

UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE – UNESC
PRÓ-REITORIA ACADÊMICA – PROACAD
DIRETORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E ENGENHARIA DE
MATERIAIS – PPGCEM

ALINE HANNELORE DESSIPRIS KIKUTI

TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO UTILIZANDO O PROCESSO DE
ELETRÓLISE

CRICIÚMA

2022

ALINE HANNELORE DESSIPRIS KIKUTI

**TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO UTILIZANDO O PROCESSO DE
ELETRÓLISE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais da Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Engenharia de Materiais.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Dal Bó.

Coorientador: Prof. Dr. José Luiz Westrup

CRICIÚMA

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

K47a Kikuti, Aline Hannelore Dessipris.

Tratamento de esgoto doméstico utilizando o processo de eletrólise / Aline Hannelore Dessipris Kikuti. - 2022.

58 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais, Criciúma, 2022.

Orientação: Alexandre Gonçalves Dal-Bó.

Coorientação: José Luiz Westrup.

1. Esgotos. 2. Esgotos - Tratamento. 3. Águas residuais - Aspectos ambientais. 4. Águas residuais - Purificação. 5. Eletrólise. I. Título.

CDD 23. ed. 628.3

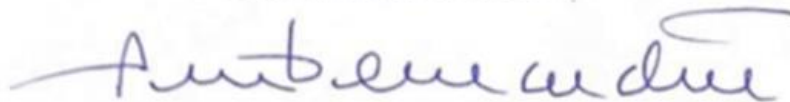
Aline Hannelore Dessipris Kikuti

Tratamento de esgoto doméstico utilizando o processo de eletrólise.

Esta Dissertação foi julgada adequada à obtenção do grau de Mestre(a) em Ciência e Engenharia de Materiais pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais - PPGCEM (Área de concentração: Tecnologia de Materiais) da Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC.

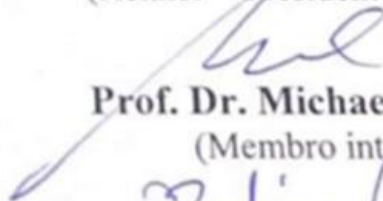
Criciúma, SC, 30 de agosto de 2022.

Banca Examinadora:




Prof. Dr. Adriano Michael Bernardin

(Relator – Presidente da banca)



Prof. Dr. Michael Peterson

(Membro interno)



Dr. Rodrigo Cercena

(Membro externo)

Dedico este estudo à minha família, em especial aos meus filhos Davi Luiz e Antonella.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela saúde do corpo e do espírito.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Alexandre Dal-Bo pelo incentivo e conhecimento compartilhado.

Ao meu coorientador e colega de trabalho, Prof. Dr. José Luiz Westrup por toda atenção e suporte transmitido. Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais – PPGCEM/ UNESC que tanto me ensinaram que a vida é feita de desafios e que podemos também ser bem-sucedidos em áreas que não dominamos. A Jordana Inocente por todo auxílio prestado. Aos meus colegas e amigos de profissão por auxiliarem e incentivarem de alguma forma em tantos momentos. A minha mãe por ter ensinado a importância do caminho do “sempre aprender”, aos meus filhos Davi Luiz e Antonella por me darem o gás de querer ser motivo de orgulho para eles. E a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – CASAN, empresa no qual atuo há mais de 12 anos e que de certa forma me proporcionou meios para iniciar esse desafio pessoal, contribuindo para o meu crescimento profissional.

“Quanto mais aumenta nosso conhecimento, mais evidente fica nossa ignorância.”

John F. Kennedy

RESUMO

Diante dos problemas que os efluentes sanitários podem causar, o tratamento dos mesmos é imprescindível para preservação ambiental, a qualidade de nossas águas e saúde humana. Deste modo, faz-se necessário estudos objetivando otimização do processo de tratamento e economia de recursos. O tratamento dos efluentes sanitários deve se adequar às normas estabelecidas por órgãos federais e estaduais, sendo estes o CONAMA 430 de 2011 e a RESOLUÇÃO CONSEMA Nº 182, respectivamente. O presente trabalho teve como objetivo geral, realizar um estudo do tratamento do esgoto sanitário por eletrólise com eletrodos de alumínio, ferro e cobre e comparar sua eficiência com o tratamento convencional, assumindo como resultados os parâmetros legislaíveis a que o mesmo se enquadra. Um planejamento experimental foi realizado para avaliar a confiabilidade estatística e interações entre as variáveis analisadas. Os resultados obtidos demonstram que o tratamento por eletrolise foi mais eficiente em comparação ao convencional e obteve todos os valores dentro dos parâmetros legislaíveis. O ensaio de DBO passou de 976,5 mg/L do efluente sem tratamento para um valor médio de 12,8 mg/L, (redução de 98%), já os valores obtidos para o ensaio de fósforo total passaram de 11,7 mg/L para um valor médio de 1,5 mg/L, (dedução de 98,4%).

De acordo com o objetivo principal deste estudo um protótipo de bancada de um sistema eletrolítico foi montado visando o tratamento de um efluente sanitário pelo sistema de eletrólise. O protótipo foi confeccionado com três eletrodos diferentes: ferro, alumínio e cobre. Após caracterização das amostras, outros ensaios também foram realizados como turbidez, óleos e graxas, sulfeto, demanda química de oxigênio, nitrato, nitrito, sulfato, sólidos sedimentáveis e coliformes totais.

Palavras-chave: Efluente sanitário; Tratamento convencional; Eletrólise; Parâmetros legislaíveis.

ABSTRACT

Faced with the problems that sanitary effluents can cause, their treatment is essential for environmental preservation, the quality of our waters and human health. Thus, it is necessary to carry out studies aimed at optimizing the treatment process and saving resources. The treatment of sanitary effluents must comply with the standards established by federal and state agencies, these being CONAMA 430 of 2011 and CONSEMA RESOLUTION N°. 182, respectively. The present work had as general objective, to carry out a study of the treatment of sanitary sewage by electrolysis and to compare its efficiency with the conventional treatment, assuming as results the legible parameters to which it fits. The results obtained demonstrate that the electrolysis treatment was more efficient compared to the conventional one. The DBO test went from 976.5 mg/L of untreated effluent to an average value of 12.8 mg/L, (98% reduction), whereas the values obtained for the total phosphorus test went from 11.7 mg/L to an average value of 1.5 mg/L, (98.4% deduction).

Keywords: Sanitary effluent; Conventional treatment; Electrolysis; Readable parameters.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Visão aérea de uma Estação de Tratamento de Esgoto da CASAN.	14
Figura 2: Fluxograma do processo de Tratamento de esgotos por lodos ativados convencional.	19
Figura 3: Esquema de um sistema eletroquímico.....	20
Figura 4: Sistema de interação de uma célula eletrolítica com eletrodo de alumínio.	21
Figura 5: Fluxograma do plano de estudo.	25
Figura 6: Protótipo do eletrolítico de bancada utilizado para tratamento de efluentes.	27
Figura 7: Filtração a vácuo de efluente tratado por eletrólise.	28
Figura 8: Remoção de sulfetos.	33
Figura 9: Remoção de DQO.	34
Figura 10: Remoção de fósforo.	34
Figura 11: Aspecto visual do efluente durante o processo de tratamento eletrolítico. a) antes do início do tratamento eletrolítico. b) início do tratamento eletrolítico. c) final do tratamento eletrolítico.....	35
Figura 12: Gráfico de Pareto para o ensaio de e-coli.	38
Figura 13: Gráfico de distribuição normal para os resíduos (a); e gráfico de dispersão (aleatoriedade) para os resíduos (b) para o ensaio E.coli.	39
Figura 14: Gráficos de superfície de resposta (de contorno) para o ensaio de e-coli em função de: (a) potencial \times tempo; (b) potencial \times tipo de eletrodo; (c) tempo \times tipo de eletrodo.	40
Figura 15: Gráfico de Pareto para o ensaio de DBO.	42
Figura 16: Gráfico de distribuição normal para os resíduos (a); e gráfico de dispersão (aleatoriedade) para os resíduos (b) para o ensaio DBO.	43
Figura 17: Gráficos de superfície de resposta (de contorno) para o ensaio de DBO em função de: (a) potencial \times tempo; (b) potencial \times tipo de eletrodo; (c) tempo \times tipo de eletrodo.	44
Figura 18: Gráfico de Pareto para o ensaio de detergentes.	46
Figura 19: Gráfico de distribuição normal para os resíduos (a); e gráfico de dispersão (aleatoriedade) para os resíduos (b). Ambos resultados do ensaio de detergentes.....	47
Figura 20: Gráficos de superfície de resposta (de contorno) para o ensaio de detergentes em função de: (a) potencial \times tempo; (b) potencial \times tipo de eletrodo; (c) tempo \times tipo de eletrodo.	48
Figura 21: Gráfico de Pareto para o ensaio de fósforo total.....	50

Figura 22: Gráfico de distribuição normal para os resíduos (a); e gráfico de dispersão (aleatoriedade) para os resíduos (b) para fósforo total. 51

Figura 23: Gráficos de superfície de resposta em função do eletrodo x tempo..... 51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Parâmetros inorgânicos para lançamentos de efluentes.	16
Tabela 2: Parâmetros orgânicos para lançamentos de efluentes.....	17
Tabela 3: Planejamento experimental para análise dos parâmetros de eletrólise.....	26
Tabela 4: Resultados do efluente bruto.	36
Tabela 5: Planejamento experimental estatístico tipo $2^2 \times 3$ para os fatores potencial (V), tempo (min) e tipo de eletrodo (Fe, Al, Cu) e resultados para e-coli, DBO, teor de fósforo e de detergente.....	36
Tabela 6: Análise de variância (ANOVA) para o ensaio de e-coli.	37
Tabela 7: Análise de variância (ANOVA) para o ensaio de DBO.	41
Tabela 8: Análise de variância (ANOVA) para o ensaio de Detergentes – Surfactantes aniônicos.....	46
Tabela 9: Análise de variância (ANOVA) para o ensaio de Fósforo total.....	49
Tabela 10: Análises realizadas com o efluente bruto, efluente após tratamento convencional e efluente após tratamento por eletrólise com eletrodos de ferro, Alumínio e cobre.....	52

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 OBJETIVOS	10
2.1 OBJETIVO GERAL.....	10
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	11
3.1 NOVO MARCO DO SANEAMENTO BÁSICO.....	11
3.1.1 Panorama atual.....	11
3.2 ÁGUA.....	12
3.2.1 Saneamento no Brasil.....	13
3.2.2 Esgoto Doméstico.....	13
3.3 LEGISLAÇÕES	15
3.3.1 Legislação Federal	15
3.3.2 Legislação Estadual.....	17
3.4 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....	18
3.5 SISTEMA DE TRATAMENTO CONVENCIONAL	18
3.5.1 Vantagens e Desvantagens do Sistema de Tratamento Convencional.....	19
3.6 SISTEMA DE TRATAMENTO ELETROLÍTICO.....	20
3.6.1 Vantagens e Desvantagens do Sistema de Tratamento por Eletrólise.....	22
3.5.2 Principais Parâmetros para Eficiência do Sistema de Tratamento por Eletrólise..	24
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	25
4.1 COLETA DO EFLUENTE	25
4.2 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL.....	26
4.3 TRATAMENTO ELETROQUÍMICO.....	27
4.4 CINÉTICA	28
4.5 CARACTERIZAÇÃO.....	29
4.5.1 E-Coli - Coliformes Totais e Escherichia Coli	29
4.5.2 DBO - Demanda bioquímica de oxigênio	30
4.5.3 Detergentes - Surfactantes Aniônicos	30
4.5.4 Fósforo total	31
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1 CINÉTICA	33
5.2 PARÂMETROS DO EFLUENTE	35

5.3 E-COLI - ESCHERICHIA COLI.....	37
5.4 DBO - DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO.....	41
5.5 DETERGENTES - SURFACTANTES ANIÔNICOS.....	45
5.6 FÓSFORO TOTAL.....	49
5.7 ENSAIOS ADICIONAIS.....	52
6 CONCLUSÃO.....	54
8 REFERÊNCIAS.....	55

1 INTRODUÇÃO

Assuntos como a redução dos recursos naturais e a intensificação de impactos ambientais à vida humana começam a ser relacionados com as atividades que os geram. O aumento populacional e desenvolvimento das grandes cidades e áreas industriais de maneira desorganizada causam um grande volume de resíduos. Esses resíduos quando não tratados causam uma série de problemas para a fauna e a flora, além de problemas de saúde aos humanos. Portanto, os mesmos devem ser devidamente tratados antes de dispensados em local apropriado. No entanto, o tratamento convencional tem elevado custo e geralmente não consegue remover micropoluentes. Diante disso, é necessário o desenvolvimento de técnicas mais sustentáveis ou aperfeiçoamento das existentes para redução de custos e aumento da eficiência no tratamento de efluentes sanitários.

O processo de eletrólise para tratamento de efluentes sanitários tem sido reavaliado por ser uma tecnologia simples, versátil e eficaz. A eletrólise se baseia no conjunto de reações geradas pela passagem de corrente elétrica entre dois eletrodos, induzida por uma fonte externa, ocorrendo um fluxo de elétrons. As reações de oxi-redução que ocorrem no meio removem os poluentes, como conceituou Atkins (1990).

Diante da problemática apresentada e também da literatura indicando boa eficiência, o presente estudo tem como objetivo o uso da eletrólise para o tratamento do efluente sanitário bruto de uma região específica da cidade de Criciúma. Também, a comparação dos resultados obtidos com o tratamento convencional utilizado atualmente. A expectativa do estudo é a de que o tratamento proposto remova os contaminantes para que seus níveis de concentração estejam de acordo com as legislações vigentes. Também, que o tratamento proposto se apresente mais eficiente e de menor custo em comparação ao tratamento convencional.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Realizar um estudo utilizando a técnica de eletrólise para o tratamento de efluente sanitário e comparar os resultados com a legislação vigente e o tratamento convencional.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Avaliar a eficiência do tratamento de efluente por meio do método de eletrólise com diferentes eletrodos (cobre, alumínio e ferro), valores de corrente e tempo de eletrólise;
- ✓ Avaliar os resultados obtidos utilizando métodos estatísticos.
- ✓ Comparação dos resultados obtidos com o tratamento convencional.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 NOVO MARCO DO SANEAMENTO BÁSICO

O saneamento no Brasil sofreu uma grande mudança em busca de melhorias nos serviços públicos de abastecimento de água do país. Em 2020 a Lei de Saneamento 11.445 foi alterada pelo presidente, tornando-se a Lei 14.026/2020 com alterações em diversos aspectos. A lei estipula um prazo até 2033 para que 99% da população tenha acesso à água tratada e que 90% tenham acesso a coleta de esgotos. A alteração na definição dos serviços públicos de saneamento básico tem como objetivo a universalização dos serviços de água e esgoto, a lei prevê também a injeção de maiores investimentos privados no setor de saneamento.

A pandemia do Covid-19 advertiu, ainda mais, a necessidade de medidas de saneamento básico no país e a obrigação da universalização dos serviços, uma atitude simples de higiene como lavar as mãos é uma das melhores atitudes para combater a doença (SILVA JUNIOR et al., 2021). Doenças veiculadas à falta de saneamento sobrecarregaram o sistema de saúde com mais de 273 mil pessoas internadas no ano de 2019, isso tudo devido à falta de saneamento básico (Agência Brasil, 2021).

No campo do tratamento da água de reuso na lei 14.026/2020 o art. 3º m 1, b delibera “esgotamento sanitário” como: efluente composto pelas atividades e pela disponibilização e manutenção de infraestruturas e instalações industriais que necessitam de coleta, transporte, tratamento e à disposição final apropriadas dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até a sua destinação final para o tratamento do efluente para formação de água de reuso ou sua deposição de forma adequada ao meio ambiente (FUNASA, 2021).

3.1.1 Panorama atual

Em constante ascensão a população mundial está projetada para atingir 9,7 bilhões até 2050, e, de acordo com as mesmas projeções, espera-se que 68% da população viverá em áreas urbanas e aproximadamente 2 bilhões de pessoas sofrerão com a insuficiência de água (KARIMI ALAVIJEH et al., 2021). O consumo de água doce aumentou 6 vezes no último século fruto do desenvolvimento econômico e aumento populacional (UNESCO, 2021).

Ainda que 70 % do mundo seja de água, somente 2,5 % é de água doce. A maior parte

dos 2,5% estão congeladas nas regiões polares e outra parte encontra-se em aquíferos de difícil acesso. Resultando que apenas 0,007% do total global de água é diretamente acessível para uso humano. Infelizmente parte da água doce é inapropriada devido a poluição, indústrias, descarte indevido de esgoto, estações de tratamentos, resíduos industriais, mineração entre outros (LE; NUNES, 2016; JELLALI *et al.*, 2021).

