 2, descrito na resolução 357/2005 do CONAMA. Por fim, todo o fósforo presente no lixiviado foi removido, estando em conformidade com a resolução nº 430 do CONAMA.

4.4. Comparação com a literatura

Pacheco (2022) caracterizou o efluente tratado do aterro sanitário de Maceió de novembro de 2021 a junho de 2022, dividindo-os em período seco e período chuvoso, conforme a Tabela 12. As amostras foram coletadas da lagoa de efluente tratado. Vale ressaltar que, durante este período, a CTR operava com nanofiltração e osmose reversa em paralelo como última etapa de tratamento.

Tabela 12 – Caracterização do efluente tratado da CTR de Maceió em 2021-2022.

Parâmetro		Período de Estiagem	Período Chuvoso
		Média	Média
Cor	uC	85,14	63,33
Turbidez	NTU	1,73	2,07
pH		7,43	7,14
Alcalinidade	mg/L	80,37	118,5
DBO	mg/L	8,55	14,27
DQO	mg/L	232,98	42,57
N-amoniacal	mg/L	3,27	7,61
Nitrito	mg/L	194,15	261,7
Nitrato	mg/L	8,12	50,74

Fonte: Adaptado de PACHECO (2022).

Comparando com os valores do período de estiagem, é possível observar que o efluente tratado apresentou melhores resultados em cor, turbidez, DQO e nitrito do que os dados obtidos por Pacheco, mas não houve necessariamente uma melhora em relação a nitrogênio amoniacal e nitrato.

Moravia (2010) caracterizou o efluente tratado do aterro sanitário de Belo Horizonte, Minas Gerais, que utiliza processos oxidativos avançados e nanofiltração, conforme a Tabela 13. O tratamento apresentou resultados bem expressivos, com remoção de 99,6% da cor, 98,4% de DQO, 100% do fósforo e 93% de nitrogênio amoniacal.

Tabela 13 – Caracterização do efluente tratado do aterro sanitário de Belo Horizonte.

Parâmetro		Lixiviado Bruto		Efluente Tratado	
		Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
Cor	uC	1242	107	4	2
pH		7,65	0,29	7,32	0,36
Alcalinidade	mg/L	5492	361	0	0
DBO	mg/L	85	22	26	12
DQO	mg/L	2863	426	45	13
N-amoniacal	mg/L	1099	19	78	7
Fósforo	mg/L	13,5	5,6	0	0

Fonte: Adaptado de MORAVIA (2010).

Já Roehrs *et al* (2019) caracterizou o efluente tratado do aterro de Lajeado, Rio Grande do Sul, que utiliza lagoa de equalização, alcalinização, aeração, coagulação-floculação-decantação, filtro de areia e osmose reversa para tratar seu efluente, conforme a Tabela 14. O tratamento apresentou remoção de 93,8% de DQO e 95,9% de DBO, bem como 77,9% de remoção de nitrogênio amoniacal. Não houve remoção total do fósforo.

Tabela 14 – Caracterização do efluente tratado do aterro sanitário de Lajeado.

Parâmetro		Efluente Bruto		Efluente Tratado	
		Média	Mínimo	Máximo	
pH		7,60	6,5	7,4	
DBO	mg/L	544	1,5	94,7	
DQO	mg/L	1302	10	240	
N-amoniacal	mg/L	255,49	17	78,9	
Fósforo	mg/L	4,79	0,1	0,4	

Fonte: Adaptado de ROEHRIS *et al* (2010).

5. CONCLUSÃO

Neste trabalho foram determinadas as características físico-químicas do lixiviado pré-tratado, do efluente da coagulação-floculação-decantação, do efluente da filtração por carvão ativado e zeólita e do efluente da osmose reversa da Central de Tratamento de Resíduos de Maceió. Posteriormente, foi avaliada a eficiência do sistema de tratamento de efluentes, que apresentou uma alta taxa de remoção de cor, turbidez, DQO e fósforo, com eficiência acima de 90% e com resultados dentro do limite aceitável para o lançamento do efluente de acordo com as resoluções vigentes.

Entretanto, as concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente tratado não atenderam aos padrões de lançamento estabelecidos pelo CONAMA 430/2011 em 100% do tempo. O nitrogênio amoniacal não atendeu ao limite máximo de 20 mg/L definido pela resolução 430/2011 do CONAMA no mês de novembro, pois apresentou concentração de 52,1 mg/L com eficiência de 75%, nos demais meses apresentou eficiência acima de 97%.

A CONAMA 430/2011 não faz referência as concentrações de nitrito e nitrato, mas a CONAMA 357/2005 limita a concentração de nitrito para rios de classe 2 em 1 mg/L e a de nitrato em 10 mg/L. Logo é necessário um estudo de diluição para verificar se o lançamento desse efluente pode ou não causar o seu desenquadramento.

Além disso, também foram analisados os valores de pH, alcalinidade e ácidos orgânicos voláteis. Os valores de pH se mantiveram dentro da faixa permitida 5 a 9 para o lançamento de efluentes pela resolução 430/2011 do CONAMA.

