

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JULIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS FARMACÊUTICAS
CÂMPUS DE ARARAQUARA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE BIOMATERIAIS E BIOPROCESSOS
MESTRADO PROFISSIONAL

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REMOÇÃO DE DQO DE ÁGUA DE
VACA POR ELETROFLOTAÇÃO

PAULO ALVES DA COSTA FILHO

ORIENTADOR: Prof. Dr. Guilherme Peixoto

ARARAQUARA - SP

2022

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JULIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS FARMACÊUTICAS
CÂMPUS DE ARARAQUARA

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REMOÇÃO DE DQO DE ÁGUA DE
VACA POR ELETROFLOTAÇÃO

PAULO ALVES DA COSTA FILHO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Biomateriais e Bioprocessos (Mestrado Profissional), Área de Biomateriais, Bioprocessos, Bioprodutos da Faculdade de Ciências Farmacêuticas, UNESP, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Engenharia de Biomateriais e Bioprocessos.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Guilherme Peixoto

ARARAQUARA - SP

2022

C837a Costa Filho, Paulo Alves da.
Avaliação do potencial de remoção de DQO de água de vaca por eletroflotação / Paulo Alves da Costa Filho. – Araraquara: [S.n.], 2022.
84 f. : il.

Dissertação (Mestrado Profissional) – Universidade Estadual Paulista. “Júlio de Mesquita Filho”. Faculdade de Ciências Farmacêuticas. Programa de Pós Graduação em Engenharia de Biomateriais e Bioprocessos. Área de Biomateriais, Bioprocessos, Bioprodutos.

Orientador: Guilherme Peixoto.

1. Cow water. 2. Eletroflotação. 3. Remoção de DQO. I. Peixoto, Guilherme, orient. II. Título.

Diretoria do Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - Faculdade de Ciências Farmacêuticas
UNESP - Campus de Araraquara

CAPES: 33004030170P0
Esta ficha não pode ser modificada

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE REMOÇÃO DE DQO DE ÁGUA DE VACA POR ELETROFLOTAÇÃO

AUTOR: PAULO ALVES DA COSTA FILHO

ORIENTADOR: GUILHERME PEIXOTO

COORIENTADORA: DANIELLE BRAGA CHELINI PEREIRA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Engenharia de Biomateriais e Bioprocessos, área: Biomateriais, Bioprocessos, Bioprodutos pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. GUILHERME PEIXOTO (Participação Virtual)

Departamento de Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia / Faculdade de Ciências Farmacêuticas UNESP Araraquara

Prof. Dr. ARIIVALDO JOSÉ DA SILVA (Participação Virtual)

Faculdade de Engenharia Agrícola - Unicamp

Prof. Dr. ALVARO DE BAPTISTA NETO (Participação Virtual)

Departamento de Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia / Faculdade de Ciências Farmacêuticas UNESP Araraquara

Araraquara, 04 de novembro de 2022

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter planejado tudo tão perfeitamente para que eu pudesse realizar esse sonho

Agradeço a meus pais que me educaram para que eu lutasse pelos meus sonhos

Agradeço a minha esposa por sempre estar ao meu lado nos momentos difíceis

Agradeço aos meus colegas de trabalho por me darem suporte, em especial ao meu gerente/ diretor por me incentivar

Agradeço ao laticínio pelo financiamento da pesquisa

Agradeço aos técnicos da UNESP, que tanto me ajudaram ao longo do curso

Agradeço ao meu orientador pelos adequados direcionamentos

Dedico esse trabalho a todos os profissionais que passam por dificuldades em conciliar a rotina de estudos e trabalho

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

Marie Curie

RESUMO

Durante alguns processos de beneficiamento do leite, grande parte da água é removida para a concentração dos sólidos presentes, como é o caso da produção de leite condensado. Essa água extraída é denominada por muitos autores de 'cow water' ou 'água de vaca'. Para viabilizar a sua utilização, é necessário o seu tratamento para a remoção de compostos residuais. A técnica utilizada nesse trabalho foi a eletroflotação. Para a análise da eficiência do tratamento, foi estudada a remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, em experimentos variando a densidade de corrente aplicada, o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a distância entre os eletrodos, sendo o número de experimentos necessários definidos por delineamento experimental. A maior eficiência obtida foi de 58,82% de remoção de DQO, para uma distância entre eletrodos de 1,5 cm, TDH de 60 min e 1,32 A/m² de densidade de corrente. A menor eficiência obtida foi de 22,15% de remoção de DQO, para uma distância entre eletrodos de 1,5 cm, TDH de 20 min e 6,60 A/m² de densidade de corrente. Para a maior remoção de DQO, a perda de massa dos eletrodos foi decerca de 0,5% no cátodo e 0,44% no ânodo. Ao avaliar a superfície de resposta, a interação mais significativa ocorreu entre o fator corrente e distância, o que indica que esses fatores combinados possuíram maior influência para remoção de DQO. A eletroflotação mostrou-se eficiente para a remoção de matéria orgânica da água de vaca, com um custo de R\$ 3,88 por m³ de água tratada.

Palavras-chave: Cow water, Eletroflotação, remoção de DQO.

ABSTRACT

During some milk beneficiation process, several amounts of water is removed to concentrate solids presents on it, it is the case of condensed milk production. This water extract is called by many authors as 'cow water'. To enable its utilization, it is necessary its purification to remove some residual compounds. The technic applied on this work was electroflotation. To verify the efficiency of the treatment, it was studied the COD removal in experiments where it was varied the current density applied, the HRT and distance between electrodes. The number of experiments was defined in factorial thinning. The highest COD removal was 58,82%, with 1,32 A/m² current density, 60 minutes HRT, and 1,5 cm between electrodes. And the smallest COD removal was 22,15%, with 6,60 A/m² current density, 20 minutes HRT, and 1,5 cm between electrodes. To the highest COD removal, the electrodes mass loss was 0,5% in cathode and 0,44 % in anode. When the response surface was evaluated, the most significant interaction occurred between current and electrodes distance, this means that these factors combined has the highest influence on COD removal. Electroflotation was an efficient treatment to organic matter removal from cow water, with a cost of R\$ 3,88 by m³ of water.

Keywords: Cow water, Electroflotation, COD removal.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Fluxograma geral de produção do leite condensado.....	19
Figura 2: Representação do processo eletroquímico de eletroflotação.....	23
Figura 3: Formação de compostos de alumínio de acordo com o pH do meio	24
Figura 4: Representação dos mecanismos de suspensão de partículas e quebra de emulsões.....	25
Figura 5: Representação da eletrodialise	27
Figura 6: Representação esquemática de um reator de processo de troca iônica....	27
Figura 7: Representação da dupla cama elétrica	28
Figura 8: Configuração monopolar dos eletrodos.....	30
Figura 9: Configuração bipolar dos eletrodos.....	31
Figura 10: Esquema de EC com inversão de polaridade	31
Figura 11: Esquema de reator de eletrodos horizontais longos	33
Figura 12: Esquema de reator de eletrodos horizontais longos	34
Figura 13: Esquema de reatores com placas horizontais: (a) fluxo horizontal, (b) fluxo horizontal com múltiplas passagens.....	34
Figura 14: Esquema de eletrodos perfurados	35
Figura 15: Eletrodos tubulares (a) e disposição dos eletrodos em um reator (b)	36
Figura 16: Esquema de reator de eletrodos tubulares perfurados	36
Figura 17: Esquema de reator de discos rotativos paralelos.....	37
Figura 18: Reator de eletrodos cilíndricos e helicoidais (a) esquema experimental, (b) reator	37
Figura 19: Fotografia do aparato experimental utilizado para os ensaios	43
Figura 20: Fotografia da Bomba dosadora utilizada nos ensaios.....	44
Figura 21: Fotografia do Eletroflotador utilizado para os experimentos	44
Figura 22: Fotografia do reator eletrolítico	45
Figura 23: Eletrodo utilizado nos experimentos de EF	46
Figura 24: Fotografia da fonte de alimentação de corrente contínua.	46
Figura 25: Fluxograma de blocos do sistema de tratamento por EC.....	47
Figura 26: Gráfico da concentração de DQO de acordo com a densidade de corrente aplicada.....	54
Figura 27: Gráfico da remoção de DQO em função da densidade de corrente	55
Figura 28: Gráfico da concentração de DQO de acordo com o TDH aplicado	56

Figura 29: Remoção de DQO em função do TDH.....	57
Figura 30: Gráfico da concentração de DQO de acordo com o espaçamento entre os eletrodos.....	59
Figura 31: Remoção de DQO em função da distância entre eletrodos	60
Figura 32: Variação de massa dos catodos de acordo com a densidade de corrente elétrica aplicada	62
Figura 33: Variação de massa dos anodos de acordo com a densidade de corrente elétrica aplicada	62
Figura 34: Variação de massa dos catodos de acordo com o tempo de detenção hidráulico	63
Figura 35: Variação de massa dos anodos de acordo com o tempo de detenção hidráulico	63
Figura 36: Variação de massa dos catodos de acordo com a distância entre eletrodos.....	64
Figura 37: Variação de massa dos anodos de acordo com a distância entre eletrodos	65
Figura 38: Superfície de resposta gerada para a remoção de matéria orgânica (RMO) da 'água de vaca' por eletroflotação	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valores de corrente utilizados e densidades de corrente calculadas	48
Tabela 2: Variáveis e níveis investigados	50
Tabela 3: Delineamento fatorial com triplicatas no ponto central	50
Tabela 4: Parâmetros analisados conforme delineamento experimental	50
Tabela 5: Resultados experimentais encontrados nos ensaios executados	53
Tabela 6: Valores de perda de massa dos eletrodos utilizados	61
Tabela 7: Efeitos de corrente, TDH e distância sobre a remoção de matéria orgânica (RMO).	66

LISTA DE ABREVIATURAS

ddp: diferença de potencial

DQO: Demanda química de oxigênio

EC: Eletrocoagulação

EF: Eletroflotação

Kg – quilograma

L - litro

pH: potencial hidrogeniônico

PLA: ácido poliacético

TDH: Tempo de detenção hidráulico

RMO: Remoção de matéria orgânica

SABESP: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

OPEX: Operational Expenditure

A: ampère

A/m²: Ampère por metro quadrado

A/dm²: Ampère por decímetro quadrado

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	17
2.1. Objetivo geral.....	17
2.2. Objetivos específicos.....	17
3. REVISÃO DA LITERATURA.....	18
3.1. PROCESSO DE PRODUÇÃO DO LEITE CONDENSADO	18
3.2. USO DE ÁGUA NA INDÚSTRIA DE LEITE.....	19
3.2.1. Reuso de água.....	21
3.3. TEORIA ELETROQUÍMICA	22
3.3.1. Processo eletrolítico	22
3.3.2. Termodinâmica.....	25
3.3.3. Cinética	25
3.3.4. Métodos de separação eletroquímica	26
3.3.4.1. Eletrólise da água	26
3.3.4.2. Eletrodiálise.....	26
3.3.4.3. Troca iônica.....	27
3.3.4.4. Eletroflotação e Eletrocoagulação	27
3.3.4.4.1. Passivação dos eletrodos.....	28
3.3.4.4.2. Arranjo dos eletrodos	30
3.3.4.4.3. Material do eletrodo.....	32
3.3.4.4.4. Tipos de reatores de eletroflotação	33
3.3.4.4.5. Aplicações.....	37
3.3.4.4.6. Geometria adotada para o eletroflotador	39
3.3.4.4.7. Vantagens e Desvantagens	40
3.4. CUSTO OPERACIONAL.....	42
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	43
4.1. Materiais.....	43
4.1.1. Bomba dosadora.....	43
4.1.2. Eletroflotador.....	44
4.1.3. Reator eletrolítico.....	45
4.1.4. Eletrodos de sacrifício.....	46
4.1.5. Fonte de alimentação de corrente contínua	46
4.1.6. Matéria Prima.....	47
4.2. Métodos.....	47

4.2.1.	Ensaios de eletroflotação	47
4.2.2.	Cálculo de densidade de corrente	48
4.2.3.	Análises de DQO	48
4.2.4.	Cálculo de eficiência.....	49
4.2.5.	Avaliação da influência dos parâmetros operacionais definidos por técnica de delineamento experimental.....	49
4.3.	Desgaste dos eletrodos	51
4.4.	Estimativa do custo operacional.....	51
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1.	Efeito da corrente e densidade elétrica.....	53
5.2.	Efeito de tempo de detenção hidráulico (TDH)	56
5.3.	Efeito do Espaçamento entre eletrodos	58
5.4.	Desgaste dos eletrodos	60
5.5.	Superfície de resposta obtida com delineamento experimental	65
5.6.	Estimativa do custo operacional.....	68
6.	CONCLUSÕES	70
7.	CONSIDERAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	71
8.	REFERÊNCIAS	72

1. INTRODUÇÃO

De acordo com a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura, no mundo em 2020, foram produzidos 906 bilhões de kg de leite, sendo as maiores produções na Ásia, seguido por Europa, América do Norte, América do Sul, Oceania, América Central e Caribe (FAO, 2021). Essa alta produção é justificada pela composição do leite, que é um alimento altamente nutritivo, possuindo em sua composição por cerca de 4,7% de lactose, 3,5% de gordura, 3,2% de proteína, 0,8% de minerais, 0,2% de hormônios e enzimas e 87,5% de água (PONCHEKI et al, 2021).

Diversos processos industriais podem ser empregados para viabilizar o consumo do leite, seja para prolongar o tempo de seu consumo, caso dos processos UHT (ultra high temperature) e leite em pó (MEURER, et al, 2017; CHERKAOU, et al, 2015) ou para a produção de outros produtos, como a produção de leite condensado, creme de leite, iogurtes e queijos (CHMIEL, et al, 2000; BERGAMASCHI; BITTANTE, 2018). Durante alguns desses processos, grande parte da água é removida do leite para a concentração dos sólidos presentes, como é o caso da produção de leite condensado. Essa água extraída é denominada por muitos autores de ‘cow water’ (NALCO, 1998; GEA, 2016; VEOLIA, 2020) ou ‘água de vaca’.

A água de vaca, tratada, pode ser utilizada para diversas aplicações em uma fábrica, como para limpezas em geral, usos em sanitários ou como água de ‘makeup’ de caldeiras (água de reposição) (VEOLIA, 2020; MAVROV; BÉLIÈRES, 2000). Para viabilizar essa utilização, é necessário o tratamento da água para remoção de compostos residuais provenientes da concentração do leite (CHMIEL, et al, 2000).

A alta geração de água de vaca no laticínio de Santa Catarina e a alta demanda hídrica pela fábrica, aliadas, geraram o interesse por parte da indústria no reuso dessa água. Inicialmente, ainda na indústria, sua composição foi avaliada e comparada a padrões de potabilidade, em que foram analisados todos os parâmetros PORTARIA GM/MS nº 888/2021. Os resultados forneceram uma água potável, porém com gosto e odor objetáveis. A tentativa de reuso da água revelou uma deposição de material em filtros, o que os saturava rapidamente. Análises foram novamente realizadas, constatando-se que uma matéria orgânica residual estava presente na água, o que motivou a busca por tecnologias inovadoras e que pudessem remover essa matéria orgânica.

Existem várias técnicas que podem ser empregadas e a escolha delas depende das características dessa água. A tecnologia utilizada nesse trabalho foi a eletroflotação, visto que se reporta na literatura uma eficiente técnica para remoção de poluentes, como partículas coloidais e sólidos suspensos,

A problemática desse trabalho é avaliar o potencial da eletroflotação como técnica para viabilizar o reuso da água extraída do leite após o processo de produção do leite condensado.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar o potencial da eletroflotação como técnica para viabilizar o reuso da água de vaca.

2.2. Objetivos específicos

- Testar a EF como técnica de tratamento para a água de vaca, avaliando os parâmetros de distância entre as placas, corrente elétrica aplicada e TDH;
- Avaliar a influência da variação desses 3 parâmetros de processo sobre a eficiência de remoção de matéria orgânica;
- Verificar o efeito de interação da distância entre as placas, corrente elétrica aplicada e TDH sobre a remoção de DQO;
- Viabilizar o reuso da água extraída do leite utilizando a EF.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. PROCESSO DE PRODUÇÃO DO LEITE CONDENSADO

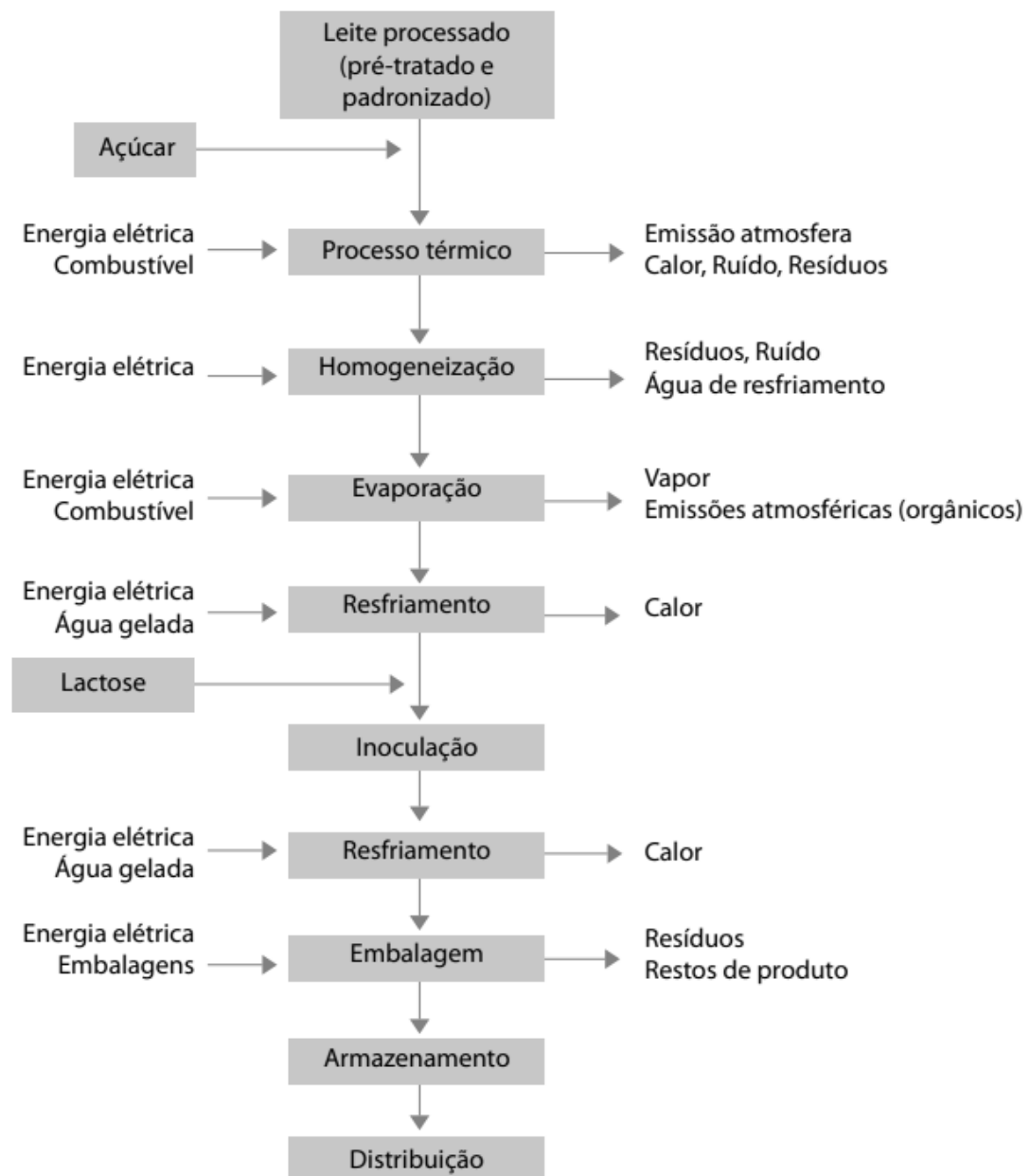
De acordo com o *Codex Alimentarius* (1971), o leite condensado é obtido através da remoção parcial de água e a adição de açúcar ao leite, podendo ser empregados diversos processos que resultam em produtos com as mesmas características.

Para a produção do leite condensado, os teores de gordura e caseína do leite podem ser ajustados para garantir requisitos de composição pela remoção ou retirada de constituintes que não alterem a proporção de caseína e outras proteínas do leite (MENDES, 2011). O leite condensado pode ser armazenado por um longo tempo sem refrigeração, pois, em seu processo o leite é aquecido e a adição de açúcar aumenta a pressão osmótica, o que inibe o crescimento da maioria de microorganismos (VIDAL; NETTO, 2018).

A produção do leite condensado envolve diversas etapas que são definidas de acordo com a receita a ser seguida. No geral as etapas envolvem o tratamento térmico, padronização/ homogeneização, dissolução de açúcar, concentração, resfriamento e cristalização (RENHE *et al*, 2018). Na Figura 1 segue representado o fluxo de produção, desde o início do processamento do leite até a distribuição do leite condensado, sendo a água de vaca gerada na etapa de concentração, que na maioria dos processos se dá por meio da evaporação. De acordo com a rota tecnológica utilizada, substâncias presentes no leite podem fazer parte da composição da água que é uma importante fonte de reuso (CHMIEL, *et al*, 2000).

A geração de água de vaca varia conforme a quantidade de leite processada. Na fábrica de Santa Catarina, o volume dessa água gerado em um dia pode chegar a 720.000 litros.

Figura 1: Fluxograma geral de produção do leite condensado



Fonte: Adaptado de CETESB (2008).

3.2. USO DE ÁGUA NA INDÚSTRIA DE LEITE

Para uso industrial, a água pode ser proveniente de três principais fontes, mas não exclusivas, sendo elas: coleta de águas superficiais (rios, lagos), águas subterrâneas (poços artesianos) e abastecimento público. Essas fontes de água, porém, são limitadas pela sua capacidade de fornecimento, o que é fiscalizado e regulamentado por órgãos reguladores. Segundo dados da Agência Nacional de

Águas (2021), em 2020 a indústria brasileira de transformação captou 9% da água regulada.

A escassez hídrica é notícia recorrente e por isso, novas fontes de água são estudadas e cada vez mais utilizadas. O reuso de águas nas indústrias abrange muito mais que apenas o reuso de efluentes, mas também reuso de águas de chuva, reuso de águas cinzas e negras e reuso de águas de processo. No Brasil, não há consenso jurídico até o momento acerca do reuso de água (MOURA *et al*, 2020).

A composição média do leite é de 4,7% de lactose, 3,5% de gordura, 3,2% de proteína, 0,8% de minerais, 0,2% de hormônios e enzimas e 87,5% de água (PONCHEKI *et al*, 2021). Como essa composição varia, a quantidade de leite é expressa em kilogramas e não em litros. O consumo de água em laticínios pode variar de 1,0 a 6,0 litros por kg de leite recebido (MAGANHA, 2006). Essa alta demanda deve-se em grande parte a processos de resfriamento sem contato; processos produtivos e atividades correlacionadas; usos sanitários e outras atividades, o que representa 53%, 27 % e 19%, respectivamente, do consumo total de água nesse ramo industrial (CNI, 2017). Muitas dessas utilizações podem ser reavaliadas tendo-se em vista a economia hídrica, tornando o reuso uma importante alternativa para aquelas aplicações em que não há contato direto da água com o produto.

A grande quantidade de água de vaca gerada no processo de produção do leite condensado a torna uma importante fonte de abastecimento. A reutilização desse recurso, empregando-se o tratamento adequado, traz inúmeros benefícios para a indústria, como (ANA, 2020):

1. Redução do consumo de água potável, que pode ser redirecionado para outros fins;
2. Redução da captação de água doce em regiões com possível escassez;
3. Redução do risco de paralização da produção devido à escassez de água;
4. Melhora na imagem e reputação da marca, com a adoção de uma prática sustentável.

3.2.1. Reuso de água

O reuso ou reutilização de água tornou-se uma prática atual devido a grande demanda por esse recurso, mas já é praticado desde a antiguidade. Essa forma de uso da água, porém, depende de sua finalidade, respeitando os padrões de potabilidade necessários (CETESB, 2022).

O reuso pode ser direto ou indireto e pode ser realizado para irrigações, usos industriais (refrigeração, alimentação de caldeiras, água de processamento), recarga de aquíferos, usos não potáveis (irrigação paisagística, combate ao fogo, descarga de vasos sanitários, sistemas de ar condicionado, lavagem de veículos, lavagem de ruas e pontos de ônibus, etc), aumento de vazão em cursos de água, aplicação em pântanos, terras alagadas, indústrias de pesca, aquicultura, construções, controle de poeira, dessedentação de animais (CETESB, 2022).

Quando se fala de reuso de efluentes tratados, a SABESP recomenda a aplicação em vaso sanitário e irrigação paisagística (mediante avaliação técnica), limpeza de pisos, pátios ou galerias de águas pluviais, assentamento de poeira em obras de execução de aterros e terraplanagem, preparação e cura de concreto não estrutural em canteiros de obra, e para estabelecer umidade ótima em compactação e solos, desobstrução de rede de esgotos e águas pluviais, geração de energia e refrigeração de equipamentos em diversos processos industriais; e não recomenda a aplicação para irrigação de hortas (mediante avaliação técnica), lava-rápidos (mediante avaliação técnica), piscinas, exceto para testes de estanqueidade (impermeabilização, detecção de vazamentos), desde que, posteriormente, a área passe por desinfecção (SABESP, 2022).

Quanto a legislações e normativas para reuso, no Brasil ainda não há um consenso. Existem duas normas que tratam sobre reuso, a Resolução CNRH nº 54/2005 e a NBR 13969/1997, que tem abrangência nacional. A Resolução CNRH nº 54/2005 estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água. Destacando quatro modalidades: para fins agrícolas, ambientais, industriais e aquicultura. Já a NBR 13969/1997, que não é específica para reuso, descrevendo alguns tratamentos necessários e aplicações. Existem várias normas municipais e estaduais que impõem a necessidade de reuso, mas não apresentam orientação técnica para aplicação da água reciclada (CHEIS, 2022).

De acordo com a agência de proteção ambiental dos Estados Unidos, o reuso não é requisito ou restrito a alguma utilização. Os estados norte americanos tem autonomia para redigir leis primárias para o desenvolvimento de práticas de reuso. De acordo com o estado, existem programas que direcionam ao reuso e essas práticas seguem de acordo com legislações para o consumo ou devolução da água ao meio ambiente (EPA, 2022).

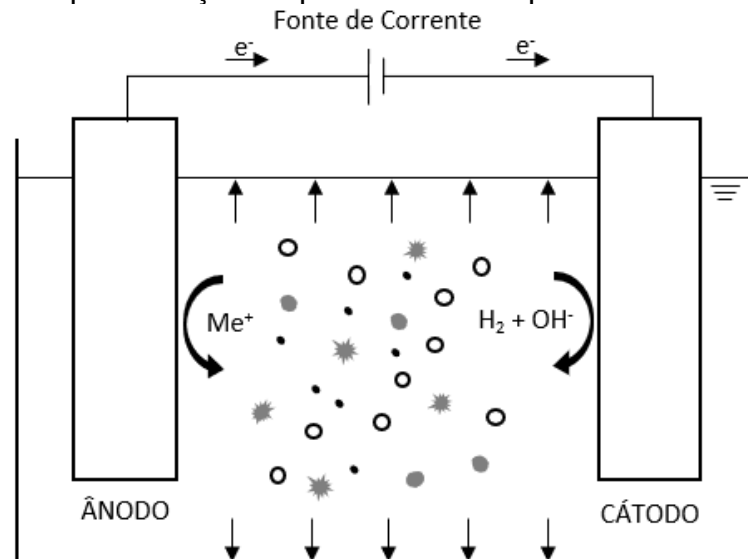
A União Europeia possui algumas diretrizes para o reuso da água, como estar de acordo com os padrões de qualidade exigidos para a água, monitoramento da qualidade, prevendo riscos, requisitos e transparência. Essas regras estão de acordo com o plano europeu para a economia circular e possuem um conjunto de orientações para o seu cumprimento (EC, 2022).

3.3. TEORIA ELETROQUÍMICA

3.3.1. Processo eletrolítico

Em um sistema eletrolítico, devido a aplicação de uma diferença de potencial (ddp) em eletrodos, a corrente elétrica resultante é responsável pela oxidação do anodo, havendo a formação de cátions metálicos, geralmente alumínio ou ferro (HOLT *et al*, 2005), que são ionizados e se aderem eletrostaticamente às partículas de poluentes, formando os coágulos. Essas partículas são então carregadas por microbolhas de hidrogênio e oxigênio formados pela hidrólise da água (Figura 2), também decorrente da passagem de corrente elétrica (ROMERO, 2009; GIMENEZ, 2020).

Figura 2: Representação do processo eletroquímico de eletroflotação.



Fonte: Adaptado de Romero (2009) e Poel (2020).

A produção de íons metálicos ocorre decorrente da dissolução eletrolítica dos ânodos formando espécies químicas que ao serem ionizadas geram agentes coagulantes que são polimerizados, havendo a formação dos coágulos das partículas a serem removidas. As Equações (1), (2), (3) e (4) representam essas reações para eletrodos de alumínio (MOLLAH et al, 2001; MOSTEFA; TIR, 2004), que foram os tipos de eletrodos utilizados nesse trabalho.

Oxidação do Alumínio (Reação Anódica):



Solvatação do cátion formado:



Formação do agente coagulante:



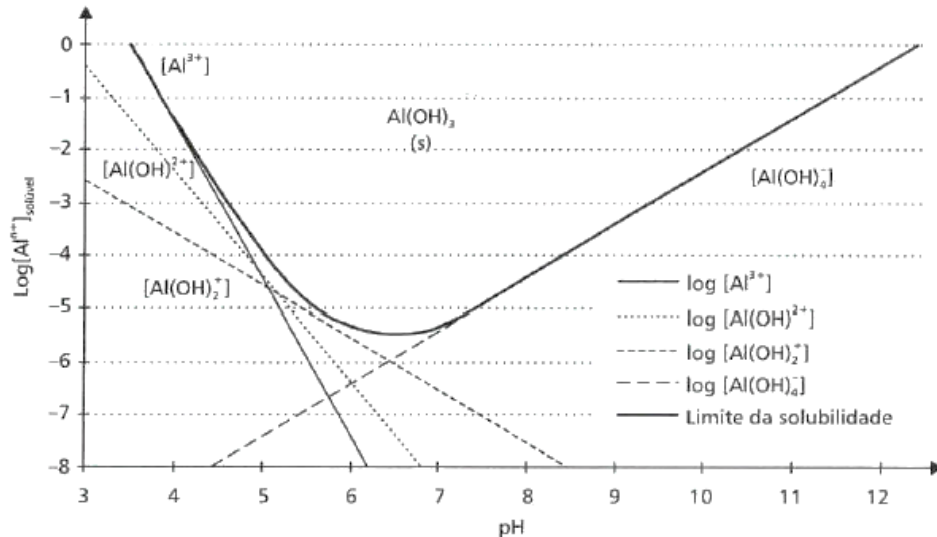
Reações secundárias:



O coagulante formado exemplificado é o principal responsável pela remoção de contaminantes. Porém, o pH do meio interfere diretamente na formação desses compostos, conforme pode ser visto na Figura 3. Espécies iônicas como o $Al(OH)^{2+}$,

Al(OH)^{+2} , Al(OH)^{-4} e o $\text{Al}_2(\text{OH})^{4+2}$ são geradas de acordo com as condições do meio, havendo a formação de diversos complexos solúveis de alumínio (ROMERO, 2009).

Figura 3: Formação de compostos de alumínio de acordo com o pH do meio



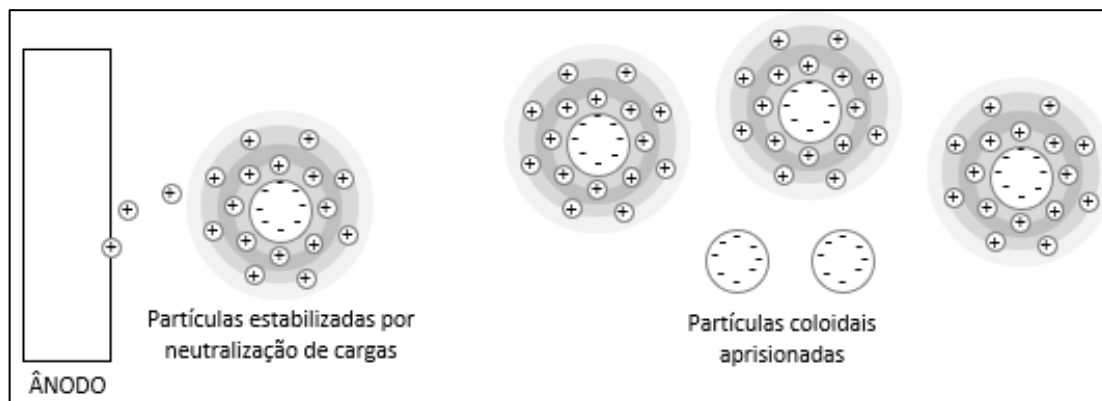
Fonte: Romero (2009).

O mecanismo de desestabilização dos contaminantes, a suspensão de partículas e a quebra e emulsões foi descrita por Mollah et al (2001) indicando que:

- A oxidação do anodo de sacrifício gera uma dupla camada por volta dos poluentes devido às interações dos íons formados;
- A neutralização de cargas de espécies iônicas presentes no efluente pela formação de íons de cargas contrárias permitem a predominância das forças de van der Waals;
- Os flocos formados como resultado da coagulação criam camadas que aprisionam partículas coloidais que ainda permanecem na solução aquosa.

Os mecanismos descritos seguem apresentados na Figura 4 a seguir:

Figura 4: Representação dos mecanismos de suspensão de partículas e quebra de emulsões



Fonte: Adaptado de Romero (2009) e Poel (2020)

A exposição das partículas coloidais presentes na água ao campo eletromagnético gerado aumenta a velocidade da reação de remoção, o que significa um aumento da cinética. O campo eletromagnético cria uma assimetria na região externa das partículas devido ao efeito nas moléculas de água que estão próximas (NI'AM et al, 2006).

3.3.2. Termodinâmica

Os processos eletroquímicos de purificação de água se baseiam na transferência de elétrons e consequente transformação química. Para que a reação ocorra, uma espécie é oxidada e a outra reduzida. De acordo com Tan (2021), essas espécies podem ser ativadas homogeneamente ou heterogeneamente com uma terceira espécie imobilizada na superfície de um eletrodo. A propensão termodinâmica para que a reação ocorra, depende do potencial de redução das espécies, que geralmente é tabelado para reações redox homogêneas. Caso seja aplicado um potencial redox (eletroquímico) menor que o potencial de redução da espécie química, será favorecido a formação de espécies redutoras.

3.3.3. Cinética

A velocidade de uma reação eletroquímica é diretamente proporcional a corrente elétrica aplicada e inversamente proporcional ao número de elétrons transferidos, à constante de Faraday e à área superficial do eletrodo. A velocidade da reação também depende da temperatura do meio, energia de ativação da reação e está fortemente relacionada ao potencial de oxidação do eletrodo. Diversas

metodologias foram estudadas para determinação dessa velocidade, com a utilização de constantes, como a constante de Faraday, de Arrhenius, Boltzmann, Planck (TAN, 2021; ASHTER, 2014; BRAGA et al, 2022).

A variabilidade das grandezas, bem como a disponibilidade de valores, determina a metodologia a ser aplicada. Nesse trabalho, a metodologia com a constante de Faraday será aplicada.

3.3.4. Métodos de separação eletroquímica

Os métodos de separação eletroquímica usam reações Redox para viabilizar a remoção de espécies químicas, convertendo a água, o eletrodo ou o analito em novas formas (como espécies iônicas). O processo eletrolítico opera através de uma diferença de potencial que gera uma corrente para promover a separação eletroquímica. Tecnologias eletroquímicas são muito utilizadas para remoção de poluentes da água, segue abaixo alguns exemplos (TAN, 2021).

3.3.4.1. Eletrólise da água

É um método de separação eletroquímica que utiliza células eletrolíticas que podem se comportar com a oxidação da água no anodo, redução da água no catodo ou os dois. A produção de gás pode ser estimada utilizando a lei de Faraday (TAN, 2021). A eletrólise da água é um importante processo para a produção de hidrogênio (OHTA, 1979; KUMAR; HIMABINDU, 2019; WANG et al, 2021; TERLOUW et al, 2022).

3.3.4.2. Eletrodiálise

Na eletrodiálise espécies iônicas são separadas de espécies não iônicas pela aplicação de uma diferença de potencial que gera uma movimentação dos íons através de membranas (Figura 5). Essa movimentação ocorre devido a aplicação de diferença de potencial em eletrodos que ficam com cargas opostas aos íons atraídos com as membranas posicionadas na trajetória dos íons, o que gera soluções concentradas ou diluídas. A eletrodiálise é utilizada principalmente na dessalinização da água (TAN, 2021).

Figura 5: Representação da eletrodialise

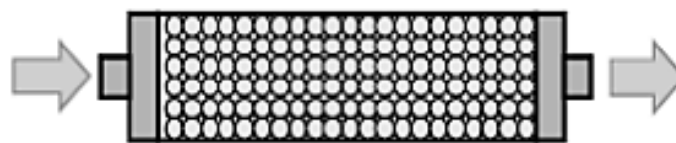


Fonte: Hidrodex (2022).

3.3.4.3. Troca iônica

A troca iônica eletroquímica é um processo baseado na eletrólise da água para ativação ou regeneração dos eletrodos. Esse processo consiste tipicamente em três passos: redução da água, desprotonação do eletrodo com geração de ânions hidróxidos, e adsorção dos cátions por íons negativos (Figura 6). A troca iônica eletroquímica é utilizada principalmente para a remoção cromato, de íons inorgânicos (Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , Ca^{2+} , Fe^{2+} e Mg^{2+}), cátions de cobalto e cobre (TAN, 2021).

Figura 6: Representação esquemática de um reator de processo de troca iônica



Fonte: Oliveira (2020).

3.3.4.4. Eletroflotação e Eletrocoagulação

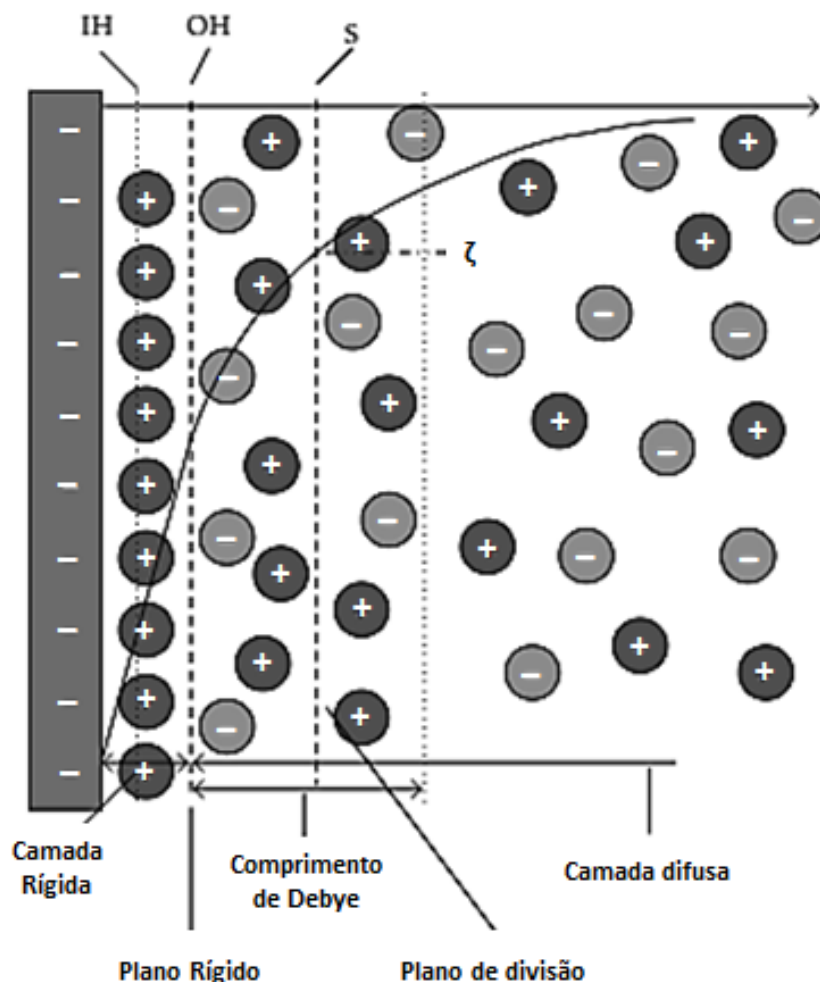
Processos eletrolíticos no qual se aplica uma ddp entre placas (eletrodos) para a desestabilização de substâncias presentes no meio líquido (HOLT et al, 2005) são muito estudados para o tratamento de água. Dentre eles, na eletrocoagulação (EC) ocorre a formação de coagulantes pela liberação de íons metálicos e com a hidrólise

da água há formação de hidróxidos que desestabilizam as partículas poluentes. Devido a esse processo de hidrólise, bolhas de gás são então formadas e adsorvem as partículas, havendo assim o processo de flotação. O processo de EF é a combinação da EC com a flotação por ar dissolvido (POEL, 2020).

3.3.4.4.1. Passivação dos eletrodos

Na solução eletrolítica de processos eletrolíticos em geral, na interface do eletrodo ocorre um fenômeno conhecido como dupla camada elétrica, resultado da acumulação de íons de carga oposta à carga formada na superfície dos eletrodos (TAN, 2021), conforme Figura 7.

Figura 7: Representação da dupla cama elétrica



Fonte: Schoemaker et al (2012).

O potencial elétrico resultante formado na superfície do material é chamado de potencial zeta (ζ), que é geralmente negativo e da ordem de milivolts. As partículas

iônicas formadas no fluido se reorganizam em uma camada (Camada de Stern) devido às forças eletrostáticas formando uma camada difusa, que é livre de fluxo. Na camada difusa, ocorrem dois fenômenos físicos, as forças eletrostáticas entre os íons e o movimento Browniano das partículas. Isso resulta num decréscimo exponencial do potencial de interação entre líquido e sólido. O comprimento característico em que decai a dupla camada elétrica, conhecido como comprimento de Debye, é da ordem de nanômetros. A Camada de Stern e a camada difusa, combinadas, são chamadas de dupla camada elétrica. O comprimento de Debye é consideravelmente mais fino que qualquer camada viscosa que se desenvolva devido a fenômenos de transporte (SCHOEMAKER et al, 2012).

A deposição de materiais no anodo é chamada de passivação, o que reduz a capacidade e eficiência do tratamento aumentando a demanda por energia (POWER; WATER, 2022). A passivação é uma camada de inibição geralmente formada por óxidos metálicos, o que inibe a dissolução do metal, no caso desse estudo o alumínio, e transferência de elétrons, limitando a formação de reação de coagulante com as partículas poluentes (LIU, et al, 2010).

Para reduzir os impactos dessa passivação, muitos estudos foram realizados otimizando a geometria dos reatores, os tipos de eletrodos utilizados, a estratégia operacional com a utilização de corrente alternada e utilização de ânions na solução a ser tratada (LIU, et al, 2010). De acordo com os mesmos autores, o decréscimo de efeito dos íons adicionados é: $\text{Cl}^- > \text{Br}^- > \text{I}^- > \text{F}^- > \text{ClO}_4^- > \text{OH}^-$ e SO_4^{2-} . Vazquez et al (2013) estudaram a distribuição de corrente elétrica e a hidrodinâmica para otimizar a geometria de reatores de eletrocoagulação.

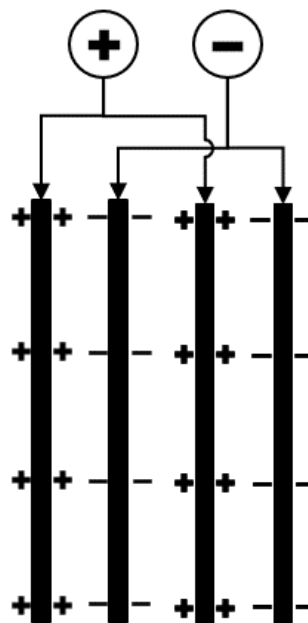
Martínez-Villafañe et al (2009) estudaram o efeito do movimento do líquido para a eletrocoagulação, avaliando a livre convecção, injeção de ar, recirculação interna de água e injeção de ar com recirculação interna de água. De acordo com os autores, a eficiência do processo é influenciada fortemente pela passivação dos eletrodos, que bloqueia a ativação do anodo não havendo a necessária dispersão dos íons metálicos, sendo necessário um maior TDH e maior voltagem aplicada. A camada 'passiva' pode ser prevenida quando o líquido está em movimento, com isso os coagulantes formados ficam dispersos na superfície do eletrodo.

3.3.4.4.2. Arranjo dos eletrodos

Dentre as configurações possíveis para os eletrodos dentro do reator eletrolítico as mais utilizadas são a monopolar, a bipolar e a inversão de polaridade.

Na configuração monopolar, os eletrodos são ligados à fonte de corrente contínua intercalando-se a polaridade, conforme pode ser visualizado na Figura 8. Nesse sistema, cada unidade opera com a mesma voltagem e a corrente total no reator eletrolítico é a soma das correntes (GOLDER et al, 2007)

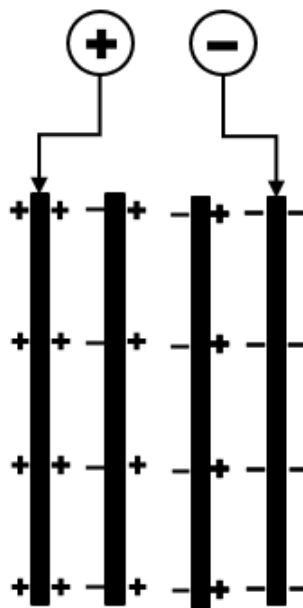
Figura 8: Configuração monopolar dos eletrodos



Fonte: Adaptado de Golder et al (2007) e Alimohammadi et al (2017)

Já na distribuição bipolar, apenas os eletrodos das extremidades são ligados a fonte de corrente elétrica. Assim, cada eletrodo opera como uma unidade independente e a soma das voltagens resulta na voltagem total do sistema (GOLDER et al, 2007). Essa distribuição é apresentada na Figura 9.

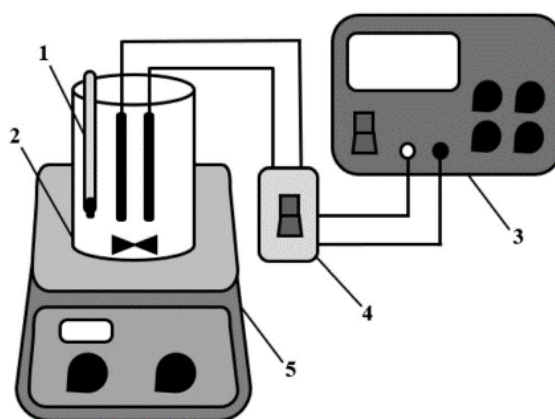
Figura 9: Configuração bipolar dos eletrodos



Fonte: Adaptado de Golder et al (2007) e Alimohammadi et al (2017)

Existe ainda a inversão de polaridade que foi estudada por Vong e Garey (2014) com o objetivo de evitar incrustações nos eletrodos (Figura 10). A inversão de polaridade também foi estudada por Donneys-Victoria et al (2019) para remoção de corante em solução aquosa. Nela, ocorre a alternância de polaridade dos eletrodos gerada por um inversor de polaridade, conforme esquematizado na Figura 10.

Figura 10: Esquema de EC com inversão de polaridade



Fonte: Adaptado de Donneys-Victoria et al (2019)

Em que:

1 – Termômetro;

- 2 – Célula de Eletroflotação;
- 3 – Fonte de energia;
- 4 – Inversor de polaridade;
- 5 – Chapa magnética de agitação de aquecimento.

3.3.4.4.3. Material do eletrodo

O material utilizado para confecção do eletrodo influencia diretamente na eficiência do processo, sendo necessária a avaliação de diversos fatores, como o contaminante que se deseja remover, o custo do material utilizado e aplicação da água que se deseja tratar. Existem processos em que se emprega apenas um tipo de eletrodo e outros em que há uma combinação deles, tendo em vista os melhores resultados.

Os eletrodos mais utilizados são de ferro (AJI et al, 2012; CAN et al, 2014; YAVUZ; ÖGÜTVEREN, 2018), alumínio (CHELLAM et al, 2014; KHANDEGAR et al, 2018; NGUYEN et al, 2020; ROMERO, 2009; TAUFER et al, 2016; VALENTE et al, 2015) ou uma combinação de eletrodos de ferro e alumínio (ALIMOHAMMADI et al, 2017; CAÑIZARES et al, 2007; ILHAN et al, 2008; YAGHMAEIAN et al, 2020).

Estudos vêm sendo realizados para avaliação de diferentes eletrodos, como a utilização de eletrodos de nanotubos de carbono modificados com material polimérico (SU et al, 2018). De acordo com os autores, esses eletrodos geram íons extremamente reativos a contaminantes orgânicos baseados nas interações químicas ativadas pelo processo eletrolítico. Dessa forma, o sistema formado possui alta capacidade de transferência de elétrons e a reação ocorre mesmo com baixos potenciais REDOX, o que permite com que a adsorção e dessorção de compostos iônicos seja reversível pela modulação eletroquímica.

DONNEYS-VICTORIA et al (2019) estudaram a remoção de corantes utilizando anodos de alumínio e liga de magnésio, alumínio e zinco. De acordo com os autores, o magnésio não é tão poluente quando comparado a outros metais e pode ser facilmente removido de efluentes.

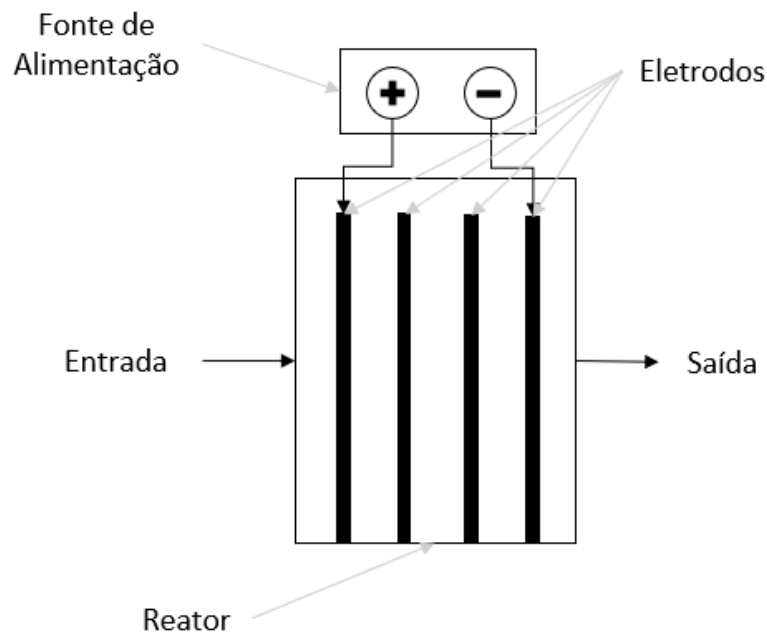
3.3.4.4.4. Tipos de reatores de eletroflotação

O adequado projeto de um reator de eletroflotação é fundamental para a eficiência do processo, evitando perdas de energia e material para se obter o menor custo. Várias configurações são utilizadas, conforme pode ser visto nas seções a seguir:

Reator de eletrodos verticais

Os eletrodos nesse tipo de reator são altos com uma largura inferior e são dispostos paralelos uns com os outros. O reator costuma ser aberto para facilitar a remoção de lodo e a troca de eletrodos desgastados. A entrada do fluido é pela parte inferior, seguindo para a parte superior, juntamente com as bolhas de gás (ROMERO, 2009). O esquema do reator de eletrodos verticais é apresentado na Figura 11.

Figura 11: Esquema de reator de eletrodos horizontais longos



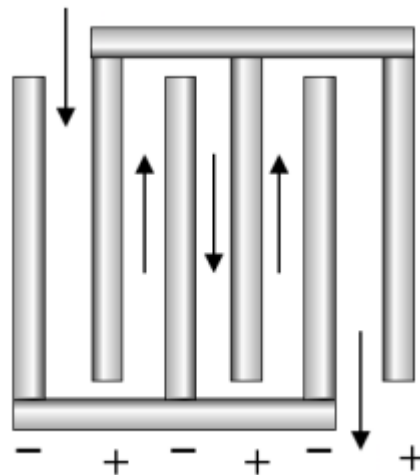
Fonte: Autoria própria.

Reator de eletrodos horizontais longos

Os eletrodos são posicionados no interior do reator de modo que o fluido siga um caminho em forma de serpentina. O gás gerado no processo pode ficar aprisionado no sistema, impedindo a passagem de líquido e podendo ocasionar corrosão do suporte das placas, o que pode levar a um curto-circuito (ROMERO, 2009). Nesse tipo de configuração, a vazão do líquido costuma ser maior que em

outras configurações (MICKOVA, 2015). O esquema do reator de eletrodos horizontais longos é apresentado na Figura 12.

Figura 12: Esquema de reator de eletrodos horizontais longos

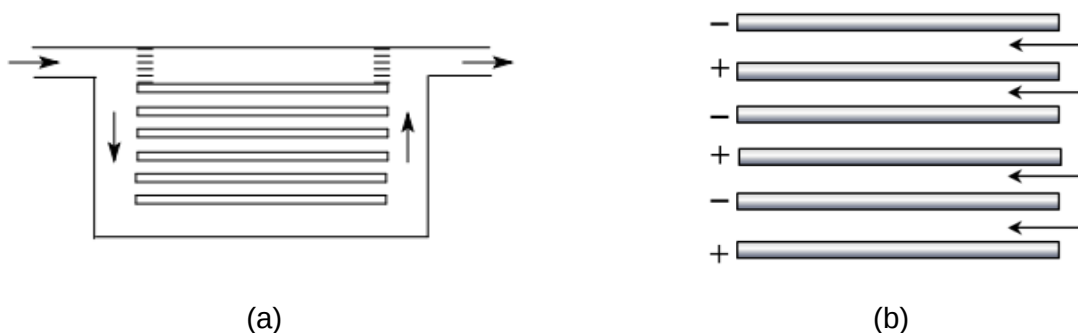


Fonte: MICKOVA (2015).

Reator de eletrodos horizontais curtos

Os eletrodos nesse tipo de reator são dispostos horizontalmente, podendo ou não ser dispostos de modo que a passagem de líquido ocorra como uma serpentina (ROMERO, 2009). O esquema do reator de eletrodos horizontais curtos é apresentado na Figura 13.

Figura 13: Esquema de reatores com placas horizontais: (a) fluxo horizontal, (b) fluxo horizontal com múltiplas passagens.



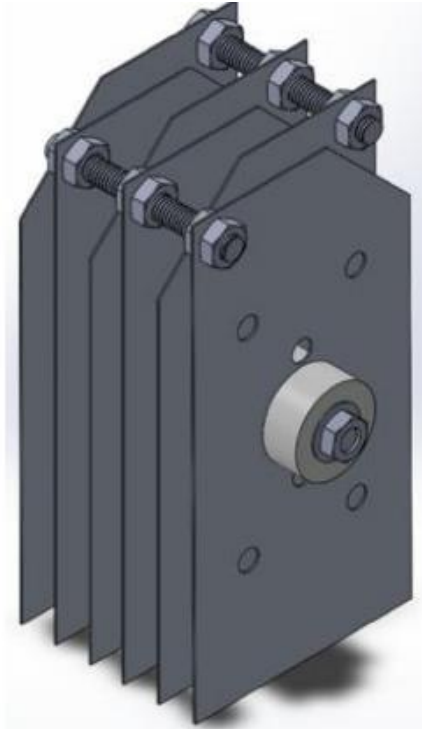
Fonte: Adaptado de Mickova (2009) e Hashim et al (2017)

Reator de eletrodos perfurados

Os eletrodos são dispostos verticalmente ou horizontalmente permitindo que o fluido passe através deles (Figura 14). ROMERO (2009) destacou como desvantagem dessa configuração o acúmulo de sólidos nessas perfurações. O autor destacou ainda

que a perda de massa dos eletrodos pode levar a um aumento das perfurações e alteração na eficiência do processo. Os eletrodos utilizados nesse trabalho foram perfurados conforme apresentado a seguir.

Figura 14: Esquema de eletrodos perfurados

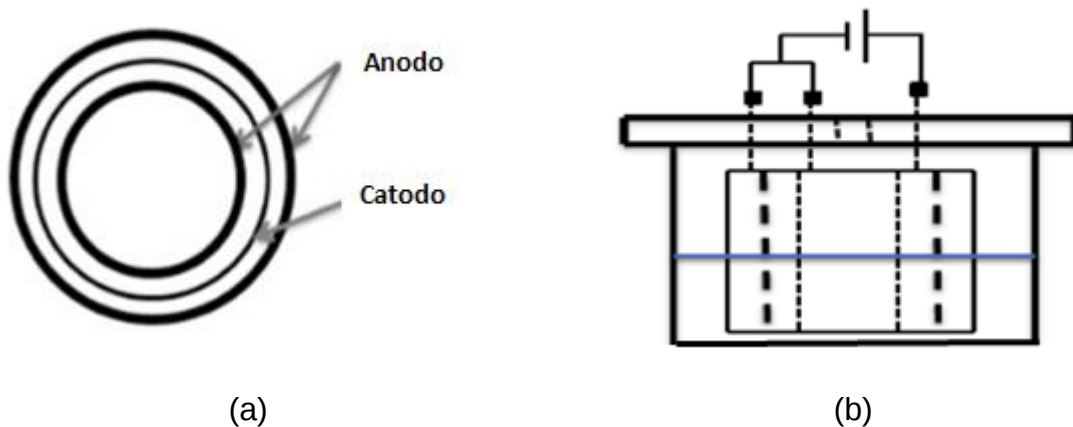


Fonte: Dias et al (2019).

Reator de eletrodos tubulares

Nos reatores com eletrodos tubulares, o líquido escoar entre eletrodos concêntricos. O espaçamento entre eles é minimizado para manter uma voltagem baixa e alta velocidade do fluido. Os reatores e consequentemente os eletrodos são alongados para permitir um maior TDH. Como os eletrodos possuem áreas diferentes, devem operar com alternância de polaridades para evitar a passivação (ROMERO, 2009). O esquema de reatores com eletrodos tubulares é apresentado na Figura 15.

Figura 15: Eletrodos tubulares (a) e disposição dos eletrodos em um reator (b)

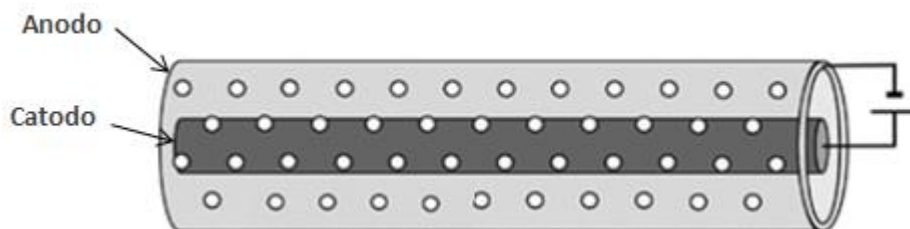


Fonte: Aljaberi (2019) e Aljaberi et al (2020)

Reator de eletrodos tubulares perfurados

Os eletrodos desse tipo de reator são perfurados e seguem a mesma configuração do reator anterior. O fluxo do líquido ocorre não somente entre as placas, mas por toda a área do reator (ROMERO, 2009). O esquema do reator de eletrodos perfurados é apresentado na Figura 16.

Figura 16: Esquema de reator de eletrodos tubulares perfurados

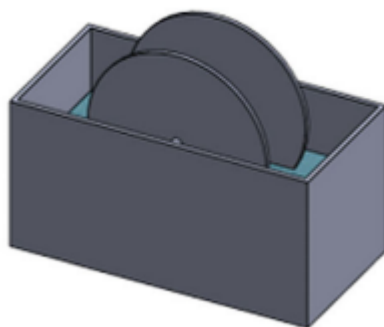


Fonte: Kim et al (2021).

Reator de discos rotativos paralelos

Nessa configuração, o reator opera em regime de batelada (XU et al, 2017), em que líquido preenche todo o reator, e os eletrodos são discos rotativos e ficam parcialmente imersos no líquido (Figura 17). O movimento rotativo permite que cada parte do eletrodo entre em contato com o fluido a ser tratado (MAGNISALI et al, 2021).

Figura 17: Esquema de reator de discos rotativos paralelos

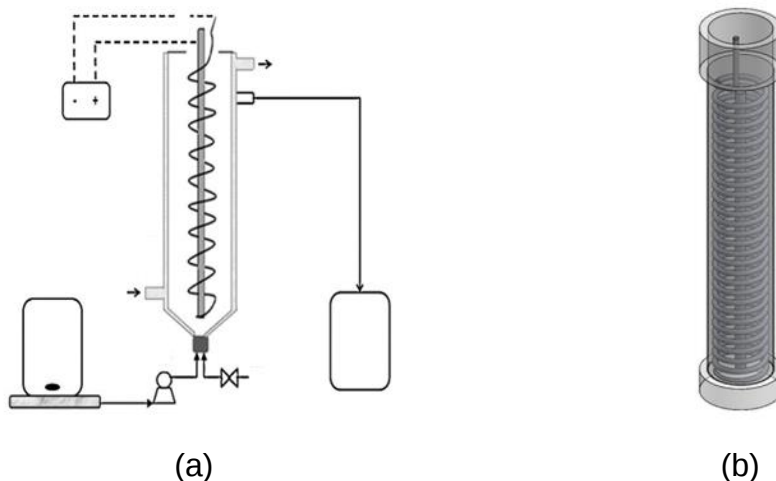


Fonte: Magnisali et al (2021).

Reator de eletrodos cilíndricos e helicoidais

Nos reatores de eletrodos cilíndricos e helicoidais o líquido flui entre os eletrodos que ficam dispostos ao longo de todo o reator (Figura 18), um dos eletrodos (catodo ou anodo) é formado por uma haste cilíndrica que fica do centro do reator e o outro eletrodo é disposto na parede do reator, em geometria helicoidal (MAGNISALI et al, 2021; HAMDAN; EL-NAAS, 2014).

Figura 18: Reator de eletrodos cilíndricos e helicoidais (a) esquema experimental, (b) reator



Fonte: Adaptado de Magnisali et al (2021); Hamdan e El-Naas (2014).

3.3.4.4.5. Aplicações

Mostefa e Tir (2003) estudaram a aplicação da EC para tratamento de águas contaminadas com óleos. Os autores estudaram os efeitos das técnicas comparando a remoção de DQO, turbidez e condutividade. A técnica apresentou 99% de eficiência na separação do óleo e da água, sob condições controladas.

Já Su et al (2018) investigaram a remoção de metais em água aplicando técnicas da EC. Esses contaminantes tóxicos diluídos em água foram removidos mesmo com a presença de outros sais dissolvidos. Efluentes com concentrações de 100 mg/L de Cr apresentaram concentrações de 100 ppb após a aplicação da técnica.

Romero (2009) estudou a EF para tratamento do esgoto sanitário, constatando a boa eficiência do tratamento. O autor adicionou cloreto de sódio ao efluente para aumentar a condutividade do esgoto bruto e testou diferentes configurações de eletrodo, paralela e perpendicular ao fluxo. Para os arranjos das placas em transversal e paralelo ao fluxo, foram avaliadas a remoção de cor verdadeira (remoções de 82% e 86%, respectivamente), turbidez (remoções de 96% e 93%), sólidos totais (90% e 97%), carbono orgânico total (60% e 58%), nitrogênio amoniacal (42% e 51%), DBO (91%), DQO (89%), óleos e graxas (100%), fósforo total (99%), coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* e aumento de oxigênio dissolvido (400% e 366%). As condições que o autor utilizou foram: densidade de corrente $14,2 \text{ A.m}^{-2}$, vazão $0,5 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$, dosagem de cloreto de sódio $0,25 \text{ g.L}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica de 18,2 minutos.

Já Poel (2020) estudou a técnica para desinfecção de esgoto municipal como tratamento terciário, o qual constatou que a técnica possui ampla aplicação e que precisa constantemente ser otimizada apesar de apresentar boa eficiência. De acordo com a autora, a EC para o tratamento de efluentes industriais com a remoção de sólidos suspensos, DQO, turbidez, nutrientes e metais. Para a remoção de microorganismos, a técnica é mais eficiente para a remoção de vírus e bactérias em comparação à remoção de protozoários.

Cunha e Dutra (2014) estudaram a aplicação da EF no tratamento do efluente gerado com a produção do petróleo (extração, transporte e refino). Nesse estudo, os autores investigaram a remoção de carga orgânica utilizando eletrodos de aço INOX como cátodo e de titânio revestido com óxido de rutênio como ânodo. Após observarem a remoção variando tensões aplicadas e tempos de detenção hidráulico, concluíram que as maiores remoções de DQO podem ser obtidas com os maiores valores de tensão e TDH aplicados.

A EF pode ser aplicada também para o tratamento de efluentes de fábricas alimentícias. Crespilho et al (2004) desenvolveram um estudo para tratamento de

efluente de fábrica de coco. Os autores atestaram que a técnica é eficiente para remoção de óleos e graxas, cor, carbono orgânico, turbidez e sólidos totais.

A aplicação dos processos eletroquímicos não são restritas a esses tratamentos, podendo também ser utilizados na remoção de corantes (DONNEYS-VICTORIA et al, 2019), tratamento de águas cinzas (KARICHAPPAN et al, 2014) e tratamento de chorume de aterro sanitário (SHADI et al, 2021).

Chavalparit e Ongwandee (2009) estudaram a otimização da EC para tratamento de efluente de biodiesel utilizando a metodologia de superfície de resposta. Os autores verificaram que a análise de superfície de resposta é um método eficiente para a otimização da tecnologia. Behloul et al (2013) estudaram a eletrocoagulação para remoção de pesticida. Os autores verificaram com a aplicação do delineamento experimental que a remoção de pesticida depende do pH do meio, da alcalinidade, da concentração inicial de pesticida, da densidade de corrente aplicada e da distância entre os eletrodos.

Essa gama de tratamentos eletroquímicos dos efluentes também é amplamente estudada para a indústria de laticínios, como pode ser observado nos estudos de Geraldino et al (2015), Chakchouk et al (2017) e Ruiz (2012). Nos três estudos, a técnica aplicada foi a EC, que foi eficiente para a remoção de DQO, turbidez e cor. Para o caso dos dois primeiros estudos e somente DQO para o terceiro estudo. Ruiz (2012) observou que a variação do pH inicial da amostra interfere na eficiência de remoção de DQO, avaliando também efluente de laticínio. Ele constatou que uma amostra com pH em torno de 5, apresenta melhor remoção de DQO para a densidade de corrente aplicada em seu estudo, que foi de 43,23 A/m³, com um TDH de 60 minutos. Chakchouk et al (2017) concluiu que a EC é uma técnica efetiva para a remoção de partículas coloidais e suspensas. Porém, não existem estudos que relacionem o tratamento da água extraída do leite utilizando a eletroflotação.

3.3.4.4.6. Geometria adotada para o eletroflotador

Segundo Gimenez (2020), a disposição monopolar paralela dos eletrodos tem um menor consumo de energia. A inversão da polaridade entre os eletrodos de sacrifício pode diminuir a passivação dos anodos, aumentando a sua vida útil e diminuindo a resistividade do sistema. Assim, o sistema passa a liberar mais alumínio e a formar maiores quantidades de grupos hidroxila, aumentando a eficiência de

remoção de contaminantes. O espaçamento entre os eletrodos também é importante devido a distribuição de bolhas de hidrogênio formadas no processo eletrolítico (VALENTE, et al, 2015).

Durante o processo de EC, as bolhas formadas se agregam e se acumulam em volta da área dos eletrodos se desprendendo das placas à medida que o processo ocorre. Muitos estudos são realizados de forma a otimizar as condições operacionais. Niza et al (2021) estudaram o comportamento hidrodinâmico e as características das bolhas formadas, adicionando um movimento vibratório nas placas. Para uma condição operacional estacionária, os autores constataram que para pH inferiores, na faixa de 5, o tamanho das bolhas é menor em comparação a uma faixa de pH superiores, pH na faixa de 10. Além disso, a velocidade das bolhas no pH mais ácido é superior a velocidade em pH básico. Observaram também que as bolhas seguem a trajetória horizontal.

Dias et al (2019) estudaram a EC utilizando diferentes configurações de placas perfuradas. Os autores testaram placas perfuradas e não perfuradas submetidas a correntes elétricas, verificando a eficiência da remoção de contaminação de óleo da indústria metalúrgica em mais de 90%. Constatou-se que furos de 6 mm de diâmetro eram necessários para garantir um fluxo uniforme de água e de bolhas de oxigênio e hidrogênio. O maior número de furos, associado com a distância entre eletrodos influenciam na eficiência do processo.

Khadengar e Saroha (2013) estudaram a EC para o tratamento de efluente de indústria têxtil. Os autores afirmaram que o processo é mais eficiente quando os eletrodos possuem furações em relação a eletrodos sem furos, porém reforçaram a necessidade de outros estudos para confirmar a melhor distribuição desse recurso. Segundo Kuroda et al (2003), a corrente elétrica nos eletrodos que apresentam furos é melhor distribuída quando comparado com eletrodos planos.

3.3.4.4.7. Vantagens e Desvantagens

A EF apresenta diversas vantagens frente ao processo de flotação convencional, sendo elas (ROMERO, 2009; CHELLAM, 2014):

1. Unidades menores, compactas e que requerem menores custos de manutenção;

2. Os reatores de eletroflotação possibilitam coagulação e flotação simultaneamente;
3. São mais efetivos desestabilizando pequenas partículas coloidais;
4. Os flocos formados tendem a ser maiores e mais fáceis de serem separados;
5. O lodo formado tende a ser mais bem desaguado pois é formado principalmente por óxidos e hidróxidos metálicos;
6. Não há utilização de produtos químicos, apenas corrente elétrica, facilitando a operação e manutenção.

Shadi, et al (2021) estudaram a EF para remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos de chorume de aterro sanitário. Os autores destacaram como vantagens a: facilidade operacional da EF em relação a processos convencionais que utilizam coagulantes químicos, a liberação de coagulantes durante todo o processo, baixa geração de lodo e baixo consumo de energia. Kolesnikov et al (2017) estudaram a EF para tratamento de efluentes e citaram como vantagens:

- a. Pouco tempo de processo para altas eficiências;
- b. Possibilidade de extração de impurezas de diversas gramaturas;
- c. Relativo baixo consumo de energia;
- d. Formação de bolhas que possuem alta capacidade de adesão a partículas de impurezas;
- e. Eficiente coagulação da fase dispersa;
- f. Possibilidade de controle de formação de bolhas de gases, com o ajuste de energia elétrica, por exemplo;
- g. Favorável influência do campo elétrico em mudanças nas características físico-químicas do sistema a ser tratado, o que intensifica os processos de coagulação e floculação;
- h. Remoção de impurezas orgânicas dissolvidas;
- i. Desinfecção da água devido aos processos de oxidação e redução nos eletrodos;
- j. Menor volume de reatores de EF em comparação a decantadores, visto que os tempos de sedimentação e eletroflotação diferem de 3 a 5 vezes;
- k. A espuma produzida na eletroflotação apresenta menores teores de umidade quando comparado a processos de sedimentação;

- I. Possibilidade de extrair partículas dispersas e em emulsões ao mesmo tempo.

3.4. CUSTO OPERACIONAL

As despesas operacionais (em inglês tem-se a sigla OPEX) são recursos gastos relacionados com o funcionamento de uma organização. O cálculo do custo operacional é fundamental para a medição financeira de um negócio (HBS, 2022).

A EC já encontra aplicações práticas no mercado. Segundo a empresa Nijhuis, empresa holandesa de tratamento de efluentes, a EF apresenta redução de até 50% no OPEX frente a utilização de processos convencionais com a aplicação de produtos químicos (NIJHUIS, 2019). Visigalli et al (2021) estudaram a EF para tratamento de efluentes com grande incidência de microalgas. Os autores consideram o cálculo de OPEX mais efetivo que o cálculo de investimento (sigla em inglês CAPEX) quando se avalia a viabilidade do processo. Segundo a metodologia utilizada para o tratamento de microalgas, o cálculo do consumo de energia elétrica e dos eletrodos metálicos são os principais componentes para o cálculo do OPEX.

A Metso Outotec, empresa europeia que atua no ramo da mineração com o desenvolvimento de tecnologias sustentáveis, destacou a importância do cálculo do OPEX para determinação da viabilidade de processos eletroquímicos de tratamento de efluentes. Segundo artigo escrito pelo gerente de projetos da empresa, o OPEX do processo deve ser avaliado tendo-se em vista sua eficiência, pois apresenta bons resultados mesmo para remoção de baixas concentrações de poluentes, no caso do artigo citou-se metais, mas o OPEX irá aumentar consequentemente devido ao aumento de consumo de energia elétrica (ISOMÄKI, 2018).

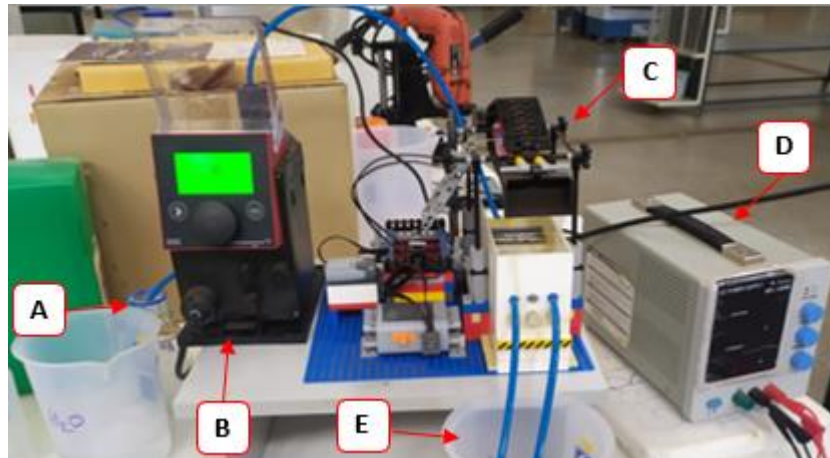
De acordo com DIETERICH, et al (2018), o OPEX é composto por custos fixos e custos variáveis. Os custos fixos incluem mão de obra e manutenção. Já os custos variáveis incluem materiais consumíveis e custo com utilidades, como consumo de energia elétrica. No estudo de eletroflotação, essas despesas são com consumo de placas, consumo de energia elétrica, manutenções e mão de obra para operação do sistema.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Materiais

O aparato experimental baseou-se nos que foram utilizados por Khandegar et al. (2018) e Hashim et al (2019), conforme descrito na Figura 19.

Figura 19: Fotografia do aparato experimental utilizado para os ensaios



Fonte: Autoria própria.

Em que:

- A – Água a ser tratada;
- B – Bomba dosadora;
- C – Eletroflotador;
- D – Fonte de Alimentação;
- E – Efluente Eletroflotado.

4.1.1. Bomba dosadora

A bomba dosadora de fluido utilizada foi do tipo diafragma de deslocamento positivo, marca Grundfos, modelos DDC – 6 mL/h – 1,5 L/h, conforme Figura 20. Este equipamento é dotado de medição de vazão e foi calibrado conforme manual de instruções. As vazões utilizadas para os ensaios realizados nesse trabalho foram de 130 mL/h, 195 mL/h e 390 mL/h.

Figura 20: Fotografia da Bomba dosadora utilizada nos ensaios

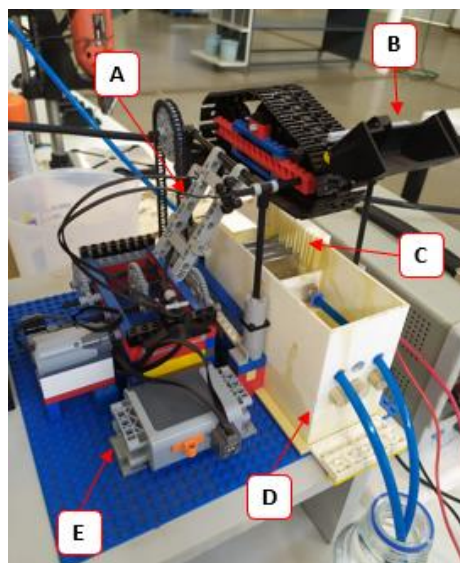


Fonte: Autoria própria.

4.1.2. Eletroflotador

O equipamento de eletroflotação segue representado na Figura 21:

Figura 21: Fotografia do Eletroflotador utilizado para os experimentos



Fonte: Autoria própria.

Em que:

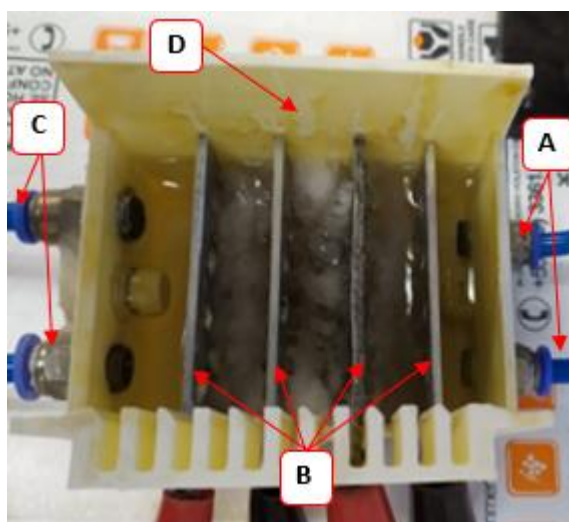
- A – Entrada de água a ser tratada;
- B – Pás para remoção de lodo;
- C – Reator eletrolítico;
- D – Recipiente coletor de lodo;
- E – Motor para acionamento das pás.

A água de vaca foi succionada pela bomba dosadora e seguiu para o reator eletrolítico (C), indicado na Figura 21. Nele, ocorria o processo eletrolítico de tratamento e o fluido tratado seguia para a saída pelas mangueiras azuis. As pás (B) realizavam movimentos circulares para remoção de lodo flotado acumulado na superfície do reator. O lodo foi então acumulado no recipiente coletor de lodo (D).

4.1.3. Reator eletrolítico

O protótipo do reator eletrolítico (Figura 22) foi impresso em impressora 3D com PLA de material estrutural, com volume útil de 130 mL, operando em modo contínuo, conforme o planejamento experimental.

Figura 22: Fotografia do reator eletrolítico



Fonte: Autoria própria.

Em que:

- A – Entrada de água no reator;
- B – Eletrodos;
- C – Saída de efluente do reator;
- D – Reator eletrolítico de PLA.

No presente estudo, com a água de vaca como efluente industrial, optou-se pela distribuição monopolar frente à inversão de polaridade devido a menor complexidade operacional e a utilização da fonte de corrente contínua. Apesar de muitas pesquisas verificarem uma maior eficiência para configuração bipolar que para a monopolar (GOLDER et al, 2007; GOSHI et al, 2008; ALIMOHAMMADI et al, 2017), há estudos que verificam a maior eficiência da distribuição monopolar para o

tratamento de águas com baixa condutividade (YASA, 2020). Como a água de vaca apresentou condutividade menor que $10 \mu\text{S}/\text{cm}$, optou-se pela distribuição monopolar.

4.1.4. Eletrodos de sacrifício

Os eletrodos de alumínio utilizados possuíam as dimensões de 60 mm x 2 mm x 40 mm e cada um possuía 10 furos de 5 mm cada dispostos de forma aleatória (Figura 23) para evitar caminhos preferenciais. Essa configuração seguiu os estudos de Khandegar et al. (2018), Hashim et al. (2019) e Gimenez (2020). Os eletrodos foram conectados a fios de polos negativos e positivos, sendo utilizados no total dois catodos e dois anodos para cada ensaio realizado.

Figura 23: Eletrodo utilizado nos experimentos de EF



Fonte: Autoria própria.

4.1.5. Fonte de alimentação de corrente contínua

A fonte de corrente contínua utilizada para fornecimento de energia aos eletrodos foi a MPL-1305M (32V-5A), da marca Minipa, conforme Figura 24:

Figura 24: Fotografia da fonte de alimentação de corrente contínua.



Fonte: Autoria própria

4.1.6. Matéria Prima

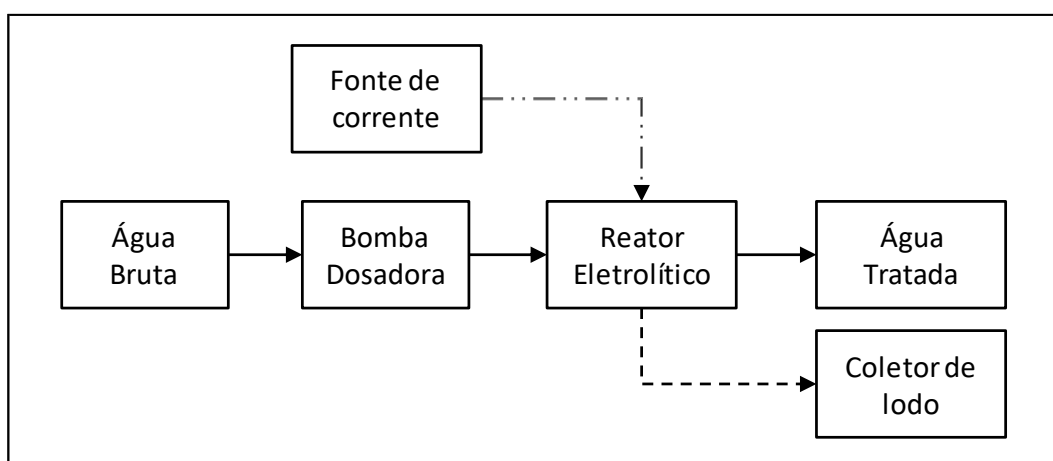
A água de vaca foi coletada em uma indústria de laticínio e enviada para Araraquara para realização dos ensaios. Ela foi armazenada em freezer a 4°C na Usina Piloto do Departamento de Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia da UNESP de Araraquara para não sofrer decomposição e perda das suas características. Nos ensaios laboratoriais, a água de vaca teve sua temperatura elevada à ambiente para ser submetida a EF.

4.2. Métodos

4.2.1. Ensaios de eletroflotação

O efluente industrial a ser tratado seguiu as etapas discriminadas no Fluxograma apresentado na Figura 25.

Figura 25: Fluxograma de blocos do sistema de tratamento por EC



Fonte: Autoria própria

Para o início dos testes, o sistema foi montado colocando-se os eletrodos já pesados no reator. Água limpa foi bombeada para preencher todo o sistema retirando o ar, que pode interferir nas medições de vazão e nos resultados do experimento eletrolítico. Após o bombeamento com água de abastecimento, com volume suficiente para encher todo o sistema até o transbordamento pela saída de água tratada, iniciou-se o bombeamento de água de vaca. Em seguida, os eletrodos foram ligados à fonte de corrente contínua pela conexão de pinças metálicas dando-se início aos experimentos.

4.2.2. Cálculo de densidade de corrente

A densidade de corrente foi calculada conforme Equação 5, a seguir:

$$\delta = \frac{i}{A_{anodo}} \quad (5)$$

Em que:

δ = densidade de corrente (A/m²);

i = corrente elétrica (A);

A_{anodo} = área total dos anodos (m²).

As densidades de corrente foram calculadas considerando-se a área dos dois anodos antes da realização dos experimentos, duas faces cada e desconsiderando-se a área dos furos. Os valores calculados seguem apresentados na Tabela 1:

Tabela 1: Valores de corrente utilizados e densidades de corrente calculadas

Corrente (mA)	Densidade de corrente (A/m ²)
10	1,32
30	3,96
50	6,60

4.2.3. Análises de DQO

Para análise da eficiência do tratamento proposto, determinou-se a concentração de DQO da amostra antes e após a EF. Foram utilizados kits reagentes Spectroquant® COD Cell Test da marca Merck, aplicáveis para uma faixa de medição de 10 mg/L a 150 mg/L.

O método consiste na oxidação da amostra a ser estudada com uma solução de ácido sulfúrico com dicromato de potássio e sulfato de prata como catalizador. As interferências por concentrações de cloro são eliminadas com o uso de sulfato de mercúrio. A concentração de íons não consumidos de cromato (Cr₂O₇²⁻) é determinada fotometricamente. O método atende à normas nacionais e internacionais (MERCK, 2019).

A água em estudo, proveniente do processo de evaporação do leite, continha odor característico de leite e gosto, e por questões de confidencialidade e segredo industrial, sua caracterização mais detalhada foi realizada na indústria cedente do material. A análise realizada pela indústria indicou que a água de vaca atendia alguns

padrões de potabilidade quando comparado a PORTARIA GM/MS nº 888 que trata dos padrões físico-químicos. Porém, gosto e odor foram objetáveis. Investigando mais a fundo, observou-se que uma pequena quantidade de sólidos suspensos estavam presentes na água, e esses sólidos poderiam ser removidos com a eletroflotação. Ademais, compostos orgânicos voláteis estavam presentes na água e seriam separados por meio da eletroflotação. Dessa forma, a remoção de DQO foi determinada a fim de verificar a eficiência do processo na remoção dos sólidos.

4.2.4. Cálculo de eficiência

A eficiência do processo de EF foi calculada utilizando Equação 6 abaixo:

$$\eta = \frac{Ci - Cf}{Ci} * 100 \quad (6)$$

Em que:

η = eficiência de remoção de DQO, em %;

Ci = DQO na amostra antes do experimento, em mg/L;

Cf = DQO na amostra depois do experimento, em mg/L.

4.2.5. Avaliação da influência dos parâmetros operacionais definidos por técnica de delineamento experimental

A vazão aplicada variou de acordo com os TDHs definidos em planejamento experimental (Tabela 1), sendo também estudadas as variações de corrente e distância entre os eletrodos. O planejamento experimental baseou-se no delineamento fatorial de experimentos, utilizando 2 níveis e 3 fatores para a análise dos efeitos (principais e de interação) e otimização das variáveis controladas sobre as variações de remoção de DQO. Os fatores estudados foram a corrente (1), o TDH (2) e distância entre placas (3), os níveis são os limites inferiores (-1) e os limites superiores (+1) (GIMENEZ, 2020). A seguir são apresentadas três tabelas, a primeira contém os parâmetros selecionados (Tabela 2), a segunda contém o planejamento experimental (Tabela 3) e a terceira, os parâmetros de acordo com o planejamento (Tabela 4).

Tabela 2: Variáveis e níveis investigados

Fatores	Variável	(-1)	(0)	(+1)
1	Corrente (mA)	10	30	50
2	TDH (min)	20	40	60
3	Distância entre eletrodos (cm)	0,3	0,9	1,5

Tabela 3: Delineamento fatorial com triplicatas no ponto central

Ensaio	Fatores		
	1	2	3
1	+1	-1	-1
2	+1	+1	-1
3	+1	-1	+1
4	+1	+1	+1
5	-1	+1	+1
6	-1	-1	+1
7	-1	+1	-1
8	-1	-1	-1
9	0	0	0
10	0	0	0
11	0	0	0

Tabela 4: Parâmetros analisados conforme delineamento experimental

Ensaio	Corrente (mA)	TDH (min)	Distância entre os eletrodos (cm)
1	50	20	0,3
2	50	60	0,3
3	50	20	1,5
4	50	60	1,5
5	10	60	1,5
6	10	20	1,5
7	10	60	0,3
8	10	20	0,3
9	30	40	0,9
10	30	40	0,9
11	30	40	0,9

Foi utilizado o programa STATISTICA® v.8.0 (StatSoft, inc) para realização da análise estatística dos dados. Para a análise dos efeitos de interação foi gerada uma

Tabela e um Gráfico do tipo “superfície de resposta”. Essa técnica visou ilustrar em que “regiões” a eletroflotação foi mais eficiente.

4.3. Desgaste dos eletrodos

Para verificação do desgaste dos eletrodos, eles foram pesados antes e após cada ensaio (Equação 7). Antes da realização de cada teste de eletroflotação, os eletrodos foram lavados, secos em estufa e pesados em balança semi analítica, modelo AD 330, marca Marte Eletrônica. Após os ensaios, os eletrodos foram retirados do reator, lavados, secos em estufa e pesados novamente. A diferença de peso resultou no desgaste dos eletrodos.

$$DE = (mA - mD) * 100 \quad (7)$$

Em que:

DE – Desgaste dos eletrodos (%);

mA – Massa dos eletrodos antes dos ensaios de eletroflotação;

mD – Massa dos eletrodos depois dos ensaios de eletroflotação.

4.4. Estimativa do custo operacional

A estimativa do custo operacional (OPEX) levou em conta fatores como consumo de eletrodos, energia elétrica, mão de obra para operação e manutenção. De acordo com Donini, *et al* (1994), os custos com consumo dos eletrodos e energia elétrica representam cerca de 80% de custos com operação. Adaptando a metodologia utilizada por Gimenez (2020), o cálculo para o OPEX foi determinado pela Equação 8:

$$OPEX = \frac{C_{eletrodos} + C_{energia}}{0,8} \quad (8)$$

Em que:

$C_{eletrodos}$: Custo com desgaste dos eletrodos;

$C_{energia}$: Custo com energia elétrica.

Para o cálculo da $C_{eletrodos}$ é necessário calcular a massa de eletrodos consumida. De acordo com a Primeira Lei de Faraday, essa massa está intimamente ligada a corrente aplicada, sendo definida como na Equação 9 (GIMENEZ, 2020):

$$CM_{el} = \frac{i \cdot t \cdot M}{F \cdot z} \quad (9)$$

Em que:

CM_{el} = quantidade máxima do eletrodo consumida, em g;

i = corrente aplicada, em A;

t = tempo de aplicação da corrente, em s;

M = massa molar do elemento predominante no eletrodo, em g.mol⁻¹;

z = número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do elemento do anodo;

F = constante de Faraday, 96.500 C.mol⁻¹.

Dessa forma, o $C_{eletrodos}$ é calculado multiplicando-se a massa de eletrodo consumida com o valor pago pelos eletrodos de alumínio.

Para o $C_{energia}$, o consumo de energia em um reator pode ser calculado de acordo com a Equação 10 (KOBAYASHI et al, 2006):

$$C_{energia} = \frac{U \cdot i \cdot t}{V} \quad (10)$$

Em que:

$C_{energia}$ = consumo de energia, em W.h.m⁻³;

U = tensão elétrica aplicada no sistema, em V;

i = corrente elétrica aplicada, em A;

t = tempo de aplicação da corrente, em h;

V = volume de efluente tratado, em m³.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos em termos de remoção de DQO são apresentados na Tabela 5:

Tabela 5: Resultados experimentais encontrados nos ensaios executados

Ensaio	Corrente (mA)	Densidade de corrente (A/m ²)	TDH (min)	Distância entre os eletrodos (cm)	DQO Bruto (mg/L)	DQO Tratado (mg/L)	Eficiência remoção DQO
1	50	6,60	20	0,3	84,84	41,50	51,08%
2	50	6,60	60	0,3	84,84	53,98	36,37%
3	50	6,60	20	1,5	84,84	66,05	22,15%
4	50	6,60	60	1,5	84,84	48,84	42,43%
5	10	1,32	60	1,5	84,84	34,93	58,82%
6	10	1,32	20	1,5	84,84	43,70	48,50%
7	10	1,32	60	0,3	84,84	47,60	43,89%
8	10	1,32	20	0,3	84,84	59,12	30,31%
9	30	3,96	40	0,9	84,84	49,89	41,20%
10	30	3,96	40	0,9	84,84	50,69	40,26%
11	30	3,96	40	0,9	84,84	55,79	34,24%

Foram estudadas como a corrente aplicada, tempo de detenção hidráulica e a distância entre os eletrodos interferem na remoção de matéria orgânica. Os testes foram repetidos em triplicatas e em dias diferentes, para garantir a repetibilidade dos dados encontrados.

A utilização de DQO para verificar a eficiência do tratamento justifica-se pela origem da água estudada, que é a evaporação do leite. Nesse processo de concentração, compostos orgânicos estão presentes, o que justifica o odor de leite dessa água. Assim, a remoção de DQO indica a oxidação dos compostos orgânicos presentes.

Nas seções a seguir serão discutidas as remoções de DQO em relação as três variáveis estudadas.

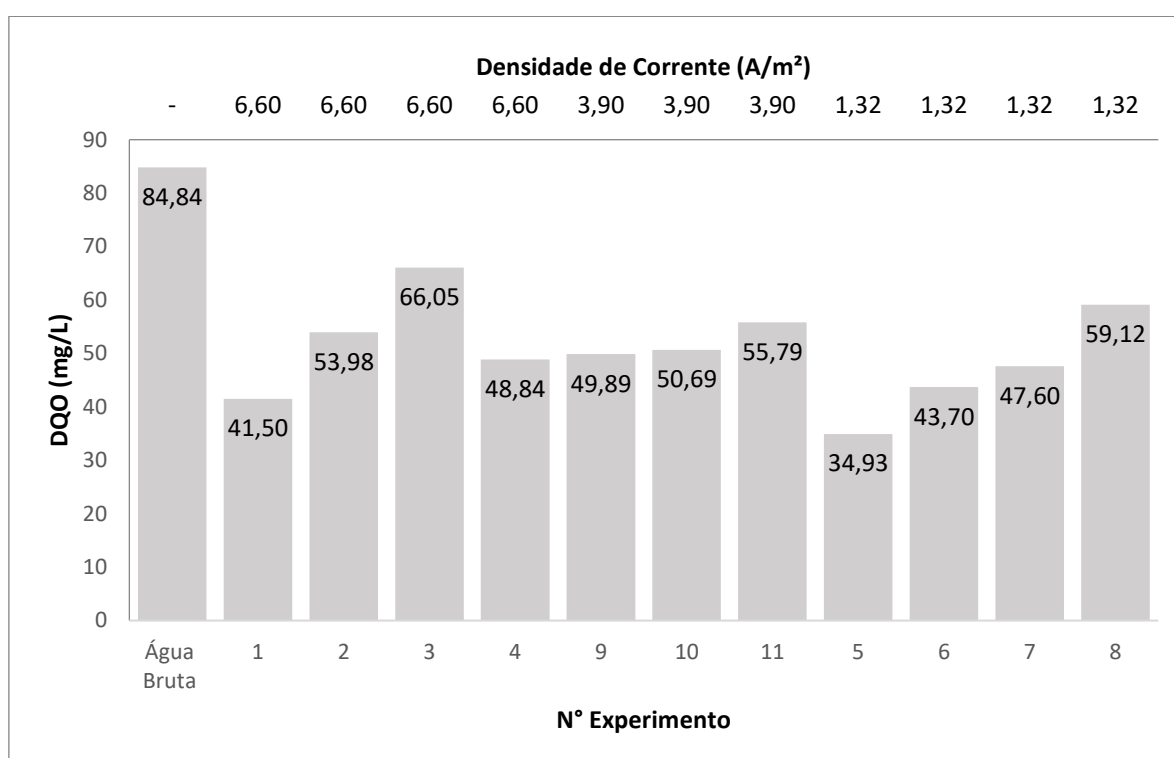
5.1. Efeito da corrente e densidade elétrica

A escolha das correntes elétricas estudadas se deveu, principalmente às baixas condutividade e DQO inicial da amostra. Com a baixa condutividade, porém, não se pode inferir que a água esteja limpa ou própria ao consumo, visto que compostos

orgânicos como os óleos, quando misturados à água, apresentam baixa condutividade (EPA, 2021).

Como pode ser observado na Figura 26 a seguir, para os quatro experimentos realizados aplicando-se a corrente de 50 mA, 6,60 A/m², experimentos 1, 2, 3 e 4, observou-se que para as menores distâncias entre os eletrodos, obtém-se uma maior remoção de DQO, caso dos experimentos 1 e 2.

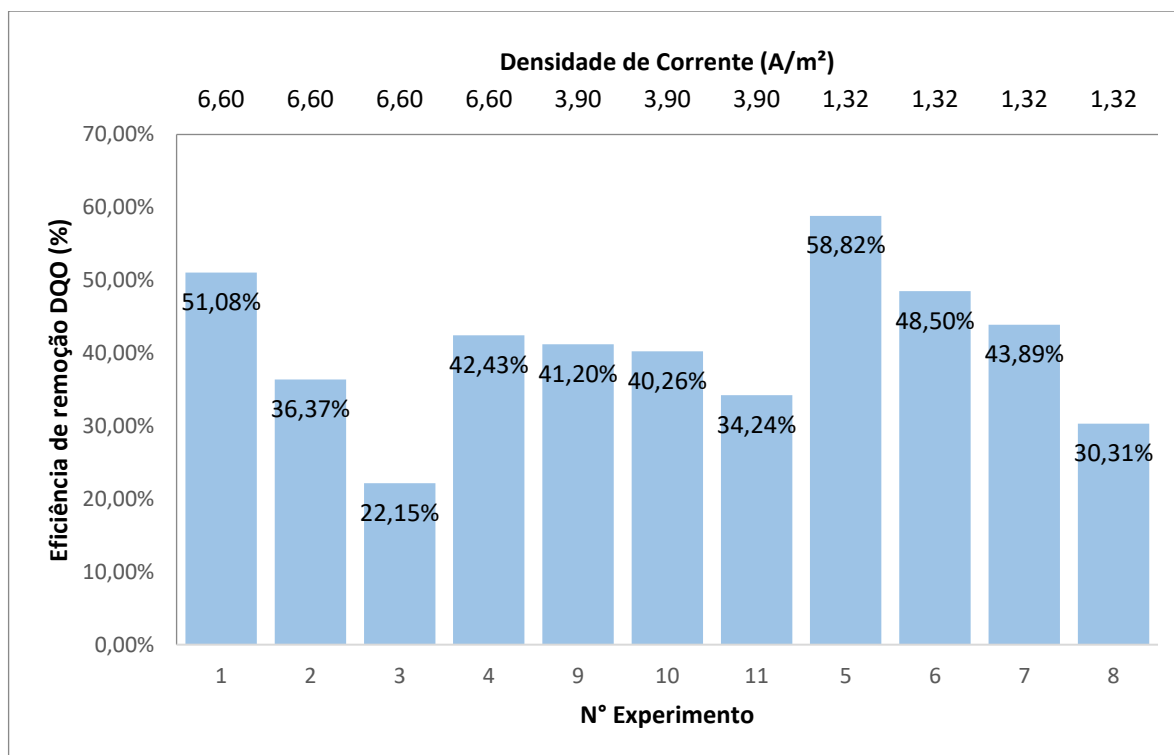
Figura 26: Gráfico da concentração de DQO de acordo com a densidade de corrente aplicada



Fonte: Autoria própria.

Para o menor TDH estudado, a remoção foi maior. Nos experimentos realizados com corrente de 10 mA, 1,32 A/m², as maiores eficiências foram observadas com os eletrodos a maiores distâncias (experimentos 5 e 6). Nesse caso, o menor TDH apresentou a maior eficiência (experimento 5). Os resultados de remoção de DQO em relação a densidade de corrente seguem apresentados na Figura 27.

Figura 27: Gráfico da remoção de DQO em função da densidade de corrente



Fonte: Autoria própria.

Quando se aplicou uma menor densidade de corrente, com um maior TDH e maior distância entre as placas, obteve-se uma melhor eficiência de remoção de DQO. A EC foi estudada por Geraldino *et al* (2015) para remoção de turbidez, cor de DQO de efluente de laticínio. A mesma relação com a corrente para a água de vaca foi observada pelos autores, em que maiores correntes aplicadas não significam maiores eficiências. No estudo realizado em 2015, os autores avaliaram o tratamento de efluente de laticínio aplicando-se diferentes correntes, 1, 1,5 e 2 A, para os tempos de 30, 45 e 60 minutos. Foi observado que a aplicação da corrente intermediária (1,5 A), no tempo de 60 minutos, forneceu melhores eficiências de remoção de DQO, cor e turbidez, com o melhor custo.

De acordo com Gimenez (2020), maiores correntes elétricas aplicadas geram maior concentração de gases O_2 e H_2 , liberados na forma de microbolhas, porém, com maiores correntes aplicadas, o tamanho das bolhas irá diminuir, conforme descrito por Farhadi *et al.*, (2012). Segundo os autores, a maior remoção se dá em partículas que estão em suspensão no meio líquido e não em partículas dissolvidas, podendo ser outra explicação para a não linearidade de remoção de DQO para a água de vaca com o aumento da corrente.

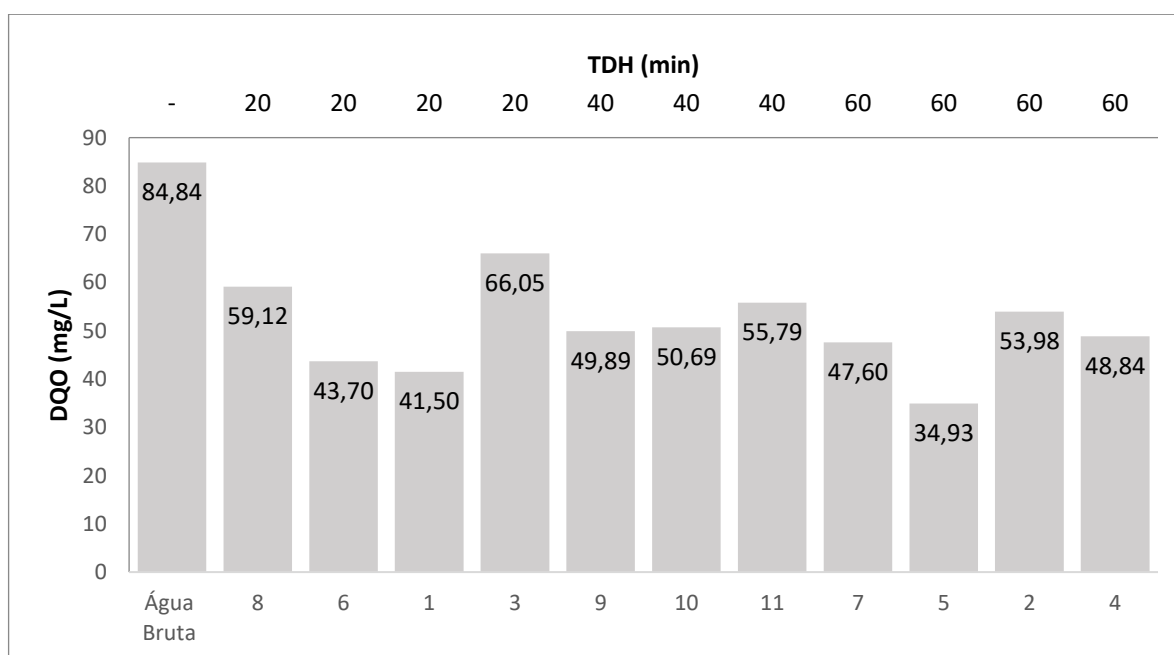
Já Nguyen *et al* (2020) concluíram que a eficiência da EC depende principalmente das características iniciais do efluente, sendo que o tamanho das bolhas formadas durante o processo varia de acordo com o pH do efluente estudado. Esses estudos confirmam os resultados obtidos, em que a eficiência do processo varia de acordo com diversos fatores, como TDH, distância entre eletrodos e voltagem aplicada.

O fluxo das bolhas de oxigênio e hidrogênio formadas depende diretamente da corrente aplicada durante o tratamento (NIZA et al, 2021). A quantidade de bolhas formadas foi verificada pelos autores através de uma câmera capaz de captar imagens dentro do reator eletrolítico. Nesse trabalho, eles observaram que quando se aumentou a corrente elétrica de 0,5 A para 3,5 A verificou-se o aumento da quantidade de bolhas. O aumento da quantidade de bolhas com o aumento da corrente é um fenômeno constantemente estudado e observado mesmo em estudos antigos, conforme constatarem Glas e Westwater (1964).

5.2. Efeito de tempo de detenção hidráulico (TDH)

Os tempos de detenção hidráulico aplicados, assim com a corrente elétrica, forneceram resultados variáveis, com maiores remoções para maiores tempos, conforme pode ser visualizado na Figura 28 a seguir:

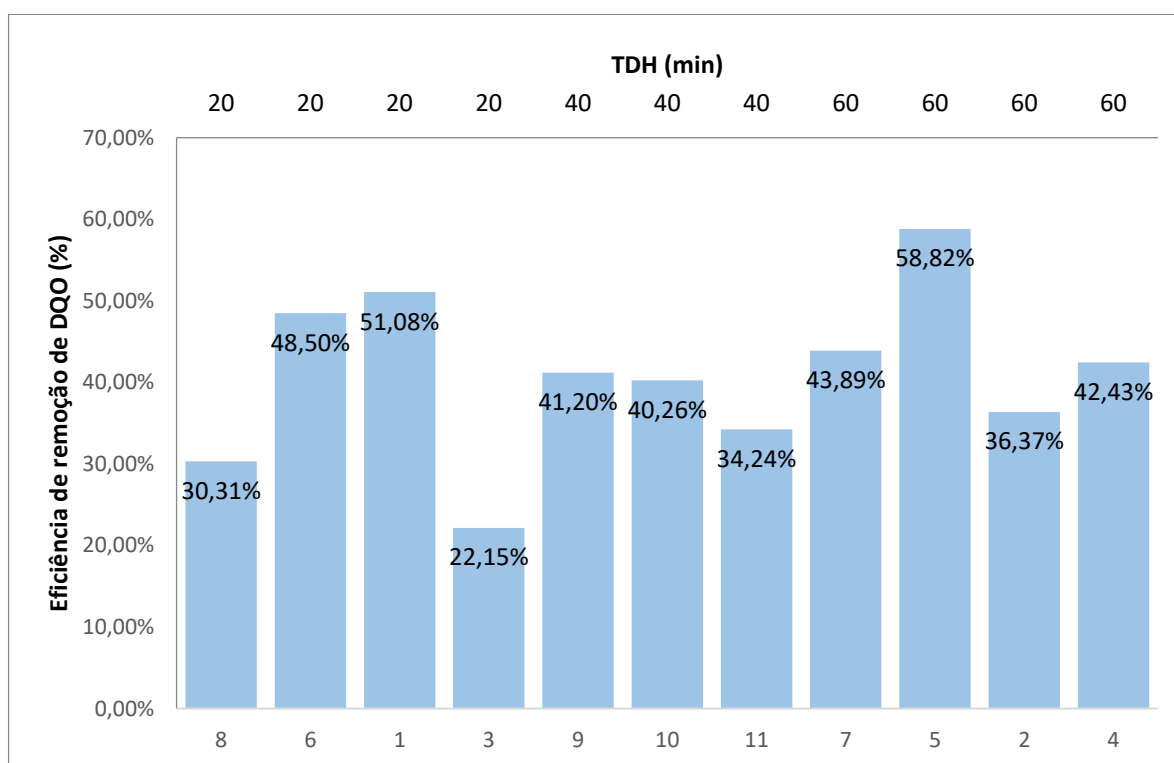
Figura 28: Gráfico da concentração de DQO de acordo com o TDH aplicado



Fonte: Autoria própria.

Para o menor TDH avaliado, 20 minutos, a menor eficiência foi para o experimento 3, com 50 mA de corrente aplicada ($6,60 \text{ A/m}^2$) e distância entre os eletrodos de 1,5 cm. Para a maior densidade de corrente aplicada, a maior eficiência de remoção de DQO foi observada no experimento 1, com 50 mA, $6,60 \text{ A/m}^2$, de corrente aplicada e 0,3 cm de distância entre os eletrodos. Já para o maior TDH avaliado, de 60 minutos, a maior eficiência foi do experimento 5, com 58,82% de eficiência para uma DQO da água tratada de 34,93 mg/L. A menor eficiência foi com aplicação de 50 mA de corrente, o que equivale a $6,60 \text{ A/m}^2$, e 0,3 cm entre os eletrodos. Portanto, quando se aplicou o maior TDH (60 minutos), obteve-se uma melhor eficiência para uma menor corrente aplicada (10 mA) e densidade de corrente de $1,32 \text{ A/m}^2$ com uma maior distância entre os eletrodos (1,5 cm). Os resultados de remoção de DQO em função do TDH seguem apresentados na Figura 29.

Figura 29: Remoção de DQO em função do TDH



Fonte: Autoria própria.

O efeito do tempo de detenção hidráulico também foi estudado por Chakchouk et al (2017). Os autores combinaram técnicas de EC com eletrooxidação para a remoção de turbidez, cor e DQO de efluente de laticínio. Foi constatado que o processo de EC é relativamente rápido para o fluido estudado, levando cerca de 6

minutos, considerando a remoção de compostos coloidais e sólidos suspensos, sendo necessário um maior tempo para remoção de DQO, que foi de 21 minutos.

Bleeke et al (2015) estudaram a eficiência da EF para tratamento de efluentes contaminados com *Scenedesmus acuminatus* (alga verde). Os autores estudaram diferentes tipos de eletrodos (magnésio, alumínio, zinco, cobre, ferro e latão), aplicando diferentes voltagens (10, 20, 30 e 40 V) com diferentes tempos de reação (9,2, 12,5, 18,5 e 43 minutos), obtendo 90% de remoção de turbidez para as amostras estudadas. Para os eletrodos de ferro, foi observado que os maiores tempos implicavam em uma menor eficiência do processo de floculação, o que pode ser explicado pela liberação de íons pelo anodo, que imediatamente reagem com a hidroxila presente na água formando compostos metálicos. Essa pode ser a explicação para os resultados obtidos para a água de vaca, em que maiores tempos não implicavam melhores eficiências.

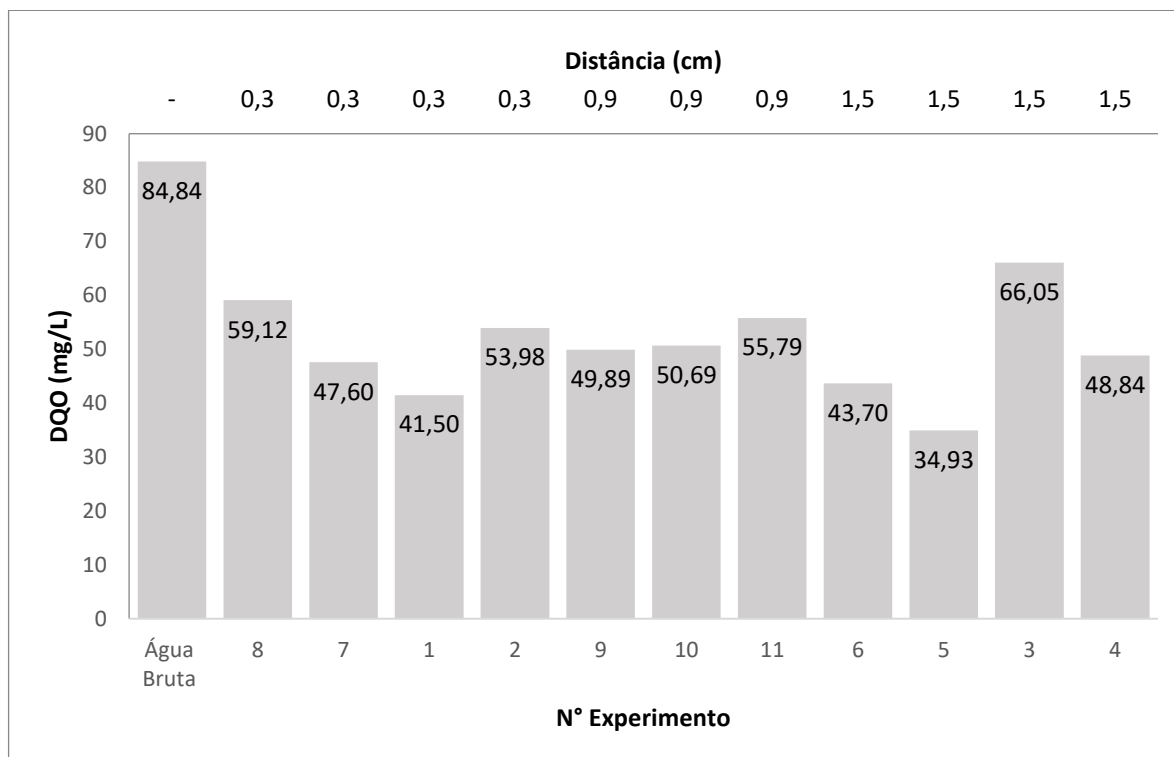
Borba et al (2010) também estudaram a EF utilizando eletrodos de alumínio, agora em efluentes de subprodutos avícolas, avaliando a remoção de DQO, cor e turbidez. Os autores investigaram a influência do pH inicial de efluente, densidade de corrente e tempo de eletrólise e constataram, assim como o estudo deste trabalho, que o tempo de reação pode ser reduzido, aplicando-se uma densidade de corrente determinada, que para os subprodutos avícolas foram 20 minutos e $43,9 \text{ A.m}^{-2}$.

5.3.Efeito do Espaçamento entre eletrodos

O distanciamento entre as placas de eletrodo geralmente é fixado, tendo-se em vista estudos bibliográficos realizados para determinado tipo de efluente, caso do esgoto doméstico (GOERK *et al*, 2021), efluente de indústrias de semicondutores (AOUDJ *et al*, 2017), efluente de abatedouro de aves (COMBATT, *et al*, 2017) e mesmo para efluentes de laticínios (TAUFER, 2016). Nesse trabalho o espaçamento entre os eletrodos foi estudado a fim de obter-se uma maior eficiência de remoção.

O efeito do espaçamento entre os eletrodos também foi investigado e os resultados para a remoção de DQO seguem representados na Figura 30 a seguir:

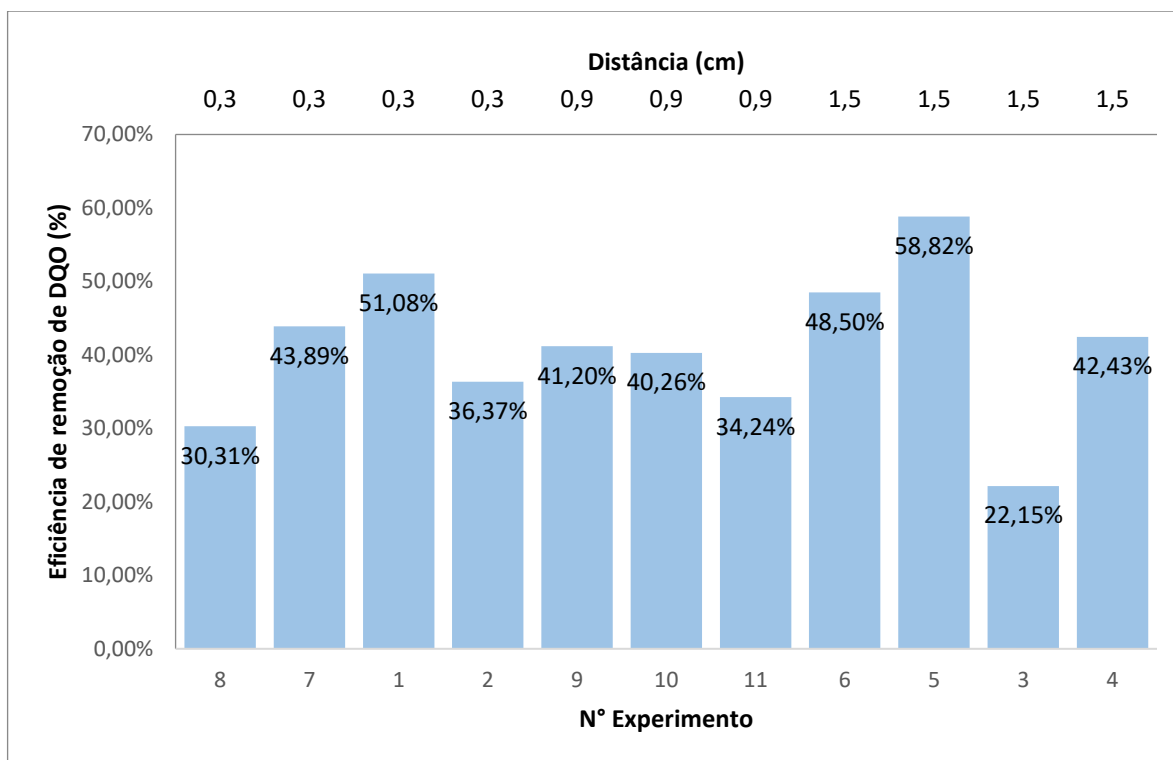
Figura 30: Gráfico da concentração de DQO de acordo com o espaçamento entre os eletrodos



Fonte: Autoria Própria

Para um menor espaçamento entre os eletrodos (0,3 cm), observou-se que com uma maior densidade de corrente aplicada ($6,60 \text{ A/m}^2$) e um menor TDH (20 min), obtem-se uma melhor eficiência de remoção de DQO, caso do experimento 1. A menor eficiência, de 30,31%, foi para uma densidade de corrente de $1,32 \text{ A/m}^2$ e 20 minutos de TDH, caso do experimento 8. Para a maior distância aplicada entre os eletrodos, observou-se que a melhor eficiência obtida (58,82%), com uma densidade de corrente aplicada de $1,32 \text{ A/m}^2$ e 60 minutos de TDH (experimento 5). E a eficiência mais baixa (22,15%), para uma densidade de corrente aplicada de $6,60 \text{ A/m}^2$, com 20 minutos de TDH, foi verificada no do experimento 3. Os resultados de remoção de DQO em função da distância entre os eletrodos seguem apresentados na Figura 31.

Figura 31: Remoção de DQO em função da distância entre eletrodos



Fonte: Autoria própria.

Valente et al (2015) também avaliaram o distanciamento entre os eletrodos, utilizando os valores de 0,6 cm e 1,4 cm. Os autores estudaram a remoção de DQO, ST e turbidez em efluente de laticínio constatando que a distância entre os eletrodos é um importante fator para o cálculo de custos, podendo apresentar eficiências diferentes, uma vez que foi verificado que maiores distâncias entre os eletrodos implicam na necessidade de maiores corrente. O efeito da corrente elétrica em relação a distância entre os eletrodos foi o contrário ao observado para a água de vaca. No presente trabalho, foi observado que a menor corrente aplicada produziu no geral melhores resultados, casos experimentos 5. Isso pode ter ocorrido devido a combinação dos três fatores estudados, densidade de corrente, TDH, e distância entre eletrodos, 1,32 A/m², 60 minutos, 1,5 cm, respectivamente.

5.4.Desgaste dos eletrodos

A variação de massa dos eletrodos pode ser vista na Tabela 6, conforme Equação 7:

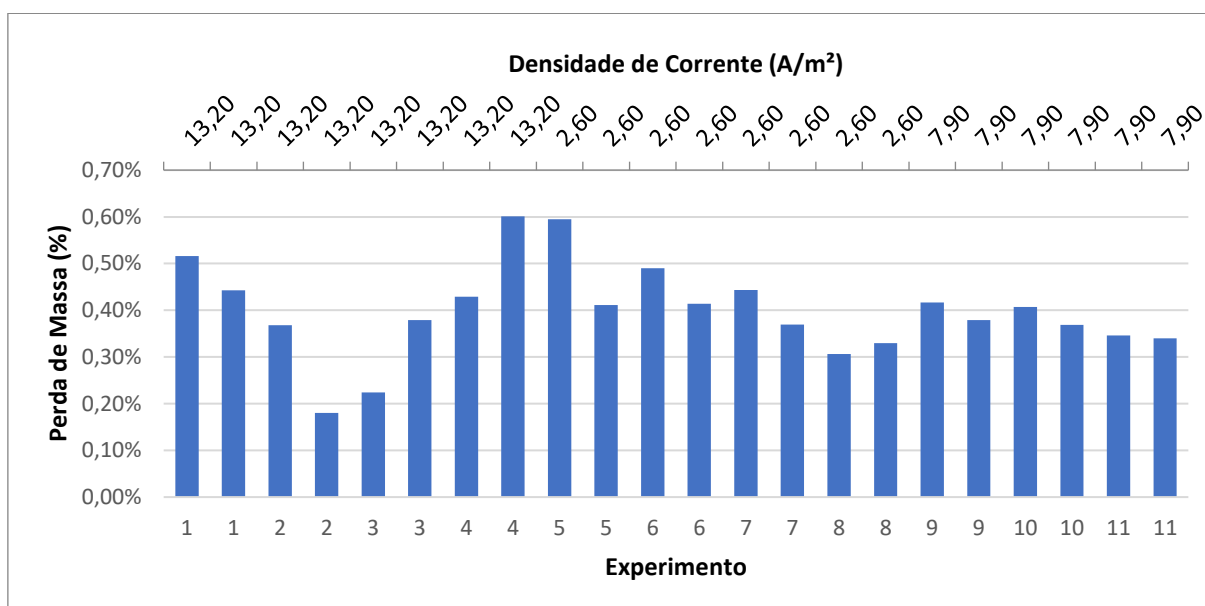
Tabela 6: Valores de perda de massa dos eletrodos utilizados

Exp.	Placa	Cátodo				Ânodo			
		Massa Inicial (g)	Massa Final (g)	Var (g)	Var	Massa Inicial (g)	Massa Final (g)	Var (g)	Var
1	1	11,531	11,471	0,060	0,52%	11,877	11,829	0,048	0,40%
	2	11,751	11,699	0,052	0,44%	12,862	12,802	0,060	0,47%
2	1	11,68	11,637	0,043	0,37%	12,511	12,465	0,046	0,37%
	2	12,756	12,733	0,023	0,18%	11,768	11,738	0,030	0,25%
3	1	12,866	12,837	0,029	0,22%	12,069	12,014	0,055	0,46%
	2	11,874	11,829	0,045	0,38%	11,624	11,578	0,046	0,40%
4	1	12,497	12,443	0,054	0,43%	12,075	12,016	0,059	0,49%
	2	12,318	12,244	0,074	0,60%	12,59	12,512	0,078	0,62%
5	1	11,914	11,843	0,071	0,59%	12,131	12,069	0,062	0,51%
	2	12,159	12,109	0,050	0,41%	13,223	13,173	0,050	0,38%
6	1	12,4	12,339	0,061	0,49%	12,789	12,757	0,032	0,25%
	2	12,564	12,512	0,052	0,41%	11,757	11,706	0,051	0,43%
7	1	12,411	12,356	0,055	0,44%	11,561	11,522	0,039	0,34%
	2	12,984	12,936	0,048	0,37%	12,249	12,208	0,041	0,33%
8	1	12,759	12,720	0,039	0,31%	12,131	12,093	0,038	0,31%
	2	12,131	12,091	0,040	0,33%	11,849	11,801	0,048	0,41%
9	1	12,637	12,584	0,053	0,42%	12,502	12,457	0,045	0,36%
	2	11,868	11,823	0,045	0,38%	11,934	11,891	0,043	0,36%
10	1	13,008	12,955	0,053	0,41%	12,918	12,878	0,040	0,31%
	2	12,205	12,160	0,045	0,37%	11,731	11,692	0,039	0,33%
11	1	12,503	12,460	0,043	0,35%	12,711	12,673	0,038	0,30%
	2	12,355	12,313	0,042	0,34%	12,355	12,317	0,038	0,31%

De acordo com os resultados mostrados na Tabela 6, observou-se uma variação de massa levemente superior nos cátodos em relação aos ânodos, o que pode ter sido consequência da passivação dos eletrodos, efeito também observado por Gimenez (2020).

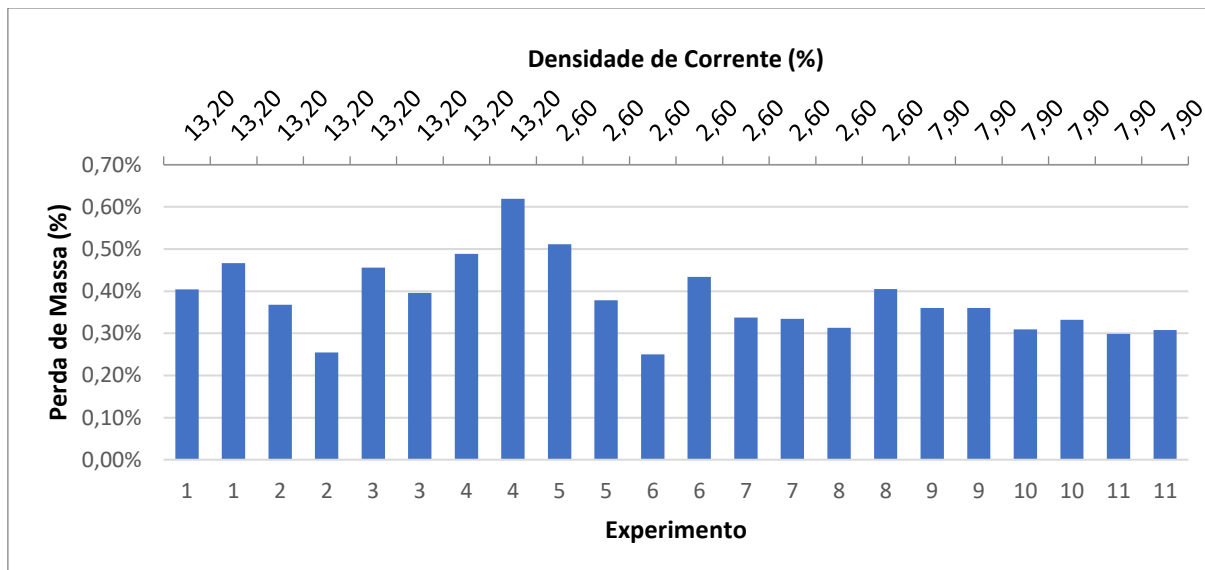
Nos gráficos abaixo são relacionadas as variáveis estudadas (densidade de corrente, TDH e distância dos eletrodos) com o desgaste dos eletrodos e a eficiência de remoção de DQO. Nas Figuras 32 e 33, os dados foram agrupados de acordo com a densidade de corrente aplicada.

Figura 32: Variação de massa dos catodos de acordo com a densidade de corrente elétrica aplicada



Fonte: Autoria Própria

Figura 33: Variação de massa dos anodos de acordo com a densidade de corrente elétrica aplicada

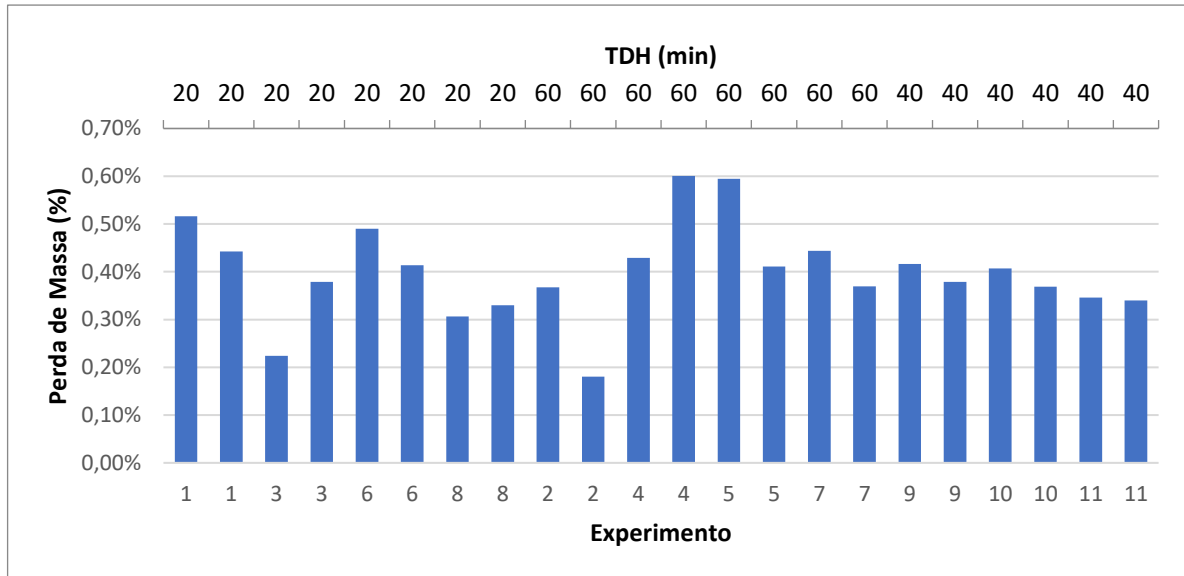


Fonte: Autoria Própria

Como pode ser observado nas Figuras 32 e 33, quanto maior a densidade de corrente aplicada, maior é o consumo de energia (ensaio 4). O aumento do consumo dos eletrodos de acordo com o aumento da densidade de corrente corrobora com o observado em outros estudos em que esse parâmetro é avaliado para a eletroflotação (MARTÍNEZ-VILLAFANE, et al, 2009; YAGHMAEIAN, et al, 2020).

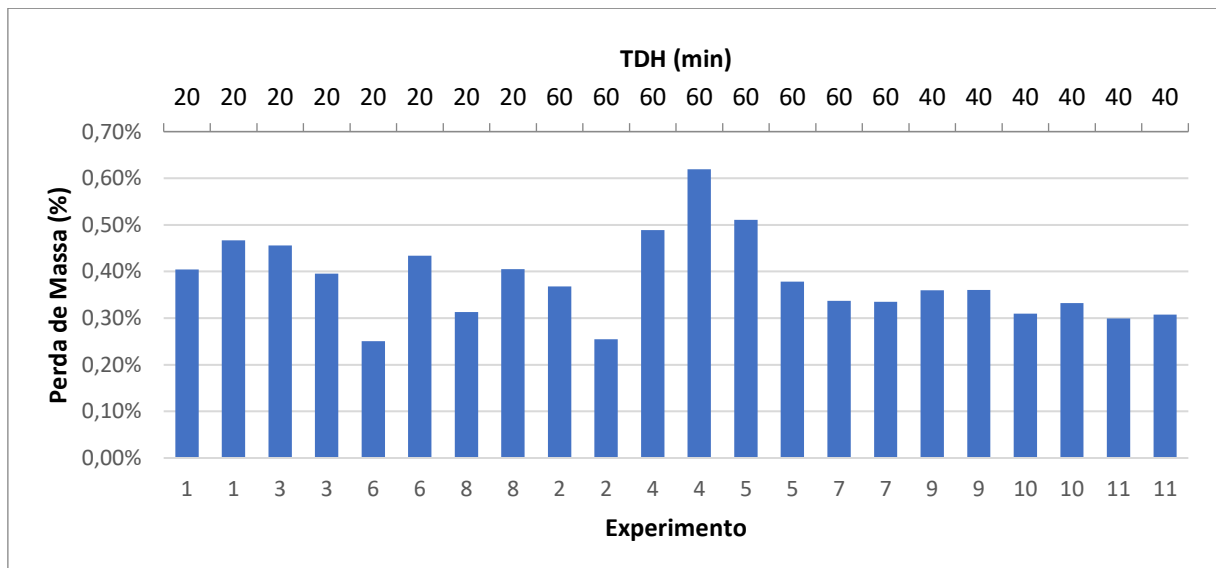
Nas Figuras 34 e 35 a seguir, os dados anteriores foram agrupados em função do TDH.

Figura 34: Variação de massa dos catodos de acordo com o tempo de detenção hidráulico



Fonte: Autoria Própria

Figura 35: Variação de massa dos anodos de acordo com o tempo de detenção hidráulico



Fonte: Autoria Própria

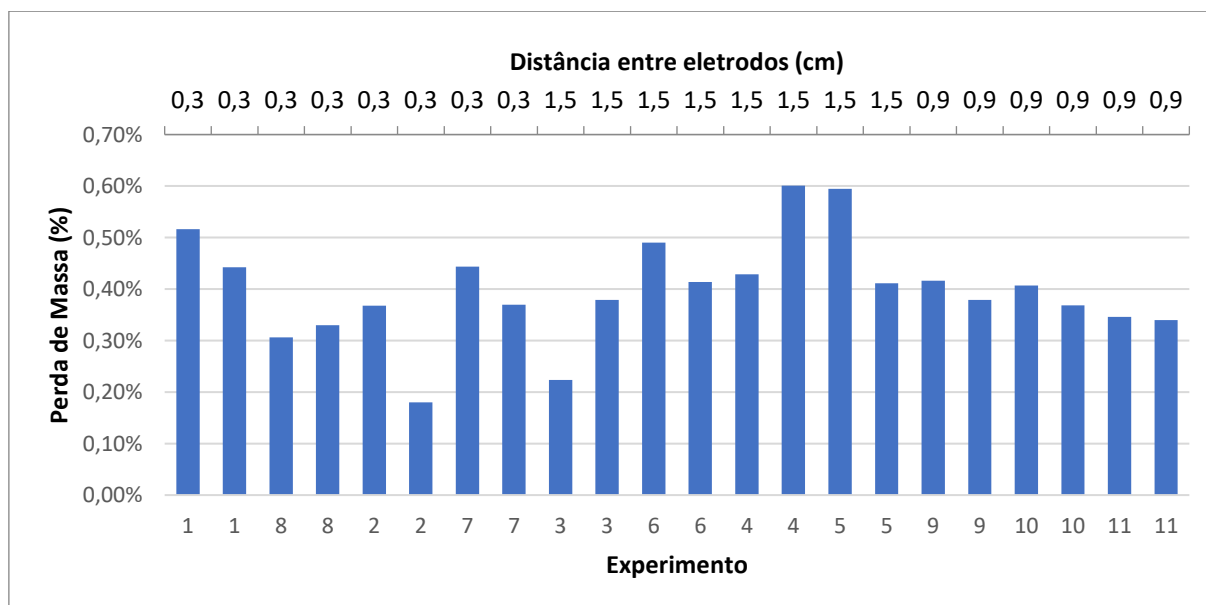
Como pode ser observado nas Figuras 34 e 35, para um menor TDH, 20 min, quando se aplicou uma maior densidade de corrente, 1,32 A/m², observou-se uma maior perda de massa dos eletrodos quando em comparação com a menor densidade

de corrente aplicada para esse TDH. Já para um maior TDH (60 minutos), a perda de massa dos eletrodos foi maior para a maior densidade de corrente aplicada, caso do ensaio 4.

O efeito do tempo de reação foi estudado por Martínez-Villafañe et al (2009), de acordo com parâmetros operacionais e de desenho do reator eletrolítico. Os autores avaliaram a densidade de corrente, a distância entre eletrodos, a movimentação do líquido dentro do reator e relação área-volume dos eletrodos e as variáveis de respostas foram o consumo dos eletrodos e consumo de energia em comparação a remoção de arsênio. Foi observado que o consumo dos eletrodos e consumo de energia elétrica aumenta quanto maior for o tempo de tratamento e a corrente aplicada, como foi observado para a água de vaca.

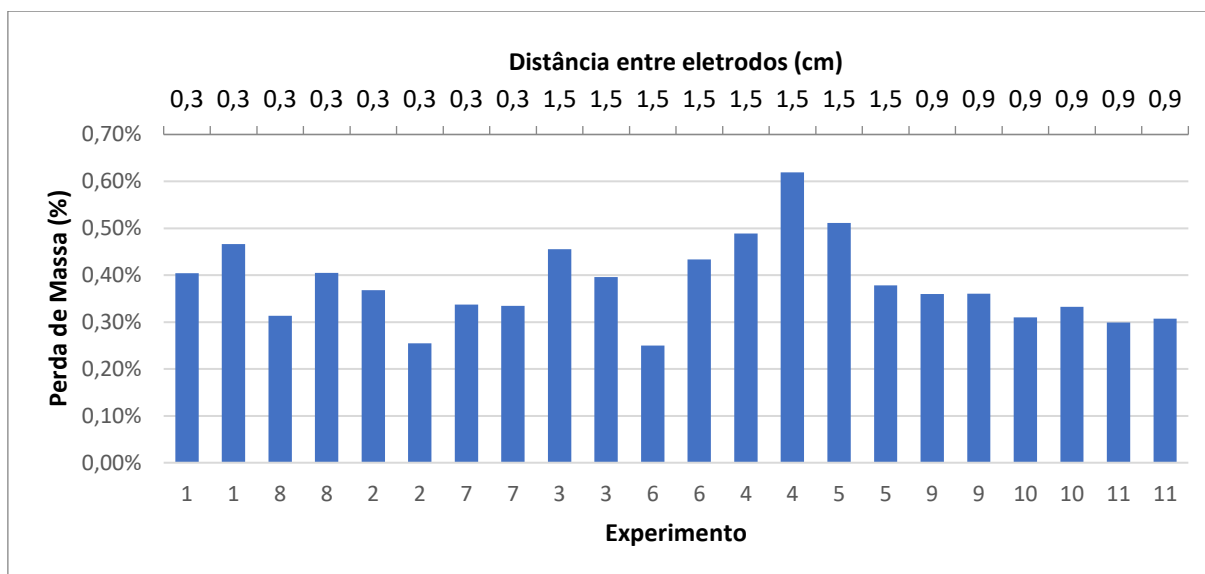
Nas Figuras 36 e 37 a seguir, os dados anteriores foram agrupados em função da distância entre eletrodos.

Figura 36: Variação de massa dos catodos de acordo com a distância entre eletrodos



Fonte: Autoria Própria

Figura 37: Variação de massa dos anodos de acordo com a distância entre eletrodos



Fonte: Autoria Própria

Com as Figuras 36 e 37, avaliando a remoção média de DQO, quando se aplicou uma distância de 1,5 cm entre os eletrodos obteve-se melhores eficiências de remoção que quando comparadas a distância de 0,3 cm, essas melhores eficiências refletiram nas maiores perdas de massa dos eletrodos. A distância entre os eletrodos é um dos principais fatores que influenciam na perda de massa dos eletrodos (DIAS et al, 2019).

Garcia-Segura et al (2017) estudaram a EC com uma revisão bibliográfica sobre a tecnologia. Com as pesquisas, os autores constataram que o consumo dos eletrodos se deve principalmente a dissolução de acordo com a Lei de Faraday, o que pode ser maximizado ou reduzido de acordo com as características do líquido a ser tratado. Na presença de íons como OH^- e cloretos, a dissolução é maximizada, dependendo do pH do meio. Já a presença de inibidores como nitratos ou a passivação, pode haver uma redução da perda de massa dos eletrodos.

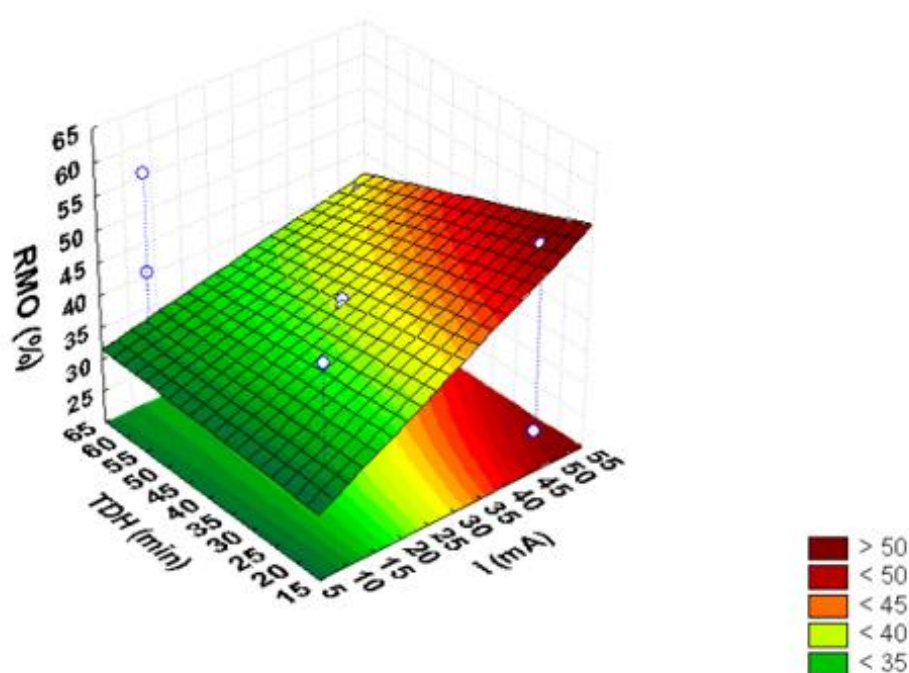
5.5. Superfície de resposta obtida com delineamento experimental

Os efeitos dos três fatores estudados foram analisados estatisticamente obtendo a superfície de resposta mostrada na Figura 38. Os resultados da análise estatística são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7: Efeitos de corrente, TDH e distância sobre a remoção de matéria orgânica (RMO).

Fator	Interação	(1) i (mA)	(2) TDH (min)	(3) d (cm)	1 com 2	1 com 3	2 com 3
Efeito	41,295	-7,373	7,3733	2,5616	-4,582	-14	7,9346
Erro padrão/ Erro puro	0,295557	0,6931	0,6931	0,6931	0,6931	0,6931	0,6931
t (2)	139,7193	-10,64	10,638	3,6956	-6,611	-20,19	11,447
P	0,000051	0,0087	0,0087	0,066	0,0221	0,0024	0,0075
-95% Limite de Confiabilidade	40,023300	-10,36	4,3909	-0,421	-7,565	-16,98	4,9522
+95% Limite de Confiabilidade	42,566700	-4,391	10,356	5,44	-1,6	-11,01	10,917
Coeficiente	41,29501	-3,687	3,6866	1,2808	-2,291	-6,998	3,9673
Erro coeficiente padrão	0,295557	0,3466	0,3466	0,3466	0,3466	0,3466	0,3466
-95% Limite de Confiabilidade	40,023330	-5,178	2,1955	-0,21	-3,782	-8,489	2,4761
+95% Limite de Confiabilidade	42,566680	-2,195	5,1778	2,772	-0,8	-5,507	5,4585

Figura 38: Superfície de resposta gerada para a remoção de matéria orgânica (RMO) da 'água de vaca' por eletroflotação



Fonte: Statistica® v.8.0

O efeito isolado da variação da distância não mostrou diferença significativa dentro da faixa avaliada sobre a remoção de matéria orgânica porque 'p' calculado é superior a 0,05 (0,066), conforme pode ser observado na tabela 7. Nos ensaios 5 e 3, por exemplo, para uma maior distância avaliada (1,5 cm), as remoções de DQO foram de 59 % e 22%, respectivamente. O que diferiram nos dois ensaios foram o tempo de reação e a corrente aplicada, para o primeiro foram de 60 min e 10 mA, enquanto para o segundo foram 20 minutos e 50 mA.

A variação da corrente e do tempo de detenção tem diferença significativa sobre a remoção de matéria orgânica porque o 'p' é menor que 0,05 (0,008). Houve efeito de interação entre os 3 fatores, por isso estão em vermelho na Tabela 7 e o 'p' é menor que 0,05. A interação mais significativa ocorreu entre o fator 1 (i) com o fator 3 (d) (1 com 3), no qual o 'p' é 0,0024 e indica a relação entre o efeito do corrente combinado com o efeito da distância sobre a remoção de matéria-orgânica. Esse efeito pode ser observado nos ensaios 1 e 8. Neles foi aplicada a mesma distância entre os eletrodos (0,3 cm) e o mesmo TDH (20 minutos), porém a corrente foi diferente, no primeiro foi de 50 mA enquanto no segundo foi de 10 mA, obtendo-se remoções de DQO de 51% e 30%, respectivamente.

Asaithambi et al (2018) estudaram o tratamento de efluente lixiviado de aterro sanitário utilizando a EC com eletrodos de alumínio. Para alcançar a máxima remoção de cor (74,57%) e TOC (51,75%) com o menor consumo de energia (14,8 kWh/m³), os autores verificaram que a densidade de corrente, pH e distância entre eletrodos foram 5,25 A/dm², 7,83 e 1 cm, respectivamente. Quando compararam o efeito da densidade de corrente combinado com a distância verificaram que a remoção de cor e TOC era limitada a um valor ótimo de densidade de corrente (5,25 A/dm²), depois disso a liberação de íons de Al³⁺ na solução implicava apenas em aumento do consumo de energia elétrica. O mesmo efeito foi observado com a água de vaca com 10 mA, menor corrente analisada (ensaio 1), já se obteve a máxima remoção de DQO.

5.6. Estimativa do custo operacional

Para o cálculo do OPEX, utilizou-se as equações apresentadas na seção 4.3. A equação (8) que representa o custo operacional foi calculada inicialmente pelo termo de custo com desgaste dos eletrodos. Utilizando-se a equação (9) para a maior remoção de DQO (ensaio 5), o número de elétrons envolvidos para oxidação do alumínio segue apresentado na equação (1) e a massa molar do alumínio é 26,983 g/mol. A quantidade máxima do eletrodo consumida foi de 0,005 g. O custo do eletrodo foi calculado considerando-se a densidade da placa de alumínio e suas dimensões. Sabendo que a placa de alumínio de 2000 mm x 1000 mm x 2 mm custou R\$ 300,00, o custo do alumínio para esse projeto foi 27,78 R\$/kg. Multiplicando os valores obtidos e considerando que foram tratados cerca de 250 mL de água de vaca por experimento, o custo de desgaste dos eletrodos por m³ de efluente foi de 0,56 R\$/m³.

Em seguida, o cálculo para o consumo de energia elétrica foi realizado utilizando-se a equação (10). Com os dados de tensão, corrente e TDH, o consumo de energia foi de 4,16 kW.h/m³. Para a cidade do laticínio em estudo, o custo médio do kw.h é R\$ 0,60, então o custo de energia seria 2,50 R\$/m³.

Dessa forma, o OPEX pôde ser calculado como:

$$OPEX = \frac{0,60+2,50}{0,8}, OPEX = 3,88 \text{ R\$/m}^3$$

Considerando que na fábrica de Santa Catarina, o volume produzido de água de vaca pode chegar a 720 m³ em um dia, o custo total diário para tratamento dessa água seria de R\$ 2.793,60 e considerando um mês de trinta dias, o custo seria R\$ 83.808,00 por mês.

Para que seja possível uma comparação de custos com outras metodologias, o tratamento da água de vaca utilizando tecnologias conhecidas no mercado como osmose reversa precisa ser melhor avaliado. Na literatura, quando se estuda o tratamento dessa água, não há estimativa do valor gasto, apenas apresentação da eficiência do tratamento conforme estudo de GAMBA et al (2020), em que foi verificado que a osmose reversa combinada com a adsorção com carvão ativado é um eficiente sistema para a remoção de matéria orgânica e odor, chegando a valores de 1 mg/L e ausência de odor.

O custo de tratamento da água de vaca deve ser avaliado para cada aplicação, verificando-se se há escassez de água, se o custo para tratamento de água potável é superior ou não e se a indústria está avaliando o reuso dessa água para adoção de práticas sustentáveis.

6. CONCLUSÕES

A EF é uma eficiente técnica para remoção de DQO da água de vaca. Com variação de TDH, densidade de corrente e distância entre eletrodos foram obtidas diferentes eficiências de remoção de DQO, sendo a eficiência máxima de remoção igual a 58,82% com uma corrente aplicada de 10 mA, 1,32 A/m² de densidade de corrente, 60 minutos de TDH e 1,5 cm de distância entre os eletrodos.

Os eletrodos apresentaram baixa perda de massa com esse processo, sendo o desgaste maior para os cátodos que para os ânodos, em média 0,40% e 0,38 %, respectivamente, o que indica passivação dos ânodos.

A análise da superfície de resposta revelou que o fator corrente e TDH combinados possuem maior influência para os resultados da eficiência do processo.

Analisando os custos do processo, obteve-se um valor de R\$ 3,88 por m³ de água tratada, o que resultaria em um custo mensal de R\$ 83.808,00.

7. CONSIDERAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para o scale-up de um reator eletrolítico diversos fatores devem ser considerados. As perdas elétricas em placas maiores são fator preocupante quando se fala em consumo de energia elétrica, podendo implicar em maior desgaste de do reator e eletrodos. As configurações do reator e eletrodos também são fatores a serem avaliados, bem como configurações do processo como alimentações e tempos necessários para a eficiência do tratamento. Pikaar et al (2014) sugeriram a utilização de múltiplos módulos de reatores, adequação da densidade de corrente e ajuste da alcalinidade do meio, para que o processo atinja melhores eficiências e maior estabilidade operacional.

A transição dos testes de escala piloto para escala industrial foi estudada por Vong e Garey (2014). Os autores verificaram que alterações na estrutura do reator eletrolítico foram necessárias para tornar o regime do fluido em laminar, que devido a uma alta vazão se tornava turbulento. Após a eletroflotação verificou-se a necessidade de adicionar filtro de areia e de carvão ativado para o reuso da água. As condições operacionais também devem ser controladas, como a faixa de pH entre 5,5 e 7,5 para garantir a solubilidade do OH^- formado. Dessa forma os autores tingiram uma redução de 95-98% de DQO e com para uma água contaminada com corantes, além de minimizar o consumo de energia elétrica.

8. REFERÊNCIAS

1. ACHTER, S. A. **Thermoforming of Single and Multilayer Laminates**. Mechanics of Materials. p 123 a 145, 2014.
2. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **A indústria na bacia do rio Paranapanema: uso da água e boas práticas**. Brasília: ANA, 2020.
3. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Usos da água**. In. **Conjuntura Brasil – Recursos Hídricos**. 2021. Disponível em: < <https://relatorio-conjuntura-ana-2021.webflow.io/capitulos/usos-da-agua>>. Acesso em: 11 de março de 2021.
4. AJI, B. A.; YAVUZ, Y.; KOPARAL, A. S. Electrocoagulation of heavy metals containing model wastewater using monopolar iron electrodes. **Separation and Purification Technology**, v 86, p 248-254, 2012.
5. ALIMOHAMMADI, M.; ASKARI, M.; DEGHANI, M.H.; DALVANDI, A.; SAEEDI, R.; YETILMEZSOY, K.; HEIBATI, B.; MCKAY, G. Elimination of natural organic matter by electrocoagulation using bipolar and monopolar arrangements of iron and aluminum electrodes. **International Journal of Environmental Science and Technology**. v 14, p. 2125 -2134, 2017.
6. ALJABERI, F. Y. Operating cost analysis of a concentric aluminum tubes electrodes electrocoagulation reactor. **Heliyon**, v. 5, 8, e02307, 2019.
7. ALJABERI, F. Y.; ABDULMAJEED, B. A.; HASSAN A. A.; GHADBAN, M. L. Assessment of an Electrocoagulation Reactor for the Removal of Oil Content and Turbidity from Real Oily Wastewater Using Response Surface Method. **Recent Innovations in Chemical Engineering**. v. 13, 1, p. 55-71, 2020.
8. AOUDJ, S.; KHELIFA, A.; DROUCHE, N. Removal of fluoride, SDS, ammonia and turbidity from semiconductor wastewater by combined electrocoagulation – electroflotation. **Chemosphere**, v. 180, p. 379-387, 2017.
9. ASAITHAMBI, P.; BEYENE, D.; AZIZ, A. R. A.; ALEMAYEHU, E. Removal of pollutants with determination of power consumption from landfill leachate wastewater using an electrocoagulation process: optimization using response surface methodology (RSM). **Applied Water Science**. v. 8, Article number: 69, 2018. <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0715-9>.

10. BEHLOUL, M.; GRIB, H.; DROUCHE, N.; ABDI, N.; LOUNICI, H.; MAMERI, N. Removal of Malathion Pesticide from Polluted Solutions by Electrocoagulation: Modeling of Experimental Results using Response Surface Methodology. **Separation Science and Technology**. v. 48, n. 4, p. 664–672, 2013.
11. BERGAMASCHI, M.; BITTANTE, G. From milk to cheese: Evolution of flavor fingerprint of milk, cream, curd, whey, ricotta, scotta, and ripened cheese obtained during summer Alpine pasture. **Journal of dairy Science**. v. 101, n. 5, p. 3918-3934, 2018.
12. BLEEKE, f.; QUANTE, G.; WINCKELMANN, D.; KLÖCK, G. Effect of voltage and electrode material on electroflocculation of *Scenedesmus acuminatus*. **Bioresources and Bioprocessing**. v 2, n. 36, p. 1-8, 2015. DOI:10.1186/s40643-015-0064-6.
13. BORBA, F. H.; MANENTI, D. R.; MÓDENES, A. N.; MORA, N. D.; ESPINOZAQUINONES, F. R.; PALÁCIO, S. M.; YASSUE, P. H.; NASCIMENTO, R. Avaliação da eficiência da técnica de eletrofloculação no tratamento de efluentes de indústrias de subprodutos avícolas. **Estudos Tecnológicos**, v. 6, n. 1, p. 3647, 2010.
14. BRAGA, J. P.; GALVÃO, B. R. L.; NASCIMENTO, C. K. Max Planck's Determination of the Avogadro Constant. **Revista Brasileira de Ensino de Física**. v. 44, e20220066, 2022. <https://doi.org/10.1590/1806-9126-RBEF-2022-0066>.
15. CAÑIZARES, P.; JIMÉNEZ, C.; MARTÍNEZ, F.; SÁEZ, C.; RODRIGO, M. A. Study of the Electrocoagulation Process Using Aluminum and Iron Electrodes. **Industrial & Engineering Chemistry Research**. v. 46, p. 6189-6195, 2007.
16. CAN, B.Z., BONCUKCUOGLU, R., YILMAZ, A.E.; FIL, B. A. Effect of some operational parameters on the arsenic removal by electrocoagulation using iron electrodes. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**. v. 12, n. 1, 95, 2014. DOI:10.1186/2052-336X-12-95.
17. CETESB – Águas interiores – Reuso de água. 2022. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/informacoes-basicas/tpos-de-agua/reuso-de-agua/> >. Acesso em: 22/08/2022.

18. CETESB – **Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Guia Técnico Ambiental da Indústria de Produtos Lácteos – Série P+L.** São Paulo, 2008.
19. CHAKCHOUK. I.; ELLOUMI, N.; BELAID, C.; MSEDDEI, S.; CHAARI1, L.; KALLEL1, M.; A combined electrocoagulation– electrooxidation treatment for dairy wastewater. **Braz. J. Chem. Eng.** v. 34, n. 01, p. 109- 117, Jan Mar, 2017. <https://doi.org/10.1590/0104-6632.20170341S20150040>.
20. CHAVALPARIT1, O.; ONGWANDEE, M. Optimizing electrocoagulation process for the treatment of biodiesel wastewater using response surface methodology. **Journal of Environmental Sciences.** p 1491–1496. 2009.
21. CHEIS, D. Falta de normas técnicas para reúso de água ainda é um problema no país. **Revista Tae**, Ano 2, n, 12, abril-maio, de 2013. Disponível em: < <https://www.revistatae.com.br/Noticia/68515/falta-de-normas-tecnicas-para-reuso-de-agua-ainda-e-um-problema-no-pais> >. Acesso em: 22/08/2022.
22. CHELLAM, S.; GAMAGE, N. P.; TANNERU, C. T.; SARI, M. A. **Aluminum Electrocoagulation and Electroflotation Pretreatment for Microfiltration: Fouling Reduction and Improvements in Filtered Water Quality.** Desalination and Water Purification Research and Development Program Report No. 163. U.S. Department of the Interior Bureau of Reclamation Technical Service Center Denver, Colorado. September, 2014.
23. CHERKAOUI, S., BNGIN, P., PARADIS, L., PARADIS, J. AND ROCHES, A.D. Powder milk: a user-friendly and safe product for heated-milk food challenge. **Allergy, Asthma & Clinical Immunology**, v. 11, n. 39, 2015, Disponível em: <https://link.gale.com/apps/doc/A451669575/AONE?u=capes&sid=bookmark-AONE&xid=4db34dfb>. Acesso em: 11 de março de 2022.
24. CHMIEL, H.; MAVROV, V.; BELIERES, E. Reuse of vapour condensate from milk processing using nanofiltration. **Filtration & Separation.** v. 37(3). 2000.
25. CNI - CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA. **O uso racional da água no setor industrial.** Brasília: Confederação Nacional da Indústria, Federação das Indústrias do Estado de São Paulo. 2. ed. 2017.
26. CODEX ALIMENTARIUS. **Standard for sweetened condensed milks - CXS 282-1971.** 1971. Disponível em: www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites

- %252Fcodex%252FStandards%252FCXS%2B2821971%252FCXS_282e.pdf.
Acesso em: 24 de abril de 2021.
27. COMBATT, M. P. M.; MENDONÇA, R. C. S.; VLENTE, G. F. S.; SILVA, C. M. Validação do processo de eletrocoagulação e avaliação da eletrodissolução de eletrodos no tratamento de efluentes de abatedouros de aves. **Química Nova**, v. 40, n. 4, p. 447-453, 2017.
 28. CUNHA, G.S.; DUTRA, A. J. B. Avaliação da eletroflotação no tratamento de água produzida de petróleo. **HOLOS**, Ano 30, v. 3 - Edição Especial. 2014.
 29. CRESPILO, F.N; SANTANA, C.G.; REZENDE, M. O. O. Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. **Química Nova**, v. 27, n. 3, 387-392, 2004.
 30. DIAS, O. A.; MUNIZ, E. P.; PORTO, P. S. S. Electrocoagulation using perforated electrodes: An increase in metalworking fluid removal from wastewater. **Chemical Engineering and Processing - Process Intensification**. v. 139, p. 113-120, 2019.
 31. DIETERICH, V., MILSHTEN, D., BARTON, J. L., CARNEY, T. J., DARLING, R. M., BRUSHETT, F. R. Estimating the Cost of Organic Battery Active Materials: A Case Study on Anthraquinone Disulfonic Acid. **MIT Open Access Articles**. 2018.
 32. DONNEYS-VICTORIA, D.; BERMÚDEZ-RUBIO, D.; TORRALBA-RAMÍREZ, B.; MARRIAGA-CABRALES, N.; MACHUCA-MARTÍNEZ, F. Removal of indigo carmine dye by electrocoagulation using magnesium anodes with polarity change. **Environmental Science Pollution Research**. v. 26, p. 7164-7176. 2019.
 33. DONINI, J. C.; KAN, J.; SZYNKARCZUK, J.; HASSAN, T. A. Operational cost of electrocoagulation. **Can. J. Chem. Eng.**, v. 72, p. 1007-1012, 1994.
 34. EC. European Commission. **Water reuse**. Disponível em: < Water Reuse - Environment - European Commission (europa.eu) >. Acesso em: 22/08/2022.
 35. EPA. Unite States Environmental Protection Agency. **Indicators: Conductivity**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/nationalaquaticresourcesurveys/indicatorsconductivity>>. Acesso em: 11 de dezembro de 2021.
 36. EPA. Unite States Environmental Protection Agency. Basic **Information about Water Reuse**. 2022. Disponível em: < <https://www.epa.gov/waterreuse/basic-information-about-water-reuse>>. Acesso em: 22/08/2022.

37. FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Dairy Market Review. Overview of global dairy market developments in 2020**. Abril 2021. Disponível em: <https://www.fao.org/3/cb4230en/cb4230en.pdf>. Acesso em: 15/09/2022.
38. FARHADI, S.; AMINZADEH, B.; TORABIAN, A.; KHATIBIKAMAL, V.; FARD, M. A. Comparison of COD removal from pharmaceutical wastewater by electrocoagulation, photoelectrocoagulation, peroxielectrocoagulation and peroxiphotoelectrocoagulation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 219220, p. 3542, 2012.
39. GAMBA, V.; BRIÃO, V.; BORILLI, L.; MIORANDO, T. Reúso de águas evaporadas na produção de leite condensado, leite em pó e leite UHT por osmose inversa e adsorção. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**. Curitiba, v. 3, n. 3, p. 2658-2669. 2020.
40. GARCIA-SEGURA, S.; EIBANDA, M. M. S. G.; MELOA, J. V.; MARTÍNEZ-HUITLE, C. A. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other Technologies. **Journal of Electroanalytical Chemistry**. v. 801. p 267-299, 2017. doi:10.1016/J.JELECHEM.2017.07.047.
41. GEA GROUP AKTIENGESSELLSCHAFT. **Reduce, recycle, reuse – become water neutral**. 2016. Disponível em: <<https://www.gea.com/en/stories/zero-water.jsp>>. Acesso em: 11 de março de 2021.
42. GERALDINO, H. C. L.; SIMIONATO, J. I.; FREITAS, T. K. F. S.; GARCIA, J. C.; JÚNIOR, O. C.; CORRER, C. J. Efficiency and operating cost of electrocoagulation system applied to the treatment of dairy industry wastewater. **Acta Scientiarum. Technology. Maringá**, v. 37, n. 3, p. 401408, Jul-Set., 2015.
43. GIMENEZ, A. Z. **Desenvolvimento e avaliação de eletroflotador de bancada para a remoção da matéria orgânica da vinhaça gerada no processo de produção de etanol**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. 2020.
44. GLAS, J. P.; WESTWATER, J. W. Measurements of the growth of electrolytic bubbles. **International Journal of Heat and Mass Transfer**. v. 7, n. 12, p 1427–1443. 1964.

45. GOERCK, J.; WOLFF, D. B.; ARAÚJO, R. K.; DECEZARO, S. T. Eletrocoagulação como pós-tratamento do efluente de um wetland construído de escoamento vertical. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 26, n.1, Jan/Fev 2021.
46. GOLDER, A. K.; SAMANTA, A. N.; RAY, S. Removal of Cr^{3+} by electrocoagulation with multiple electrodes: Bipolar and monopolar configurations. **Journal of Hazardous Material**. p. 653-661, 2007.
47. GHOSH, D.; MEDHI, C. R.; PURKAIT, M. K. Treatment of fluoride containing drinking water by electrocoagulation using monopolar and bipolar electrode connections. **Chemosphere**. v 73, p 1393-1400, 2008.
48. HASHIM, K. S., AL-SAATI, N. H., ALQUZWEENI, S. S., ZUBAIDI, S. L., KOT, P., KRAIDI, L., HUSSEIN, A. H., ALKHADDAR, R., SHAW, A., ALWASH, R. Decolourization of dye solutions by electrocoagulation: an investigation of the effect of operational parameters. **In: International Conference On Civil and Environmental Engineering Technologies**, 2019.
49. HASHIM, KS; SHAW, A; AL KHADDAR, R. M., PEDROLA, M. O; PHIPPS, D. Energy efficient electrocoagulation using a new flow column reactor to remove nitrate from drinking water - Experimental, statistical, and economic approach. **Journal of Environmental Management**, v. 196. p. 224-233. 2017.
50. HBS Online. A Manager's Guide to Finance & Accounting. Disponível em: < https://info.online.hbs.edu/finance-accounting-ebook?_ga=2.164038394.432483777.1663178023-716367190.1663178023 >. Acesso em: 14 de agosto de 2022.
51. HIDRODEX, SOLUÇÕES SUSTENTÁVEIS. Eletrodialise Reversa – EDR. Disponível em: < <http://www.hidrodex.com.br/erd-eletrodialise-reversa.html> >. Acesso em 08/11/2022.
52. HOLT, P. K., BARTON, G. W., MITCHELL, C. A. The future of electrocoagulation as a localized water treatment technology. **Chemosphere**, v. 59, p. 355-367, 2005.
53. ILHAN, F.; KURT, U.; APAYDIN, O.; GONULLU, M. T. Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. **Journal of Hazardous Materials**. v 154, p 381-389, 2008.
54. ISOMÄKI, N. Comply with strict environmental water discharge limits with electrochemical water treatment. **Metso Outotec**. (Blog Mining and metals

- refining) April, 4, 2018. Disponível em:<
<https://www.mogroup.com/insights/blog/mining-and-metals/comply-with-strict-environmental-water-discharge-limits-with-electrochemical-water-treatment/> >.
 Acesso em; 15/09/2022.
55. KARICHAPPAN, T.; VENKATACHALAM, S.; JEGANATHAN, P.M. Optimization of electrocoagulation process to treat grey wastewater in batch mode using response surface methodology. **Journal of Environmental Health Sciences & Engineering**. v. 12, n. 1, 29. 2014. <https://doi.org/10.1186/2052-336X-12-29>.
 56. KIM, K.; NARAYANAN, J.; SEM, A.; CHELLAM, S. Virus Removal and Inactivation Mechanisms during Iron Electrocoagulation: Capsid and Genome Damages and Electro-Fenton Reactions. **Environmental Science e Technology**. v. 55, n. 19, p13198–13208. 2021.
 57. KHANDEGAR, V.; ACHARYA, S.; JAIN, A. K., Data on treatment of sewage wastewater by electrocoagulation using punched aluminum electrode and characterization of generated sludge. India, University School of Chemical Technology. **Data in Brief**, v. 18, p. 1229-1238, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.04.020>.
 58. KHANDEGAR, V.; SAROHA, A. K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review. **Journal of Environmental Management** v. 128. p. 949-963. 2013. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.06.043.
 59. KOLESNIKOV, V. A.; IL'IN, V. I.; BRODSKIY, V. A.; KOLESNIKOV, A. V. Electroflotation during wastewater treatment and extraction of valuable compounds from liquid technogenic waste: A review. **Theoretical Foundations of Chemical Engineering**. v. 51, p. 369-383. 2017.
 60. KUMAR, S. S.; HIMABINDU, V. Hydrogen production by PEM water electrolysis – A review. **Materials Science for Energy Technologies**. v. 2, n. 3, p. 442-454. 2019.
 61. KURODA, Y.; KAWADA, Y.; TAKAHASHI, T.; EHARA, Y.; ITO, T.; ZUKERAN, A.; KONO, Y.; YASUMOTO, K. Effect of electrode shape on discharge current and performance with barrier discharge type electrostatic precipitator. **Journal of Electrostat**. v. 57, n. 3, p 407-415, 2003.

62. LIU, H.; ZHAO, X.; QU, J. Electrocoagulation in Water Treatment. In: COMNINELLIS, C.; CHEN, G. (eds). **Electrochemistry for the Environment**. New York: Springer, 2010.
63. MAGANHA, M. F. B. **Guia técnico ambiental da indústria de produtos lácteos (Série P + L)**. São Paulo: CETESB, 2006.
64. MAGNISALI, E.; YANC, Q.; VAYENASA, D. V. Electrocoagulation as a revived wastewater treatment method-practical approaches: a review. v. 97, n. 1, p. 9-25, 2021. **J Chem Technol Biotechnol**. Disponível em: < <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/jctb.6880> >. Acesso em: 15/09/2022.
65. MAVROV, V.; BÉLIÈRES, E. Reduction of water consumption and wastewater quantities in the food industry by water recycling using membrane processes. **Desalination**. v. 131, n. 1-3, p. 75-86. 2000.
66. MENDES, P. N. **Otimização do processo de produção de leite condensado empregando pré-concentração por membranas**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora. 2011.
67. MERCK. **Spectroquant® COD Cell Test**. Manual de instruções. Merck KGaA. Janeiro 2019.
68. MEURER, I. R.; CHRISTINELANGE, C.; HUNGARO, H. M.; BELL, M. J. V.; DOS ANJOS, V. C.; SILVA, C. A. S.; PINTO, M. A. O. Quantification of whole ultra high temperature UHT milk waste as a function of packages type and design. **Journal of Cleaner Production**. v. 153, p. 483-490, 2017.
69. MICKOVA, I. Advanced Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment. Part II: Electro-Flocculation and ElectroFlotation. **American Scientific Research Journal for Engineering, Technology, and Sciences (ASRJETS)**. v. 14, n. 2, p 273-294, 2015.
70. MOLLAH, M. Y. A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A. G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COOCKE, D. L. Fundamental, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**. v. 114, p 199-210, 2004.
71. MOSTEFA, N. M.; TIR, M. Coupling flocculation with electroflotation for waste oil/water emulsion treatment. Optimization of the operating conditions. **Desalation**. v. 161, p. 115-121, 2004.

72. MOURA, P. G.; ARANHA, F. N.; HANDAM, N. B.; MARTIN, L. E.; SALLES, M. J.; CARVAJAL, E.; JARDIM, R.; MARTINS, A. S. Água de reuso: uma alternativa sustentável para o Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 25, n. 6, p. 791-808, Nov-Dec, 2020.
73. NALCO WATER. An Ecolab Company. **Recycle Cow Water Best Practices**. Naperville, Illinois, United States of America, 1998.
74. NGUYEN, Q.H.; WATARI, T.; YAMAGUCHI, T.; TAKIMOTO, Y.; NIIHARA, K.; WIFF, J.P.; NAKAYAMA, T. COD Removal from Artificial Wastewater by Electrocoagulation Using Aluminum Electrodes. **Int. J. Electrochem. Sci.**, v. 15, p. 39 – 51, 2020.
75. NIJHUIS. Industries. **Nijhuis Electrocoagulation (i-NEC) Revolutionary and intelligent chemical free coagulation solution via advanced reactor design**. 2019. Disponível em: < https://www.nijhuisindustries.com/assets/uploads/solutions/i-NEC_MARCH_2019_DIGITAL.pdf >. Acesso em: 15/09/2022.
76. NIZA, N. M.; RAZAK, N. A.; YUSOFF, M. S.; ZAINURI, M. A. A. M.; EMMANUEL, M. I.; SHADI, A. M. H.; HANIF, M. H. M.; KAMARUDDIN, M. A. Hydrodynamic study of bubble characteristics and bubble rise velocities in batch electrocoagulation with vibration-induced electrode plates using the PIV technique. **Separation and Purification Technology**. v. 258, Part 1, 118089, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.118089>.
77. NI'AM, M. F.; OTHMAN, F.; SOHAILI, J.; FAUZIA, Z. Combined Magnetic Field and Electrocoagulation Process for Suspended Solid Removal from Wastewater. Proceedings of the 1st International Conference on Natural Resources Engineering & Technology. 24 e 25 de Júlio. Putrajaya, Malaysia, 384-393. 2006.
78. OHTA, T. **Water electrolysis**. Solar-Hydrogen Energy Systems, Pergamon, 1979. Chapter 3, p. 35-58.
79. OLIVEIRA, G. A. C. **Purificação do carbonato de lítio utilizando a técnica de troca iônica**. Dissertação de mestrado. Instituto de pesquisas energéticas e nucleares. Autarquia associada à Universidade de São Paulo. São Paulo. 2020.
80. PIKAAR, I; VIRDIS, B.; FREGUIA, S.; KELLER, J. Wastewater Treatment (Microbial Bioelectrochemical) and Production of Value-Added By-Products. In:

- KREYSA, G. et al. (eds.), **Encyclopedia of Applied Electrochemistry**. Springer Science+Business Media. New York: Springer, 2014. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-6996-5_89.
81. POEL, S. V. D. **Electroflotation as disinfection method for secondary municipal wastewater effluente. A literature review**. Additional thesis MSc Civil Engineering TU Delft. Delft University of Technology, 2020.
82. PONCHEKI, J. K.; CARNEIRO, J. H.; ALMEIDA, R. **Manejo nutricional da vaca leiteira para otimizar a composição do leite. A vaca leiteira do século 21: lições de metabolismo e nutrição** [livro eletrônico]. GONZÁLEZ, Félix H. D. Porto Alegre – RS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Veterinária. 2021.
83. PORTARIA GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021. Disponível em: < https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.htm I >. Acesso em: 22 de janeiro de 2022.
84. POWER & WATER. **Sonoco® Passivation Resistance & Cleaning Process**. 2022. Disponível em: < <https://iwaponline.com/wst/article/85/3/925/86266/Investigation-of-electrode-passivation-during> >. Acesso em: 12/05/2022.
85. RENHE, I. RI T.; PEREIRA, D. B. C.; OLIVEIRA DE SÁ, J. F.; SANTOS, M. C.; TEODORO, V. A. M.; MAGALHÃES, F. A. R.; PERRONE, I. T.; SILVA, P. H. F. Characterization of physicochemical composition, microbiology, sensory evaluation and microscopical attributes of sweetened condensed milk. **Food Sciences and Technology**. Campinas, v. 38, n. 2, p. 293-298, Abr-Jun 2018.
86. ROMERO, J. A. P. **Eletroflotação Aplicada ao Tratamento de Esgoto Sanitário**. 144 f. Tese (Doutorado em ciências – Química Analítica). Universidade de São Paulo - USP, São Carlos. 2009.
87. RUIZ, A. A. Efectos del pH y la conductividad en la electrocoagulación de aguas residuales de la industria láctea. **Producción + Limpia** v.7, n.1, p. 59 – 67, Junho de 2012.
88. SABESP – **Água de reuso**. Disponível em: < <https://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=583> >. Acesso em: 22/08/2022.
89. SCHOEMAKER, F. C.; GROBBE, N.; SCHAKEL, M. D.; DE RIDDER, S. A. L.; SLOB, E. C.; SMEULDERS D. M. J. Experimental validation of the electrokinetic

- theory and development of seismoelectric interferometry by cross-correlation. **International Journal of Geophysics** v. 2012, Article ID 514242, 2012. 23 p. doi:10.1155/2012/5142422012.
90. SHADI, A. M. H.; KAMARUDDIN, M. A.; NIZA, N. M.; EMMANUEL, M. I.; ISMAIL, N.; HOSSAIN, S. Effective removal of organic and inorganic pollutants from stabilized sanitary landfill leachate using a combined Fe₂O₃ nanoparticles/electroflotation process. **Journal of Water Process Engineering**. v. 40, 101988, April, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101988>.
 91. SU, X.; KUSHIMA, A.; HALLIDAY, C.; ZHOU, K.; LI, J.; HATTON, T.A. Electrochemically-Mediated Selective Capture of Heavy Metal Chromium and Arsenic Oxyanions from Water. *Nature Communications* 9, no. 1. Nov 8, 2018.
 92. TAN, KAI-JHER. **Redox-active materials for electrochemically-mediated separations**. 256 f. Tese (Doutorado em engenharia química). Instituto de tecnologia de Massachusetts. Setembro, 2021.
 93. TAUFER, G.; MÜLLER, C. S.; HILGEMANN, M. Remoção de fósforo e nitrogênio em efluente de indústria de laticínios por eletrocoagulação. **Scientia Plena**, v. 12, n. 9, 097202, p. 1-6, 2016. doi: 10.14808/sci.plena.2016.097202.
 94. TERLOUW, T.; BAUER, C.; MCKENNA, R.; MAZZOTTI, M. Large-scale hydrogen production *via* water electrolysis: a techno-economic and environmental assessment. **Energy & Environmental Science**. 2022, 15, 3583–3602, 2022. DOI: 10.1039/d2ee01023b.
 95. VAZQUEZ, A.; NAVA, J. L.; CRUZ, R.; LAZARO, I.; RODRÍGUEZ, I. The importance of current distribution and cell hydrodynamic analysis for the design of electrocoagulation reactors. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. v. 89, n. 2, p. 220-229, 2013. <https://doi.org/10.1002/jctb.4105>.
 96. VEOLIA. **As global demand for milk, cheese, yogurt and other dairy products continues to grow, cost and energy management concerns are driving the introduction of new technologies in dairies to optimize and control costs of water usage**. 2020. Disponível em: <<https://www.veoliawatertechnologies.com/en/newsroom/latest-news/not-just-milk-and-water>>. Acesso em: 11 de março 2021.

97. VIDAL, A. M. C.; NETTO, A. S. (Orgs.). **Obtenção e processamento do leite e derivados**. Pirassununga-SP: Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos da Universidade de São Paulo, 2018. 220 p.
98. VISIGALLI, S.; BARBERIS, M. G.; TUROLLA, A.; CANZIANI, R.; ZRIMEC, M. B.; REINHARDT, R.; FICARA, E. Electrocoagulation–flotation (ECF) for microalgae harvesting – A review. **Separation and Purification Technology**, v. 271, 118684, September 2021. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.118684>.
99. VONG, Y. M.; GAREY, D. G. Wastewater Treatment by Electrocoagulation. In: KREYSA, G.; OTA, Ki.; SAVINELL, R.F. (eds) **Encyclopedia of Applied Electrochemistry**. New York, NY: Springer, 2014. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-6996-5_137.
100. VALENTE, G. F. S.; MENDONÇA, R. C. S.; P. J. A. M. The efficiency of electrocoagulation using aluminum electrodes in treating wastewater from a dairy industry. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.45, n.9, p.1713-1719, set, 2015.
101. WANG, S.; LU, A.; ZHONG, C.J. Hydrogen production from water electrolysis: role of catalysts. **Nano Convergence** v. 8, n. 4, p. 1-23, 2021. <https://doi.org/10.1186/s40580-021-00254-x>.
102. XU, L.; CAO, G.; XU, X.; HE, C.; WANG, Y.; HUANG, Q.; YANG, M. Sulfite assisted rotating disc electrocoagulation on cadmium removal: parameter optimization and response surface methodology. **Separation and Purification Technology**. v. 195, p. 121-129, April, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.12.010>.
103. YAGHMAEIAN, K; MAHVI, A., H; NASSERI, S.; SHAYESTEHD, M., H; MANSOORIANA; H. J; KHANJANIE, N. Drinking water softening with electrocoagulation process: Influence of direct and alternating currents as inductive with different arrangement rod electrodes and polarity inverter. **Scientia Iranica C**. v. 27, n. 3, p. 1275-1292, 2020.
104. YASA ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY. Water And Wastewater Treatment Systems. **Electrocoagulation System for Water and Wastewater Treatment**. June, 28, 2020. Disponível em < <https://www.yasa.ltd/post/electrocoagulation-system-for-water-and-wastewater-treatment> >. Acesso em: 18/08/2022.

105. YAVUZ, Y.; ÖGÜTVEREN, Ü. B. Treatment of industrial estate wastewater by the application of electrocoagulation process using iron electrodes. **Journal of Environmental Management**. v. 207, p. 151-158, Febr., 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.034>.