Milhares de pessoas não têm acesso à água potável e sofrem com as más condições de saneamento e higiene. Usar água imprópria para consumo causa doenças diarreicas e enteropatias ambientais, resultando em desnutrição, gastos com saúde pública e em muitos casos levam a morte (UNESCO, 2021).

3.2 ÁGUA

Recurso natural essencial para a vida, a água é fundamental para a sobrevivência humana, animal e vegetal. Com o crescimento econômico e populacional a demanda global de água potável aumenta constantemente. Interligada ao desenvolvimento humano e às mudanças climáticas a carência de água diminui severamente a biodiversidade e o crescimento industrial, tornando-se uma preocupação para com o suprimento apropriado de alimentos, vegetação e ambiente produtivo (KILIÇ, 2020).

A percepção da necessidade de conservação e reaproveitamento de água já vem tendo destaque importante na gestão sustentável. Atualmente o principal problema é atender à crescente demanda dos recursos hídricos, sem comprometer a necessidade das futuras gerações, já que a falta de água já é realidade em diversos lugares do mundo (ZORPAS, 2014). Alguns setores industriais demandam mais uso de água doce que outros, e a consequência negativa do aumento das áreas industriais e urbanas, além de aumentar o consumo de água há também maior poluição hídrica das águas residuais industriais e efluentes urbanos (LEME, 2014).

O aumento deste estresse hídrico e a maior ocorrência de eventos hidrometeorológicos extremos, como secas e inundações ligados a mudança climática, pode ter um impacto econômico e social bem significativo (KARIMI ALAVIJEH *et al.*, 2021). A água contaminada necessita de processos tecnológicos de descontaminação para ser reutilizada, este processo gera custos e resíduos (OFOSU& SARPONG, 2022).

3.2.1 Saneamento no Brasil

No Brasil, assim como no mundo a falta de investimentos e ineficácia nos serviços de saneamento básico afeta de forma negativa a economia devido aos gastos com a saúde da população. A falta de acesso ao saneamento encontra-se principalmente nas regiões mais carente como periferias e nas áreas rurais do país (SANTOS *et al.*, 2018).

Segundo resultado da Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílios (PNAD) em 2017 havia 97,2% da população brasileira utilizando serviços de água potável. Porém acredita-se que este elevado percentual não confere com a realidade, devido ao fato de que a qualidade da água distribuída não foi verificada (IBGE, 2017). As informações geradas pela vigilância da água são utilizadas no gerenciamento de riscos à saúde associados ao abastecimento de água, e quando necessário pode ser realizado um conjunto de ações pelas autoridades públicas visando garantir o abastecimento de água potável compatíveis com o estabelecido na legislação (BÁRTA *et al.*, 2021).

A cidade de Criciúma por sua vez, tem efluentes sanitários com característica particular, devido à vasta área degradada pela mineração de carvão da cidade e outras indústrias. A CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento) é responsável pelo tratamento dos efluentes desta região que utiliza como método de tratamento o lodo ativado, mundialmente utilizado para tratamento de despejos domésticos e industriais. Entretanto essa metodologia necessita de grande espaço estrutural e de um longo tempo de trabalho para completo tratamento, além da necessidade de adição de produtos químicos para obter-se a ação flocculante e coagulante (ALEXANDRE, 2018).

3.2.2 Esgoto Doméstico

O esgoto doméstico é definido pela ABNT NBR 9648/1986 como sendo um escoamento líquido que resulta do consumo da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas. Ocorre assim a formação do esgoto sanitário, que por sua vez, é descrito como despejo líquido composto por esgotos domésticos, industrial, água de infiltração e contribuição pluvial parasitária (ABNT, 1986).

Nas cidades a composição do esgoto varia de acordo com os hábitos de vida da população e a assiduidade com que novos tipos de contaminantes são produzidos e lançados no

ambiente. O esgoto doméstico contém, além de altos teores de matéria orgânica e patógenos, contaminantes empregados no nosso dia a dia, como produtos de limpeza doméstica, higiene pessoal e fármacos. Os elementos presentes nas descargas de dejetos domésticos e industriais apresentam mudanças bioquímicas e genotóxicas nos organismos aquáticos onde são despejados (DEL-GUERCIO; CHRISTOFOLETTI; FONTANETTI, 2017).

A CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento) é a principal responsável pelo tratamento de esgoto da cidade de Criciúma. Em teoria as ETEs de Criciúma recebem apenas efluentes domésticos, porém vale ressaltar que na região a atividade mineradora de carvão é predominante e que exista também a possibilidade de ligações de detritos de pequenas empresas à rede de esgoto comum, estas podem conter substâncias tóxicas com potencial de alterar os valores previstos pela legislação. O sistema de tratamento de esgoto da CASAN localizado no bairro Universitário é tratado por meio do método de UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) seguido de Lodo Ativado, utilizando um sistema de aeração mecânica por meio de sopradores de ar que proporciona maior aeração evitando geração de odores. A Figura 1 apresenta uma fotografia com visão aérea de uma ETE da CASAN localizada na cidade de Piçarras com tratamento pelo método convencional/Lodos Ativados.

Figura 1: Visão aérea de uma Estação de Tratamento de Esgoto da CASAN.



Fonte: Web site CASAN, 2021.

3.3 LEGISLAÇÕES

Com a finalidade de conservar os recursos hídricos, governantes do mundo todo criaram normas e leis que regulamentam os parâmetros de qualidade para água. Portanto, diversos efluentes indiferentes de suas propriedades devem acatar as normas vigentes estipuladas pela legislação do seu país (SILVA; SERPA; GRANDO, 2021). Os indicadores fundamentais referentes à qualidade da água são os parâmetros físico-químicos e microbiológicos, como: cor, turbidez, DBO (demanda bioquímica de oxigênio), DQO (demanda química de oxigênio), pH e óleos e graxas.

3.3.1 Legislação Federal

No Brasil o CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), é o órgão colegiado responsável pela implementação de medidas de natureza consultiva e deliberativa a respeito do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA). Esta comissão é formada por representantes do governo, empresários, representantes de ONG's, dentre demais integrantes da sociedade. Uma de suas jurisdições é estabelecer diretrizes, parâmetros e padrões referentes ao controle ambiental, principalmente para os recursos hídricos (CONAMA, 2022; ALEXANDRE, 2018).

A Resolução do CONAMA n°430/2011 alterou e complementou a Resolução n° 357/2005, ela prevê a classificação dos corpos de água, diretrizes ambientais para seu enquadramento e parâmetros para lançamento de efluentes em recursos hídricos. O lançamento de quaisquer fontes poluentes só pode ser executado diretamente em corpos receptores após adequado tratamento e respeitando os parâmetros exigidos na legislações n°430/2011 e outras normas aplicáveis (CONAMA, 2011).

A seção III, do artigo 21 da resolução n°430/2011exibe as Condições e Padrões para Efluentes de Sistemas De Tratamentos de Esgotos Sanitários, sendo as condições:

- a) pH entre 5 e 9;
- b) Temperatura inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
- c) Materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone *Inmhoff*. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis precisarão estar virtualmente ausentes;

d) Demanda Bioquímica de Oxigênio-DBO 5 dias, 20°C: máximo de 120mg/L.s, este limite apenas poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficácia de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que evidencie o cumprimento às metas do enquadramento do corpo receptor;

e) Óleos e graxas: até 100 mg/L;

f) Ausência de material flutuante;

A Tabela 1 apresenta os valores máximos de poluentes inorgânicos admissíveis para lançamentos de efluentes segundo Resolução n° 430/2011.

Tabela 1: Parâmetros inorgânicos para lançamentos de efluentes.

Parâmetros Inorgânicos	Valores Máximos
Arsênio total	0,5 mg/l
Bário total	5,0 mg/l
Boro total	5,0 mg/l
Cádmio total	0,2 mg/l
Chumbo total	0,5 mg/l
Cianeto total	1,0 mg/l
Cianeto livre	0,2 mg/l
Cobre dissolvido	1,0 mg/l
Cromo hexavalente	0,1 mg/l
Cromo trivalente	1,0 mg/l
Estanho total	4,0 mg/l
Ferro dissolvido	15,0 mg/l
Fluoreto total	10,0 mg/l
Manganês dissolvido	1,0 mg/l
Mercúrio total	0,01 mg/l
Níquel total	2,0 mg/l
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/l
Prata total	0,1 mg/l
Selênio total	0,3mg/l
Sulfeto	1,0 mg/l

Zinco total 5,0 mg/l

Fonte: Adaptado de CONAMA Resolução n°430/2011.

As Tabelas 2 apresenta os valores máximos de poluentes orgânicos admissíveis para lançamentos de efluentes segundo Resolução n° 430/2011.

Tabela 2: Parâmetros orgânicos para lançamentos de efluentes.

Parâmetros Orgânicos	Valores Máximos
Benzeno	1,2 mg/l
Clorifórmio	1,0 mg/l
Dicloroetano	1,0 mg/l
Estireno	0,07 mg/l
Etilbenzeno	0,84 mg/l
Fenóis totais	0,5 mg/l
Tetracloroeto de carbono	1,0 mg/l
Tricloroetano	1,0 mg/l
Tolueno	1,2 mg/l
Xileno	1,6 mg/l

Fonte: Adaptado de CONAMA, Resolução n°430/2011.

3.3.2 Legislação Estadual

Os Artigos 177 e 178 da Lei n. 14.675, de 13 de dezembro de 2009 foram substituídos pela Resolução CONSEMA N° 182, de 06 de agosto de 2021. Essa Resolução especifica os valores individuais de cada parâmetro de lançamento respeitando os limites da Resolução CONAMA 430/2011. Esta resolução institui uma série de metas que devem ser atingidas até 2031 quanto à eficiência dos sistemas de tratamento de esgoto. A Resolução CONSEMA N° 182 confirma que os efluentes apenas podem ser distribuídos direta ou indiretamente nos corpos de água interiores, lagunas, estuários e na beira-mar quando obedecidos os parâmetros previstos na REFERIDA LEGISLAÇÃO:

- pH entre 5,0 e 9,0;
- Obedecer ao limite de 4mg/l de concentração de fósforo total, significando para que o efluente atenda aos valores estabelecidos os sistemas de tratamento devem atuar no nível de

eficiência mínima de 75% na remoção do fósforo, sem alterar as características dos corpos de água previstas na lei;

- DBO 5 dias, 20°C no máximo de 90 mg/l para ETE Categoria 1 e 80 mg L para ETE categoria 2 e 3;

3.4 SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

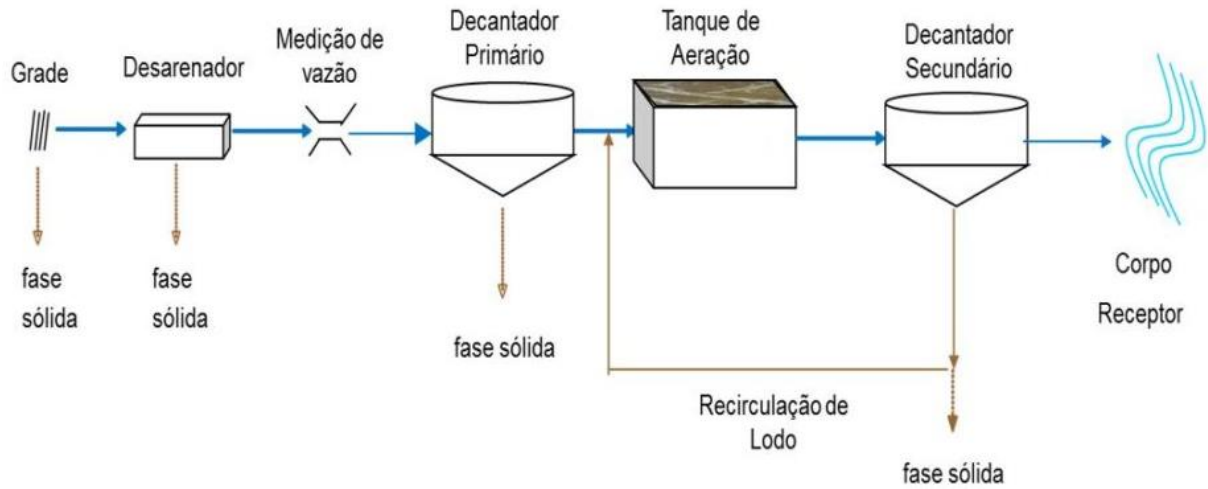
Composto por uma série de etapas e processos, um sistema de tratamento de esgoto tem como objetivo a remoção de elementos indesejáveis da água, para adequá-la aos parâmetros aceitos pelas legislações vigentes. Os métodos de tratamentos de efluentes existentes são divididos em três grupos, sendo eles os métodos físicos (peneiramento, sedimentação, decantação, flotação), biológicos (processo biológico aeróbico, processo biológico anaeróbico) e químicos (cloração, ozonização, radiação ultravioleta, eletrolítico) (MARCONDES, 2012).

Nos últimos anos, diversos estudos foram realizados com o intuito de encontrar melhores tecnologias para o tratamento de efluentes, como coagulação-floculação, filtração, eletrólises, reatores biológicos, biomassa aeróbicas, plasmas e separação por membranas. A demanda por novas tecnologias para o tratamento de água visando maior sustentabilidade está em constante destaque devido à degradação ambiental e aos efeitos econômicos negativos (BAIRAGI; ALI, 2020; ISSAOUI *et al.*, 2022).

3.5 SISTEMA DE TRATAMENTO CONVENCIONAL

O sistema de tratamento mais convencional utilizado em grandes estações de tratamento é o chamado Lodo Ativado. Desenvolvido no começo do século XX e foi assim definido por conta da formação de uma massa ativa de microrganismos que estabilizam aerobiamente os efluentes. De forma geral, é um processo biológico em que ocorre o cultivo e crescimento de bactérias na presença de oxigênio dissolvido. Seu funcionamento ocorre com um tratamento preliminar, formado por tanque de aeração e decantador primário, já a segunda fase é formada por um decantador secundário, tanque de aeração e recirculação do lodo. A fase sólida é então encaminhada de acordo com as legislações para um aterro sanitário (PONTES, 2020), conforme Figura 2.

Figura 2: Fluxograma do processo de Tratamento de esgotos por lodos ativados convencional.



Fonte: Adaptado de PONTES, 2020.

3.5.1 Vantagens e Desvantagens do Sistema de Tratamento Convencional

Em sua pesquisa Alexandre, (2018) cita alguns prós e contras sobre o sistema convencional de lodos ativados, como:

Vantagens:

- ✓ Alta eficiência na remoção de DBO;
- ✓ Nitrificação consistente
- ✓ Elevada resistência a alterações de carga e a cargas tóxicas;
- ✓ Possibilidade de remoção biológica de N e P;
- ✓ Baixos requisitos de área;
- ✓ Processo confiável, desde que supervisionado;
- ✓ Baixas possibilidades de maus odores, insetos e vermes;

Desvantagens:

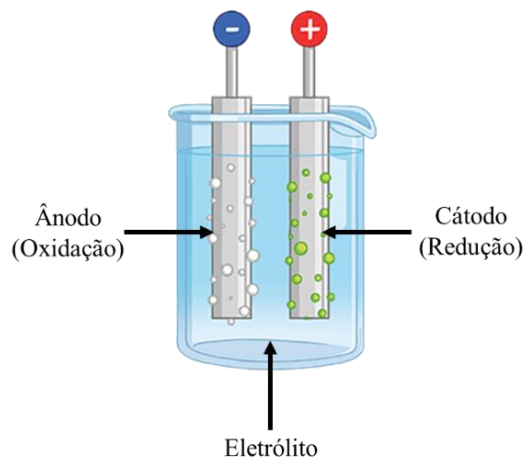
- ✓ Altos custos de implantação e operação;
- ✓ Alto consumo de energia;

- ✓ Necessidade de operação sofisticada;
- ✓ Alto consumo de insumos químicos;
- ✓ Sensível a variações climáticas e temperaturas;
- ✓ Sensibilidade a descargas tóxicas;
- ✓ Necessidade de uma disposição final em local próprio para o lodo;
- ✓ Possíveis problemas ambientais com ruídos e aerossóis;

3.6 SISTEMA DE TRATAMENTO ELETROLÍTICO

O sistema de tratamento eletrolítico foi empregado, pela primeira vez, por Webster em 1889, aplicado no tratamento de esgotos da cidade de Crossness, na Inglaterra. Fazia-se o uso de um sistema eletroquímico (Figura 3) com eletrodos de ferro e da adição de água do mar ao efluente a ser tratado com uma tensão de 10 volts no sistema (MARCONDES, 2012). Em 1946 um processo de eletrocoagulação foi empregado para um sistema de tratamento de água. O processo usou ânodos de alumínio para produzir flocos de alumínio pela reação no eletrodo seguida de hidrólise. Com a sedimentação dos flocos eletro gerados a água rapidamente ficou translúcida (MATTESON *et al.*, 1995).

Figura 3: Esquema de um sistema eletroquímico.



Fonte: Adaptado de Web site Manual da Química.

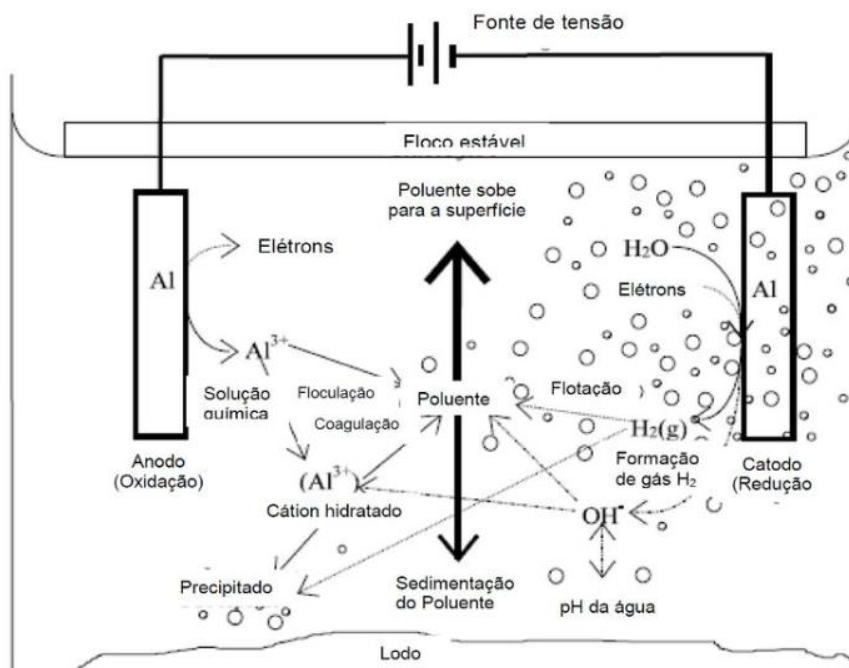
Basicamente pode-se definir eletrólise como um sistema em que dois eletrodos condutores são colocados em um meio líquido, neste sistema é destinado a uma corrente elétrica

contínua que conseqüentemente procede causando a decomposição química do eletrólito. Nomeadamente o eletrodo que cede elétrons e que oxida chama-se de ânodo, e o eletrodo que recebe elétrons e reduz chama-se de cátodo (Figura 4). Eletrodos de ferro e alumínio são os mais habituais devido ao baixo custo e eficiência satisfatória (GARCIA, 2002).

O tratamento de efluentes por eletrólise promove a retirada ou a destruição dos poluentes, direta ou indiretamente, através das reações de oxidação e/ou redução em células eletroquímicas, sem necessidade de adição em grandes doses de produtos químicos. Se sobressaindo sustentavelmente em comparação a outros sistemas de tratamento, pois impossibilita o desenvolvimento de organometálicos e também o aumento do volume de lodo a ser tratado (ROCHA *et al.*, 2009; FORMENTINI, 2012).

Aplicado a tratamento de efluente o mecanismo de eletrólise funciona principalmente em suspensões e emulsões. Dentre as diferentes reações que ocorrem nesse sistema as principais são: formação de gases como hidrogênio e oxigênio que facilita o acontecimento da eletrocoagulação e eletro floculação (Figura 4). Quando precipitados o material de maior densidade sedimentam os poluentes formam no fundo do recipiente (ALEXANDRE, 2018)

Figura 4: Sistema de interação de uma célula eletrolítica com eletrodo de alumínio.



Fonte: SINOTI, 2005.

Moussavi *et al.* (2021) avaliaram a eficiência do tratamento por eletrocoagulação com eletrodos de alumínio e aço inoxidável em efluente de uma refinaria de petróleo. Como conclusão observaram que 94% da matéria suspensa pode ser removida com condições ótimas de pH= 6. Notou-se também que pelo menos 90% da demanda química de oxigênio seria removida nestas condições, comprovando uma eficiente opção de tratamento de menor custo

Ano *et al.* (2019) estudaram a remoção de fósforo de um efluente por eletrólise e compararam a eficiência de eletrodos de alumínio e ferro. A alta concentração de fósforo vem do uso massivo de detergentes, fertilizantes químicos, esterco animal entre outros. As condições ótimas obtidas para eletrodos de alumínio foram: intensidade 1,09A, pH 4 e tempo 59,19 min e nestas condições foi possível remover 99,33% de fosfato do efluente.

Tchamango *et al.* (2010) se propuseram em um trabalho a examinar a eficiência de um tratamento eletrolítico por eletrocoagulação, aplicado a efluentes de laticínios. Os experimentos foram realizados utilizando um par de eletrodos de alumínio de tamanho 10 cm × 4 cm × 0,5 cm, imersos em uma profundidade de 5 cm em águas residuais artificiais feitas de soluções de leite em pó. Os flocos gerados durante este tratamento foram separados por filtração. A análise dos filtrados mostrou que a demanda química de oxigênio (DQO) foi reduzida em até 61% enquanto a remoção de fósforo, nitrogênio e turbidez foram de 89, 81 e 100%, respectivamente.

Khatoon *et al.* (2022) investigaram a remoção do tensoativo aniônico (Laurissulfato de Sódio) pelo método de eletrocoagulação utilizando eletrodos de cobre de uma solução aquosa. Os resultados experimentais mostraram que o surfactante aniônico (SLS) na solução aquosa foi efetivamente removido pelo processo de eletrocoagulação. Das condições ótimas obtidas a eficiência de remoção por eletrodos de cobre foi de até 74,30% com pH 7, voltagem 20 V, e tempo de 40 minutos.

3.6.1 Vantagens e Desvantagens do Sistema de Tratamento por Eletrólise

Atualmente há necessidade de inclusão de metodologias inovadoras, baratas e eficientes no tratamento de esgotos domésticos que, principalmente em países em desenvolvimento é eminente. O processo eletroquímico tem ficado à margem dos tratamentos utilizados para melhoria de alguns efluentes, contudo vem sendo repensado para aplicação em efluentes líquidos, apresentam algumas vantagens segundo Igwegbe *et al.*, (2021) e desvantagens segundo Alexandre, (2018), como:

Vantagens:

- ✓ Facilidade de operação;
- ✓ Possibilidade de automação;
- ✓ Curto tempo de operação;
- ✓ Alta eficiência na remoção de coliformes;
- ✓ Alta qualidade organoléptica;
- ✓ Nenhum ou uma quantidade insignificante de adição de produtos químicos;
- ✓ Produz menos sólidos totais;
- ✓ Maior capacidade de remoção de DQO e sólidos em suspensão dos efluentes em comparação com o tratamento por coagulação convencional;
- ✓ Mais sustentável;

Um ponto bem importante que demanda maior atenção é a vantagem financeira e ecológica deste sistema. Apesar de necessitar de estudos mais aprofundados sobre estes pontos positivos, estima-se que neste sistema o custo inicial é elevado para equipar corretamente a estação de tratamento de efluentes, porém a longo prazo é previsto que o custo para conservar e manter a estação em funcionamento seja menor se comparado aos sistemas de tratamentos convencionais, além de menor geração de lodo o que torna esse sistema mais sustentável.

Desvantagens:

- ✓ Necessidade de mão de obra qualificada para manutenção eletromecânica;
- ✓ Maior produção de lodos (comparação com processos biológicos);
- ✓ Necessidade de maior controle operacional;
- ✓ Necessidade de trocas periódicas dos eletrodos.

Estudos inovadores utilizando eletrólise de diversas maneiras têm sido encontrados na literatura, porém primeiramente é importante estudar e conhecer bem o sistema simples e básico de tratamento de efluentes domésticos.

3.5.2 Principais Parâmetros para Eficiência do Sistema de Tratamento por Eletrólise

Inúmeros trabalhos são encontrados na literatura apontando como parâmetros de grande importância a temperatura, pH, tempo de eletrólise (TCHAMANGO *et al.*, 2010; IGWEGBE *et al.*, 2021; IDUSUYI *et al.*, 2022; MOUSSAVI; PENDASHTEH; ALINIA, 2021). Nos subtítulos a seguir uma breve explicação sobre estes parâmetros são apresentadas.

Temperatura

De acordo com Wimmer, 2007, o aumento da temperatura da solução do efluente causa aumento da agitação dos íons produzidos o que facilita a colisão deles com o coagulante formado, facilitando a remoção por decantação ou sedimentação.

pH

O pH tem importância na eficiência da eletrólise pois ele influencia tanto a eficiência da corrente como a eficiência na solubilidade dos hidróxidos metálicos. Comumente nota-se que a eficiência de corrente do alumínio é maior em condições ácidas e alcalinas que em condições neutras. As melhores reduções de DQO são evidenciadas em pH em torno de 7, tendo em contrapeso maior consumo de energia (ALEXANDRE, 2018). Sendo uma função do pH, o tipo de coagulante gerado pode ser selecionado de modo que as condições ótimas sejam fornecidas para o objetivo em mente (MOUSSAVI; PENDASHTEH; ALINIA, 2021).

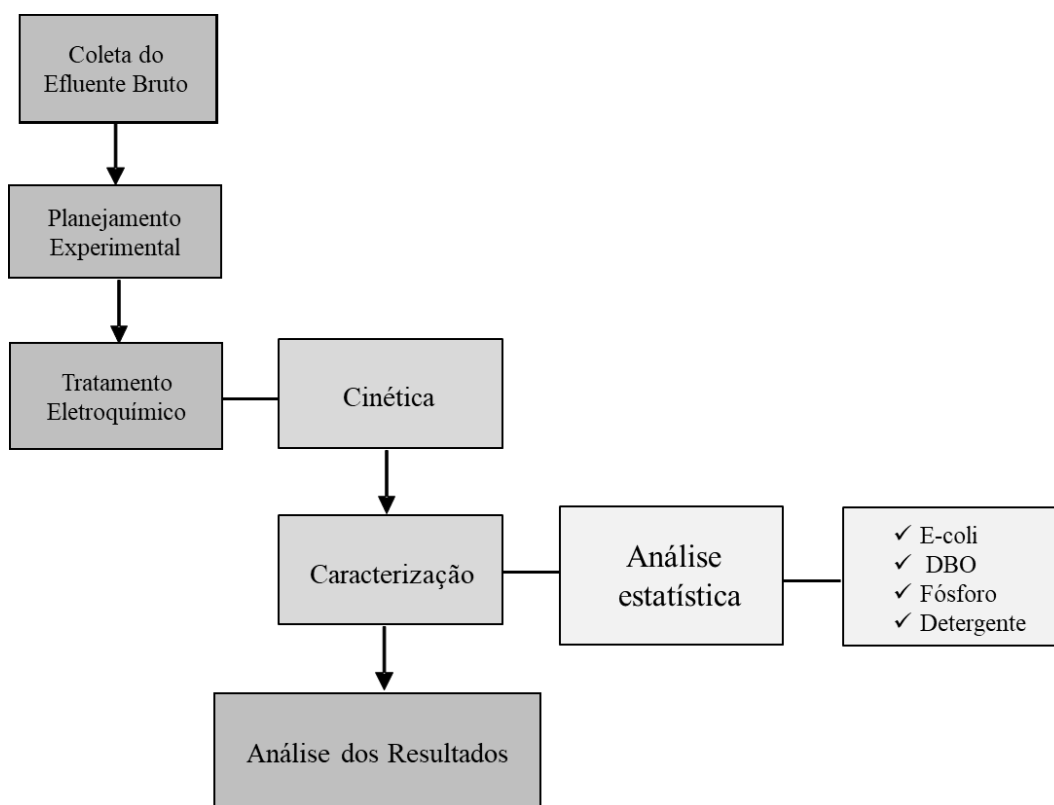
Tempo de eletrólise

Segundo pesquisa de Daneshvar *et al.*, (2007), o tempo de eletrólise tem significativa importância, pois quanto maior o tempo, maior é a concentração de íons e seus flocos de hidróxido. Como exemplo uma eletrólise foi realizada com tempo de 2 minutos e a remoção de cor foi de 15,53%, já com a ampliação do tempo da eletrólise para de 6 minutos, a remoção foi para 98,98%. Diferença expressiva na eficiência constatada.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

De acordo com o objetivo principal deste estudo um protótipo de bancada de um sistema eletrolítico foi montado visando o tratamento de um efluente sanitário pelo sistema de eletrólise. O protótipo foi confeccionado com três eletrodos diferentes (eletrodo de Ferro, eletrodo de Alumínio e eletrodo de Cobre), para avaliar-se também a influência do material dos eletrodos na eficiência do tratamento. As atividades desenvolvidas estão organizadas em um fluxograma conforme plano de estudo na Figura 5 que em sequência serão expostas detalhadamente:

Figura 5: Fluxograma do plano de estudo.



Fonte: A autora, 2022.

4.1 COLETA DO EFLUENTE

A amostragem do efluente utilizado neste estudo foi coletada na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), localizada na Rodovia Antônio Just, bairro Universitário da cidade de Criciúma – Santa Catarina. Em

meados de janeiro de 2022 o efluente foi coletado na entrada da ETE e corresponde ao efluente bruto, onde uma amostra de 50 litros sem preservantes foi recolhida e acondicionada em ambiente refrigerado, mantendo suas propriedades físicas e químicas até que se realizassem os testes laboratoriais por meio das eletrólises. As amostras coletadas foram encaminhadas ao (I.Parque) Parque Científico e Tecnológico da Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC IPAT - UNESC e ao laboratório SEQAE – CASAN para desenvolvimento e caracterização do estudo.

4.2 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

Com objetivo de aumentar a confiabilidade dos resultados e evitar quantidades exorbitantes de amostras e ensaios um planejamento experimental (Tabela 3) foi realizado. O planejamento fatorial adotado foi um planejamento tipo $2^2 \times 3$ realizado em triplicata, onde os fatores: potencial aplicado (volts) e tempo (minuto) são a dois níveis (2^2) e o tipo de eletrodo é a um nível (3^1). Para o fator potencial, os níveis são: 12 e 24 V. Para o fator tempo, os níveis são: 30 e 60 min, e para o tipo de eletrodo, os níveis são: eletrodos de ferro (1), alumínio (2) e cobre (3). A amperagem será fixa, mantida em 0,75 A. Entre todos os parâmetros de água analisados, para a análise estatística foram selecionados os ensaios de bactéria e-coli, DBO, teor de fósforo e de detergente. É por meio deste design experimental que o software (Statistica.10) foi usado para possíveis alterações sofridas pela variável de resposta, além de permitir uma análise comparativa dos resultados.

Tabela 3: Planejamento experimental para análise dos parâmetros de eletrólise.

Eletrólises	Variáveis			
		Tempo (min)	Voltagem (V)	Eletrodo
	1	-	-	1
Eletrodo	2	-	+	1
de Ferro	3	+	+	1
	4	+	-	1
Eletrodo	5	-	-	2
de	6	-	+	2
Alumínio	7	+	+	2

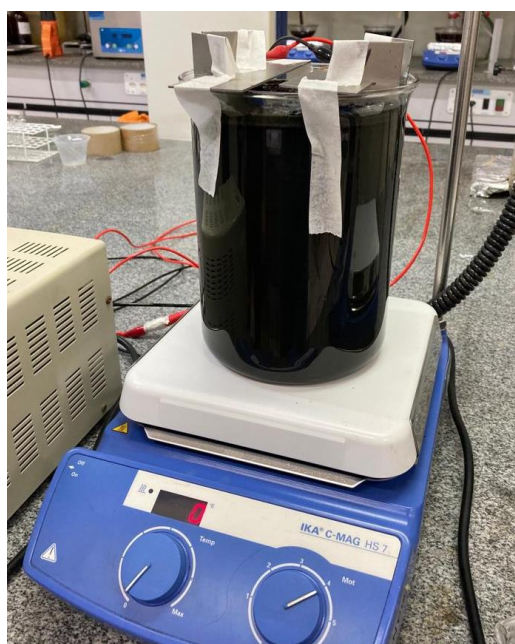
	8	+	-	2
	9	-	-	3
Eletrodo	10	-	+	3
de Cobre	11	+	+	3
	12	+	-	3

Fonte: Autora, 2022.

4.3 TRATAMENTO ELETROQUÍMICO

O protótipo de bancada de um sistema eletrolítico apresentado na Figura 6 foi confeccionado utilizando três diferentes eletrodos (ferro, alumínio e cobre) com as seguintes medidas: 0,1 cm de espessura, 4,0 cm de largura e 14,5 cm de comprimento, ou seja, cada eletrodo teve uma área total de 58 cm² e foi adicionado a um Becker de 1000 mL. Os eletrodos foram conectados a uma fonte da marca Icel, modelo PS 4000, com uma corrente elétrica de 0,75 A e a voltagem e tempo de eletrólise foram alteradas conforme o planejamento experimental. Para garantir a agitação da amostra, usou-se um agitador magnético, marca IKA, modelo C-MAG HS 7. A verificação da corrente e tensão foram feitas utilizando um multímetro da marca Minipa, modelo GT – 1003.

Figura 6: Protótipo do eletrolítico de bancada utilizado para tratamento de efluentes.



Fonte: A autora 2022.

Após o tratamento eletroquímico, as amostras foram filtradas utilizando papel filtro Whatman em um sistema de filtração a vácuo para eliminar o material coagulado (Figura 7) e seguirem para caracterização.

Figura 7: Filtração a vácuo de efluente tratado por eletrólise.



Fonte: A autora, 2022.

O experimento foi realizado no Laboratório de Processamento de Polímeros Avançados (LAPPA) localizado no Parque Científico e Tecnológico -I.Parque da Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC.

4.4 CINÉTICA

Com base em um estudo realizado pela acadêmica Anne Elizabeth Sausen Guidi (2021), que realizou uma cinética de reação de uma eletrólise com eletrodo de ferro, um estudo cinético foi realizado com o eletrodo de alumínio durante o tratamento eletrolítico, com intuito de analisar a cinética de reação do processo eletrolítico. Os experimentos foram realizados com tempo total de 90 minutos. Até 60 min foram coletadas 20 mL de amostra a cada 10 min e uma alíquota após 90 min de eletrólise. As alíquotas foram analisadas quanto aos parâmetros de DQO, fósforo, sulfeto e surfactantes. As amostras foram serão preservadas e analisadas no prazo de 24 horas.

4.5 CARACTERIZAÇÃO

As caracterizações físico-químicas do efluente realizadas e discutidas detalhadamente por meio do software de métodos estatísticos foram nos seguintes ensaios:

- ✓ E-Coli - Coliformes Totais e Escherichia Coli;
- ✓ DBO - Demanda bioquímica de oxigênio;
- ✓ Detergentes - Surfactantes Aniônicos;
- ✓ Fósforo total.

4.5.1 E-Coli - Coliformes Totais e Escherichia Coli

Os coliformes fecais e bactérias do gênero *Escherichia* são indicadores de contaminação fecal nas águas de abastecimento urbano. Segundo o Ministério da Saúde (2006), essas bactérias têm um alto índice de reprodução, principalmente em águas com temperaturas quentes de até 44,5 °C e são capazes de fermentar o açúcar presente no meio. Águas de abastecimento que não cumprem os parâmetros exigidos pelas normas vigentes deixam a população à mercê de doenças como febre tifoide, a febre paratifoide, a disenteria bacilar e o cólera causadas pelo excesso de coliformes.

O procedimento metodológico é baseado na norma *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Método 9223B) de 2017. A análise consiste em realizar soluções dos efluentes tratados em água destilada com adições de um substrato enzimático Colilert (que serve como nutriente para posterior detecção dos coliformes e bactérias *E-coli*). As soluções são despejadas em cartelas laboratoriais e mantidas em incubadora a 35 °C entre 12h e 24h até a leitura dos resultados. Os resultados para coliformes totais são obtidos através de uma multiplicação entre a contagem de concavidades grandes *versus* contagem de concavidades pequenas visíveis a olho nu. Para *E.coli* os resultados são obtidos através de uma multiplicação entre a contagem de concavidades grandes *versus* contagem de concavidades pequenas visíveis

através da câmera de luz ultravioleta (equipamento Espectrofotômetro UV- Visível, marca Merck, modelo PROVE 300) em 365 nm.

4.5.2 DBO - Demanda bioquímica de oxigênio

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) representa a concentração de oxigênio consumido durante a degradação biológica do material orgânico existentes em efluentes, é expressa geralmente em miligramas de oxigênio por litro. A determinação envolve a medida do consumo do oxigênio dissolvido utilizado por microrganismos durante a estabilização da matéria orgânica biodegradável. Ou seja, quanto maior a quantidade de matéria orgânica presente no efluente maior será a demanda de oxigênio (FINGER, 2018).

O procedimento metodológico respirométrico é baseado na norma *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, (método 5210 D) de 2017. A análise consiste em colocar as amostras (volume padronizado) em frascos próprios do equipamento medidor de DBO, (Marca WTW, modelo IS6), juntamente com uma solução inibidora de nitrificação e barras magnéticas. Na tampa dos frascos é assentado um suporte de borracha que serve para colocação de pastilhas de hidróxido de sódio. Por fim os frascos são totalmente vedados com o cabeçote de Oxitop (equipamento que realiza a medição) e encaminhados para uma estufa incubadora onde mantem-se em agitação por 5 dias com temperatura controlada de 20 °C. Após este período realiza-se a medição final da demanda bioquímica de oxigênio.

4.5.3 Detergentes - Surfactantes Aniônicos

Substâncias como sabões de ácidos graxos, alquil sulfatos, alquil éter sulfatos e os alquil sulfossuccinatos são os principais representantes da classe de surfactantes ou tensoativos aniônicos e são geralmente utilizados em produtos para limpeza em geral e cosméticos, consequentemente estes surfactantes estão presentes diariamente em nossas vidas. Logo os efluentes urbanos contêm uma grande quantidade de resíduos oriundo do uso doméstico destes

produtos, gerando grandes quantidades de espumas nos efluentes brutos além de causarem danos físico-químicos e biológicos no solo.

O procedimento metodológico é baseado na norma *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, (método 5540) de 2017. A análise consiste em basicamente em colocar aproximadamente 5ml do líquido a ser analisado em tubos de reação com adição de um reagente à base de substâncias ativas de azul de metileno (SAAM). A leitura dos resultados é dada em espectrofotômetro medida em 652 nm (marca Merck, modelo PROVE 300).

4.5.4 Fósforo total

O fosforo é um nutriente essencial para as plantas e animais e seres humanos, porém em grandes quantidades em águas pode causar a proliferação desenfreada de algas nas águas, e é responsável por limitar e esgotar oxigênio de peixes e outros organismos vivos.

O procedimento metodológico é baseado na norma *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, (Método 4500-P C). A análise consiste em diluições da amostra a ser analisada com adição de água destilada e reagente Vanadato Molibdato em quantidades padronizadas pelo método Colorimétrico do Ácido Vanadomolibdofosfórico que através dos fosfatos presentes nas formas orgânicas e inorgânicas condensadas (como meta, piro e outros polifosfatos) são convertidos em ortofosfato que reage com molibdato em meio ácido. Na presença de vanádio, o ácido molibdovanadofosfórico amarelo se forma. O resultado é dado pela intensidade da cor amarela que é proporcional à concentração de fosfato em leitura no Espectrofotômetro (marca Merck, modelo PROVE 300) medido em 652 nm.

Outros ensaios suplementares também foram realizados visando comparar a eficiência do tratamento eletrolítico com o tratamento convencional, sendo os ensaios para avaliação de:

- Turbidez (Método Nefelométrico 2130B; APHA, 2012);
- Óleos e graxas (Método de Extração Soxhlet; APHA, 2012);
- Demanda química de oxigênio - DQO (método colorimétrico de refluxo fechado – 5220 D – Standard Methods, 23ª edição);
- Nitrogênio nitrato (método Kit Nitrate Cell Test, Spectroquant);
- Nitrito (método colorimétrico – 4500 – NO₂⁻ B – Standard Methods, 23ª edição);
- Sulfato (método colorimétrico – 4500 – SO₄²⁻ - E – Standard Methods, 23ª edição).

- Sólidos Sedimentáveis (Método – 2540 F – Standard Methods, 23ª edição);
- Coliformes Totais (Método 9223B - Standard Methods, 23ª edição).

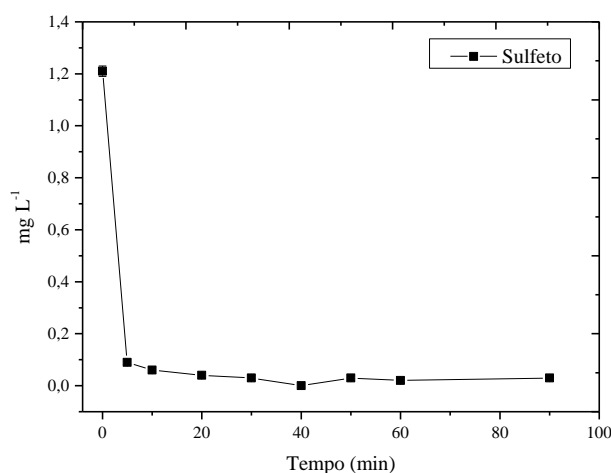
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, primeiramente são apresentados os resultados da cinética e em sequência a caracterização do efluente bruto (EB), ou seja, efluente sem qualquer tratamento (Tabela 4), seguindo com os resultados utilizando o processo de eletrólise com os eletrodos de ferro (1), alumínio (2) e cobre (3). É apresentada também uma comparação com os resultados do efluente tratado pelo processo convencional (ET).

5.1 CINÉTICA

Todas as análises cinéticas foram realizadas em triplicata e representadas pelos valores medianos nos gráficos a seguir. Utilizando o eletrodo de alumínio para todos os parâmetros a seguir. A Figura 8 apresenta o gráfico referente à cinética para o ensaio de sulfetos.

Figura 8: Remoção de sulfetos.

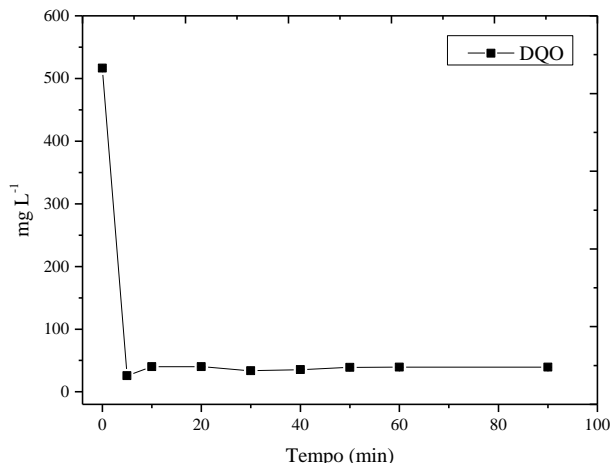


Fonte: A autora, 2022.

Nos primeiros 10 minutos já ocorre a maior remoção de sulfeto, em torno de 91,5%, mostrando eficiência já no início da remoção. O resultado final está dentro das normativas vigentes, pois tanto a Resolução CONAMA nº 430/2011 quanto a Lei Estadual 14.675/2009 exigem um valor máximo estabelecido de 1,0, mg/L de sulfeto. Durante a eletrocoagulação os sulfetos são oxidados, formando então os íons sulfatos (Ribeiro (2002)).

A Figura 9 apresenta o gráfico referente à cinética para o ensaio de DQO.

Figura 9: Remoção de DQO.

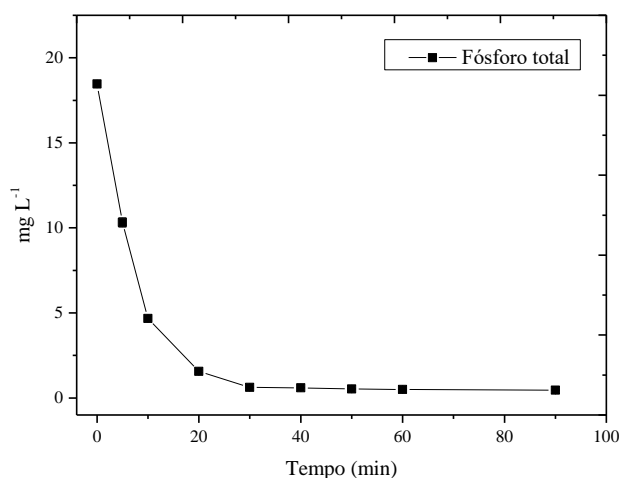


Fonte: A autora, 2022.

De acordo com a Figura 9, observa-se que a maior remoção de DQO (Demanda Química de Oxigênio) ocorreu também nos primeiros 5 minutos, em torno de 94%, mostrando alta eficiência no método de tratamento. Explica-se que quando a DQO é intensamente removida os compostos que reagem com Fe (II) ou Fe (III) para formar compostos insolúveis são completamente removidos. Sendo assim os íons de ferro coagulam a matéria orgânica acontecendo a flotação da mesma e retirada do efluente (GILI, 2015). Os valores de DQO estão dentro dos parâmetros vigentes.

A Figura 10 apresenta o gráfico referente à cinética para o ensaio de Fósforo total.

Figura 10: Remoção de fósforo.



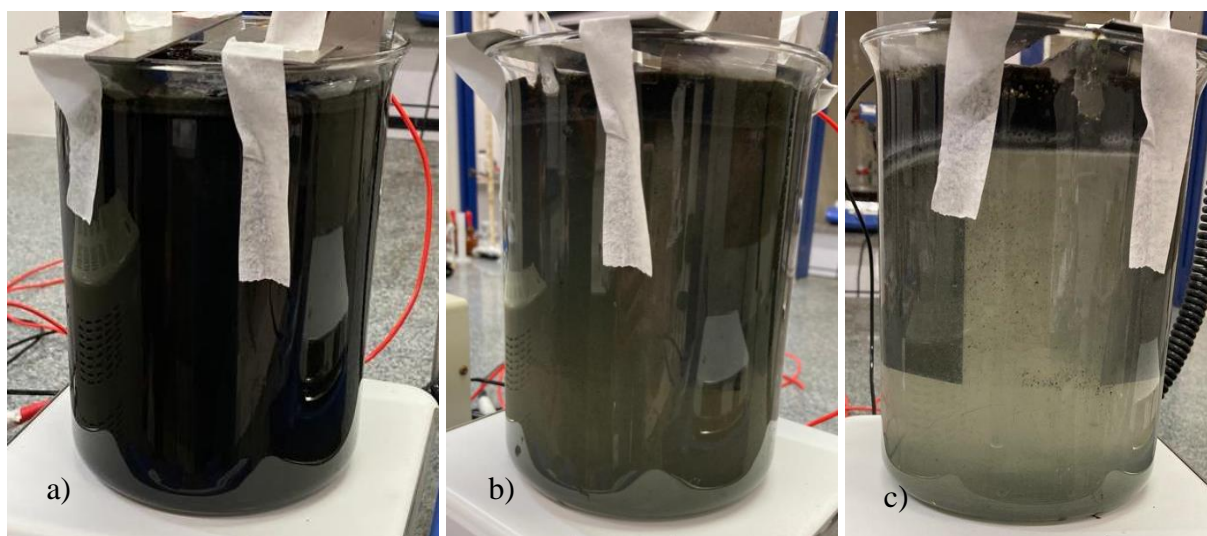
Fonte: A autora, 2022.

A Figura mostra que a maior remoção de fósforo, (em torno de 86%) ocorre nos primeiros 30 minutos de eletrólise, neste momento o valor de fósforo do efluente já atende à legislação para lançamento do efluente no corpo receptor.

5.2 PARÂMETROS DO EFLUENTE

A Figura 11 apresenta como exemplo o resultado do aspecto visual durante a realização do tratamento por meio da eletrólise. É possível observar a inicialmente um líquido de cor escura representando o efluente bruto antes de iniciar o tratamento eletrolítico, a segunda foto apresenta a flutuação dos poluentes, formando uma pequena camada de sobrenadantes, já a Figura 11 c) apresenta já um grande volume de material sobrenadante e uma transparência no líquido que está sendo tratado eletroliticamente.

Figura 11: Aspecto visual do efluente durante o processo de tratamento eletrolítico. a) antes do início do tratamento eletrolítico. b) início do tratamento eletrolítico. c) final do tratamento eletrolítico.



Fonte: A autora, 2022.

A Tabela 4 apresenta os valores obtidos nos ensaios com o efluente bruto antes de realizar o tratamento eletrolítico.

Tabela 4: Resultados do efluente bruto.

PARÂMETROS ANALISADOS		EB
Detergentes	mg/L	0,9
DBO	mg/L	1010,5
Fósforo total	mg/L de P	11,7
E. coli	NMP/100 mL	6,87x10 ¹⁰

Fonte: A autora, 2022.

Através do planejamento fatorial a Tabela 5 mostra todos os valores (em triplicata) para as variáveis de resposta selecionadas. Dentre todos os parâmetros e análises de água estudados, para a análise estatística foram selecionados os resultados da bactéria e-coli, DBO, teor de fósforo e de detergente.

Tabela 5: Planejamento experimental estatístico tipo 2²×3 para os fatores potencial (V), tempo (min) e tipo de eletrodo (Fe, Al, Cu) e resultados para e-coli, DBO, teor de fósforo e de detergente.

	Fatores			Resultados			
	Potencial (V)	Tempo (min)	Eletrodo	E-coli	DBO	Fósforo	Detergente
1	12	60	1	1,00×10 ⁵	15,93 mg/L	0,97 mg/L	0,4 mg/L
2	12	30	1	5,10×10 ⁵	15,36 mg/L	2,01 mg/L	0,4 mg/L
3	24	60	1	1,00×10 ⁻²	10,8 mg/L	1,87 mg/L	0,42 mg/L
4	24	30	1	1,00×10 ⁻²	12,65 mg/L	0,98 mg/L	0,27 mg/L
5	24	30	2	1,00×10 ⁵	12,2 mg/L	3,14 mg/L	0,45 mg/L
6	24	60	2	1,00×10 ⁵	17,1 mg/L	0,12 mg/L	0,4 mg/L
7	12	60	2	2,00×10 ⁵	15,4 mg/L	0,78 mg/L	0,49 mg/L
8	12	30	2	3,10×10 ⁵	8 mg/L	2,3 mg/L	0,49 mg/L
9	12	60	3	1,00×10 ⁻²	13 mg/L	4,28 mg/L	0,59 mg/L
10	24	60	3	1,00×10 ⁻²	11 mg/L	4,3 mg/L	0,65 mg/L
11	24	30	3	1,00×10 ⁻²	3,3 mg/L	0,38 mg/L	1,09 mg/L
12	12	30	3	1,00×10 ⁻²	17,7 mg/L	3,46 mg/L	0,54 mg/L
13	12	60	1	2,00×10 ⁵	12,82 mg/L	0,3 mg/L	0,45 mg/L
14	12	30	1	5,20×10 ⁵	13,55 mg/L	1,7 mg/L	0,37 mg/L
15	24	60	1	1,00×10 ⁻²	13,44 mg/L	0,89 mg/L	0,41 mg/L
16	24	30	1	1,00×10 ⁻²	15,03 mg/L	0,75 mg/L	0,27 mg/L
17	24	30	2	7,43×10 ³	12 mg/L	1,89 mg/L	0,47 mg/L

18	24	60	2	$3,65 \times 10^3$	21,3 mg/L	0,76 mg/L	0,38 mg/L
19	12	60	2	$1,55 \times 10^4$	14,8 mg/L	0,97 mg/L	0,46 mg/L
20	12	30	2	$9,80 \times 10^4$	8,7 mg/L	0,39 mg/L	0,49 mg/L
21	12	60	3	$1,00 \times 10^{-2}$	14,2 mg/L	1,37 mg/L	0,54 mg/L
22	24	60	3	$1,00 \times 10^{-2}$	12,5 mg/L	2,9 mg/L	0,66 mg/L
23	24	30	3	$1,00 \times 10^{-2}$	3,6 mg/L	1,67 mg/L	1,1 mg/L
24	12	30	3	$1,00 \times 10^{-2}$	18,3 mg/L	1,56 mg/L	0,48 mg/L
25	12	60	1	0,00	13,78 mg/L	0,88 mg/L	0,48 mg/L
26	12	30	1	$5,20 \times 10^5$	12,61 mg/L	2,43 mg/L	0,43 mg/L
27	24	60	1	$1,00 \times 10^{-2}$	9,16 mg/L	0,66 mg/L	0,36 mg/L
28	24	30	1	$1,00 \times 10^{-2}$	11,13 mg/L	1,12 mg/L	0,29 mg/L
29	24	30	2	$1,99 \times 10^4$	13,6 mg/L	1,02 mg/L	0,46 mg/L
30	24	60	2	$4,35 \times 10^3$	19,1 mg/L	0,1 mg/L	0,41 mg/L
31	12	60	2	$3,08 \times 10^4$	15,1 mg/L	1,2 mg/L	0,42 mg/L
32	12	30	2	$2,42 \times 10^4$	8,2 mg/L	0,67 mg/L	0,45 mg/L
33	12	60	3	$1,00 \times 10^{-2}$	13,6 mg/L	2,55 mg/L	0,58 mg/L
34	24	60	3	$1,00 \times 10^{-2}$	11,7 mg/L	2,96 mg/L	0,73 mg/L
35	24	30	3	$1,00 \times 10^{-2}$	3,2 mg/L	1,13 mg/L	1,08 mg/L
36	12	30	3	$1,00 \times 10^{-2}$	17,5 mg/L	0,84 mg/L	0,51 mg/L

Fonte: A autora, 2022.

5.3 E-COLI - ESCHERICHIA COLI

Estatisticamente a análise de variância (ANOVA) para os dados de e-coli em função do potencial aplicado (V), tempo total de eletrólise (min) e tipo de eletrodo é mostrada na Tabela 6. Como é um planejamento fatorial misto com 2 e 3 níveis são considerados o modelo linear (L) e o quadrático (Q) para todas as seguintes análises estatísticas. Segundo Montgomery e Hunter, (2002) estatisticamente os modelos lineares ou quadráticos são determinados a partir de equações pré-definidas utilizando a soma dos quadrados do grau de liberdade.

Tabela 6: Análise de variância (ANOVA) para o ensaio de e-coli.

Fator	SQ	gL	MQ	F	p
(1) Potencial, V (L)	$1,461 \times 10^{11}$	1	$1,461 \times 10^{11}$	21,95	0,000077
(2) tempo, min (L)	$5,883 \times 10^{10}$	1	$5,883 \times 10^{10}$	8,84	0,006281
(3) Eletrodo (L)	$1,426 \times 10^{11}$	1	$1,426 \times 10^{11}$	21,43	0,000089
Eletrodo (Q)	$6,937 \times 10^6$	1	$6,937 \times 10^6$	0,001	0,974491
1L×2L	$5,575 \times 10^{10}$	1	$5,575 \times 10^{10}$	8,38	0,007595

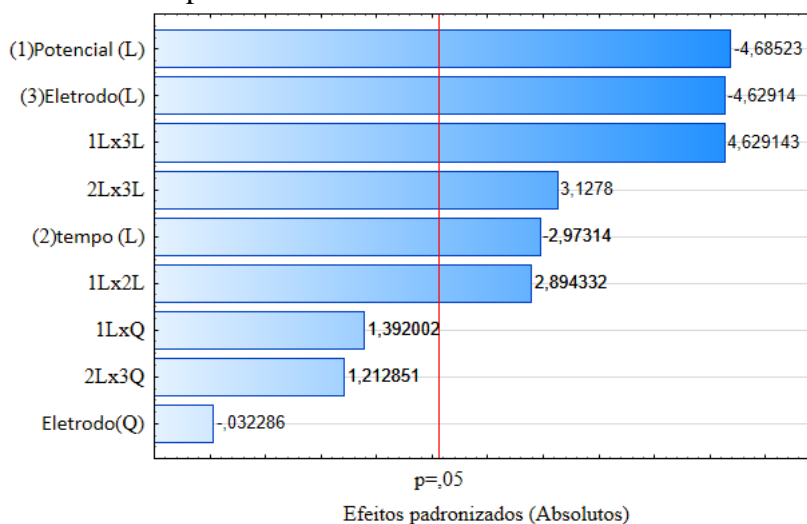
1L×3L	1,426×10 ¹¹	1	1,426×10 ¹¹	21,43	0,000089
1L×3Q	1,289×10 ¹⁰	1	1,289×10 ¹⁰	1,94	0,175716
2L×3L	6,510×10 ¹⁰	1	6,510×10 ¹⁰	9,78	0,004306
2L×3Q	9,789×10 ⁹	1	9,789×10 ⁹	1,47	0,236092
Erro	1,730×10 ¹¹	26	6,655×10 ⁹		
Total SQ	8,067×10 ¹¹	35			

Fonte: A autora, 2022.

Na Tabela 6 SQ é a soma dos quadrados, gL os graus de liberdade do experimento, MQ as médias quadráticas, e F e p são os testes estatísticos de significância. Considerando-se que para $p < 0,05$ o fator (ou interação) é significativamente estatístico a 95% de confiabilidade, ou seja, que este fator (ou interação) afeta a variável de resposta, todos os fatores isoladamente (potencial, tempo, eletrodo) e as interações potencial × tempo, potencial × eletrodo, e tempo × eletrodo são significativos para o ensaio de e-coli (MONTGOMERY; RUNGER, 2002).

O gráfico de Pareto para o ensaio de E-coli é mostrado na Figura 12. Pela ANOVA (Tabela 6) e pelo gráfico de Pareto pode-se observar que apenas o modelo linear (L) foi significativo para os fatores e interações. Desta forma, apenas este modelo será considerado para análise.

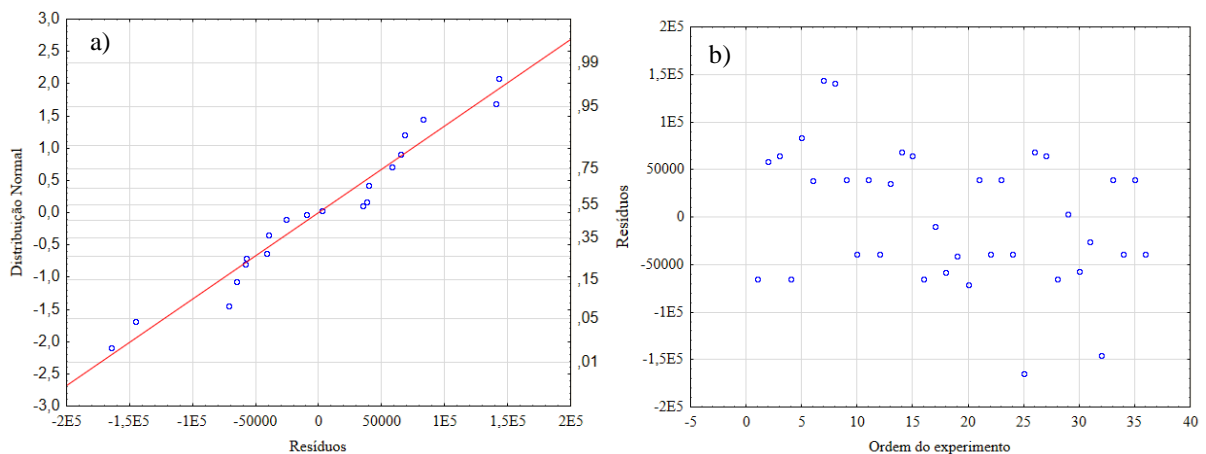
Figura 12: Gráfico de Pareto para o ensaio de e-coli.



Fonte: A autora, 2022.

Analisando-se a ANOVA e o Pareto para o ensaio de E-coli, os efeitos do potencial de eletrólise (L) e do tipo de eletrodo (L), além da interação entre eles são os mais significativos para a redução da bactéria e-coli. Para validar o modelo, o gráfico de distribuição normal × resíduos para o ensaio de E-coli é mostrado na Figura 13. a). Os dados experimentais alinham-se adequadamente a uma distribuição normal conforme visto na Figura 13. b), com um coeficiente de determinação $R^2=0,79$. Além disto, o experimento foi conduzido de forma aleatória, como pode ser observado pela dispersão dos resíduos quando se considera a ordem sequencial (não aleatória) dos experimentos. Desta forma, os resultados para o ensaio com e-coli seguem uma distribuição normal e os dados foram obtidos de forma aleatória, não havendo viés no experimento.

Figura 13: Gráfico de distribuição normal para os resíduos (a); e gráfico de dispersão (aleatoriedade) para os resíduos (b) para o ensaio E.coli.



Fonte: A autora, 2022.

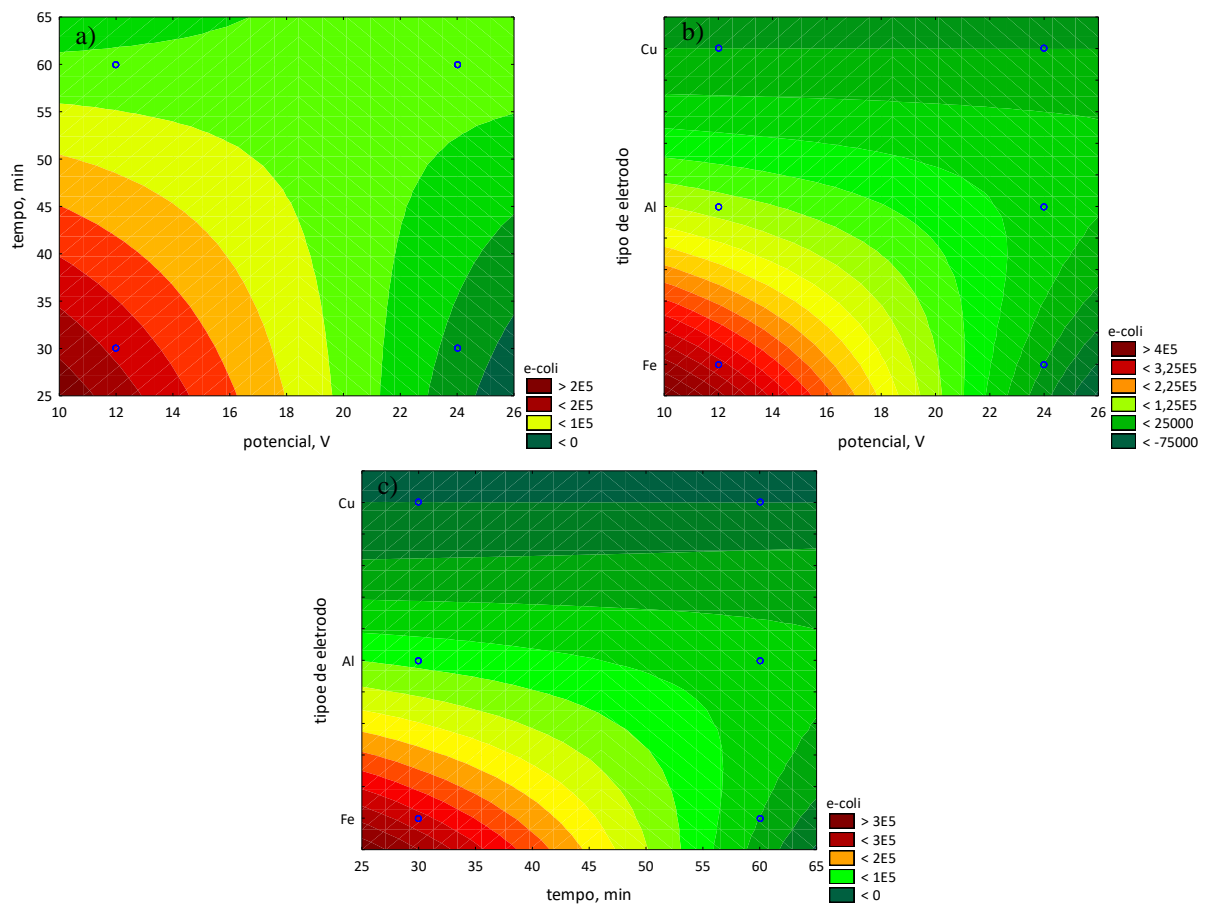
Como as interações entre os fatores principais foram significativas, podem ser utilizados gráficos de superfície de resposta para auxiliar na interpretação dos resultados conforme Figura 14. O maior número de colônias de e-coli ocorre quando se utiliza o menor potencial de eletrólise (12 V) combinado ao menor tempo de processo (30 min) (Figura 14. a). A menor contagem de colônias ocorre para o maior potencial no menor tempo de processo, ou menor potencial no maior tempo de processo, em um típico efeito de sela para a eletrólise.

Considerando o potencial de eletrólise em relação ao tipo de eletrodo (Figura 14. b), a maior contagem de colônias ocorre para o menor potencial combinado com o eletrodo de ferro. Porém, quando se aumenta o potencial a contagem de colônias diminui para o eletrodo de Fe.

Quando se utiliza o eletrodo de cobre a contagem de colônias é baixa para qualquer potencial utilizado. Para o eletrodo de alumínio a contagem tende a ser mais baixa com menor potencial de eletrólise.

A análise do tempo de eletrólise em função ao tipo de eletrodo é similar a anterior (Figura 14. c), a maior contagem de colônias ocorre para o menor tempo combinado com o eletrodo de ferro. Quando se aumenta o tempo de processo a contagem de colônias diminui para o eletrodo de Fe. A contagem de colônias é quase nula para qualquer tempo quando se utiliza o eletrodo de cobre. Para o eletrodo de alumínio a contagem tende a ser mais baixa com menor potencial de eletrólise.

Figura 14: Gráficos de superfície de resposta (de contorno) para o ensaio de e-coli em função de: (a) potencial × tempo; (b) potencial × tipo de eletrodo; (c) tempo × tipo de eletrodo.



Fonte: A autora, 2022.

A partir dos resultados obtidos para a contagem de colônias de e-coli é possível obter um modelo de regressão estatisticamente significativo (Equação 1). O modelo de regressão

mostra que o efeito dos fatores individuais (potencial, tempo, eletrodo) diminui a contagem de e-coli, mas suas interações tendem a aumentar sua contagem.

Equação 1:

$$\begin{aligned}
 e - coli = & 76773 - 63701x_{potencial} - 40423x_{tempo} - 77083x_{eletrodo} \\
 & + 39351x_{potencial}x_{tempo} + 77083x_{potencial}x_{eletrodo} \\
 & + 52083x_{tempo}x_{eletrodo} \pm 13596
 \end{aligned}$$

Tanto as resoluções federais quanto as resoluções estaduais não apresentam valores mínimos estipulados para a presença da bactéria E.coli, sendo assim, não existem valores normativos para este ensaio, porém é de grande importância que esses valores sejam mínimos, ou tendentes a zero, pois esse fator está diretamente ligado a questões de saúde pública.

Em todas as eletrólises realizadas (eletrodos de ferro, alumínio e cobre) os valores mostraram maior eficiência se comparados ao tratamento convencional ($2,25 \times 10^6$).

A literatura apresenta como exemplo um estudo que utiliza do método de tratamento eletrólise-fenton para auxiliar na remoção de coliformes totais e E.coli. Foram utilizados um par de eletrodos de alumínio ligado a uma fonte e no tratamento do efluente foram adicionadas pequenas quantidades de sulfato ferroso hepta hidratado e peróxido de hidrogênio (30%) o efluente continha um teor de coliformes de 200 MPN por 100 m/L e foi possível obter 99,9% de remoção (AZIZ; OTHMAN; ABU AMR, 2013).

5.4 DBO - DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

Estatisticamente a análise de variância (ANOVA) para os dados de DBO em função do potencial aplicado (V), tempo total de eletrólise (min) e tipo de eletrodo é mostrada na Tabela 7.

Tabela 7: Análise de variância (ANOVA) para o ensaio de DBO.

Fator	SQ	gL	MQ	F	p
(1) Potencial, V (L)	35,4819	1	35,4819	6,808	0,014849
(2) tempo, min (L)	64,2669	1	64,2669	12,331	0,001647

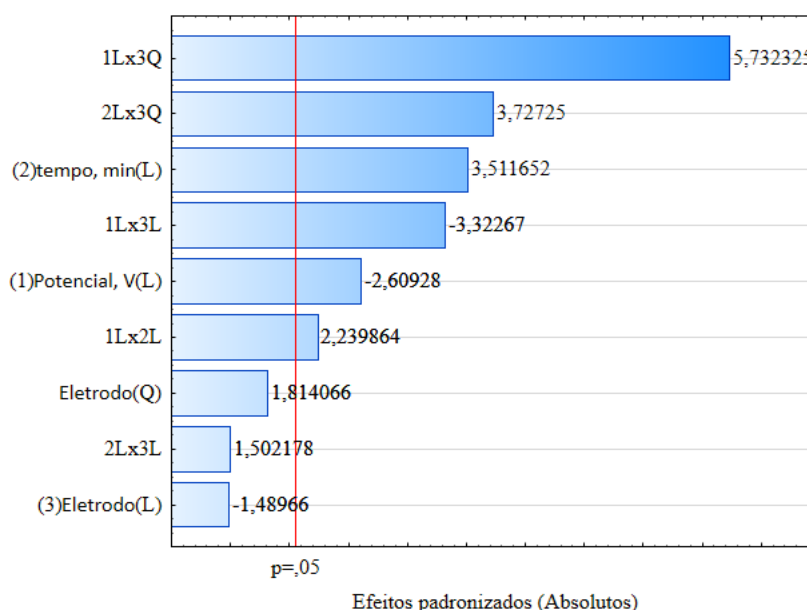
(3) Eletrodo (L)	11,5648	1	11,5648	2,219	0,148346
Eletrodo (Q)	17,1503	1	17,1503	3,290	0,0811225
1L×2L	26,1462	1	26,1462	5,017	0,002654
1L×3L	57,5361	1	57,5361	11,040	0,000005
1L×3Q	171,2484	1	171,2484	32,859	0,145100
2L×3L	11,7600	1	11,7600	2,256	0,145100
2L×3Q	72,4006	1	72,4006	13,892	0,000948
Erro	135,4996	26	5,215		
Total SQ	603,0547	35			

Fonte: A autora, 2022.

Novamente considerando que para $p < 0,05$ o fator (ou interação) é significativamente estatístico a 95% de confiabilidade. Os fatores isoladamente (potencial (L), tempo(L)) e as interações potencial \times tempo (L e Q), potencial (L) \times eletrodo (L), e tempo (L) \times eletrodo (Q) são significativos para o ensaio de DBO, com um coeficiente de determinação $R^2 = 0,77$ e R^2 ajustado de 0,69, indicando, uma forte correlação entre as variáveis (MONTGOMERY; RUNGER, 2002; COUTINHO et al., 2012).

O gráfico de Pareto para o ensaio de DBO é mostrado abaixo na Figura 15.

Figura 15: Gráfico de Pareto para o ensaio de DBO.



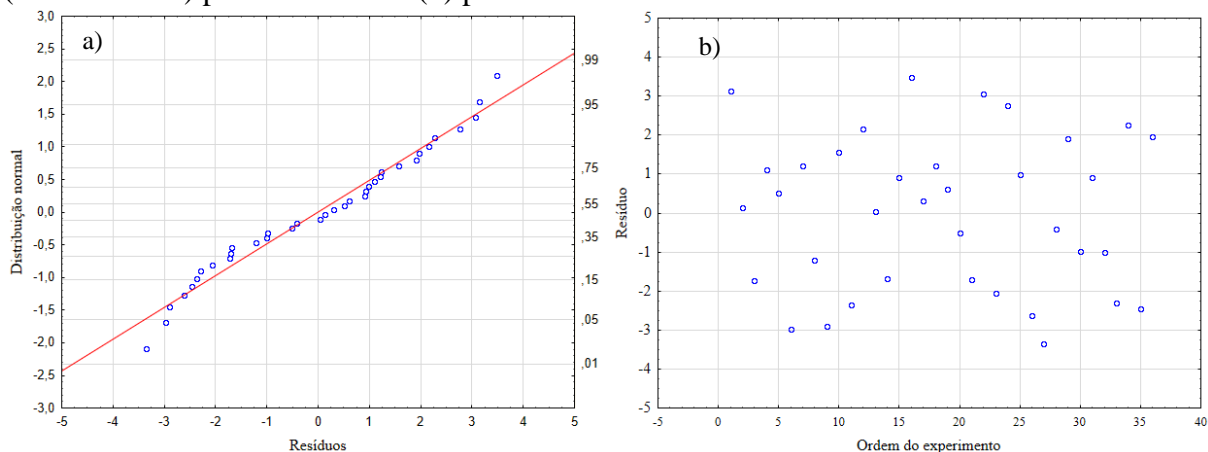
Fonte: A autora, 2022.

Pela ANOVA (Tabela 7) e pelo gráfico de Pareto pode-se observar que o modelo linear (L) e também o modelo quadrático (Q) foram significativos para os fatores e interações. Desta forma, apenas este modelo será considerado para análise.

Analisando os resultados do gráfico de Pareto para o ensaio de DBO, os efeitos das interações entre potencial de eletrólise (L) x eletrodo (Q), tempo (L) x eletrodo (Q), potencial (L) x tempo (L) e o fator tempo (L) são os mais significativos e influenciam positivamente, ou seja, aumentam os valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Já potencial (L) x eletrodo (L) e o fator potencial de eletrólise (L) tem significância estatística negativa, ou seja, diminuem a demanda bioquímica de oxigênio.

Para validar o modelo, o gráfico de distribuição normal × resíduos do ensaio de DBO é mostrado na Figura 16 a), onde os dados experimentais alinham-se adequadamente a uma distribuição normal. Na Figura 16 b) observa-se que o experimento também foi conduzido de forma aleatória. Ou seja, os resultados para o ensaio com DBO, assim como o ensaio E.coli seguem uma distribuição normal e os dados foram obtidos de forma aleatória.

Figura 16: Gráfico de distribuição normal para os resíduos (a); e gráfico de dispersão (aleatoriedade) para os resíduos (b) para o ensaio DBO.



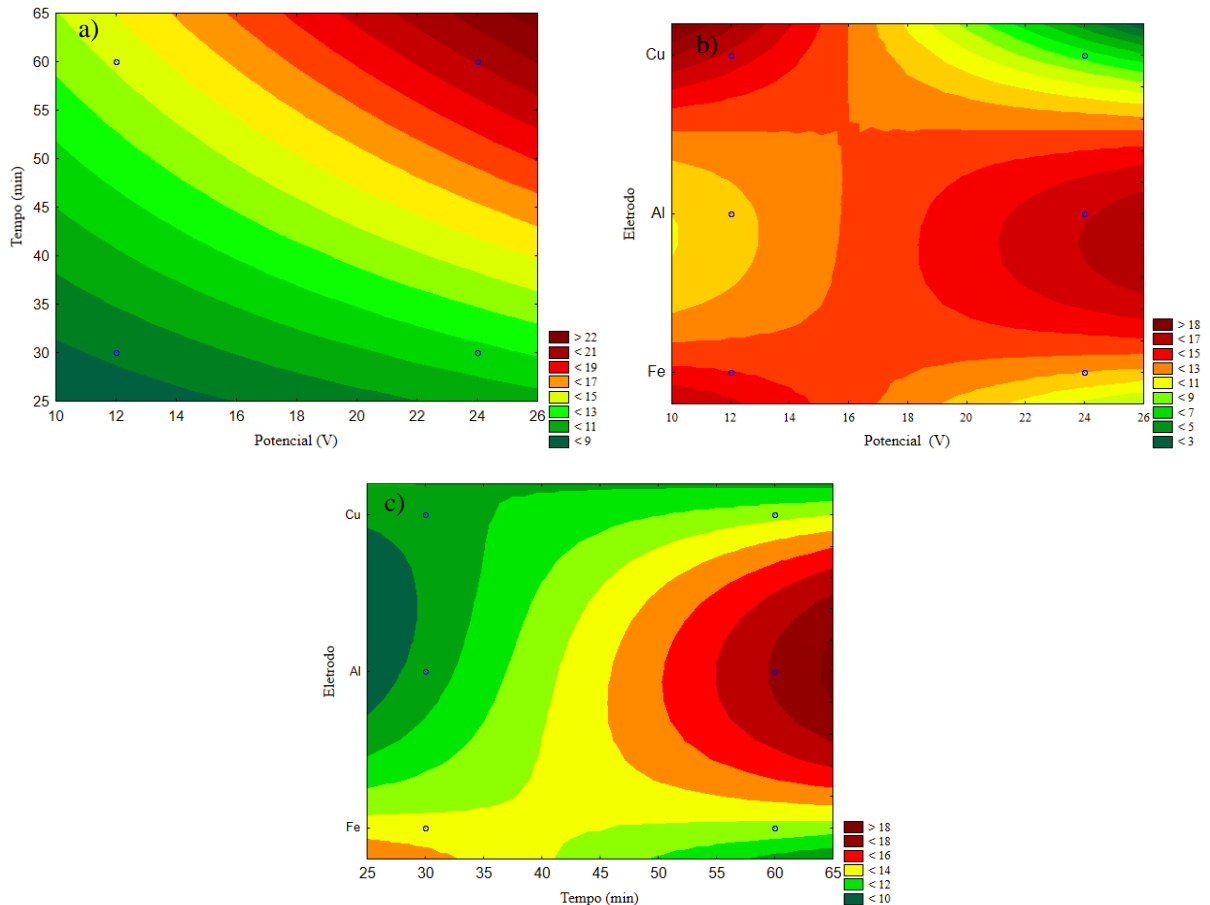
Fonte: A autora, 2022.

Como as interações entre os fatores principais foram significativas, podem ser utilizados gráficos de superfície de resposta para auxiliar na interpretação dos resultados conforme Figura 17. A maior demanda bioquímica de oxigênio ocorre quando se utiliza o maior potencial de eletrólise (12 V) combinado ao maior tempo de processo (30 min) (Figura 17. a). A menor demanda bioquímica de oxigênio ocorre para o menor potencial e no menor tempo de processo.

Considerando o potencial de eletrólise em relação ao tipo de eletrodo (Figura 17. b), a menor demanda bioquímica de oxigênio ocorre para o maior potencial combinado com o eletrodo de cobre. Quando se utiliza o eletrodo de ferro combinado com o maior potencial também se pode considerar baixa demanda de oxigênio.

Para a análise do tempo de eletrólise em função ao tipo de eletrodo (Figura 17. c), a menor demanda bioquímica de oxigênio ocorre igualmente para o eletrodo de cobre e de alumínio com menor tempo. A utilização do eletrodo de alumínio combinado com o maior tempo de eletrólise apresenta a maior demanda bioquímica de oxigênio.

Figura 17: Gráficos de superfície de resposta (de contorno) para o ensaio de DBO em função de: (a) potencial \times tempo; (b) potencial \times tipo de eletrodo; (c) tempo \times tipo de eletrodo.



Fonte: A autora, 2022.

O valor para DBO do efluente bruto antes de receber tratamento era de 976,5 mg/L, após tratamento os valores foram de 13,01 mg/L para o eletrodo de ferro, 13,79 mg/L para o eletrodo de alumínio e de 11,63 para o eletrodo de cobre obtendo uma fantástica redução média de

98,6%. Se comparado ao tratamento convencional (29,7 mh/L) o tratamento eletrolítico apresentou uma eficiência 75% maior.

A legislação estadual CONAMA 430 estabelece que a demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias (mantida a 20 °C) deve ser de no máximo 80 mg/l, ou este limite somente pode ser ultrapassado quando o efluente for residuário de tratamento biológico de água que tenha obtido redução mínima de 80%, para assim deposição em corpo receptor. E o CONSEMA (Resolução CONSEMA N° 182), deve ter no máximo de 80 a 90mg/l de acordo com a vazão da ETE.

Os valores de DQO são sempre maiores que os valores de DBO, pois faz parte de qualquer material presente no meio que pode sofrer oxidação e já a DBO é apenas a matéria biodegradável.

Barrera-Díaz; Frontana-Uribe e Bilyeu, (2014) descrevem em um processo eletroquímico utilizando eletrodos de cobre que é possível melhorar a qualidade do efluente e reduzir significativamente a quantidade de DBO e DQO devido ao processo no qual a reação catódica é usada para produzir flóculos de Cu (OH), (sobrenadantes) que em sequência são retirados do efluente por filtração. Eles atingiram valores de 81% de redução de DBO e 78% de redução de DQO o que confirma que o processo eletroquímico com eletrodos de cobre melhora de maneira eficiente e rápida o tratamento de efluentes.

5.5 DETERGENTES - SURFACTANTES ANIÔNICOS

Estatisticamente a análise de variância (ANOVA) para os dados de detergentes - surfactantes aniônicos em função do potencial aplicado (V), tempo total de eletrólise (min) e tipo de eletrodo é mostrada na Tabela 8.

Assim como nas análises anteriores, considerando que para $p < 0,05$ o fator (ou interação) é significativamente estatístico a 95% de confiabilidade, ou seja, que este fator (ou interação) afeta a variável de resposta, os fatores isoladamente de potencial (L), eletrodo (L) e eletrodo (Q) e as interações potencial de eletrólise (L) x tempo (L), potencial (L) x eletrodo (L), potencial (L) x eletrodo (Q) e tempo (L) x eletrodo (L) são significativos para o ensaio de detergentes, com um coeficiente de determinação $R^2 = 0,90$ e R^2 ajustado de 0,87, indicando, uma correlação fortíssima entre as variáveis. (MONTGOMERY; RUNGER, 2002). Novamente como nas análises anteriores, todos os valores com significância estatística são demonstrados na cor vermelha.

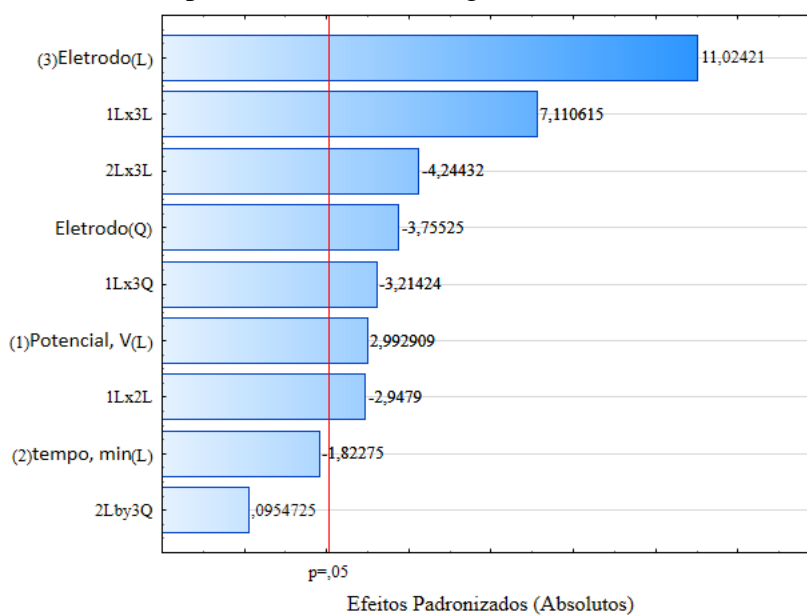
Tabela 8: Análise de variância (ANOVA) para o ensaio de Detergentes – Surfactantes aniônicos.

Fator	SQ	gL	MQ	F	p
(1) Potencial, V (L)	0,04913	1	0,04913	8,9575	0,005988
(2) tempo, min (L)	0,01822	1	0,01822	3,3224	0,079862
(3) Eletrodo (L)	0,66666	1	0,66666	121,5332	0,000000
Eletrodo (Q)	0,07735	1	0,07735	14,1019	0,000882
1L×2L	0,04866	1	0,04866	8,6901	0,006676
1L×3L	0,27735	1	0,27735	50,5608	0,000000
1L×3Q	0,05667	1	0,05667	10,3313	0,003478
2L×3L	0,09881	1	0,09881	18,0143	0,000247
2L×3Q	0,00005	1	72,4006	0,0091	0,924672
Erro	0,142662	26	0,00548		
Total SQ	1,43456	35			

Fonte: A autora, 2022.

O gráfico de Pareto para o ensaio de detergentes é mostrado na Figura 18, pode-se observar que o modelo linear (L) e também o modelo quadrático (Q) foram significativos para os fatores e interações.

Figura 18: Gráfico de Pareto para o ensaio de detergentes.

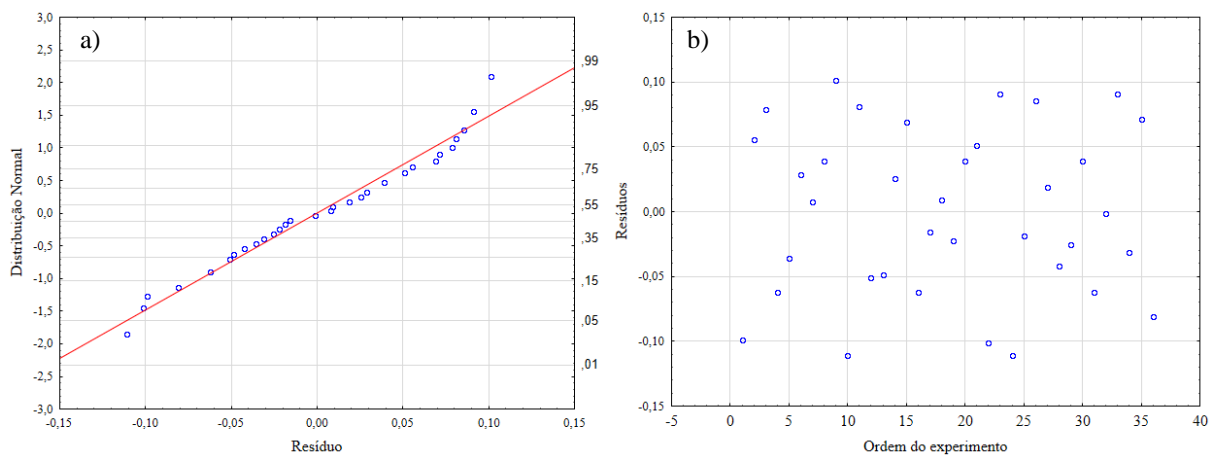


Fonte: A autora, 2022.

Analisando os resultados do gráfico de Pareto para o ensaio de detergentes, os efeitos das interações entre potencial de eletrólise (L) x tempo (L), potencial (L) x eletrodo (Q), tempo (L) x eletrodo (Q) e isoladamente o fator eletrodo (Q) influenciam negativamente, ou seja, para o menor valor de detergentes totais.

Para validar o modelo, o gráfico de distribuição normal \times resíduos e o gráfico de dispersão do ensaio de detergentes é mostrado na Figura 19 a) e b). Assim como nas análises anteriores os gráficos apresentaram distribuição normal e aleatoriedade na ordem dos experimentos.

Figura 19: Gráfico de distribuição normal para os resíduos (a); e gráfico de dispersão (aleatoriedade) para os resíduos (b). Ambos resultados do ensaio de detergentes.



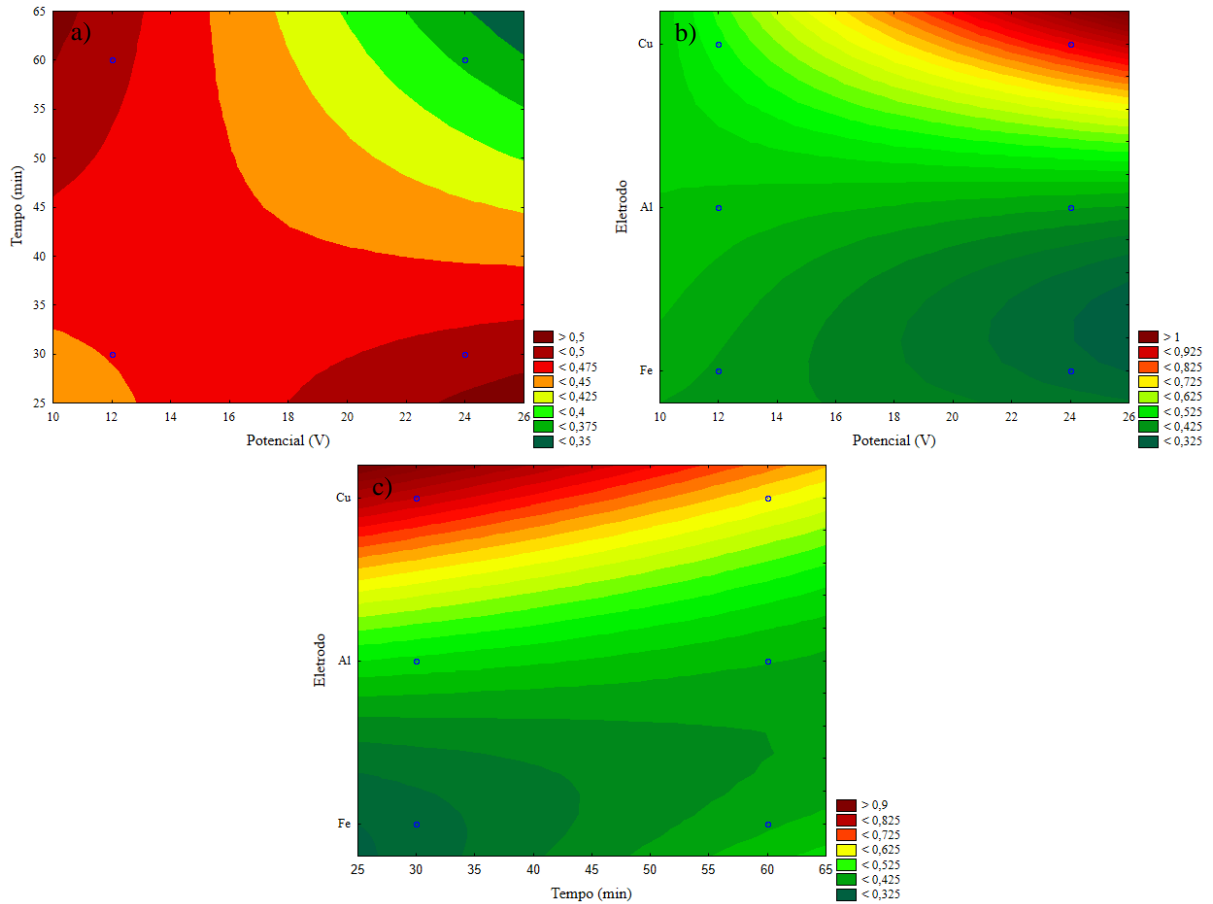
Fonte: A autora, 2022.

Como as interações entre os fatores principais foram significativas, podem ser utilizados gráficos de superfície de resposta assim como nas análises anteriores para auxiliar na interpretação dos resultados conforme Figura 20. o maior valor de detergentes totais ocorre utilizando o maior tempo e maior potencial de eletrólise. Os menores valores são obtidos igualmente utilizando o maior tempo e menor potência e também utilizando a maior potência e menor tempo (Figura 20 a). Em relação à interação entre eletrodo e potencial de eletrólise o menor valor para o ensaio de detergente é obtido utilizando o eletrodo de cobre com a maior potência (Figura 20 b).

Considerando a interação eletrodo e tempo foi possível observar que o menor valor é obtido utilizando o eletrodo de cobre combinado com o menor tempo, já o maior valor de

detergente foi obtido utilizando o eletrodo de ferro combinado com o menor tempo (Figura 20 c).

Figura 20: Gráficos de superfície de resposta (de contorno) para o ensaio de detergentes em função de: (a) potencial × tempo; (b) potencial × tipo de eletrodo; (c) tempo × tipo de eletrodo.



Fonte: A autora, 2022.

Nos resultados obtidos com os três diferentes tipos de eletrodos foi possível atingir o parâmetro normativo exigido pela Lei Estadual de Santa Catarina nº 14.675 de Abril de 2009 que estabelece que o valor máximo para lançamento seja 2 mg/L. Os resultados realizados nos efluentes após tratamento eletrolítico apresentam o valor médio de apenas 0,51 mg/L (remoção de aproximadamente 45%), mostrando extrema eficiência no processo de tratamento do efluente e atendendo a legislação quanto ao lançamento em corpos receptores. Se comparado ao tratamento convencional não houve uma mudança significativa, pois o tratamento convencional apresentou médio de 0,3 mg/L.

Devido ao processo eletroquímico que aconteceu durante o tratamento do efluente, ocorre uma corrente elétrica (sucedida dos eletrodos metálicos) e como resposta se tem a geração do coagulante através da dissolução do ânodo. A remoção do contaminantes (neste caso detergente) é provocada pela ação desestabilizante do coagulante com a carga do substrato que é neutralizada (LEÃO, 2010; FLECK; EYNG; TAVARES, 2013).

A literatura mostra um estudo realizado por Khatoon *et al*, (2022) para a remoção de tensoativos pelo processo de eletrólise com a utilização de eletrodos de cobre, foi possível atingir a remoção de 74,3 % utilizando os parâmetros de 40 minutos para o tempo de eletrólise e voltagem de 20V.

5.6 FÓSFORO TOTAL

A última análise estatística realizada foi realizada com os resultados do ensaio de fósforo total. Estatisticamente a análise de variância (ANOVA) para os dados de fosforo total em função do potencial aplicado (V), tempo total de eletrólise (min) e tipo de eletrodo é mostrada na Tabela 9.

Tabela 9: Análise de variância (ANOVA) para o ensaio de Fósforo total.

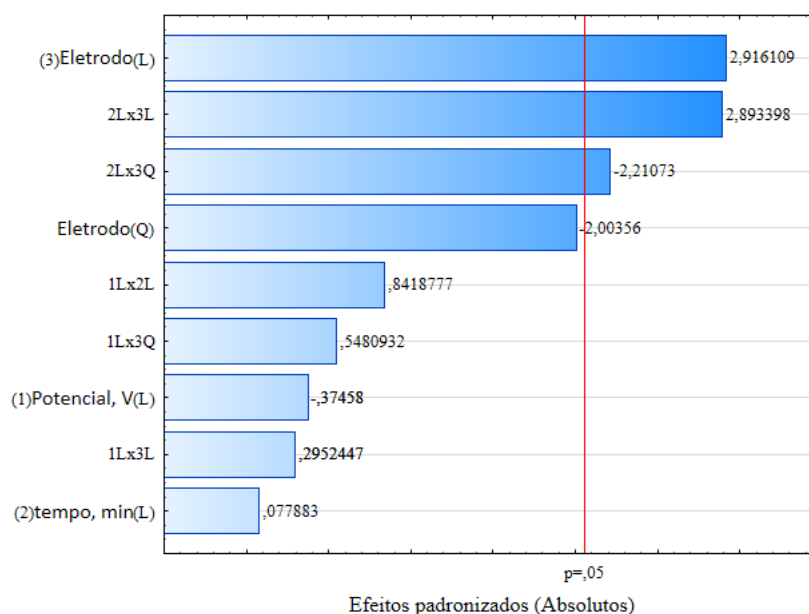
Fator	SQ	gL	MQ	F	p
(1) Potencial, V (L)	0,11334	1	0,11334	0,14031	0,711011
(2) tempo, min (L)	0,00490	1	0,00490	0,00606	0,938517
(3) Eletrodo (L)	6,86940	1	6,86940	8,50369	0,007208
Eletrodo (Q)	3,24276	1	3,24276	4,01423	0,055642
1L×2L	0,57254	1	0,57254	0,70875	0,407534
1L×3L	0,07042	1	0,07042	0,08716	0,770152
1L×3Q	0,24267	1	0,24267	0,300406	0,588303
2L×3L	6,76282	1	6,76282	8,37175	0,007612
2L×3Q	3,94805	1	3,94805	4,88732	0,03056
Erro	21,00316	26	0,807814		
Total SQ	42,83006	35			

Fonte: A autora, 2022.

Analisando a tabela e novamente considerando-se que para $p < 0,05$ o fator (ou interação) é significativamente estatístico a 95% de confiabilidade apenas o fator isolado de tempo (Q) e as interações tempo (L) x eletrodo (L) e tempo (L) e eletrodo (Q) são significativos para o ensaio de fósforo total.

Para os resultados do gráfico de Pareto para o ensaio de Fósforo (Figura 21), os efeitos da interação entre tempo (L) x eletrodo (L) e a variável isolada eletrodo (L) influenciam positivamente, já a interação tempo (L) x eletrodo (Q) influencia negativamente, ou seja, diminui o valor de fósforo total.

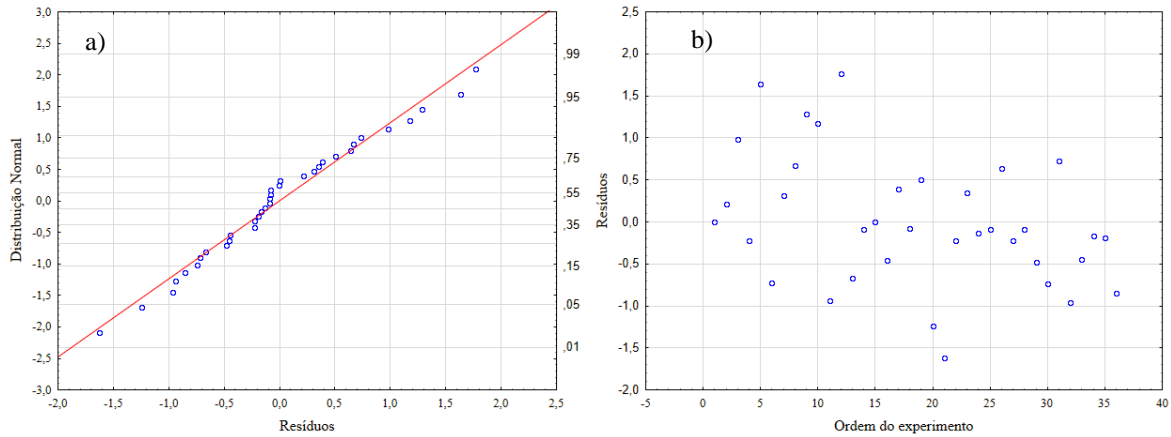
Figura 21: Gráfico de Pareto para o ensaio de fósforo total.



Fonte: A autora, 2022.

Para validar o modelo, o gráfico de distribuição normal \times resíduos e o gráfico de dispersão do ensaio de fósforo total é mostrado na Figura 22 a) e b). Assim como nas análises anteriores os gráficos apresentaram distribuição normal e aleatoriedade na ordem dos experimentos.

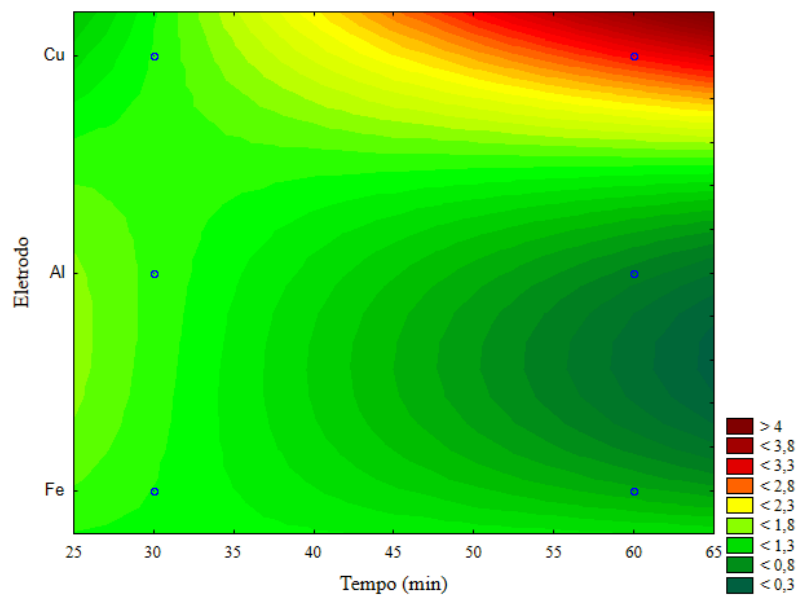
Figura 22: Gráfico de distribuição normal para os resíduos (a); e gráfico de dispersão (aleatoriedade) para os resíduos (b) para fósforo total.



Fonte: A autora, 2022.

Dentre todas as interações a única que atingiu significância estatística com 95 % de confiabilidade (ou seja, que essa interação afeta a variável de resposta) foi a interação entre a variável tempo total de eletrólise (min) e tipo de eletrodo. Assim o gráfico de superfície de resposta só pode ser utilizado para essa interação. É possível observar na Figura 23 que o menor valor de fósforo total foi obtido na eletrólise realizada com maior tempo e com o eletrodo de alumínio. O maior valor residual de fósforo foi observado na eletrólise realizada com o eletrodo de cobre e no maior tempo de eletrólise.

Figura 23: Gráficos de superfície de resposta em função do eletrodo x tempo.



Fonte: A autora, 2022.

A quantidade de fósforo total contida no efluente bruto sem tratamento era de 11,7 mg/L, após o tratamento eletrolítico os valores obtidos foram de 1,1 mg/L com eletrodo de ferro, também 1,1 mg/L com o eletrodo de alumínio e de 2,3 mg/L com o eletrodo de cobre obtendo remoção de até 90% e obteve valores mais eficientes se comparado ao tratamento convencional (5,4 mg/L). A portaria vigente estipula o valor máximo para deposição em corpos receptores como lagoa seja menor ou igual a 4 mg/L, ou que o tratamento realizado tenha obtido uma eficiência mínima de 75%, portando todas as amostras atingiram os valores exigidos. Se comparado ao tratamento convencional, o tratamento eletrolítico para remoção de fósforo total se apresentou 72,2% mais eficiente.

Sani et al. (2022) realizaram uma pesquisa utilizando eletrodo de ferro como ânodo e eletrodo de grafite como cátodo para analisar em específico a remoção de fósforo e DQO de efluentes de uma indústria cervejeira. Como melhores resultados obtiveram remoção de 86,9% de DBO e remoção 97% de fósforo nas melhores condições, mostrando mais uma vez que esse método é promissor para tratamento de efluentes.

5.7 ENSAIOS ADICIONAIS

Além dos ensaios analisados estatisticamente outros ensaios adicionais foram realizados e analisados (Tabela 10). Observa-se que a maioria dos parâmetros analisados obteve mais eficiência utilizando o processo estudado de eletrólise em comparação aos obtidos pelo tratamento convencional, mostrando que esta técnica pode ser muito promissora no âmbito dos tratamentos hídricos.

Tabela 10: Análises realizadas com o efluente bruto, efluente após tratamento convencional e efluente após tratamento por eletrólise com eletrodos de ferro, Alumínio e cobre.

PARÂMETROS ANALISADOS		EB	ET	E. Fe	E. Al	E. Cu
pH	Unidades	7,7	5,6	6,3	8,1	6,4
Turbidez	NTU	1130,0	37,0	17,6	5,8	7,5
Óleos e Graxas	mg/L	28,5	< 10	< 10	< 10	< 10
DQO	mg/L	976,5	50,2	13,0	13,2	11,3
Nitrito	mg/L de N	< 0,1	2,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

Nitrato	mg/L de N	2,5	0,7	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Sulfeto	mg/L de S	0,4	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Sulfato total	mg/L de S	70,0	56,1	24,0	14,3	13,1
Sólidos sedimentáveis	mL/L	70,0	< 0,1	0,4	< 0,1	< 0,1
Coliforme total	NMP/100 mL	2,42x10 ¹¹	2,42x10 ⁷	6,90x10 ⁷	1,79x10 ⁶	< 1

Fonte: A autora, 2022.

* ET = Efluente Tratado pelo tratamento convencional

* E. Fe = Eletrodo de Ferro

* E. Al = Eletrodo de Alumínio

* E. Cu = Eletrodo de Cobre

Os parâmetros obtidos estão dentro dos valores estipulados pelo CONAMA 430 após o tratamento. Sendo assim, esses resultados preliminares demonstram que o processo de eletrólise é promissor.

O uso do processo eletrolítico como tratamento de efluente pode ser justificado por além dos melhores resultados nos parâmetros analisados se comparados ao tratamento convencional, quanto como na esfera ambiental visto que esse método não utiliza de nenhuma adição de aditivos químicos, assim gerando menos resíduos. Com o avanço da tecnologia em energia renovável pode-se pensar em produzir plantas industriais para tratamento de efluentes por meio de eletrólise com uma energia limpa e renovável e com menor geração de resíduos possíveis e menor custo energético.

Na literatura um recente estudo mostra o tratamento de efluentes de uma fábrica de óleo de palma utilizando o tratamento de eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio que é alimentada por placas de sistema solar (energia renovável). O sistema de tratamento além de ter reduzido drasticamente os parâmetros como os analisados neste estudo como (DBO, DQO, pH, óleos e graxas, nitrogênio) também reduziu o gasto energético. Foi possível concluir que além de reduzir a dependência de eletricidade comercial, outro ponto positivo foi que a radiação solar produzia uma maior intensidade na corrente (potência da eletrólise) que por sua vez realizava o tratamento no efluente mais rapidamente (MOHAMAD et al., 2022).

6 CONCLUSÃO

Diante deste estudo foi possível obter algumas conclusões, dentre elas:

- O planejamento experimental permitiu analisar e confirmar que em todos os ensaios realizados houve significância estatística com 95% de confiabilidade nos resultados obtidos.
- O estudo também permitiu concluir que pequenos tempos de 30 e 60 minutos são eficientes e promissores para tratamentos de efluentes, mostrando uma maneira simples e eficaz, sem a necessidade de adições de produtos químicos para auxílio na remoção dos contaminantes.
- Dentre todos os parâmetros analisados o tratamento eletrolítico com os três tipos diferentes de eletrodo se mostrou mais eficaz que no tratamento convencional, exceto para a análise de detergentes, por uma pequena diferença de 0,3 mg/L com o tratamento convencional, para 0,4 mg/L (eletrodo de ferro), 0,5 mg/L (eletrodo de alumínio) e 0,7 mg/L (eletrodo de cobre).
- O estudo possibilitou novas alternativas de pesquisas futuras em relação a durabilidade e eficiência dos eletrodos utilizados, tempo média de vida e sua relação ao desgaste natural dos materiais, sem comprometer a confiabilidades dos resultados.

8 REFERÊNCIAS

ALEXANDRE, E. D. S. **Estudo do processo eletrolítico como tratamento de efluente sanitário em região de Criciúma**. 2018. 7 Monografia (Graduação em Engenharia Química) Universidade do Extremo Sul Catarinense. UNESC, 2018. Disponível em: <[http://content.ebscohost.com/ContentServer.asp?EbscoContent=dGJyMNLe80Sep7Q4y9f3OLCmr1Gep7JSsKy4Sa6WxWXS&ContentCustomer=dGJyMPGptk%2B3rLJNuePfgex43zx1%2B6B&T=P&P=AN&S=R&D=buh&K=134748798%0Ahttp://amg.um.dk/~media/amg/Documents/Policies and Strategies/S](http://content.ebscohost.com/ContentServer.asp?EbscoContent=dGJyMNLe80Sep7Q4y9f3OLCmr1Gep7JSsKy4Sa6WxWXS&ContentCustomer=dGJyMPGptk%2B3rLJNuePfgex43zx1%2B6B&T=P&P=AN&S=R&D=buh&K=134748798%0Ahttp://amg.um.dk/~media/amg/Documents/Policies%20and%20Strategies/S)>.

ANO, J. et al. Electrochemical removal of phosphate from synthetic effluent: A comparative study between iron and aluminum by using experimental design methodology. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 129, p. 184–195, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.07.003>>.

AZIZ, H. A.; OTHMAN, O. M.; ABU AMR, S. S. The performance of Electro-Fenton oxidation in the removal of coliform bacteria from landfill leachate. **Waste Management**, v. 33, n. 2, p. 396–400, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.10.016>>.

BAIRAGI, S.; ALI, S. W. Conventional and Advanced Technologies for Wastewater Treatment. **Environmental Nanotechnology for Water Purification**, p. 33–56, 2020.

BARRERA-DÍAZ, C.; FRONTANA-URIBE, B.; BILYEU, B. Removal of organic pollutants in industrial wastewater with an integrated system of copper electrocoagulation and electrogenerated H₂O₂. **Chemosphere**, v. 105, p. 160–164, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.026>>.

BÁRTA, R. L. et al. Qualidade da água para consumo humano no Brasil: revisão integrativa da literatura. **Vigilância Sanitária em Debate: Sociedade, Ciência & Tecnologia**, v. 9, n. 4, p. 74–85, 2021.

CONAMA. Resolução N° 430, De 13 De Maio De 2011. **MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE**, p. 8, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>.

DANESHVAR, N. et al. Decolorization of C.I. Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC). **Journal of Hazardous Materials**, v. 148, n. 3, p. 566–572, 2007.

DEL-GUERCIO, A. M. F.; CHRISTOFOLETTI, C. A.; FONTANETTI, C. S. Avaliação da eficiência do tratamento de esgoto doméstico pelo teste do micronúcleo em *Oreochromis niloticus* (Cichlidae). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1121–1128, 2017.

FINGER, A. **Avaliação e eficiência do tratamento físico- químico de efluente pela técnica de eletrocoagulação com diferentes eletrólitos suportes**. 2018. 2018.

FLECK, L.; EYNG, E.; TAVARES, M. H. Using the electroflocculation technique for the textile wastewater treatment: a review. **Revista EIXO**, v. 2, 2013.

FORMENTINI, D. F. **Tratamento eletroquímico de esgotos sanitários**. 2012. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura). Cascavel., 2012.

IDUSUYI, N. et al. Low cost electrocoagulation process for treatment of contaminated water using aluminium electrodes from recycled cans. **Materials Today: Proceedings**, v. 56, p. 1712–1716, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.10.352>>.

IGWEGBE, C. A. et al. Electrocoagulation-flocculation of aquaculture effluent using hybrid iron and aluminium electrodes: A comparative study. **Chemical Engineering Journal Advances**, v. 6, n. March, p. 100107, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ceja.2021.100107>>.

ISSAOUI, M. et al. Membrane technology for sustainable water resources management: Challenges and future projections. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**, v. 25, n. September 2021, p. 100590, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scp.2021.100590>>.

JELLALI, S. et al. Sludge-derived biochars: A review on the influence of synthesis conditions on pollutants removal efficiency from wastewaters. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 144, n. June 2020, p. 111068, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111068>>.

KARIMI ALAVIJEH, N. et al. Perspectives of current and future urban water security in Iran. **Journal of Cleaner Production**, v. 321, n. September, p. 129004, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129004>>.

KHATOON, B. et al. Sodium Lauryl Sulphate removal using copper electrodes without and with perforations by electro coagulation process. **Materials Today: Proceedings**, v. 59, p. 655–660, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.12.191>>.

KILIÇ, Z. The importance of water and conscious use of water. **International Journal of Hydrology**, v. 4, n. 5, p. 239–241, 2020.

LE, N. L.; NUNES, S. P. Materials and membrane technologies for water and energy sustainability. **Sustainable Materials and Technologies**, v. 7, p. 1–28, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.susmat.2016.02.001>>.

LEÃO, J. S. **UTILIZAÇÃO DA ELETROFLOTAÇÃO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES OLEOSOS DO PROCESSO DE USINAGEM DA INDÚSTRIA METALMECÂNICA**. 2010. (Dissertação) Mestre em Engenharia Ambiental. Centro de Ciências Tecnológicas da Fundação Universidade Regional de Blumenau, 2010.

MARCONDES, J. G. **Tratamento De Efluentes**. 2012. Monografia. Instituto Municipal de Ensino Superior de Assis., 2012.

MATTESON, M. J. et al. Electrocoagulation and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 104, n. 1, p. 101–109, 1995.

MOHAMAD, Z. et al. Treatment of palm oil mill effluent using electrocoagulation powered by direct photovoltaic solar system. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 177, p. 578–

582, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cherd.2021.11.019>>.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Applied Statistics and Probability for Engineers**. 3rd Edition ed. [s.l.: s.n.]v. 19

MOUSSAVI, M.; PENDASHTEH, A.; ALINIA, H. Treatment of a natural gas refinery effluents by electrocoagulation. **Environmental Challenges**, v. 3, n. December 2020, p. 100036, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100036>>.

OFOSSU, G.; SARPONG, D. Beyond the doom: Sustainable water management practices of small-scale mining operations. **Resources Policy**, v. 77, n. March, p. 102649, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2022.102649>>.

PONTES, A. K. D. S. **Avaliação do desempenho ambiental de sistemas de tratamento de efluentes por lodos ativados e biorreatores a membrana**. 2020. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2020.

ROCHA, R. S. et al. Avaliação da degradação do diclofenaco sódico utilizando H₂O₂/fenton em reator eletroquímico. **Química Nova**, v. 32, n. 2, p. 354–358, 2009.

SANNI, I. et al. Coupling electrocoagulation with electro-oxidation for COD and phosphorus removal from industrial container wash water. **Separation and Purification Technology**, v. 282, n. PA, p. 119992, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119992>>.

SANTOS, F. F. S. dos et al. O desenvolvimento do saneamento básico no Brasil e as consequências para a saúde pública. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 4, n. 1, p. 241–251, 2018. Disponível em: <<https://revistabrasileirademeioambiente.com/index.php/RVBMA/article/view/127/113%0Ahttps://revistabrasileirademeioambiente.com/index.php/RVBMA/article/view/127>>.

SILVA, C. L. da; SERPA, E. C. de S. N.; GRANDO, M. L. Efluentes industriais provenientes de uma empresa beneficiadora de madeira. **ANAIS de Engenharia Química 2021/2**, p. 79–89, 2021.

SILVA JUNIOR, N. et al. O novo marco de saneamento básico e a influência no valor percebido das ações: estudo multicase da Sabesp e Copasa / The new sanitation framework and its influence on the perceived value of the shares: a multicase study by Sabesp and Copasa. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 8, p. 83634–83654, 2021.

TCHAMANGO, S. et al. Treatment of dairy effluents by electrocoagulation using aluminium electrodes. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 4, p. 947–952, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.026>>.

UNESCO. Relatório mundial das nações unidas sobre desenvolvimento dos recursos hídricos 2021. O valor da água. 2021.