Os ácidos não apresentaram consistência na eficiência, variando de 52,86% a 96,72%, o que pode contribuir para a remoção da matéria orgânica, todavia não é um parâmetro regulamentado pela resolução 430 do CONAMA.

Por fim, com a análise da eficiência dos métodos de tratamento empregados, é possível observar que a coagulação-floculação-decantação possui um efeito bem relevante na remoção de cor, turbidez. A filtração por carvão ativado e zeólita não apresentou eficiência alguma e nem relevância em nenhum dos parâmetros analisados. Já a osmose reversa apresentou as melhores taxas de remoção, se mantendo muitas vezes acima de 80%, mas a eficiência global do sistema depende fundamentalmente da etapa de CFD e o seu monitoramento e operação devem ter atenção especial.

REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 1992.
- ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**: 2021.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23th ed. Washington, DC: APHA; Denver, CO: AWWA; Alexandria, VA: WEF, 2017.
- ARAÚJO, L. G. S. **Avaliação do lixiviado de aterro sanitário: geração e tecnologias de tratamento**. 2019. Dissertação (Mestrado) - Curso de 2019, Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2019.
- BERNARDO, L. B.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos, SP: RiMa, 2005, 2ª edição.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 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. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, ano 148, n. 92, p. 89-91, 16 mai. 2011.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. 2005.
- CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**. São Paulo, 2021.
- CHAMON, R. P. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro industrial pelo processo de osmose inversa: estudo de caso**. Dissertação. Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.
- CUNHA, W. F.; SILVA, M. L.; AMADEU, S. G. **Tratamento do chorume pelo processo de osmose reversa na área do aterro sanitário de resíduos urbanos domiciliares**. 7º Encontro Nacional de Tecnologia Química, Vitória/ES, 2014.
- ESTRE AMBIENTAL; V2 AMBIENTAL. **Memorial descritivo da estação de tratamento de efluentes de Maceió**. Rev 04. Maceió, AL, *s.d.*
- FELICI, E. M. **Coagulação-floculação-sedimentação como pós-tratamento de efluente de sistema biológico em batelada aplicado a lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos**. 2010. Dissertação. Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento, Universidade Estadual de Londrina.

- FIEIRA, C. **Avaliação da eficiência das lagoas de tratamento do aterro municipal de francisco Beltrão**. 2014. Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2003. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- FREITAS, B. O. **Remoção de nitrogênio de lixiviado de resíduos sólidos urbanos por meio do processo nitrificação/desnitrificação via nitrito em reator em bateladas sequenciais**. 2009. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.
- GEWEHR, A. G. **Tratamento por coagulação-floculação de lixiviado bruto de aterro sanitário com e sem pré-tratamento biológico em reator sequencial em batelada**. 2012. Dissertação. Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- GÜNTHER, W. M. R. **Resíduos Sólidos no Contexto da Saúde Ambiental**. 2008. Texto de sistematização crítica. Universidade de São Paulo. Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública.
- LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. de. Geração e Características do Lixiviado. *In*: GOMES, L. P. (coord.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 2, p. 26-59.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010, 3ª edição.
- MESQUITA, Patrícia da Luz *et al.* **Validação de método de cromatografia líquida para a determinação de sete ácidos graxos voláteis intermediários da digestão anaeróbia**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 18, p. 295-302, 2013.
- MORAIS, J. L. de; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P. G. **Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional**. Química Nova, v. 29, p. 20-23, 2006.
- MORAVIA, W. G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. 2010. Tese. Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais.
- MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. 2007. Dissertação. Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais.

- NASCIMENTO, I. O. C. **Avaliação do processo de coagulação-floculação de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado biologicamente utilizando quitosana e sulfato de alumínio como coagulantes.** 2013. Dissertação. Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia.
- PACHECO, F. N. S. **Definição de parâmetros prioritários para o enquadramento de bacias hidrográficas em processo de urbanização.** 2022. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas.
- ROEHRS, G. *et al.* **Avaliação do tratamento de chorume do aterro sanitário de lajeado, utilizando sistema físico-químico e osmose reversa.** *In:* Forum Internacional de Resíduos Sólidos, 10, 2019, João Pessoa.
- SANTOS, H. M. N. **Sistema de lagoas de estabilização e lagoa aerada para redução da carga orgânica e nitrogênio de percolado de aterro sanitário.** 2022. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas.
- SILVA, J. D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série – estudo em escala piloto.** 2007. Tese. Programa de Pós-Graduação em Engenharia ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina.
- SOARES, A. C. P.; PINHEIRO, C. E. S. C.; SOARES, R. **Análise da eficácia técnica e ambiental do tratamento de chorume por osmose reversa na central de tratamento de resíduos de São Gonçalo, RJ.** *In:* 6º Simpósio de Gestão Ambiental e Biodiversidade. Rio de Janeiro, Brasil. 2017. p. 10.
- SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção de nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”).** 2009. Tese. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- TELLES, C. A. S. **Processos combinados para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 2010. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro.