



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE TECNOLOGIA – CT
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL – DECA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

MARIA CLARA RIBEIRO VILAÇA

**PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO UTILIZANDO FONTE ELÉTRICA E
FOTOVOLTAICA NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIA DE
BEBIDAS**

João Pessoa - PB

2025

MARIA CLARA RIBEIRO VILAÇA

**PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO UTILIZANDO FONTE ELÉTRICA E
FOTOVOLTAICA NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIA DE
BEBIDAS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade Federal da Paraíba como requisito parcial para obtenção do título de bacharel, em engenharia ambiental.

Área de concentração: Saneamento ambiental

Orientador(a): Prof.^a Dr.^a Carmem Lúcia
Moreira Gadelha.

João Pessoa - PB

2025

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

V695p Vilaça, Maria Clara Ribeiro.

PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO UTILIZANDO FONTE
ELÉTRICA E FOTOVOLTAICA NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE
INDÚSTRIA DE BEBIDAS / Maria Clara Ribeiro Vilaça. -
João Pessoa, 2025.

90 f. : il.

Orientação: Carmem Lúcia Moreira Gadelha.
TCC (Graduação) - UFPB/Tecnologia.

1. Eletrofloculação. 2. Energia fotovoltaica. 3.
Preservação de corpos hídricos. 4. Tratamento de
despejos industriais. 5. Sustentabilidade. I. Gadelha,
Carmem Lúcia Moreira. II. Título.

UFPB/CT/BSCT

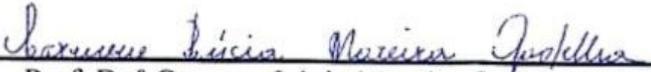
CDU 504(043.2)

FOLHA DE APROVAÇÃO

MARIA CLARA RIBEIRO VILAÇA

PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO UTILIZANDO FONTE ELÉTRICA E FOTVOLTAICA NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE INDÚSTRIA DE BEBIDAS

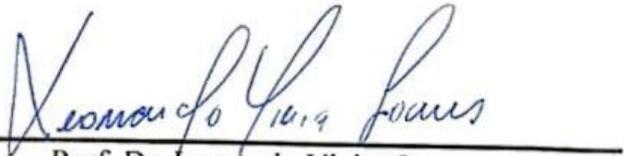
Trabalho de Conclusão de Curso apresentado em 06/02/2025 perante a seguinte Comissão Julgadora:


Prof. Dr.ª Carmem Lúcia Moreira Gadelha
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental do
CT / UFPB

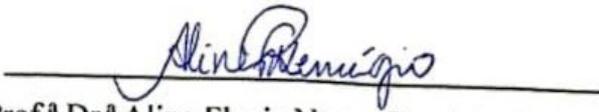
APROVADA
(Aprovado/Reprovado)


Prof.ª Dr.ª Claudia Coutinho Nóbrega
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental do
CT / UFPB

APROVADA
(Aprovado/Reprovado)


Prof. Dr. Leonardo Vieira Soares
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental do
CT / UFPB

APROVADA
(Aprovado/Reprovado)


Prof.ª Dr.ª Aline Flavia Nunes Remigio Antunes
Coordenadora do Curso de Graduação em Engenharia Ambiental

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar minha profunda gratidão a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho. Primeiramente, agradeço a Deus, por me conceder saúde e força para enfrentar os desafios ao longo desta jornada acadêmica e pela poderosa intercessão de Nossa Senhora, que me fortaleceu em todos os momentos.

Em segundo lugar, quero agradecer à minha família, em especial à minha mãe, Clávia de Cássia Ribeiro Vilaça de Carvalho, e ao meu pai, Kleberon Vilaça de Carvalho, por toda paciência, suporte e sacrifício durante todos os anos, prezando sempre pela minha educação e estudos. Agradeço também por aguentarem calmamente todas as fases superadas deste curso e trabalho. Não tenho palavras nem atos que agradeçam o suficiente a existência de vocês. E a minha avó Silvia Maria do Passo de Araújo Ribeiro, que assim como meus pais foi fonte de inspiração e encorajamento nesta etapa do curso.

Além disso, gostaria de reconhecer a importância ilustre da pessoa que mais me ajudou e aturou pacientemente meus nervosismos a respeito deste trabalho, e me deu suporte em cada etapa: o engenheiro mais brilhante e inteligente, Emanuel Gomes Soares. A quem também me faltam palavras para agradecer por toda ajuda.

Não menos importante, gostaria de agradecer a todos os meus amigos e amigas que participaram da minha trajetória, dos quais, para citar neste texto, faltariam páginas para mencionar, por todas as risadas, ensinamentos e companhia.

Aliado a isso, não posso deixar de agradecer à minha maravilhosa orientadora, Carmem Lúcia Moreira Gadelha, que, vendo todo meu interesse nesse tema, me apoiou e permitiu o aprendizado ao incluir minha participação na pesquisa e pelas valorosas considerações a respeito deste trabalho.

Não posso deixar de agradecer aos técnicos do LABSAM, principalmente Elson, que me ajudou desde o início, em todas as análises, anotações e conhecimentos sobre efluentes, por toda atenção e cuidado, além disso, quero agradecer a Adriana responsável da ETDI, que me ajudou na coleta, avaliação e disponibilidade do efluente utilizado neste trabalho.

Quase concluindo, não menos importantes, eu não tenho como citar todos, mas gostaria de AGRADECER imensamente a todos os professores durante toda minha trajetória acadêmica, que sempre acreditaram em mim, me incentivaram, e, apesar de todas as minhas inseguranças, sempre me mostraram meu potencial. Vocês são extremamente responsáveis por este trabalho, desde o início da minha vida de estudante até a universidade. Levo vocês no coração e não poderia deixar de agradecer.

E por fim, a mim mesmo, por minha resiliência em todas as etapas e tudo o que passei todos esses anos, pela minha curiosidade e vontade de aprender.

EPÍGRAFE

“A verdadeira medida de um homem não é como ele se comporta em momentos de conforto e conveniência, mas como ele se mantém em tempos de controvérsia e desafio.”

(King Junior, 1963)

RESUMO

O tratamento de efluentes surge como uma prática essencial para a sustentabilidade e preservação dos recursos hídricos no setor industrial. A eletrocoagulação destaca-se como uma técnica ambientalmente amigável, pois dispensa o uso de aditivos químicos. Este trabalho analisou a eficiência do processo de eletrocoagulação (EC) no tratamento de efluentes industriais provenientes de uma indústria de bebidas, utilizando sistemas de alimentação elétrica convencional e fotovoltaica. Para isso, foi utilizado um reator 25,3 cm x 12,3 cm x 7,7 cm com placas de alumínio no formato retangular (13 cm x 6,8 cm x 4,5 cm), adotando um planejamento fatorial 2^3 . Foram avaliados os espaçamentos entre os eletrodos (0,5; 1,0 e 1,5 cm) e o pH (6,5; 7,5 e 8,5), com tempos de tratamento de 10 a 30 minutos e tempos de decantação pós-teste entre 15 e 45 minutos. Os parâmetros operacionais analisados incluíram pH, tempo de processo e espaçamento entre eletrodos, a fim de determinar qual fator mais interferiu na eficiência do tratamento, utilizando o gráfico de Pareto com significância de 95%. Os indicadores de qualidade do efluente avaliados foram a remoção de Cor verdadeira, Turbidez e Demanda Química de Oxigênio (DQO), cuja eficiência de remoção foi calculada. Observou-se que o processo de EC apresentou alta eficiência na remoção dos indicadores, alcançando cerca de 57% de remoção de DQO e 98% de Cor verdadeira e Turbidez, com variação de desempenho associada aos fatores estudados. O sistema fotovoltaico mostrou-se uma alternativa sustentável e economicamente viável, reduzindo os custos operacionais do processo em comparação à fonte elétrica convencional a longo prazo. Os resultados reforçam o potencial da integração entre tecnologias de tratamento de efluentes e fontes renováveis de energia como uma abordagem promissora para a sustentabilidade ambiental no setor industrial.

Palavras-chave: Eletrofloculação. Energia fotovoltaica. Preservação de corpos hídricos. Tratamento de despejos industriais. Sustentabilidade.

ABSTRACT

The treatment of effluents emerges as an essential practice for the sustainability and preservation of water resources in the industrial sector. Electrocoagulation stands out as an environmentally friendly technique, as it does not require the use of chemical additives. This work analyzed the efficiency of the electrocoagulation (EC) process in the treatment of industrial effluents from a beverage industry, using conventional and photovoltaic power supply systems. For this, a 25.3 cm x 12.3 cm x 7.7 cm reactor with aluminum plates in rectangular format (13 cm x 6.8 cm x 4.5 cm) was used, adopting a 2^3 factorial design. The spacing between the electrodes (0.5, 1.0 and 1.5 cm) and pH (6.5, 7.5 and 8.5) were evaluated, with treatment times ranging from 10 to 30 minutes and post-test decantation times ranging from 15 to 45 minutes. The operational parameters analyzed included pH, process time and electrode spacing, to determine which factor most interfered with the efficiency of the treatment, using the Pareto graph with a significance of 95%. The effluent quality indicators evaluated were the removal of True Color, Turbidity and Chemical Oxygen Demand (COD), whose removal efficiency was calculated. It was observed that the CE process showed high efficiency in the removal of indicators, reaching about 57% of COD removal and 98% of True Color and Turbidity, with performance variation associated with the factors studied. The photovoltaic system proved to be a sustainable and economically viable alternative, reducing the operating costs of the process compared to the conventional electrical source in the long term. The results reinforce the potential of integration between wastewater treatment technologies and renewable energy sources as a promising approach to environmental sustainability in the industrial sector.

Keywords: Electroflocculation. Photovoltaic energy. Preservation of water bodies. Treatment of industrial waste. Sustainability.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS

Figura 1 – Usos setoriais da água no Brasil em 2022 (m ³ /s).....	19
Figura 2 – Processo de tratamento secundário utilizado no Brasil.....	25
Figura 3 - Fatores operacionais que influenciam o desempenho da eletrocoagulação (EC)...	28
Figura 4 – Eletrodos de alumínio após serem utilizados nos testes	36
Figura 5 - Bateria e demais componentes utilizados no sistema fotovoltaico.....	37
Figura 6 - Placas fotovoltaicas utilizadas nos testes.....	37
Figura 7 - Procedimento de ensaio adotado para analisar o efluente por meio da EC.....	39
Figura 8 - Amostras tratadas e armazenadas do Planejamento Fatorial 1	43
Figura 9 - Amostras tratadas e bruta armazenadas do segundo planejamento fatorial.....	44
Figura 10 - Aplicação do sistema fotovoltaico para utilização da eletrocoagulação	45
Figura 11 - Conexão e integração do multímetro com a bateria e placas para monitoramento de corrente no sistema fotovoltaico.....	45
Figura 12 - Amostras dos testes do Planejamento Fatorial 3 homogeneizadas.....	46
Figura 13 - Sistema montado para início das testagens para o Planejamento Fatorial 4 com bateria conectada a dois multímetros para medição da amperagem e voltagem.....	46
Figura 14 - Separação e armazenagem dos testes do Planejamento Fatorial 4	47
Figura 15 - Sistema convencional montado com reator cheio de efluente bruto	51
Figura 16 - Resultado da clarificação obtida no pós-processo de eletrocoagulação	51
Figura 17 – Funcionamento do reator no teste 2-3 do Planejamento Fatorial 2	53
Figura 18 – Aplicação do processo de eletrocoagulação no teste 2-11 do Planejamento 2	54
Figura 19 - Aplicação da eletrocoagulação: fases inicial e intermediária no teste 2-8	54

GRÁFICOS

Gráfico 1 - Relação de Fatores com a Cor Verdadeira (Planejamento Fatorial 1).....	59
Gráfico 2 - Relação de Fatores com a Cor Verdadeira (Planejamento Fatorial 2).....	60
Gráfico 3 - Relação de Fatores com a Cor Verdadeira (Planejamento Fatorial 3).....	60
Gráfico 4 - Relação de Fatores com a Cor Verdadeira (Planejamento Fatorial 4).....	61
Gráfico 5 - Relação de Fatores com a Turbidez (Planejamento Fatorial 1).....	62
Gráfico 6 - Relação de Fatores com a Turbidez (Planejamento Fatorial 2).....	62
Gráfico 7 - Relação de Fatores com a Turbidez (Planejamento Fatorial 3).....	63
Gráfico 8 - Relação de Fatores com a Turbidez (Planejamento Fatorial 4).....	63

Gráfico 9 - Resultado da relação de fatores com a DQO no Planejamento Fatorial 1	64
Gráfico 10 - Resultado da relação de fatores com a DQO no Planejamento Fatorial 2	65
Gráfico 11 - Resultado da relação de fatores com a DQO no Planejamento Fatorial 3	65
Gráfico 12 - Resultado da relação de fatores com a DQO no Planejamento Fatorial 4	66
Gráfico 13 - Relação de Fatores com o pH Final (Planejamento Fatorial 1)	67
Gráfico 14 - Relação de Fatores com o pH Final (Planejamento Fatorial 2)	68
Gráfico 15 - Relação de Fatores com o pH Final (Planejamento Fatorial 3)	68
Gráfico 16 - Relação de Fatores com o pH Final (Planejamento Fatorial 4)	69
Gráfico 17 - Relação de fatores com a Condutividade (Planejamento Fatorial 1)	69
Gráfico 18 - Relação de fatores com a Condutividade (Planejamento Fatorial 2)	70
Gráfico 19 - Relação de fatores com a Condutividade (Planejamento Fatorial 3)	70
Gráfico 20 - Relação de fatores com a Condutividade (Planejamento Fatorial 4)	71
Gráfico 21 - Relação de fatores com os ST (Planejamento Fatorial 1)	71
Gráfico 22 - Relação de fatores com os SF (Planejamento Fatorial 1)	72
Gráfico 23 - Relação de fatores com os SV (Planejamento Fatorial 1)	72
Gráfico 24 - Relação de fatores com os ST (Planejamento Fatorial 2)	73
Gráfico 25 - Relação de fatores com os SF (Planejamento Fatorial 2)	73
Gráfico 26 - Relação de fatores com os SV (Planejamento Fatorial 2)	74
Gráfico 27 - Relação de fatores com os ST (Planejamento Fatorial 3)	74
Gráfico 28 - Relação de fatores com os SF (Planejamento Fatorial 3)	75
Gráfico 29 - Relação de fatores com os SV (Planejamento Fatorial 3)	75
Gráfico 30 - Relação de fatores com os ST (Planejamento Fatorial 4)	76
Gráfico 31 - Relação de fatores com os SF (Planejamento Fatorial 4)	76
Gráfico 32 - Relação de fatores com os SV (Planejamento Fatorial 4)	77

QUADROS

Quadro 1 - Composição qualitativa dos principais efluentes de cervejaria	21
Quadro 2 – Níveis de tratamento de efluentes industriais.....	24
Quadro 3 – Classificação das soluções de acordo com o pH	30
Quadro 4 - Parâmetros principais e valores padrões permitidos correspondente a caracterização de um corpo hídrico classe 2 na Resolução nº 357/2005	34
Quadro 5 – Parâmetros principais e valores padrões permitidos na Resolução nº 430/2011..	35
Quadro 6 – Principais parâmetros utilizado para analisar as amostras brutas e tratadas	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Característica de despejos de cervejarias	21
Tabela 2 - Características do efluente da indústria cervejeira	22
Tabela 3 – Caracterização de efluentes de industria de refrigerantes	23
Tabela 4 – Configuração operacional do sistema de eletrocoagulação utilizado	40
Tabela 5 – Matriz resultante do planejamento fatorial 2 ³	43
Tabela 6 – Planejamento fatorial 1 e as configurações iniciais estabelecidas	43
Tabela 7 - Planejamento fatorial 2 e as configurações iniciais estabelecidas	44
Tabela 8 - Planejamento fatorial 3 e as configurações iniciais estabelecidas	44
Tabela 9 - Planejamento Fatorial 4 e as configurações iniciais estabelecidas	47
Tabela 10 - Caracterização das amostras brutas utilizadas nos testes e planejamentos.....	50
Tabela 11 - Caracterização do efluente bruto coletado	50
Tabela 12 - Configuração e características dos testes preliminares.....	51
Tabela 13 – Resultados das amostras pós-tratamento (coleta 2) no Planejamento Fatorial 1 .	52
Tabela 14 – Resultados das amostras pós-tratamento (coleta 3) no Planejamento Fatorial 2 .	53
Tabela 15 – Resultados das amostras pós-tratamento (coleta 4) no Planejamento Fatorial 3 .	55
Tabela 16 – Resultados das amostras pós-tratamento (coleta 5) no Planejamento Fatorial 4 .	55
Tabela 17 – Eficiência na redução de poluentes (Planejamento Fatorial 1)	56
Tabela 18 - Eficiência na redução de poluentes (Planejamento Fatorial 2).....	57
Tabela 19 - Eficiência na redução de poluentes (Planejamento Fatorial 3).....	57
Tabela 20 - Eficiência na redução de poluentes (Planejamento Fatorial 4).....	58
Tabela 21 – Relação dos custos em relação aos melhores testes executados	78
Tabela A-1 - Parâmetros Elétricos nos Testes de Eletrocoagulação - Planejamento 1.....	89
Tabela A-2 - Parâmetros Elétricos nos Testes de Eletrocoagulação - Planejamento 2.....	89
Tabela A-3 - Parâmetros Elétricos nos Testes de Eletrocoagulação - Planejamento 3.....	89
Tabela A-4 - Parâmetros Elétricos nos Testes de Eletrocoagulação - Planejamento 4.....	90
Tabela A-5 – Resultado em R\$/m ³ dos custos elétrico, material e total	90

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Amperes
ABIA	Agência Brasileira de Alimentos e Bebidas
ABIR	Associação Brasileira das Indústrias de Refrigerantes e de Bebidas Não Alcoólicas
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
CC	Corrente contínua
CCD	Planejamento fatorial composto central
CE	Corrente elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CM	Custo dos materiais
CNI	Confederação Nacional das Indústrias
COE	Custo operacional elétrico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Custo operacional total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EC	Eletrocoagulação
EC-DGENV	<i>Directorate-General for the Environment</i>
ETDI	Estação de tratamento de despejos industriais
LABSAM	Laboratório de Saneamento Ambiental
NKT	Nitrogênio <i>kjel.</i> Total
PF	Planejamento fatorial
pH	Potencial hidrogeniônico
SF	Sólidos fixos
SS	Sólidos suspensos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
UFPB	Universidade Federal da Paraíba
V	Volts

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
1.1. Objetivo geral	16
1.2. Objetivos Específicos	16
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1. Perfil da indústria de bebidas.....	17
2.2. Usos de água na indústria	18
2.3. Efluentes gerados na indústria de bebidas.....	20
2.4. Tratamento de efluentes de indústria de bebidas	23
2.4.1. Processo de eletrocoagulação	26
2.4.2. Energia solar como fonte de alimentação para a EC	33
2.5. Legislações sobre lançamento de efluentes em corpos hídricos no Brasil	33
3. METODOLOGIA.....	36
3.1. Montagem e adaptação	36
3.2. Procedimento de coleta e armazenagem das amostras	37
3.3. Caracterização das amostras	38
3.4. Procedimento de ensaio	39
3.5. Teste preliminares.....	40
3.6. Otimização do processo	41
3.6.1. Planejamento fatorial.....	42
3.7. Eficiência do processo (cor, turbidez e DQO).....	47
3.8. Influência do pH, espaçamento e tempo.....	48
3.9. Análise do custo operacional dos sistemas elétricos e fotovoltaicos.....	48
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	49
4.1. Caracterização das amostras coletadas	49
4.2. Testes preliminares	50
4.3. Processo de eletrocoagulação	52

4.3.1.	Caracterização das amostras tratadas (planejamento fatorial).....	52
4.3.2.	Eficiência de remoção	56
4.4.	Interferência do pH, espaçamento entre eletrodos e tempo de processo	58
4.4.1.	Análises principais (Cor verdadeira, Turbidez e DQO)	58
4.4.2.	Análises secundárias (pH final, Condutividade, Série de sólidos).....	66
4.5.	Análise do custo operacional dos sistemas elétricos e fotovoltaicos.....	77
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	79
5.1.	Sugestões para trabalhos futuros	80
	REFERÊNCIAS	82
	ANEXO A - Custos totais do processo	89

1. INTRODUÇÃO

A gestão sustentável de recursos hídricos tornou-se um dos principais desafios do século XXI, principalmente em setores industriais que demandam elevados volumes de água e geram grandes volumes de efluentes. No Brasil, a indústria de bebidas se destaca como uma das maiores consumidoras de água, representando 5,4% da água retirada dos corpos hídricos, de acordo com a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2017). Esse setor também gera efluentes caracterizados por altas concentrações de carga orgânica, sólidos em suspensão e pH variando entre ácido e alcalino, como consequência de processos produtivos que incluem lavagem de equipamentos, perdas no envase e uso de aditivos (Sereno Filho *et al.*, 2013; Santos, 2005).

O descarte inadequado desses efluentes pode causar impactos ambientais, comprometendo a qualidade dos corpos d'água e contribuindo para a poluição hídrica. A preocupação com os impactos ambientais gerados por esses efluentes é intensificada pelas exigências das Resoluções nº 357/2005 e nº 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que determinam padrões para o lançamento direto de efluentes em corpos hídricos. Nesse contexto, tecnologias de tratamento que sejam eficientes, acessíveis e sustentáveis são essenciais para atender às legislações vigentes e reduzir os impactos ao meio ambiente (Silva, Lisboa e Werlang, 2013).

Entre as alternativas disponíveis, o processo de eletrocoagulação (EC) tem ganhado destaque por sua operação simples, confiável e por evitar o uso de produtos químicos adicionais que podem gerar poluição secundária (Eyvaz *et al.*, 2014). Essa técnica utiliza corrente elétrica para formar coagulantes *in situ*, a partir de eletrodos metálicos de sacrifício, que ajudam a remover contaminantes como carga orgânica, Turbidez e Cor verdadeira (Mollah *et al.*, 2004; Shen *et al.*, 2003). Apesar de sua eficácia, o processo de eletrocoagulação pode apresentar custos elevados devido ao consumo de energia elétrica, o que limita sua aplicação em alguns contextos (Wimmer, 2007).

Uma solução promissora para esse desafio é o uso de energia fotovoltaica como fonte de alimentação para o sistema de EC. Conforme Masoumian e Kopacek (2015) painéis fotovoltaicos convertem a luz solar em eletricidade de forma eficiente e sustentável, assim podem permitir a operação de sistemas de eletrocoagulação em locais onde a energia elétrica convencional é cara ou limitada. Além disso, o uso desse sistema pode reduzir os custos

operacionais e promover práticas mais sustentáveis, como apontado por Marmanis *et al.* (2024) e Fikri *et al.* (2023).

Este trabalho estudou o processo de EC utilizando sistemas elétricos convencionais e fotovoltaicos no tratamento de efluentes provenientes de uma indústria de bebidas, neste caso uma cervejaria.

Os experimentos foram realizados em laboratório, com montagem de reatores para o processo de eletrocoagulação, utilizando efluentes industriais provenientes de uma indústria de bebidas do estado de Pernambuco. Para garantir a confiabilidade dos resultados, foi aplicado um planejamento fatorial, que permitiu a avaliação sistemática das variáveis e a otimização do processo. A análise de custo operacional incluiu o sistema elétrico convencional quanto a configuração alimentada por energia fotovoltaica, considerando os custos (R\$/m³) de efluente tratado.

A relevância deste estudo está diretamente ligada à crescente necessidade de soluções tecnológicas que combinem eficiência técnica, viabilidade econômica e sustentabilidade ambiental para o tratamento de efluentes, desta forma o trabalho pretende contribuir para a redução dos impactos ambientais da indústria de bebidas, além de fomentar o uso de fontes renováveis de energia no setor industrial brasileiro.

1.1. Objetivo geral

Avaliar a eficiência do processo de eletrocoagulação (EC) utilizando o sistema elétrico convencional e fotovoltaico no tratamento de efluente proveniente de uma indústria de bebidas.

1.2. Objetivos Específicos

- Avaliar a eficiência do processo de eletrocoagulação (EC) utilizando o sistema elétrico convencional e fotovoltaico na remoção de Cor verdadeira, Turbidez e DQO.
- Avaliar a interferência das variáveis pH do efluente, tempo do processo e espaçamento entre os eletrodos na eletrocoagulação (EC) utilizando as duas fontes de energias.
- Otimizar o processo utilizando as duas fontes de alimentação.
- Contabilizar e comparar o custo operacional dos processos em R\$/m³.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Perfil da indústria de bebidas

A indústria de transformação é responsável por converter a matéria prima em um produto que poderá ou não ser modificado, segundo a Confederação Nacional das Indústrias - CNI (s.d). Dentre os variados seguimentos que compõem este setor está a indústria de bebidas, que corresponde a seção destinada a fabricação. Este é considerado uma parte relevante da indústria de transformação pela sua abrangência empregatícia (Viana, 2022; 2021; 2020), sendo responsável por 24,3% dos empregos gerados em 2023, de acordo com a Agência Brasileira de Alimentos e Bebidas - ABIA (2023).

O Decreto nº 6.871/2009, publicado pela Casa Civil, define que bebida é um produto de origem vegetal e/ou animal, que pode utilizar polpa de fruta, xarope, sólidos e líquidos preparados, soda, fermentados, além de destilados alcoólicos, industrializados cuja destinação é a ingestão humana, sem finalidade medicamentosa ou terapêutica (Brasil, 2009). Esta pode ser classificada de diversas formas, mas distinguem-se em dois principais grupos: bebida alcoólica, que possui uma porcentagem de álcool em sua composição como: cerveja, “*Spirits*” (*whisky*), vinhos, cidras etc. e bebida não alcoólica chamada “*soft drinks*” como sucos, refrigerantes, água engarrafada entre outros (Viana, 2022; 2020).

As fábricas de bebidas são caracterizadas por sua alta competitividade e concorrência acirrada (Viana, 2021) devido à grande variedade de produtos e à predominância das multinacionais, sendo o *marketing* e o controle de canais de distribuição variáveis-chave diferenciais. Apesar disso, elas possuem uma distribuição homogênea no território brasileiro, facilitando a logística e reduzindo os custos. Tendem também a estar próximas de fontes de água (Cervieri Júnior *et al.*, 2014), que é o principal componente das bebidas. As fábricas podem ter produção única ou mista com indústrias que produzem refrigerante e cerveja (Santos, 2005), estes destacam-se como os itens mais fabricados em larga escala no Brasil (Cervieri Júnior *et al.*, 2014).

Nos últimos anos, a produção de bebidas passou por uma fase de resiliência devido à pandemia da Covid-19, que impactou severamente o nicho das bebidas alcoólicas. Este setor já vinha enfrentando desafios como a “pré-imunização” e o surgimento das microcervejarias, entre outros, que diversificaram o mercado reduziram a potência das grandes indústrias, além disso sabe-se que a maior parte da comercialização deste tipo de bebida vinha dos “*on-trade*”, ou seja, bares e restaurantes que foram duramente afetadas pelas medidas

sanitárias da pandemia. Dessa forma induziram uma migração de modelo de consumo, fazendo com que pessoas repensassem e reduzissem o consumo de álcool, além de utilizar de marcas mais baratas, pois vale salientar que o propulsor das vendas do setor de bebidas é o crescimento financeiro de renda. Por outro lado, o setor das bebidas não alcoólicas não sofreu decréscimo significativo, pois, seu canal principal de distribuição é o *off-trade* (varejo), que abrange os supermercados e atacadões (Viana, 2022; 2020; Cervieri Júnior *et al.*, 2014).

No entanto, o consumo de refrigerantes apresentou oscilações nos períodos de 2010-2021 conforme a Associação Brasileira das Indústrias de Refrigerantes e de Bebidas Não Alcoólicas – ABIR (s.d) devido a modificação de portfólios, visando a valorização da saúde, impulsionada também pela pandemia que focalizou os fatores como a saudabilidade, custo-benefício, busca por conveniência, (Pinheiro *et al.*, 2020) e o acesso facilitado às mercadorias por *delivery*.

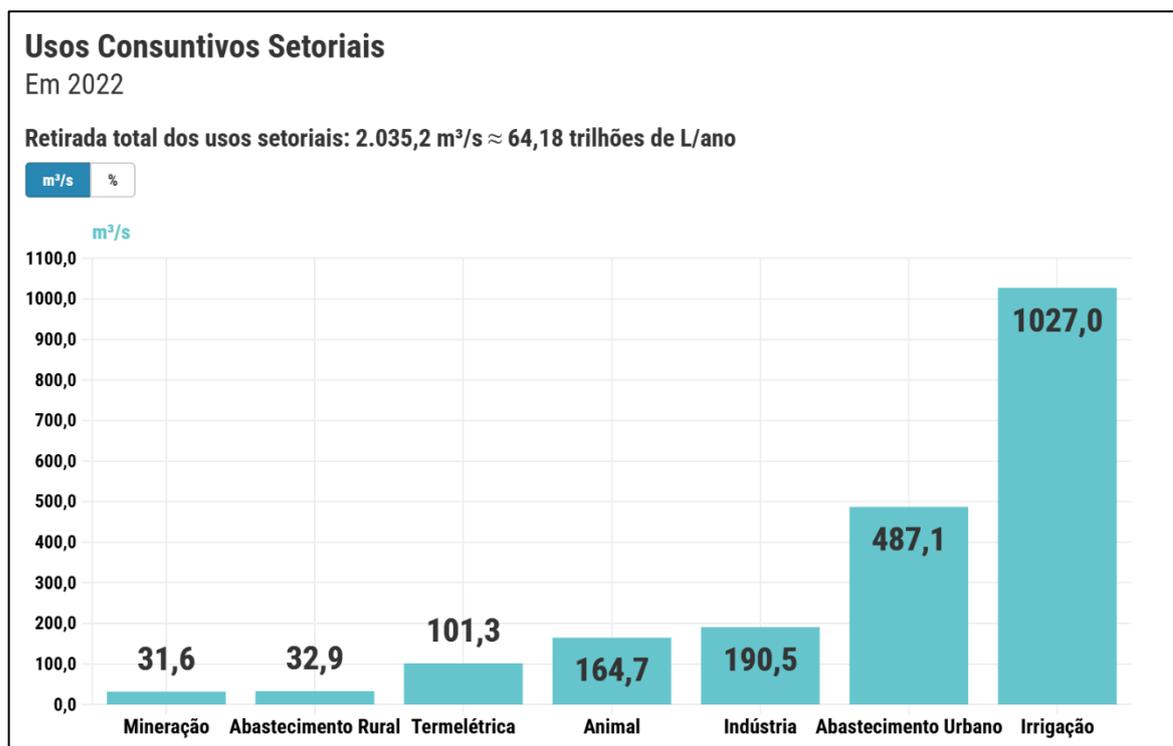
Deste modo, Viana (2021; 2022) afirma que, para o setor da indústria de bebida voltar ao curso de evolução, é necessário priorizar nichos específicos de bebidas, empregar o turismo e valorizar linhas de produtos de maior qualidade, focando no perfil atual do público-alvo. Além disso, os investimentos devem ser feitos com cautela, pois o setor ainda precisará de tempo para se recuperar, embora existam inúmeras possibilidades de expansão.

2.2. Usos de água na indústria

Segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA (2019), o uso consuntivo setorial da água no Brasil ocorre principalmente para irrigação, abastecimento humano (urbano e rural), abastecimento animal, indústria, geração termelétrica e mineração. O conhecimento sobre esses usos vem sendo ampliado por meio de estudos específicos e cadastros de usuários, com avanços registrados anualmente no Relatório de Conjuntura. Ao longo da história do Brasil, a demanda por água passou por diversas transformações devido ao crescimento populacional, urbanização, desenvolvimento industrial e mudanças no estilo de vida.

Em 2022 (Figura 1), o abastecimento urbano, da indústria e da agricultura irrigada representavam aproximadamente 83% do total de água retirada no país. Esse aumento na demanda pode variar conforme fatores econômicos, ambientais e climáticos, sendo o crescimento populacional um dos principais influenciadores. Nas últimas décadas, a retirada de água expandiu significativamente e projeta-se um incremento de 30% entre 2022 e 2040, com a agricultura irrigada desempenhando um papel importante nesse aumento (Brasil, 2023).

Figura 1 – Usos setoriais da água no Brasil em 2022 (m³/s)



Fonte: Brasil (2023).

Em 2022, a indústria de transformação retirou cerca de 190,52 m³/s, representando 9% do total de água retirada, destacando-se os setores sucroenergético, papel e celulose, abate e produtos de carne, e bebidas alcoólicas, com maior concentração no Sudeste e Sul do Brasil (Brasil, 2023).

Grande parte das atividades humanas, em especial que fazem uso da água, resultam na produção de resíduos e efluentes que podem causar poluição hídrica (Rocha, 2003). Esses subprodutos tendem a retornar ao seu ponto de origem, o que torna a gestão eficiente uma peça-chave para a preservação e redução dos impactos relacionados ao uso da água. No setor industrial, 17% do total de água consumida é direcionado para as atividades desse setor (CNI, 2013 *apud* Lima, 2018). A intensidade do uso desse recurso depende de fatores como o tipo de processo e produto, as tecnologias desenvolvidas e a maturidade da gestão (ANA, 2017).

Segundo Costa (2020), o abastecimento de água industrial pode vir de diversas fontes como a rede pública, subterrânea, mananciais superficiais, reciclagem, reúso entre outros. A maior parte desta água captada é direcionada aos processos de fabricação. No caso das indústrias de bebidas, a mesma foi responsável por 5,4% da água retirada dos corpos hídricos no Brasil (ANA, 2017).

Nesse contexto, na indústria de bebidas, a água desempenha um papel fundamental em várias etapas do processo produtivo, como na recepção da matéria prima, dentro dos laboratórios de análise, produção de energia térmica, incorporação no produto, envase, fluidos para aquecimento e resfriamento, conforme destacam a CNI (2017) e Venturini Filho (2011).

Segundo Lima (2018), essa dependência pela água faz da segurança hídrica um fator vital para a perenidade dos negócios podendo implicar em perdas na produção, aumento de custos operacionais e em casos graves, perda da licença. Uma pesquisa elaborada pela CNI (2023) indica que 83% das indústrias trabalham na otimização do uso da água nos processos de fabricação e isso pode ser feito de várias forma como explica Lima (2018): por meio da reciclagem de águas que permite seu reuso nos processos; tratamento de águas residuárias, aproveitamento de efluentes sanitários, entre outros, o que demanda investimento em infraestrutura, tratamento, coleta e distribuição das águas e resíduos, que permitem e corroboram lugares de destaques à estratégias competitivas elaboradas por essas empresas.

2.3. Efluentes gerados na indústria de bebidas

O efluente gerado na indústria de bebidas é resultado das atividades envolvidas nos processos de sua fabricação, caracterizado por seu pH alcalino, temperatura ambiente e elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e sólidos, devido à adição de extratos, xaropes e açúcares, como afirmam Sereno Filho *et al.* (2013).

Neste trabalho, o foco são os efluentes de cerveja e de refrigerante. Santos (2005) destaca que as constantes higienizações de áreas e equipamentos, como limpeza de caldeira de caldas, tubulações, filtros, envase, tanque de leveduras, refeitórios, sanitários etc., interferem na composição do efluente, além do tipo de cerveja a ser produzida, os aditivos e procedimento de limpeza requerido. O efluente é reconhecido por sua considerável variabilidade de características, com marcadores de alta carga orgânica, elevado teor de sólidos e nitrogênio. Pode apresentar em média a seguinte composição (Quadro 1):

Quadro 1 - Composição qualitativa dos principais efluentes de cervejaria

Etapa processo	Origem	Composição
Maltaria	Impurezas nas matérias-primas	Restos de grãos, sólidos sedimentáveis, proteínas e açúcares.
Cozimento do mosto	Resto do mosto e lavagem dos equipamentos	Açúcares, proteínas, taninos e resinas.
Fermentação	Lavagem das dornas	Álcool, ácidos, aldeídos, cetonas, ésteres e levedura.
Maturação	Fundo das cubas	Proteínas e produtos de sua degradação.

Fonte: Santos (2005, p. 38).

Santos (2005, p. 39) considera que aproximadamente 45% da água utilizada em uma cervejaria é destinada ao enxágue, ligando diretamente a quantidade e a concentração de poluentes nos efluentes gerados à eficiência dessa operação. Além disso, uma fração de 1 a 5% da cerveja é perdida durante a purga de tubulações, no fundo dos tanques e na geração de rejeitos durante o envase (como garrafas quebradas ou mal preenchidas), o que frequentemente adiciona cargas orgânicas expressivas ao efluente. Esses fatores, juntamente com a diversidade de condições operacionais, contribuem para a grande variabilidade nas características do efluente das cervejarias. A Tabela 1 mostra algumas características do efluente final de cervejarias, conforme diversas fontes bibliográficas consultadas por Santos (2005, p. 38).

Tabela 1 – Característica de despejos de cervejarias

Parâmetro	Unidade	Dados do Banco Mundial (1997) ¹	Dados de Brasil (1993) ²	Dados de Estado de SP (1980) ³
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	mg/l	1.000 – 1.500	1.000 – 1.800	3.045
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg/l	1.800 – 3.000	–	4.448
Sólidos em Suspensão (SS)	mg/l	10 – 60	118 – 800	–
Nitrogênio <i>kjel.</i> Total (NKT)	mg/l	30 – 100	–	78
Fósforo	mg/l	10 – 30	–	12
Temperatura	°C	30	–	–
pH		7	5 - 10	2,4 – 12,0
Resíduo Não Filtrável (RNF)	mg/l	–	–	664
Vazão	m ³ /m ³ cerveja	3 – 5	–	–

Fonte: adaptado de Santos (2005, p. 38).

¹ WORLD BANK, industrial pollution prevention and abatement-Breweries, WORLD BANK, Washington, 1997.

² CAVALCANTI, P.M., BRAILE, J.E.W. A., Manual de tratamento de águas residuárias industriais, CETESB, São Paulo, 1993.

³ CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, Nota técnica sobre tecnologia de controle: Fabricação de cervejas e refrigerantes, NT- 24, CETESB, São Paulo, 1992.- 27p.

Gaudencio e Araújo Junior (2013, p. 24) também afirmam que os efluentes líquidos são gerados em grandes quantidades, especialmente devido à necessidade frequente de operações de limpeza de pisos, equipamentos e garrafas. Embora a composição desses efluentes varie bastante, geralmente apresentam alta concentração de matéria orgânica e alto teor de sólidos em suspensão. A geração de efluentes também varia em volume e característica conforme cada etapa do processo. Os referidos autores também levantaram as características do efluente da indústria cervejeira, conforme exposto na Tabela 2.

Tabela 2 - Características do efluente da indústria cervejeira

Parâmetro	Unid.	Ahn <i>et al.</i> (2001) ⁴	Alvarado-Lassman <i>et al.</i> (2008) ⁵	Cronin & Lo (1998) ⁶	Oktem & Tufekçi (2006) ⁷	Simate <i>et al.</i> (2011) ⁸
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	mg/l	730 – 1470	1375	750 – 3000	350 – 4200	1200 – 3600
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg/l	920 – 1910	2083	600 – 5600	870 – 5065	2000 – 6000
Sólidos Suspensos (SS)	mg/l	61 – 378	750	40 – 1000	190 – 970	2901 – 3000
Nitrogênio <i>kjel.</i> Total (NKT)	mg/l	16,4 – 36,4	116	300	13 – 50	25 – 80
Fósforo	mg/l	5,3 – 12,5	4,8	–	1,75 – 7,20	10 – 50
Temperatura	°C	–	–	–	–	18 – 40
pH		6,3 – 7,0	10	4,0 – 12,0	5 – 11,2	3,0 – 12,0
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg/l	43 – 200	–	40 – 600	–	–
N-amoniaco	mg/l	3 – 11,5	13,3	–	1,12 – 5	–

Fonte: adaptado de Gaudencio e Araújo Junior (2013, p. 24).

De acordo com Santos (2005), os efluentes líquidos gerados na produção de refrigerantes provêm principalmente das etapas de lavagem de vasilhames, equipamentos e instalações, além de contribuições de lotes defeituosos e perdas no processo, como

⁴ AHN Y.; MIN K.; SPEECE R.E. (2001) Pre-acidification in anaerobic sludge bed process treating brewery wastewater. *Wat. Res.* Vol. 35, No. 18, pp. 4267–4276.

⁵ ALVARADO-LASSMAN A.; RUSTRIÁN E.; GARCÍA-ALVARADO M.A.; RODRÍGUEZ-JIMÉNEZ G.C.; HOUBRON E. (2008) Brewery wastewater treatment using anaerobic inverse fluidized bed reactors, *Bioresource Technology*, 99: 3009-301.

⁶ CRONIN C.; LO K. V. (1998) Anaerobic treatment of brewery wastewater using UASB reactors seeded with activated sludge. *Bioresource Technology* 64: 33-381.

⁷ ÖKTEM Y.; TÜFEKÇİ N. (2006) Treatment of brewery wastewater by pilot scale upflow anaerobic sludge blanket reactor in mesophilic temperature. *Journal of Scientific & Industrial Research*. Vol. 65, pp. 248 – 251.

⁸ SIMATE G.S.; CLUETT J.; IYUKE S.E.; MUSAPATIKA E.T.; NDLOVU S.; WALUBITA L.F.; ALVAREZ A.E. (2011) The treatment of brewery wastewater for reuse: State of the art, *Desalination*, 273: 235- 247.

derramamentos de produto. Esses efluentes apresentam características como pH alcalino, devido às soluções de limpeza utilizadas, e elevada carga orgânica, em função do açúcar do xarope e de alguns extratos vegetais usados na formulação. A composição desses efluentes varia bastante, dependendo da tecnologia utilizada tanto no processo produtivo quanto nas etapas de lavagem. A Tabela 3 mostra os valores de alguns parâmetros analisados em indústrias do estado de São Paulo que produzem cerveja e refrigerante, além de plantas que produzem apenas refrigerante.

Tabela 3 – Caracterização de efluentes de industria de refrigerantes

Parâmetro	Unidade	Indústria de cerveja e refrigerante, São Paulo, 1985 ⁹	Indústria de refrigerante, São Paulo, 1985
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	mg/l	3.045	940 – 1.335 (1.188)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg/l	4.448	1.616 – 3.434 (2.149)
Nitrogênio <i>kjel.</i> Total (NKT)	mg/l	78	22 – 49 (34,6)
Temperatura	° C	–	28 – 35 (32)
pH		2,4 – 12,0	8 – 12,3 (10,2)
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	mg/l	–	1.292 – 1.724 (1.532)
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/l	664	236 – 655 (495)
Sólidos Totais (ST)	mg/l	–	1.704 – 2.210 (2.003)
Fosfato total	mg/l	22	4 – 13 (6,7)
Surfactantes	mg/l	–	0,22 – 0,80 (0,45)
Óleos e graxas	mg/l	–	69 – 115 (87)

Fonte: adaptado de Santos (2005, p. 44).

2.4. Tratamento de efluentes de indústria de bebidas

A Resolução nº 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2011) define efluente como os despejos líquidos das atividades industriais. Silva, Lisboa e Werlang (2013) afirmam que a tipologia, o período de operação, a matéria-prima, a reutilização da água e a presença de sólidos influenciam as características dos efluentes. Apesar de serem compostos majoritariamente por água (von Sperling, 1996), os efluentes podem conter características nocivas, necessitando tratamento adequado para evitar a contaminação de águas e solo.

Para definir o tratamento, é preciso conhecer os aspectos do efluente, incluindo testes de DBO, DQO, sólidos, pH e temperatura, determinando a carga do poluente. Também é

⁹ CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, Nota técnica sobre tecnologia de controle: Fabricação de cervejas e refrigerantes, NT- 24, CETESB, São Paulo, 1992.- 27p.

necessário avaliar a vazão demandada e a legislação aplicável, além da capacidade de autodepuração do corpo hídrico receptor (Silva, Lisboa e Werlang, 2013).

Segundo Metcalf and Eddy Inc. (2015), os tratamentos são divididos em processos físicos (peneiramento, mistura, floculação, flotação, filtração), químicos (precipitação, desinfecção) e biológicos (remoção de constituintes orgânicos, nitrogênio e fósforo). Esses processos são agrupados em níveis de tratamento conforme o Quadro 2.

Quadro 2 – Níveis de tratamento de efluentes industriais

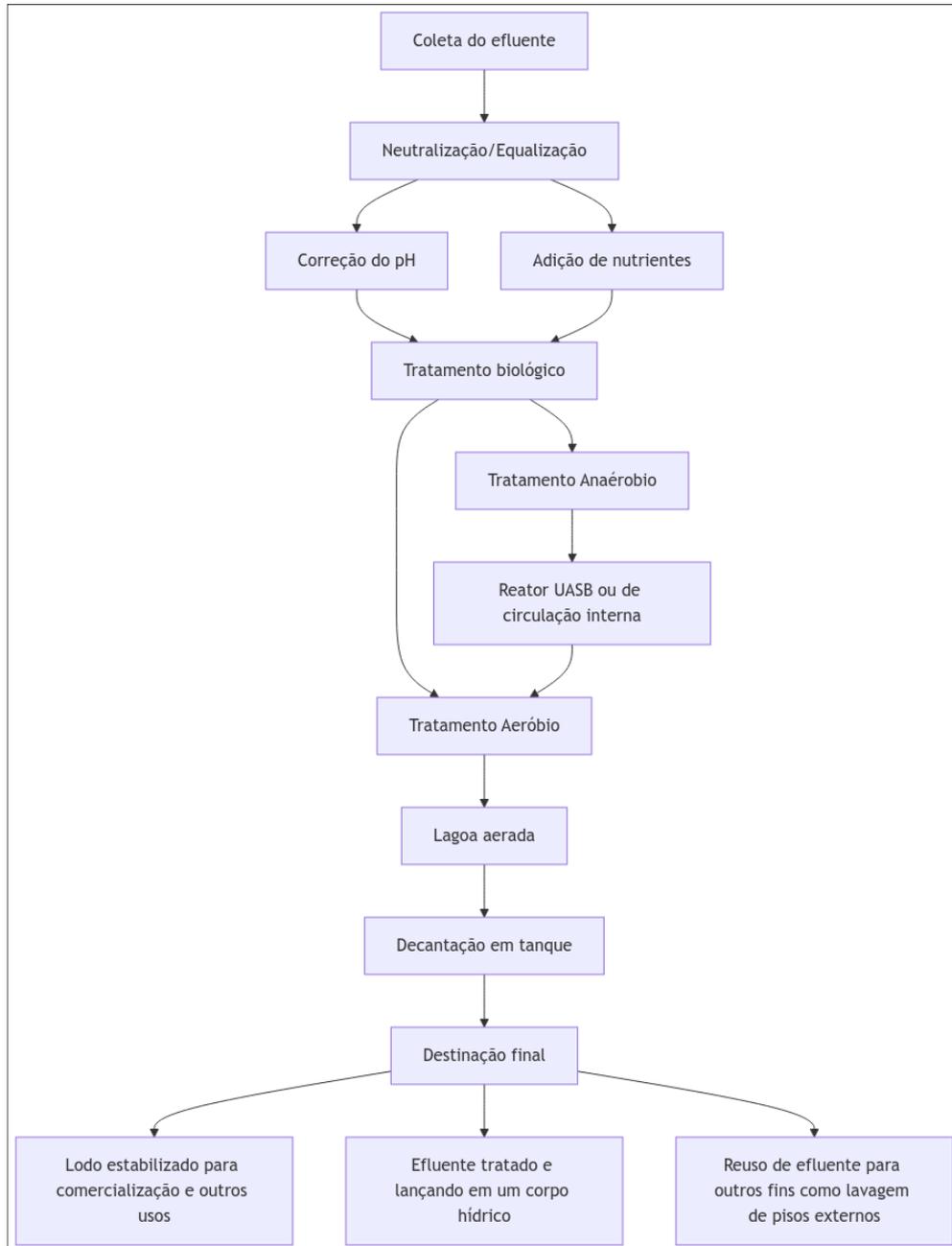
NÍVEIS DE TRATAMENTO	FUNCIONALIDADE	EXEMPLOS
Preliminar	Remoção de sólidos grosseiros e areia, unidos a medição de vazão, visando a proteção dos dispositivos e demais unidades de tratamento.	Peneiras, Grades, Caixa de areia e Calha <i>Parshall</i> .
Primário	Remoção de sólidos suspensos, sedimentáveis e flutuantes e parte da matéria orgânica.	Tanque de decantação, flotação.
Secundário	Remoção de matéria orgânica dissolvida, e em suspensão. Etapa biológica realizada por microrganismos.	Lodos ativados, filtros biológicos, lagos de estabilização e tratamento anaeróbio.
Terciário	Remoção de sólidos suspensos residuais e patógenos, não muito utilizado no Brasil.	Lagoas de maturação, ozonização, cloração e adsorção.

Fonte: adaptado de Metcalf and Eddy Inc. (2015) e von Sperling, (1996).

O setor da indústria de bebidas é um poluidor significativo, exigindo tratamentos eficazes dos efluentes (Silva, Lisboa e Werlang, 2013). Na fabricação de refrigerantes e cervejas, ambos os processos de manejo de efluentes são similares. Segundo Sêna (2012), 95% das cervejarias no Brasil adotam um processo misto (anaeróbio e aeróbio), devido à elevada carga orgânica dos efluentes, com valores em torno de 1200 a 3000 mg/l de DBO (Santos, 2005).

As plantas de tratamento de efluentes das cervejarias incluem pré-tratamento, neutralização/equalização, tratamento biológico (anaeróbio + aeróbio) e destinação final do lodo e efluente tratado, como mostrado na Figura 2. Nacionalmente, adotam-se três etapas de tratamento: preliminar, primário e secundário. A etapa secundária envolve correção de pH, adição de nutrientes, reatores anaeróbios (UASB ou de circulação interna) e pós-tratamento em lagoa aerada, seguida de decantação. O uso de lodos ativados com recirculação é comum, gerando pouco lodo na parte aeróbia, enquanto o lodo dos reatores anaeróbios é rico em nitrogênio, estabilizado e propício para comercialização (Serenio Filho *et al.*, 2013).

Figura 2 – Processo de tratamento secundário utilizado no Brasil



Fonte: elaboração própria (2024).

Além disso, indústrias como a de produção de cervejas possuem efluentes com alta carga orgânica, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e sólidos suspensos, que exigem sistemas de tratamento eficientes antes do lançamento nos corpos hídricos. Tecnologias como lagoas aeradas, digestores anaeróbicos e tratamentos terciários são amplamente utilizados para adequar os efluentes aos limites exigidos. Ademais, práticas de reutilização de água e redução de perdas no processo produtivo também são incentivadas como a Lei nº 14.456/2023 (Brasil, 2023a).

2.4.1. Processo de eletrocoagulação

De acordo com Eyvaz *et al.* (2014), métodos e processos eletroquímicos têm sido amplamente utilizados na área ambiental, como tratamento de água e efluentes, recuperação de metais, galvanoplastia e exames de análise da composição química das substâncias em diversos meios aquosos. A eletrocoagulação (EC) ganhou destaque devido à sua operação simples, confiável e econômica para o tratamento de águas residuais, sem a necessidade de produtos químicos adicionais, o que evita a poluição secundária.

Eyvaz (2016, p. 4990) define a EC como um processo que utiliza corrente elétrica para formar hidróxidos metálicos, similar à coagulação convencional. Este processo emprega eletrodos consumíveis, como ferro (Fe) e alumínio (Al), que produzem íons metálicos *in situ*, introduzidos no fluxo de águas residuais. Segundo Mollah *et al.* (2004, p. 201), os eletrodos de sacrifício, como Fe ou Al são usados para produzir continuamente íons na água. Esses íons neutralizam as cargas das partículas, iniciando a coagulação, e removem contaminantes por reação química, precipitação ou aglomeração de materiais coloidais, que podem ser eliminados por flotação. O ânodo metálico produz cátions que desestabilizam partículas coloidais formando complexos de polihidróxido, que têm alta capacidade de adsorção e formam agregados com contaminantes. A evolução dos gases de hidrogênio e oxigênio ajuda na mistura e floculação. As bolhas de oxigênio no ânodo e de hidrogênio no cátodo se aderem às partículas floculadas, tornando-as mais leves e flutuando-as à superfície.

Para Mollah *et al.* (2004, p. 201) o mecanismo de desestabilização dos contaminantes, suspensão particulada e quebra de emulsões pode ser resumido da seguinte forma: (i) compressão da camada dupla difusa ao redor das espécies carregadas pelas interações de íons gerados pela oxidação do ânodo sacrificial. (ii) neutralização da carga das espécies iônicas presentes nas águas residuais por íons contrários produzidos pela dissolução eletroquímica do ânodo sacrificial. Esses íons contrários reduzem a repulsão eletrostática entre partículas a ponto de a atração de *van der Waals* predominar, causando a coagulação. O processo resulta em uma carga líquida zero. (iii) formação de flocos: o floco formado como resultado da coagulação cria uma manta de lodo que aprisiona e liga partículas coloidais ainda presentes no meio aquoso. Os óxidos sólidos, hidróxidos e oxi-hidróxidos fornecem superfícies ativas para a adsorção das espécies poluentes.

Meneses *et al.* (2012) referenciam vários autores que utilizam a eletrocoagulação para diversas aplicações, incluindo tratamento de efluentes industriais, esgoto sanitário e remoção de óleos e corantes. Kobya *et al.* (2006) destacam a versatilidade da técnica, que é fácil de

operar e não necessitam de adição de coagulantes. Holt, Barton e Mitchell (2005) confirmam essas vantagens, enfatizando a simplicidade de aplicação, baixo custo de implantação, baixa produção de lodo e elevada remoção de poluentes, coliformes, cor, odor e Turbidez. A EC é compatível com o meio ambiente e eficiente em termos energéticos, os flocos formados são maiores e unidos pela diferença de potencial gerada pelo campo elétrico, facilitando a filtração do material flotado. Esta técnica também pode ser aplicada em áreas com déficit energético, como zonas rurais, utilizando placas solares (Castaneda *et al.*, 2021; Elkacmi *et al.*, 2023 *apud* Bhatt *et al.*, 2024), (Alves, 2020), (Mollah *et al.*, 2004), (Garcia, 2002) e (Mollah *et al.*, 2001).

Wimmer (2007) e Mollah *et al.* (2001), descrevem as principais desvantagens da utilização da eletrocoagulação, como o desgaste das placas envolvidas no processo, devido a oxidação, requerendo a troca periódica, também o efeito de passivação do cátodo.

O processo de EC utiliza uma fonte de alimentação de corrente contínua (CC) para gerar um campo elétrico, facilitando a transferência de íons entre as superfícies ativas dos eletrodos de placa imersos no reator eletrolítico. No entanto, o uso de corrente contínua pode levar à formação de uma película impermeável de óxido no cátodo, resultando na passivação do cátodo, aumento da resistência da célula eletrolítica e diminuição da transferência iônica. Isso, por sua vez, prejudica tanto a dissolução do metal quanto a formação de hidróxidos metálicos (Eyvaz, 2016, p. 4991), e reduz a eficiência do processo, e o uso de eletricidade para o funcionamento, que pode gerar alto custo (Mollah *et al.*, 2001).

2.4.1.1. Variáveis interferentes no processo de eletrocoagulação

Por ser um processo eletroquímico, o desempenho do processo de EC, de acordo com Eyvaz *et al.* (2014) depende de vários parâmetros operacionais e características do efluente (Figura 3), que impactam diretamente sua eficiência e funcionamento. Os principais fatores incluem: material do eletrodo, corrente aplicada, pH inicial da amostra, condutividade, tempo de processo, espaçamento entre os eletrodos e o arranjo dos mesmos, conforme descrito por Silva (2005) *apud* Meneses *et al.* (2012).

Figura 3 - Fatores operacionais que influenciam o desempenho da eletrocoagulação (EC)



Fonte: adaptado e traduzido de Eyvaz *et al.* (2014).

2.4.1.2. Material do eletrodo

Os eletrodos são componentes essenciais no processo de EC, responsáveis por permitir a condução de eletricidade. Eles podem ser fabricados a partir de diversos materiais. Grecco, Souza e Zanonía (2022) analisaram e citaram alguns dos materiais mais tradicionais, como alumínio e ferro, além de outros menos usuais, como cobre, níquel, aço inoxidável e titânio. No entanto, a complexidade e a aplicabilidade desses últimos não são o foco deste trabalho.

Grecco, Souza e Zanonía (2022) destacam os pontos favoráveis e desfavoráveis do uso de ferro e alumínio como eletrodos de sacrifício, ambos são amplamente utilizados por serem consumíveis durante a produção de íons (Mollah *et al.*, 2001). Entre esses dois, conforme afirmado por Meneses *et al.* (2012), o alumínio é uma opção melhor devido ao seu baixo custo e fácil disponibilidade no mercado, além de não deixar cor nos efluentes pós-tratados, como ocorre com o ferro.

O alumínio possui alta eficiência devido à sua boa solubilidade. No entanto, essa característica também apresenta uma desvantagem, pois afeta a durabilidade dos eletrodos, exigindo substituições contínuas. Além disso, o efeito de passivação, que é a formação de uma camada inibidora composta geralmente por óxidos ao redor do cátodo, tende a aumentar com o tempo de operação, resultando em perda de eficiência da EC. Essa camada limita a transferência

de elétrons e a dissolução do eletrodo, conforme destacado pelos autores Grecco, Souza e Zanon (2022) e Holt, Barton e Mitchell (2005).

Portanto, é necessário que a escolha do eletrodo seja realizada de forma adequada no sistema eletrolítico, sendo um fator importante para remediar perdas e reduzir consumo energético e conseqüentemente aumentar a eficiência do processo de EC, conforme destacam Andrade *et al.* (2020) e Ilhan *et al.* (2008).

2.4.1.3. Corrente elétrica

A corrente elétrica (CE) é um fator importante no processo de EC, pois ela inicia-se com a passagem dos íons, que dependem da condutividade no meio. Chen (2004) enfatiza que a qualidade do tratamento depende da afluência de íons ou da carga, isto é, a corrente aplicada multiplicada pelo tempo.

Correntes elevadas tendem a produzir uma maior quantidade de coagulante (advindo do ânodo de sacrifício), no caso do alumínio (Al^{+3}), quando liberado pelos eletrodos, proporciona um aumento na produção de gás vindo do cátodo, como afirmado por Vik *et al.* (1984, p. 1359), aumentando a probabilidade de remoção de impurezas. Por outro lado, uma corrente baixa reduz a densidade de bolhas e o fluxo ascendente, desfavorecendo a flotação das partículas agregadas e promovendo a sedimentação (Holt *et al.*, 2002). A qualidade da água tratada depende da quantidade de íons produzidos (mg) ou quantidade de carga, produto da corrente e do tempo (Chen, 2004).

2.4.1.4. pH (Potencial hidrogeniônico)

A característica do meio, ou seja, a intensidade de acidez ou alcalinidade da amostra, é definida pelo potencial hidrogeniônico (pH), que mensura a concentração de íons de hidrogênio presentes, conforme afirmam Silva e Oliveira (2001). Chang e Goldsby (2013, p. 672) explicam que o pH é uma medida da concentração de íons de hidrogênio em uma solução, sendo um modo de expressar a intensidade de acidez ou alcalinidade. As soluções ácidas e básicas a 25°C podem ser distinguidas pelos seus valores de pH da seguinte forma (Quadro 3):

Quadro 3 – Classificação das soluções de acordo com o pH

Classificação	Faixa
Soluções ácidas	$[H^+] > 1,0 \times 10^{-7} \text{ M}$, pH < 7,00
Soluções básicas	$[H^+] < 1,0 \times 10^{-7} \text{ M}$, pH > 7,00
Soluções neutras	$[H^+] = 1,0 \times 10^{-7} \text{ M}$, pH = 7,00

Fonte: Chang e Goldsby (2013, p. 672).

Muitos autores afirmam que o pH influencia diretamente a performance operacional da eletrocoagulação (Chen, Chen e Yue, 2000), pois afeta a reatividade dos sítios ativos na adsorção, alterando a carga devido às reações de protonação e desprotonação, (ou seja o acréscimo ou perda de prótons), de grupos funcionais superficiais, além de interferir no mecanismo de formação de hidróxidos metálicos e na precipitação (Garcia-Segura e Brillas, 2017). Essa ação está também vinculada ao material do eletrodo utilizado no processo.

Andrade *et al.* (2020) e Kobya, Can e Bayramoglu (2003), relataram que eletrodos de alumínio tendem a acidificar o efluente, elevando seu pH devido à dissolução do eletrodo, propiciando a formação de hidróxidos. Após cerca de 30 minutos de processo, o pH tende a estabilizar, reduzindo a energia aplicada ao sistema.

Shen *et al.* (2003) afirmaram que eletrodos de alumínio requerem um pH entre 5 e 7 para formar o hidróxido de alumínio necessário para a EC e suas etapas subsequentes. Porém, Chen (2004) observa que em condições de pH mais ácidas ou alcalinas, os eletrodos de alumínio tendem a ser mais eficazes do que em condições próximas à neutralidade, dependendo da natureza dos poluentes presentes na amostra.

No quesito de consumo de energia, Chen (2004) constatou que o pH neutro proporciona um maior gasto de energia devido à variação da condutividade. Quando a condutividade é elevada, o efeito do pH torna-se insignificativo. Geralmente, verifica-se que as eficiências dos eletrodos de alumínio são maiores em condições ácidas ou alcalinas do que em neutras. O desempenho do tratamento depende da natureza dos poluentes, com melhor remoção encontrada próximo ao pH de 7.

A distância entre os eletrodos é outro fator que influencia diretamente o pH do sistema. De acordo com Crespilho, Santana e Rezende (2004), quanto maior a distância entre os eletrodos, maior a diferença de potencial que deve ser aplicada, devido à resistência da solução ao fluxo de corrente elétrica. Assim, as características das efluentes combinadas com a distância entre os eletrodos podem ser ajustadas para melhorar a eficiência do processo Andrade *et al.* (2020).

2.4.1.5. Condutividade elétrica

Segundo Silva e Oliveira (2001), a condutividade elétrica é a capacidade de uma amostra de conduzir corrente elétrica, determinada pelo tipo e quantidade de íons presentes. Ela é fundamental para o processo de eletrocoagulação (EC), pois influencia a produção e liberação dos íons necessários. A amostra deve permitir a passagem da corrente elétrica entre os eletrodos, que podem estar dispostos em paralelo ou em série. Em efluentes com baixa condutividade, é comum adicionar sal para aumentar a presença de íons condutores, o que eleva a corrente, favorece mais reações na amostra, reduz o consumo energético e diminui o tempo de processo (Guedes; Borhchiver, 2009; Poon, 1997 *apud* Correa, Freitas e Porto, 2019).

Por outro lado, o custo do uso de eletrólitos para aumentar a condutividade do efluente deve ser considerado, pois segundo Grecco, Souza e Zanon (2022, p. 413), devido à dependência da condutividade do meio, pode se tornar um gasto recorrente a compra dos insumos extras para adaptação do efluente.

2.4.1.6. Tempo de processo

O tempo de processo é um dos fatores-chave da eletrocoagulação, interferindo em várias características, como o custo, uma vez que um tempo maior demanda um alto consumo de energia (Meneses *et al.*, 2012). Além disso, está ligado ao desgaste de placas, por meio da dissolução e formação de coagulante por parte dos eletrodos, pois, à medida que o período de eletrólise se expande, a concentração de íons na massa aumenta. Impacta também na formação do lodo, resultando em uma camada maior de poluentes, dependendo da presença destes, ou seja, um tempo maior de processo, ao liberar mais coagulante, provocará mais reações da eletrólise, melhorando a eficácia na remoção dessas impurezas (Crespilho e Resende, 2004 *apud* Meneses *et al.*, 2012) e Chen, Chen e Yue (2000).

2.4.1.7. Reatores

Um reator eletrolítico básico, segundo Arcego (2017), possui dois eletrodos, um cátodo e um ânodo, que sofrem redução e oxidação respectivamente quando uma diferença de potencial é aplicada. Os eletrodos podem ser configurados de forma monopolar, onde todos os ânodos e todos os cátodos são interligados, podendo estar em paralelo ou em série.

Mollah *et al.* (2001) explicam que no arranjo em série, há uma maior resistência elétrica, exigindo uma diferença de potencial mais alta, enquanto no paralelo, a corrente se divide entre os eletrodos conforme a resistência de cada célula.

Alternativamente, segundo Arcego (2017, p. 24), há a configuração bipolar, na qual apenas os eletrodos externos são conectados à fonte de energia e as células internas se comportam como eletrodos de sacrifício, polarizando-se por indução, simplificando a manutenção do sistema.

Chen (2004) descreve uma variedade de reatores eletroquímicos, desde configurações simples até sistemas avançados. Os modelos básicos incluem células tanque (*tank cells*) e células de placa e quadro (*plate and frame cells*), que são de fácil operação e manutenção. Para maior eficiência de transferência de massa, destacam-se as células com cátodo rotativo (*rotating cathode cells*) e células com bomba (*pump cell*). Já os sistemas tridimensionais, como leitos fluidizados (*fluidized bed reactors*) e leitos fixos (*packed bed cell*), oferecem maior área de superfície para deposição, sendo ideais para recuperação de metais diluídos. Tecnologias como o *RenoCell* combinam eficiência e design compacto, ampliando a área de deposição em comparação às células convencionais.

2.4.1.8. Espaçamento entre eletrodos

O espaçamento entre os eletrodos desempenha um papel fundamental na eficiência dos processos de eletrocoagulação (EC), influenciando diretamente a geração de coagulantes, a transferência de massa e o consumo energético. De acordo com Golder, Samanta e Ray (2007), a distância entre os eletrodos afeta a resistência elétrica da solução, impactando tanto a eficiência da remoção de contaminantes quanto os custos operacionais. Em configurações de eletrodos monopolares e bipolares, o espaçamento adequado é essencial para otimizar a formação e dispersão dos coagulantes.

Golder, Samanta e Ray (2007) afirmam que distâncias menores entre os eletrodos tendem a reduzir a resistência elétrica, aumentando a eficiência do processo, mas podem levar ao acúmulo de precipitados e obstruções. Por outro lado, distâncias maiores reduzem a possibilidade de obstrução, mas exigem maior consumo de energia devido ao aumento da resistência elétrica. Além disso, o espaçamento influencia a formação de bolhas e o fenômeno de passivação dos eletrodos. Em configurações bipolares, a geração de coagulantes e a remoção de contaminantes ocorrem mais rapidamente devido ao maior fluxo de corrente em comparação à configuração monopolar, apesar de apresentarem maior custo operacional. Portanto, ajustar o

espaçamento entre os eletrodos é fundamental para equilibrar a eficiência energética e o desempenho do processo de eletrocoagulação.

2.4.2. Energia solar como fonte de alimentação para a eletrocoagulação (EC)

Segundo Masoumian e Kopacek (2015), painéis fotovoltaicos (PF) convertem luz solar em eletricidade, usando materiais semicondutores como o silício, bastante abundante na natureza. O processo de eletrocoagulação (EC) tem um custo elevado de energia, mas o uso de energia solar fotovoltaica, conforme Marmanis *et al.* (2024) e Fikri *et al.* (2023), é uma alternativa eficiente e sustentável para tratamento de efluentes, especialmente em áreas remotas, reduzindo custos operacionais e promovendo viabilidade econômica e ambiental.

A preocupação com mudanças climáticas e esgotamento de combustíveis fósseis impulsiona a busca por fontes de energia renováveis (FERs). A energia solar fotovoltaica pode substituir fontes tradicionais de energia na EC, permitindo operação limpa e de baixo impacto ambiental (EC-DGENV, 2011), especialmente em regiões com acesso limitado à rede elétrica.

No Brasil, estados como Paraíba e Pernambuco têm um bom potencial de geração de energia solar, com níveis de irradiação entre 5,0 e 5,5 kWh/m² por dia (Pereira *et al.*, 2017). Os painéis solares são classificados em três gerações: primeira geração com células de silício cristalino (c-Si), segunda geração com tecnologias de filme fino, e terceira geração com módulos CPV e células solares sensibilizadas por corante (DSSC) (Oliveira, Lebensold e Oliveira, 2017; Wu, Tian e Jiang, 2005). Aproximadamente 90% do mercado é dominado por células de silício cristalino devido à alta eficiência de conversão (Masoumian e Kopacek, 2015). As tecnologias de filme fino variam de 6 a 9% de eficiência (Oliveira, Lebensold e Oliveira, 2017; Wu, Tian e Jiang, 2005), enquanto a terceira geração pode alcançar eficiências de 21 a 24% (EC-DGENV, 2011).

2.5. Legislações sobre lançamento de efluentes em corpos hídricos no Brasil

No Brasil, o lançamento de efluentes líquidos em corpos hídricos é regulamentado por legislações que visam proteger a qualidade das águas e assegurar o uso sustentável dos recursos hídricos. Esses regulamentos estabelecem critérios para o monitoramento e limites para a emissão de poluentes, aplicando-se a atividades industriais e outros usos, que impliquem na geração de efluentes.

A principal norma que rege o uso e a preservação dos recursos hídricos no país é a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997), que introduz instrumentos como a

outorga e o enquadramento dos corpos hídricos em classes, garantindo que os padrões de qualidade da água sejam mantidos em conformidade com os usos previstos. A outorga de direito de uso é essencial para o lançamento de efluentes, sendo condicionada à manutenção da qualidade ambiental do corpo receptor (Brasil, 1997).

Nesse contexto a Resolução CONAMA nº 357/2005, que classifica os corpos hídricos em diferentes classes, de acordo com os usos preponderantes da água e define os limites de qualidade necessários para cada classe. Para rios de Classe II, a água pode ser utilizada para abastecimento público, após tratamento convencional, recreação de contato primário e preservação da fauna e flora aquática. Os efluentes lançados em corpos hídricos dessa classe devem atender a parâmetros (Quadro 4) como demanda bioquímica de oxigênio (DBO) inferior a 5 mg/L, pH entre 5 e 9 e óleos e graxas em concentrações abaixo de 20 mg/L para lançamentos direto (CONAMA, 2005).

Quadro 4 - Parâmetros principais e valores padrões permitidos correspondente a caracterização de um corpo hídrico classe 2 na Resolução nº 357/2005

PADRÕES DE ÁGUAS DOCES – CLASSE 2	
PARÂMETROS	LIMITES PERMITIDOS
Corantes	Ausência
Coliformes termotolerantes	Para demais usos: não exceder 1000 coliformes/ 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.
Turbidez	até 100 UNT
Cor verdadeira	até 75 mg Pt/L
Demanda Bioquímica de Oxigênio	5 dias a 20°C: até 5 mg/L O ₂
Oxigênio Dissolvido	não inferior a 5 mg/L O ₂ ;
Clorofila	até 30 µg/L;
Densidade de Cianobactérias	até 50000 cel/mL ou 5 mm ³ /L
Fósforo Total	a) até 0,030 mg/L, em ambientes lênticos; e, b) até 0,050 mg/L, em ambientes intermediários.

Fonte: adaptado de CONAMA (2005).

A Resolução CONAMA nº 430/2011, que complementa a Resolução nº 357/2005, detalha os padrões de qualidade para o lançamento de efluentes, de modo que a concentração de poluentes nos efluentes estejam de acordo com os padrões estabelecidos para a classe do corpo receptor (Quadro 5). Além disso, a norma determina que os responsáveis pela emissão de efluentes implementem práticas de controle e monitoramento contínuo (CONAMA, 2011). O descumprimento dessas regulamentações pode acarretar sanções legais e prejudicar a qualidade ambiental, afetando os usos múltiplos dos corpos hídricos.

Quadro 5 – Parâmetros principais e valores padrões permitidos na Resolução nº 430/2011

Condições de lançamento direto de efluentes em corpos hídricos (CH)	
Parâmetro	Limites Máximos e Mínimos
pH	5,0 <pH<9,0
Temperatura	Temperatura < 40° (Celsius); Não excedendo a temperatura do (CH) a 3° no limite da zona de mistura.
Materiais Sedimentáveis	MS < 1 mL/L, após teste de 1 hora em cone Imhoff. Em caso de lagos e lagoas com velocidade de circulação quase nula, deverão estar virtualmente ausentes.
Regime de lançamento	Vazão máxima < 1,5x Vazão média do período de atividade diária do agente poluidor.
Óleos e graxas	Óleos minerais < 20 mg/L; Óleos vegetais e gorduras animais < 50mg/ L.
Materiais flutuantes	Ausência de materiais flutuantes.
Demanda bioquímica de oxigênio	DBO 5 dias a 20°C, remoção mínima de 60%, pode ser menor a depender do estudo de autodepuração do CH.

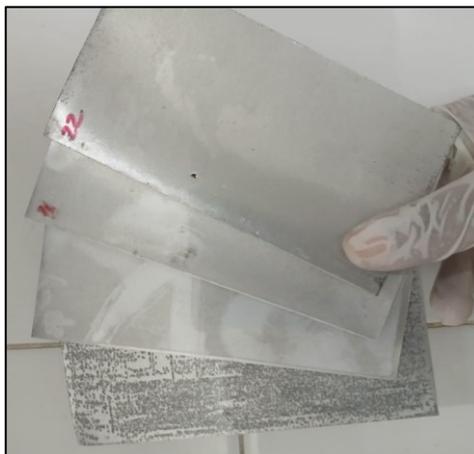
Fonte: adaptado de CONAMA (2011).

3. METODOLOGIA

3.1. Montagem e adaptação

O procedimento de montagem e adaptação do reator variou conforme o tipo de fonte de alimentação utilizada, mantendo-se constante apenas o reator, com dimensões de 25,3 cm x 12,3 cm x 7,7 cm. Este reator foi projetado para acomodar uma colmeia (suporte para eletrodos) de 13 cm x 6,8 cm x 4,5 cm, com sete ranhuras internas pré-fixadas, cada uma com espaçamento mínimo de 0,5 cm. Essas ranhuras permitiram a inserção de até três placas, possibilitando a variação de níveis necessários para o ordenamento fatorial. Após o encaixe das placas de alumínio (Figura 4) de dimensões 12,09 cm x 6,5 cm, no espaçamento determinado pelo índice do teste, a colmeia era colocada no interior do reator para iniciar o processo conforme o planejamento fatorial.

Figura 4 – Eletrodos de alumínio após serem utilizados nos testes



Fonte: acervo próprio (2024).

Para a eletrocoagulação alimentada por energia elétrica, foi utilizada uma fonte de 12V conectada à tomada. A conexão foi feita com cabos, sendo dois ligados a pinças tipo jacaré fixadas nos eletrodos das extremidades, e os demais cabos conectados a um multímetro para medir a amperagem durante a eletrólise. Com tudo interligado, o efluente de pH modificado foi adicionado e a fonte de energia foi ligada para iniciar o processo.

No caso do sistema fotovoltaico, o procedimento teve particularidades. Primeiro, uma bateria de suporte (Figura 5) foi carregada previamente por um painel solar (Figura 6), devido à disponibilidade de irradiação solar que poderia afetar a eficiência do processo. Os cabos da célula solar foram conectados ao mostrador de carregamento, que estava ligado aos ganchos fixados na bateria, exposta ao sol das 08:00 às 12:00 para carregar. Após o carregamento, a

bateria foi conectada por cabos ao multímetro para medição da voltagem, e outra parte da fiação foi conectada a um segundo multímetro para controle da amperagem. Esses fios também foram ligados aos eletrodos externos por pinças tipo jacaré, organizados da mesma forma que no processo convencional. Após a introdução do efluente, o fio final foi conectado ao multímetro para fechamento do circuito e início do processo.

Figura 5 - Bateria e demais componentes utilizados no sistema fotovoltaico



Fonte: acervo próprio (2024).

Figura 6 - Placas fotovoltaicas utilizadas nos testes



Fonte: acervo próprio (2024).

3.2. Procedimento de coleta e armazenagem das amostras

O efluente utilizado na pesquisa foi fornecido por uma indústria produtora de cerveja e refrigerantes no estado de Pernambuco que por motivos de confidencialidade não será identificada. Assim sendo denominada nesta pesquisa como “Empresa X”. Seu efluente é considerado misto, pois o esgoto sanitário é junto aos resíduos dos processos de produção, incluindo limpeza e manutenção.

A coleta do efluente foi realizada presencialmente pela responsável da estação de tratamento de despejos industriais (ETDI), em sua forma bruta, e acondicionada em ambiente refrigerado até ser destinada ao Laboratório de Saneamento Ambiental (LABSAM) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), localizado no Campus I no município de João Pessoa na Paraíba. As coletas foram efetuadas no período de dezembro 2023 a agosto de 2024, totalizando seis coletas distribuídas. A primeira coleta foi de 5 litros, utilizada para testes preliminares, e as subsequentes somaram 20 litros, para o processo fosse otimizado utilizando os planejamentos fatoriais.

3.3. Caracterização das amostras

A caracterização do efluente deu-se através de análises físico-químicas, conforme o *Standart Methods* (1992), com a finalidade de entender as características iniciais do efluente bruto resultante do processo cervejeiro, além disso o mesmo sistema de padronização e análise foi utilizado para avaliar as amostras após o processo de eletrocoagulação. O Quadro 6 apresenta os principais parâmetros analisados e seus respectivos métodos:

Quadro 6 – Principais parâmetros utilizado para analisar as amostras brutas e tratadas

Parâmetros de análise	Métodos utilizados
pH	Eletrométrico (SM ¹ 4500 H ⁺ B)
Turbidez	Nefelométrico (SM 2130 B)
Condutividade	Eletrométrico (SM 2510 B)
DBO	Respirométrico (Manual do Equipamento OXITOP; SM 5210 D)
DQO	Eletrométrico (SM ¹ 4500 H ⁺ B)
Cor verdadeira	Platino-cobalto
Série de Sólidos (Sólidos totais, fixos e voláteis)	Gravimétrico (SM 2540 B) e Eletrométrico

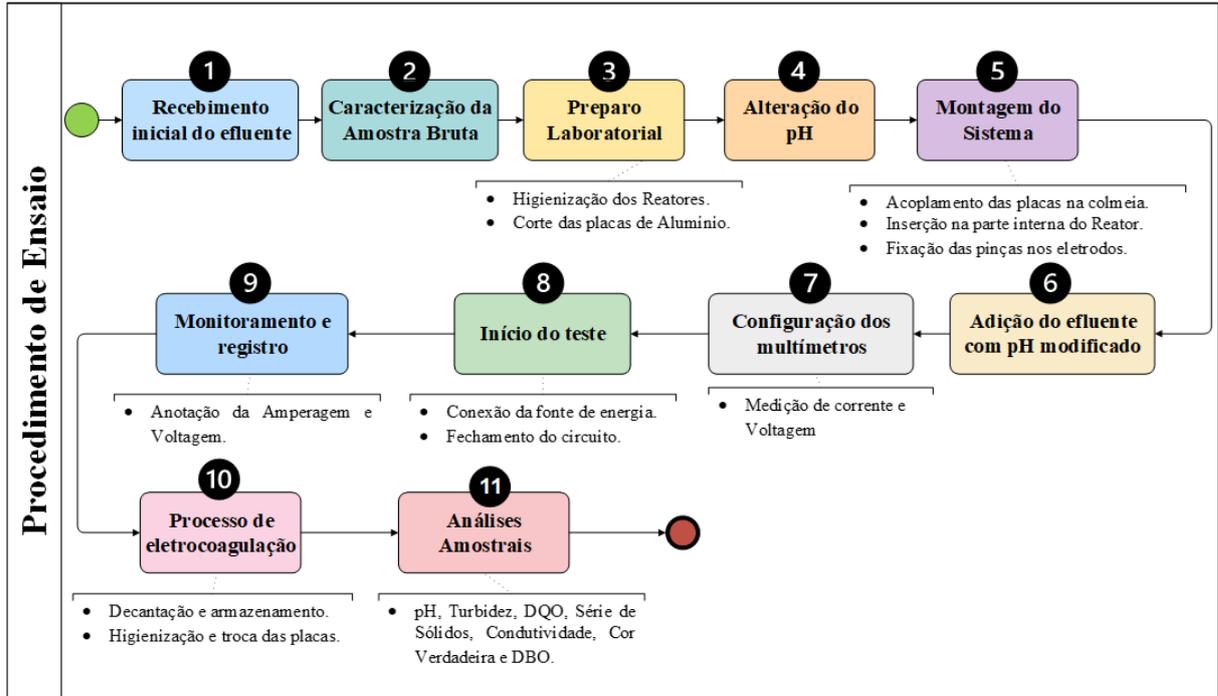
Fonte: elaboração própria (2024).

As análises de DQO, Série de sólidos, Cor verdadeira foram feitas em duplicata, e a Turbidez em triplicata, devido a quantidade de efluente obtida por coleta ser reduzido e a maioria das análises serem do tipo destrutiva, com exceção do pH, Turbidez e Condutividade. Vale salientar que, a análise da DBO não foi realizada para todos os testes, apenas para os apresentaram as menores Turbidez.

3.4. Procedimento de ensaio

O procedimento de ensaio consistiu em 11 principais etapas, conforme a Figura 7.

Figura 7 - Procedimento de ensaio adotado para analisar o efluente por meio da EC



Fonte: elaboração própria (2024).

Antes de iniciar o processo de eletrocoagulação, conforme a Figura 7, foi elaborado um planejamento sequencial a ser adotado. Na 1ª etapa, o efluente bruto foi recebido e preparado para o início dos testes experimentais, garantindo sua disponibilidade para as etapas de caracterização e tratamento.

Na 2ª etapa, uma alíquota da amostra foi retirada para realizar a caracterização inicial, identificando suas propriedades químicas e físicas. Na 3ª etapa, todos os equipamentos necessários foram preparados, incluindo a higienização das vidrarias e dos reatores, além do corte das placas de alumínio utilizadas no processo.

Em seguida, na 4ª etapa, o pH da amostra bruta foi ajustado ao valor específico determinado pelo planejamento experimental (fatorial), otimizando as condições do processo. Posteriormente, na 5ª etapa, as placas de alumínio foram posicionadas na estrutura denominada colmeia, inseridas no interior do reator, e as conexões elétricas foram realizadas com o uso de pinças do tipo jacaré nos eletrodos (ânodo e cátodo).

Na 6ª etapa, o efluente com pH ajustado foi inserido no reator, garantindo que estivesse pronto para a etapa de tratamento. Os multímetros foram conectados e ajustados para medir a

corrente elétrica e, no caso do sistema fotovoltaico utilizado, a voltagem também foi configurada e monitorada.

Para dar início aos testes, nas 7ª e 8ª etapas, o circuito elétrico foi fechado e a fonte de energia foi conectada, iniciando o processo experimental de tratamento do efluente por meio da eletrocoagulação. Durante os testes, na 9ª etapa, foram realizadas medições de corrente elétrica e voltagem em intervalos regulares, registrando e controlando os dados do processo manualmente em um caderno de anotações.

Após a conclusão dos testes, na 10ª etapa, as amostras processadas foram reservadas para análises posteriores. Nos dois primeiros planejamentos, aguardou-se o tempo de decantação antes de transferi-la para recipientes vedados. Nos dois últimos planejamentos, a decantação foi realizada em recipientes novos, e o sobrenadante foi recolhido como amostra final. Ao término de cada rodada, o reator foi higienizado e as placas de alumínio foram pesadas e substituídas.

Por fim, na 11ª etapa, foram realizadas as análises detalhadas das amostras, incluindo parâmetros como pH, Turbidez, DQO, Série de sólidos (ST, SF e SV), Condutividade, Cor verdadeira e, quando possível, a DBO. O sistema operacional foi configurado conforme descrito na Tabela 4.

Tabela 4 – Configuração operacional do sistema de eletrocoagulação utilizado

Parâmetro	Descrição/Valor
Quantidade de eletrodos	3
Área útil dos eletrodos (cm ²)	491,04
Volume tratado (L)	1,2
Área total dos eletrodos / Volume tratado (m ² /m ³)	40,92
Diferença de potencial elétrico (V)	12,0 (fonte); 4,0 (sistema)
Distância entre os eletrodos (mm)	10

Fonte: elaboração própria (2024).

3.5. Teste preliminares

Os testes preliminares foram conduzidos nos primeiros meses com o objetivo de compreender melhor as características do efluente, sob o efeito da eletrocoagulação, sem a definição prévia de parâmetros. Foi coletada uma amostra no mês dezembro de 2023, que foi inserida em um reator previamente testado e escolhido. Esse reator estava disponível no LABSAM da UFPB, equipado com colmeias ajustada ao seu tamanho.

Os eletrodos foram conectados a uma fonte de energia elétrica, nesse caso a um sistema fotovoltaico (como explicado anteriormente), e o processo foi desenvolvido por tempo

suficiente para observar visualmente os primeiros indícios de alteração na amostra. Essas alterações incluíram, por exemplo, a clarificação do líquido e sua evolução ao longo do tempo, além da produção de lodo e outros aspectos importantes para o processo. Os resultados dessas observações serviram como base para as definições dos parâmetros iniciais do primeiro planejamento fatorial.

3.6. Otimização do processo

Segundo Marinho e Castro (2005), em uma pesquisa científica, formular hipóteses e verificá-las é essencial. Isso requer observações e planejamento adequado de experimentos, seguido de análise estatística. O planejamento de experimentos e a análise de resultados são sequenciais e interligados em várias áreas do conhecimento.

Para otimizar processos experimentais, Diasa *et al.* (2022, p. 783) recomendam o uso do planejamento fatorial composto central (CCD), que inclui três repetições do ponto central para aumentar a confiabilidade dos resultados. Segundo Cunico *et al.* (2008), o planejamento fatorial identifica fatores significativos e suas interações, permitindo uma melhor otimização do sistema.

O planejamento fatorial é essencial para identificar quais fatores têm efeitos significativos sobre a variável resposta e entender como esses efeitos variam com os níveis de outros fatores, afirmam Cunico *et al.* (2008). Além disso, essa metodologia permite estabelecer e quantificar as correlações entre diferentes fatores. Sem o uso de planejamentos fatoriais, interações importantes podem passar despercebidas, e a otimização do sistema pode demorar mais para ser alcançada.

A matriz experimental resultante foi composta por oito experimentos fatoriais e três pontos centrais, totalizando 11 experimentos. Esse planejamento foi processado e analisado utilizando o *software* estatístico Minitab¹⁰, conhecido por suas capacidades em análise de planejamentos fatoriais e gráficos estatísticos (Minitab Inc., 2020). Para hierarquizar os efeitos dos fatores e suas interações, utilizou-se o Gráfico de Pareto, uma representação visual que permite identificar os fatores estatisticamente significativos (Montgomery, 2016, p. 143). Esses gráficos, gerados no *software* Minitab, exibem os efeitos em ordem decrescente de magnitude e incluem uma linha de referência baseada no nível de significância adotado (geralmente $\alpha =$

¹⁰ Minitab® Statistical software – Aplicativo para Web através do uso de uma versão de teste para fins acadêmicos.

0,05). Dessa forma, são destacados apenas os efeitos que excedem a linha de referência, ou seja, aqueles que impactam significativamente a variável de resposta.

A escolha do Gráfico de Pareto justifica-se por sua eficiência em resumir e priorizar os resultados da análise de efeitos, facilitando a interpretação dos fatores relevantes e das interações em estudos experimentais. Segundo Montgomery, Runger e Hubele (2004, p. 25), essa abordagem é essencial para direcionar esforços de otimização nos fatores que realmente afetam o sistema, alinhando-se ao princípio de Pareto, que sugere que a maior parte dos efeitos é geralmente atribuída a poucos fatores principais. Entretanto, o gráfico só permite a análise dos impactos somente um fator por vez, impedindo o entendimento completo da possível interdependência dos componentes da análise.

3.6.1. Planejamento fatorial

No presente trabalho, foi adotado um planejamento fatorial completo 2^3 com repetição do ponto central, totalizando 11 experimentos. O objetivo foi avaliar os efeitos principais e as interações entre os fatores estudados (tempo, espaçamento e pH) para identificar quais possuem maior influência sobre as variáveis resposta analisadas, sendo: DQO, Turbidez, Cor verdadeira.

As variáveis do estudo foram definidas da seguinte forma: tempo (Fator A), que representa a duração do processo, medido em minutos; espaçamento (Fator B), que se refere à distância utilizada entre as placas de alumínio no experimento, medida em centímetros; e pH (Fator C), que indica a acidez ou alcalinidade do meio, em escala logarítmica.

Os fatores foram avaliados em dois níveis: o nível baixo (-1), correspondendo ao menor valor ou intensidade do fator, e o nível alto (+1), correspondendo ao maior valor ou intensidade do fator. Além disso, foi incluído um ponto central (0), representando os valores médios dos três fatores, o qual foi replicado três vezes para aumentar a confiabilidade estatística e validação. A Tabela 5 apresenta a matriz fatorial 2^3 , incluindo os pontos centrais:

Tabela 5 – Matriz resultante do planejamento fatorial 2³

Experimento	Fator A	Fator B	Fator C	Tipo
1	-1	-1	-1	Fatorial
2	+1	-1	-1	Fatorial
3	-1	+1	-1	Fatorial
4	+1	+1	-1	Fatorial
5	-1	-1	+1	Fatorial
6	+1	-1	+1	Fatorial
7	-1	+1	+1	Fatorial
8	+1	+1	+1	Fatorial
9	0	0	0	Ponto central
10	0	0	0	Ponto central
11	0	0	0	Ponto central

Fonte: elaboração própria (2024).

Após definir as configurações iniciais a partir dos testes preliminares, foi executado o primeiro planejamento fatorial (Tabela 6) para analisar o efluente tratado, sendo as amostras armazenadas conforme a Figura 8.

Tabela 6 – Planejamento fatorial 1 e as configurações iniciais estabelecidas

PLANEJAMENTO 1 Níveis	Configurações iniciais estabelecidas		
	pH	Espaçamento (cm)	Tempo (min)
- 1	6,5	0,5	10
0	7,5	1,0	15
+1	8,5	1,5	20
Tempo de decantação			15
Fonte utilizada			Elétrica

Fonte: elaboração própria (2024).

Figura 8 - Amostras tratadas e armazenadas do Planejamento Fatorial 1



Fonte: elaboração própria (2024).

No segundo planejamento, foram adotadas as configurações expostas na Tabela 7, neste foi utilizado também a fonte elétrica, assim como no primeiro planejamento. A diferença é que nesse o tempo de sedimentação foi retirado para verificar se a remoção imediata pós-teste do reator reduziria a Turbidez. Sendo as amostras armazenadas conforme a Figura 9.

Tabela 7 - Planejamento fatorial 2 e as configurações iniciais estabelecidas

PLANEJAMENTO 2	Configurações iniciais estabelecidas		
	Níveis	pH	Espaçamento (cm)
- 1	6,5	0,5	20
0	7,5	1,0	25
+1	8,5	1,5	30
Tempo de decantação			-
Fonte utilizada			Elétrica

Fonte: elaboração própria (2024).

Figura 9 - Amostras tratadas e bruta armazenadas do segundo planejamento fatorial



Fonte: acervo próprio (2024).

Dado o tempo e a necessidade de iniciar o processo usando o sistema fotovoltaico (bateria + placa fotovoltaica), aliado à tendência de redução de custos operacionais, decidiu-se reduzir novamente o tempo de processo (Tabela 8), apesar dos resultados do planejamento fatorial 2.

Tabela 8 - Planejamento fatorial 3 e as configurações iniciais estabelecidas

PLANEJAMENTO 3	Configurações iniciais estabelecidas		
	Níveis	pH	Espaçamento (cm)
- 1	6,5	0,5	10
0	7,5	1,0	15
+1	8,5	1,5	20
Tempo de decantação			30
Fonte utilizada			Fotovoltaica

Fonte: elaboração própria (2024).

Para a aplicação do sistema fotovoltaico na eletrocoagulação, como mostrado nas Figuras 10 e 11, foi utilizada uma bateria carregada com energia solar para alimentar o processo. O objetivo foi tentar reduzir o consumo energético, tendo em vista que o planejamento fatorial 2, no qual foi utilizado um tempo maior de processo acarretou num maior gasto de energia, então no planejamento 3 ao adotar um tempo maior de sedimentação, reduziu-se o gasto com o processo, além de que em comparação a outros tratamentos o tempo total (eletrocoagulação + sedimentação) se torna menor. Essa decisão foi fundamental, pois, no terceiro planejamento, foi medida a interferência na Turbidez pós-processo, imediatamente na saída do reator, aos 15 minutos e aos 30 minutos estipulados.

Figura 10 - Aplicação do sistema fotovoltaico para utilização da eletrocoagulação



Fonte: acervo próprio (2024).

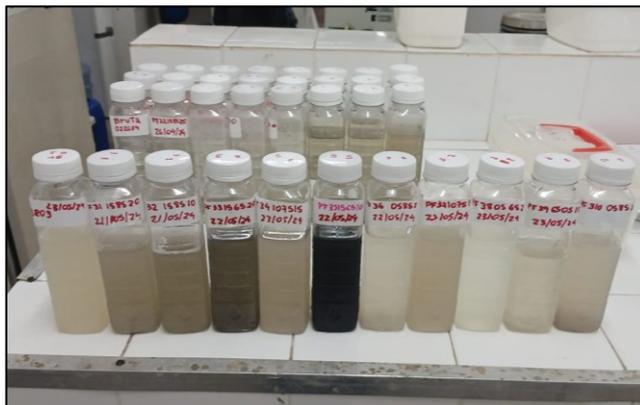
Figura 11 - Conexão e integração do multímetro com a bateria e placas para monitoramento de corrente no sistema fotovoltaico



Fonte: acervo próprio (2024).

Após a execução do procedimento, as amostras dos testes do terceiro planejamento fatorial foram homogeneizadas, como pode ser observado na Figura 12.

Figura 12 - Amostras dos testes do Planejamento Fatorial 3 homogeneizadas

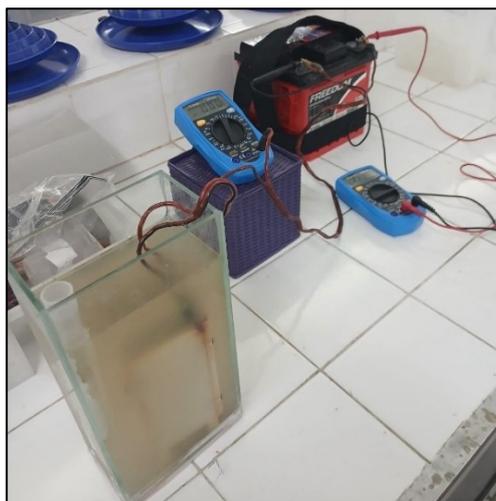


Fonte: acervo próprio (2024).

Além disso, vale ressaltar que as fotos das amostras não refletem exatamente a aparência pós-teste, pois foi necessário repetir as fotos devido à perda do acervo inicial dos três primeiros planejamentos. A cor escura é atribuída ao lodo presente na amostra tratada, onde o alumínio sofreu oxidação com o tempo.

Por fim, para repetir o procedimento do planejamento fatorial utilizando a bateria carregada com energia fotovoltaica (Figura 13) e confirmar se os resultados se replicariam ou poderiam ser replicados ou melhorados, foi realizado um quarto planejamento (Tabela 9) com um tempo maior de sedimentação.

Figura 13 - Sistema montado para início das testagens para o Planejamento Fatorial 4 com bateria conectada a dois multímetros para medição da amperagem e voltagem



Fonte: acervo próprio (2024).

Tabela 9 - Planejamento Fatorial 4 e as configurações iniciais estabelecidas

PLANEJAMENTO 4 Níveis	Configurações iniciais estabelecidas		
	pH	Espaçamento (cm)	Tempo (min)
-1	6,5	0,5	10
0	7,5	1,0	15
+1	8,5	1,5	20
Tempo de decantação			45
Fonte utilizada			Fotovoltaica

Fonte: elaboração própria (2024).

A Figura 14 representa o processo realizado para o armazenamento das amostras tratadas do planejamento fatorial 4. Devido aos seus aspectos diferenciados, foi necessário verificar inicialmente o pH imediatamente após colocar o efluente no reator, para garantir o valor adequado. Essa etapa é demonstrada na imagem pela primeira linha de pequenos béqueres dos três testes: 4-3, 4-5 e 4-9. Na segunda fileira, estão as amostras coletadas após a finalização do tempo de processo, e na terceira, a retirada do sobrenadante após o tempo de decantação estabelecido de 45 minutos. Esta última etapa serviu para confirmar a redução da Turbidez após o tempo de espera.

Figura 14 - Separação e armazenagem dos testes do Planejamento Fatorial 4



Fonte: acervo próprio (2024).

3.7. Eficiência do processo (Cor verdadeira, Turbidez e DQO)

A eficiência do processo foi avaliada considerando os parâmetros de Cor verdadeira, Turbidez e DQO, que são indicadores essenciais para determinar a qualidade final do efluente tratado. Para isso, foi aplicada a Equação 1 para calcular a eficiência:

$$\text{Eficiência(\%)} = \left[\frac{C_0 - C_e}{C_0} \right] * 100 \quad (1)$$

Em que: C_0 é a concentração inicial do parâmetro e C_e é a concentração final do parâmetro após o tratamento.

3.8. Influência do pH, espaçamento e tempo

Para analisar os fatores adotados no planejamento fatorial, ou seja, o nível de interferência que poderiam ter no processo, foi utilizado o gráfico de Pareto para determinar o nível de significância do pH, espaçamento entre eletrodos e tempo de processo na eletrocoagulação. As análises de caracterização do efluente tratado focaram na DQO, Cor verdadeira e Turbidez como principais variáveis, e o pH final, condutividade final e série de sólidos como variáveis secundárias, repetidas nas quatro rodadas de teste.

3.9. Análise do custo operacional dos sistemas convencional e fotovoltaico

O custo operacional elétrico (COE) do sistema elétrico utilizado no processo de eletrocoagulação pode ser calculado com base na quantidade de energia elétrica consumida (kWh/m³ do efluente tratado) e no preço da energia elétrica (PEE em R\$/kWh). De acordo com Módenes *et al.* (2017, p. 573), a fórmula utilizada para essa análise é dada pela Equação 2:

$$\text{COE} = \frac{V * i * t}{V_{\text{eff}}} * \text{PEE} \quad (2)$$

Em que: COE é dado em R\$/m³; V é a tensão aplicada em Volts; i é a intensidade de corrente em (A); V_{eff} é o volume efetivo total do efluente tratado (L); PEE é o custo da eletricidade industrial ou residencial (R\$/kWh) e t é o tempo de funcionamento em horas.

Crespilho e Resende (2004) *apud* Meneses *et al.* (2012) afirmam que a Lei de Faraday e o consumo de elétrons estão relacionados à quantidade total de substâncias reagentes. Na eletrocoagulação, isso se reflete diretamente no desgaste do eletrodo (corrosão) durante a geração do agente coagulante. A geração de alumínio em solução está diretamente ligada à carga, controlada pela corrente medida. Assim, a mesma monitorada por um multímetro é proporcional à quantidade de alumínio gerado em solução. Módenes *et al.* (2017, p. 573) também utilizaram essa relação para estimar o custo dos materiais (CM) em R\$/m³, levando em consideração a massa máxima possível do material teoricamente dissolvida pelo ânodo por m³ efluente, utilizando a Equação 3:

$$CM = \frac{i * t * M * PME}{n * F * V_{eff}} \quad (3)$$

Em que: PME é o preço do material de eletrodo (em R\$/g); M é a massa molar relativa do material do eletrodo (em g/mol); n é o número de elétrons envolvidos na reação de oxidação/redução; F é a constante de Faraday (96.500 C/mol); i é a intensidade da corrente elétrica (em A) e t é o tempo de eletrólise (em segundos).

Por fim, Módenes *et al.* (2017, p. 573) e Kobya *et al.* (2006) estabelecem que o custo operacional total (COT) pode ser obtido através do somatório do COE e CM, conforme a Equação 4:

$$COT = COE + CM \quad (4)$$

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Caracterização das amostras coletadas

As amostras brutas da Estação de tratamento de despejos industriais (ETDI) apresentaram instabilidade nos parâmetros analisados, dificultando a obtenção de características uniformes para o efluente. Essa variabilidade é atribuída aos fatores operacionais e à natureza dinâmica do processo industrial. A Tabela 10 mostra o resumo dos resultados dos parâmetros avaliados (condutividade, Cor verdadeira, DBO, DQO, pH inicial, série de sólidos e Turbidez), com base nas amostras coletadas no período de 18/12/2023 a 23/08/2024, sob diferentes condições experimentais, elas correspondem as caracterizações do efluente antes do tratamento, sendo a primeira utilizada nos testes preliminares, as quatro seguintes para os planejamentos fatoriais e a última para verificação da permanência da mudança das características evidenciadas pela a coleta 5. No que tange à análise da DBO, houve algumas intercorrências, como no terceiro planejamento fatorial, no qual a estimativa prévia da diluição foi subestimada, resultando em erro de leitura, uma vez que o teste respirométrico só consegue realizar a leitura de uma DBO até 2000 mg/l. Isso indicou que a DBO inicial era superior a este valor, diferentemente da encontrada nas duas primeiras amostras do planejamento 1 e 2.

Tabela 10 - Caracterização das amostras brutas utilizadas nos testes e planejamentos

Parâmetro	Data da coleta					
	Coleta 1 15/12/23	Coleta 2 29/02/24	Coleta 3 19/04/24	Coleta 4 17/05/24	Coleta 5 12/07/24	Coleta 6 23/08/24
Condutividade	855	1325	1108	1406	4010	2230
Cor verdadeira	937,54	887,42	1199,26	1657,184	665,573	1091,92
DBO	-	1232	1384	> 2000	940	1146
DQO	-	4706,95	2764,88	5366,47	2637,85	3106,06
pH inicial	7,13	6,45	5,67	5,79	12,23	11,77
Sólidos fixos (SF)	-	1309,2	2170	2538	1158	1172
Sólidos totais (ST)	-	2537,2	4352	4858	4506	2628
Sólidos voláteis (SV)	-	1228	2182	2320	3348	1456
Turbidez	945,33	-	1286	768,7	623	1022,3

Fonte: elaboração própria (2024).

Nas últimas duas coletas, foi possível perceber um aumento expressivo do pH das amostras, devido à adição de soda cáustica durante a limpeza e extravasamento da enchedora na ETDI. Isso não só alterou os níveis de pH, mas também mudou a coloração das amostras, interferindo nos resultados da caracterização físico-química do efluente. Essa variação reflete o comportamento rotineiro da estação e a composição do efluente gerado pela indústria em estudo.

4.2. Testes preliminares

Para a realização dos testes preliminares, buscou-se inicialmente conhecer as características base do efluente, tais como pH, condutividade, Turbidez e Cor verdadeira, conforme apresentado na Tabela 11. As análises realizadas mostraram um efluente muito turvo e colorido devido aos processos de produção de cervejas e refrigerantes. Já, a condutividade média encontrada foi proporcional à atividade de fabricação típica da indústria em questão.

Tabela 11 - Caracterização do efluente bruto coletado

Amostra / código	Data	pH inicial	Turbidez	Condutividade	Cor verdadeira
Coleta de ref. BRUTA 00	18/12/2023	7,13	945,33	855	937,54

Fonte: elaboração própria (2023).

Testes realizados com esse efluente, utilizando as configurações apresentadas na Tabela 12, mostraram uma redução expressiva da Turbidez, conforme mostrado na Figura 16. Essa redução melhorou a clarificação do efluente quando comparada com a Turbidez e coloração apresentadas no início (Figura 15).

Tabela 12 - Configuração e características dos testes preliminares

Fator		Amostra / código	Data	pH Final	Turbidez	Condutividade	Cor verdadeira
Espaçamento (cm)	Tempo (min)						
1	10	P-0110	19/12/2023	7,86	11,2	849	-
1	20	P-0120	19/12/2023	7,96	24	851	-
1,5	10	P-0210	19/12/2023	7,57	22	846	-
1,5	20	P-0220	19/12/2023	7,86	22	843	-

Fonte: elaboração própria (2023).

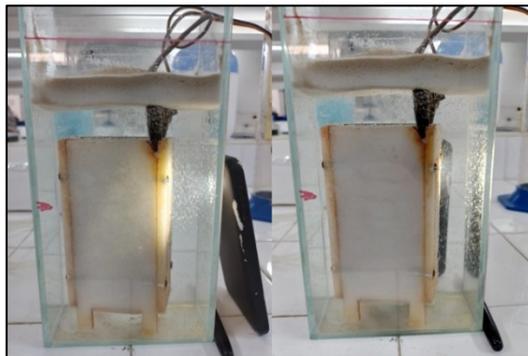
Figura 15 - Sistema convencional montado com reator cheio de efluente bruto



Fonte: acervo próprio (2023).

A Figura 16 mostra o resultado visual obtido com o espaçamento entre eletrodos de 1 cm, durante 20 minutos, utilizando o pH natural do efluente, ou seja 7,96 conforme mostrado na Tabela 12.

Figura 16 - Resultado da clarificação obtida no pós-processo de eletrocoagulação



Fonte: acervo próprio (2024).

Com base nesses resultados foi possível orientar as variáveis do primeiro planejamento, utilizando valores de pH próximos ao natural. A verificação dos resultados visuais com os espaçamentos pré-configurados e os tempos iniciais de teste permitiram a definição da faixa de tempo de processo.

4.3. Processo de eletrocoagulação

4.3.1. Caracterização das amostras tratadas (planejamento fatorial)

Na Tabela 13, estão os resultados das análises realizadas pós processo de eletrocoagulação, conforme os testes do Planejamento Fatorial 1. Foi observado, já na primeira análise, a diversidade das respostas obtidas no processo, além disso dentre as análises feitas para caracterização das amostras tratadas, não foi possível realizar o teste da DBO, devido à indisponibilidade de equipamentos no laboratório. Ao comparar os valores de saída com os de lançamento direto, conforme estabelecido pela CONAMA n° 430/2011, e considerando que não existem padrões determinados para efluentes pós-tratados na literatura, foi verificado que apenas o teste 1-4 no planejamento fatorial 1 apresenta um valor fora da faixa estabelecida pela Resolução citada (6 a 9) para o pH do efluente, considerando como se fosse de um lançamento direto.

Tabela 13 – Resultados das amostras pós-tratamento (coleta 2) no Planejamento Fatorial 1

Experimento	Resultados								
	DQO	DBO	Turbidez	Cor Verdadeira	ST	SF	SV	Condutividade	pH final
1-1	7760,49	-	985,67	156,26	2530,00	1144,00	1386,00	2050,00	7,20
1-2	8303,18	-	269,33	399,34	2730,00	1298,00	1432,00	2060,00	7,07
1-3	7206,95	-	118,00	17,26	2370,00	1032,00	1338,00	1780,00	9,32
1-4	7326,34	-	269,33	129,25	2258,00	1036,00	1222,00	2100,00	7,40
1-5	7753,26	-	393,00	121,54	2526,00	1116,00	1410,00	1700,00	7,15
1-6	7901,59	-	392,00	106,10	2446,00	1014,00	1432,00	1700,00	7,15
1-7	8592,62	-	378,67	217,99	2614,00	1140,00	1474,00	2070,00	7,18
1-8	2007,96	-	51,00	28,93	722,00	324,00	398,00	593,00	6,71
1-9	3939,94	-	930,67	121,54	934,00	512,00	422,00	585,00	6,68
1-10	3147,61	-	27,00	21,22	772,00	332,00	440,00	577,00	6,64
1-11	2159,91	-	53,67	52,08	730,00	262,00	468,00	585,00	6,66

Fonte: elaboração própria (2024).

Além disso, os 11 testes rodados apresentaram resultados visuais insatisfatórios. Isso indicou a necessidade de variar os parâmetros iniciais, focando no aumento do tempo de processo, enquanto manteve-se o pH e os espaçamentos constantes. A suposição era de que o tempo prolongado aumentaria a produção do coagulante *in situ*, resultando na maior remoção de poluentes.

Ao comparar os resultados do Planejamento Fatorial 2 (Tabela 14) com o primeiro, percebe-se que, apesar das diferenças operacionais (tempo de processo e ausência de decantação pós eletrocoagulação), no segundo teste obteve-se valores menores nas análises principais, indicando uma possível melhor resposta ao tratamento. No entanto, apresentou

valores mais elevados de condutividade final e altos valores na série de sólidos. A DBO foi calculada apenas para o teste com menor Turbidez, correspondendo a uma eficiência de 95% quando comparada a DBO bruta. Esse valor atende ao requisito da Resolução para lançamento em corpos hídricos CONAMA nº 430/11, que exige uma remoção de 60% da DBO de 5 dias.

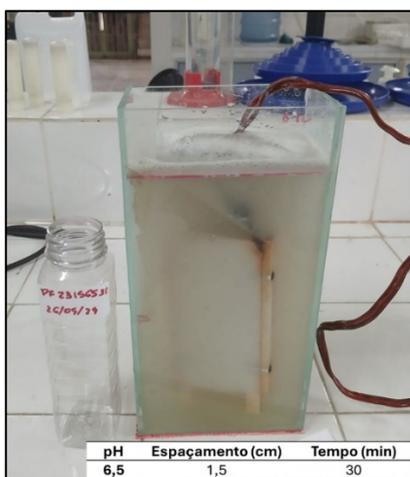
Tabela 14 – Resultados das amostras pós-tratamento (coleta 3) no Planejamento Fatorial 2

Experimento	Resultados								
	DQO	DBO	Turbidez	Cor Verdadeira	ST	SF	SV	Condutividade	pH final
2-1	2075,47	-	53,00	202,56	5566,00	1802,00	3764,00	2570,00	8,48
2-2	3225,69	-	351,00	310,60	5942,00	2078,00	3864,00	2510,00	7,21
2-3	1901,31	-	84,00	63,66	5758,00	1772,00	3986,00	2560,00	10,57
2-4	2398,40	-	65,00	94,52	5646,00	1808,00	3838,00	2570,00	9,33
2-5	2997,10	-	47,00	387,77	5922,00	1792,00	4130,00	2750,00	7,76
2-6	2358,49	-	48,00	171,70	5880,00	1718,00	4162,00	2780,00	8,46
2-7	2075,47	-	48,00	241,15	5926,00	1796,00	4130,00	2830,00	8,15
2-8	2322,21	-	21,00	90,67	4324,00	1662,00	2662,00	1559,00	7,22
2-9	3087,81	-	70,00	218,00	4486,00	1762,00	2724,00	1558,00	7,11
2-10	3171,26	64,00	19,00	13,50	4372,00	1546,00	2826,00	1678,00	7,30
2-11	3109,58	-	24,00	71,38	4450,00	1762,00	2688,00	1662,00	7,58

Fonte: elaboração própria (2024).

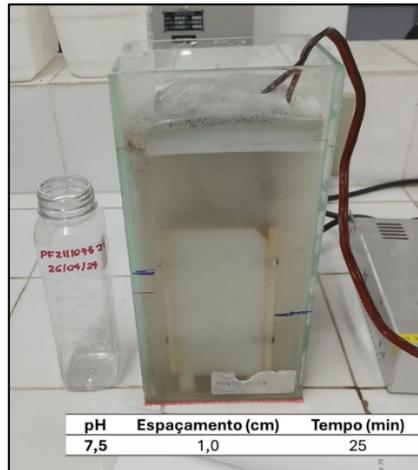
Tendo em vista o objetivo proposto, no Planejamento Fatorial 2 com fonte elétrica, como exemplificado, o tempo de sedimentação foi retirado para verificar se a remoção imediata pós-teste do reator reduziria a Turbidez, possivelmente causada pelo excesso de íons de alumínio na amostra, evitando assim a deposição dos flocos que teriam anteriormente flotado. As Figuras 17 e 18 mostram o funcionamento do reator durante os testes realizados.

Figura 17 – Funcionamento do reator no teste 2-3 do Planejamento Fatorial 2



Fonte: acervo próprio (2024).

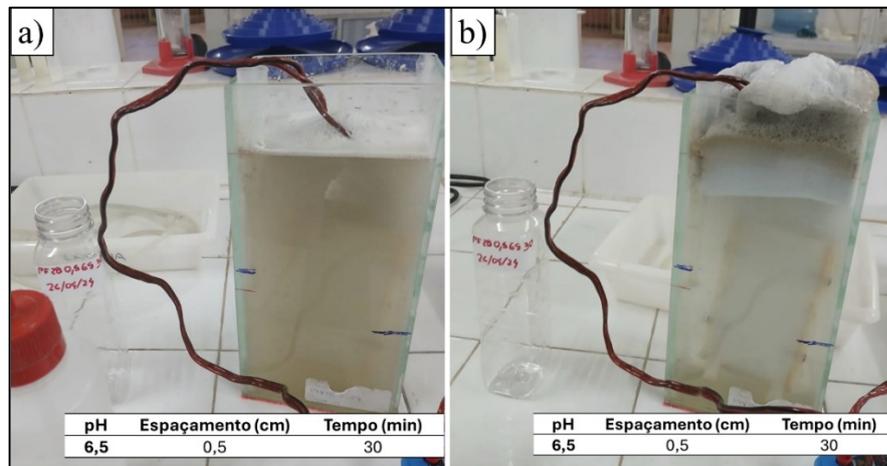
Figura 18 – Aplicação do processo de eletrocoagulação no teste 2-11 do Planejamento 2



Fonte: acervo próprio (2024).

A Figura 19 evidencia a característica óptica observada no início, sendo em (a) da utilização da eletrocoagulação no teste 2-8 (pH=6.5; Tempo de processo = 30 min; Espaçamento = 1,5mm) e pouco antes de o sistema ser desligado e em (b), demonstrando um efluente mais clarificado e com maior produção de lodo.

Figura 19 - Aplicação da eletrocoagulação: fases inicial e intermediária no teste 2-8



Fonte: acervo próprio (2024).

No Planejamento Fatorial 3, que utilizou a fonte fotovoltaica, demonstrou que apesar da diferença da fonte de alimentação, os valores obtidos foram semelhantes aos dos planejamentos anteriores, com redução da maioria dos parâmetros e aumento dos sólidos totais e da condutividade (Tabela 15). A DBO foi analisada tanto na amostra bruta quanto no teste 3-10 (pH = 6,5; Tempo de processo = 20min; Espaçamento = 0,5mm), que novamente apresentou o menor valor de Turbidez. No entanto, houve um erro de leitura devido a problemas técnicos causados por uma queda de energia, que zeraram o processo de leitura.

Tabela 15 – Resultados das amostras pós-tratamento (coleta 4) no Planejamento Fatorial 3

Experimento	Resultados								
	DQO	DBO	Turbidez	Cor Verdadeira	ST	SF	SV	Condutividade	pH final
3-1	4996,37	-	468,70	283,59	6280,00	2548,00	3732,00	2550,00	6,61
3-2	4248,91	-	681,30	268,16	7012,00	3184,00	3828,00	2590,00	7,75
3-3	3515,97	-	117,00	52,09	5734,00	2240,00	3494,00	2470,00	6,48
3-4	4466,62	-	436,70	248,87	6886,00	3090,00	3796,00	2480,00	6,70
3-5	4023,95	-	406,70	90,67	6546,00	3016,00	3530,00	2380,00	5,71
3-6	4495,65	-	388,70	777,47	5934,00	2534,00	3400,00	2300,00	5,80
3-7	4568,21	-	279,30	102,55	6666,00	3048,00	3618,00	2340,00	5,53
3-8	3385,34	-	165,70	453,36	6256,00	2420,00	3836,00	2520,00	6,47
3-9	4161,83	-	820,30	515,10	6744,00	2918,00	3826,00	2510,00	5,87
3-10	4176,34	-	18,40	94,53	5824,00	2412,00	3412,00	2400,00	6,35
3-11	4103,77	-	47,70	480,37	5426,00	1908,00	3518,00	2410,00	6,40

Fonte: elaboração própria (2024).

O quarto planejamento fatorial (Tabela 16), em comparação com os demais, apresentou resultados diferenciados devido às suas características iniciais alteradas, sendo elas, o pH básico, coloração amarelada, e menor Turbidez inicial. A DQO registrou uma redução significativa, enquanto a avaliação dos outros fatores não abordados neste estudo contribuíram para uma redução quase de 50% em relação ao valor inicial da amostra bruta. A Turbidez aumentou em alguns testes de forma não justificada, mas a variação entre os testes 4-10 (pH = 6,5; Tempo de processo = 20 min; Espaçamento = 0,5) ainda apresentou uma razoável redução, algo semelhante ao que ocorreu com a Cor verdadeira. A condutividade, por sua vez, apresentou uma queda em comparação com o valor inicial, um fenômeno não observado nos demais planejamentos, configurando uma singularidade em relação a esse efluente. Por fim, o pH nos primeiros quatro testes divergiu do estabelecido pela resolução CONAMA n° 430/2011.

Tabela 16 – Resultados das amostras pós-tratamento (coleta 5) no Planejamento Fatorial 4

Experimento	Resultados								
	DQO	DBO	Turbidez	Cor Verdadeira	ST	SF	SV	Condutividade	pH final
4-1	1678,01	-	216,33	1105,43	4308,00	1188,00	3120,00	3810,00	9,42
4-2	1453,37	-	1224,33	812,19	4194,00	1128,00	3066,00	3880,00	9,04
4-3	1803,95	474	774,33	322,18	3962,00	896,00	3066,00	3600,00	9,73
4-4	1150,44	675	241,67	1298,35	3784,00	1104,00	2680,00	3330,00	9,22
4-5	1609,94	-	1346,67	692,58	3896,00	868,00	3028,00	3780,00	7,99
4-6	1528,25	-	1389,00	1950,42	4000,00	940,00	3060,00	3780,00	7,96
4-7	1215,11	654	1471,33	2120,19	4008,00	904,00	3104,00	3760,00	8,57
4-8	1511,23	648	695,00	1402,52	3800,00	998,00	2802,00	3330,00	8,28
4-9	1272,97	-	774,33	1236,62	3586,00	946,00	2640,00	3290,00	7,51
4-10	1739,28	724	20,33	341,47	3682,00	894,00	2788,00	3660,00	8,71
4-11	1456,77	-	851,00	1904,12	4328,00	1630,00	2698,00	3270,00	7,61

Fonte: elaboração própria (2024).

4.3.2. Eficiência de remoção

Após a realização de todos os testes dos quatro planejamentos fatoriais, foram obtidos os seguintes resultados, expostos nas Tabelas 17 a 20, respectivamente para Cor Verdadeira, Turbidez e DQO. Utilizando a Equação 1, foram calculadas as eficiências de remoção dos poluentes para cada planejamento, permitindo uma comparação detalhada.

A eficiência na redução dos parâmetros analisados nos testes do Planejamento Fatorial 1 (Tabela 17), mostrou que o teste 1-8 (pH = 6,5; espaçamento = 1,5 cm; tempo = 20 min) obteve a melhor eficiência na redução de DQO, alcançando aproximadamente 58%. Apesar de não ter a maior eficiência em Cor verdadeira, é um dos melhores testes nesse aspecto. Infelizmente, devido à ausência de dados de Turbidez da amostra bruta, não foi possível comparar a eficiência. No entanto, observa-se que a menor Turbidez foi registrada no teste 1-10 (pH = 6,5, espaçamento = 0,5 cm e tempo = 20 min), mas o teste 1-8 também apresentou um dos menores valores de Turbidez encontrados.

Tabela 17 – Eficiência na redução de poluentes (Planejamento Fatorial 1)

Experimento	Fatores			Eficiência de redução/remoção (em %)		
	A (Tempo)	B (Espaçamento)	C (pH)	DQO	Turbidez	Cor Verdadeira
1-1	20	1,5	8,5	0,00%	-	82,39%
1-2	10	1,5	8,5	0,00%	-	55,00%
1-3	20	0,5	8,5	0,00%	-	98,06%
1-4	10	0,5	8,5	0,00%	-	85,44%
1-5	15	1,0	7,5	0,00%	-	86,30%
1-6	15	1,0	7,5	0,00%	-	88,04%
1-7	15	1,0	7,5	0,00%	-	75,44%
1-8	20	1,5	6,5	57,34%	-	96,74%
1-9	10	1,5	6,5	16,30%	-	86,30%
1-10	20	0,5	6,5	33,13%	-	97,61%
1-11	10	0,5	6,5	54,11%	-	94,13%

Fonte: elaboração própria (2024).

Todavia, o Planejamento Fatorial 2 (Tabela 18) apresenta resultados diferentes. Considerando as análises em conjunto, a configuração utilizada no teste 2-3 (pH = 8,5; espaçamento = 0,5 cm; tempo = 30 min) mostrou eficiência satisfatória nas três análises, com a maior redução de DQO, de Turbidez e Cor verdadeira. Por outro lado, ao observar as análises isoladamente, o teste 2-10 (pH = 6,5; espaçamento = 0,5 cm; tempo = 30 min) apresentou os maiores valores de eficiência, alcançando quase 99% de diminuição de Turbidez e cor. No entanto, esse processo resultou em um aumento da DQO.

Tabela 18 - Eficiência na redução de poluentes (Planejamento Fatorial 2)

Experimento	Fatores			Eficiência de redução/remoção (em %)		
	A (Tempo)	B (Espaçamento)	C (pH)	DQO	Turbidez	Cor Verdadeira
2-1	30	1,5	8,5	24,93%	95,88%	83,11%
2-2	20	1,5	8,5	0,00%	72,71%	74,10%
2-3	30	0,5	8,5	31,23%	93,47%	94,69%
2-4	20	0,5	8,5	13,25%	94,95%	92,12%
2-5	25	1,0	7,5	0,00%	96,35%	67,67%
2-6	25	1,0	7,5	14,70%	96,27%	85,68%
2-7	25	1,0	7,5	24,93%	96,27%	79,89%
2-8	30	1,5	6,5	16,01%	98,37%	92,44%
2-9	20	1,5	6,5	0,00%	94,56%	81,82%
2-10	30	0,5	6,5	0,00%	98,52%	98,87%
2-11	20	0,5	6,5	0,00%	98,13%	94,05%

Fonte: elaboração própria (2024).

De modo semelhante, no Planejamento Fatorial 3 (Tabela 19) obteve-se no teste 3-8 (pH = 6,5; espaçamento = 1,5 cm; tempo = 20 min) a maior redução de DQO. No entanto, a eficiência dos outros dois parâmetros são insuficientes, com uma eficiência de 72%. Considerando os três fatores conjuntamente, o teste 3-3 (pH = 8,5; espaçamento = 0,5 cm; tempo = 20 min) se mostra como uma opção viável. Contudo, desconsiderando a DQO, o teste 3-10 (pH = 6,5; espaçamento = 0,5 cm; tempo = 20 min) apresenta a maior redução de Turbidez e uma das maiores eficiências na remoção de Cor verdadeira.

Tabela 19 - Eficiência na redução de poluentes (Planejamento Fatorial 3)

Experimento	Fatores			Eficiência de redução/remoção (em %)		
	A (Tempo)	B (Espaçamento)	C (pH)	DQO	Turbidez	Cor Verdadeira
3-1	20	1,5	8,5	6,90%	39,03%	82,89%
3-2	10	1,5	8,5	20,82%	11,37%	83,82%
3-3	20	0,5	8,5	34,48%	84,78%	96,86%
3-4	10	0,5	8,5	16,77%	43,19%	84,98%
3-5	15	1,0	7,5	25,02%	47,09%	94,53%
3-6	15	1,0	7,5	16,23%	49,43%	53,09%
3-7	15	1,0	7,5	14,87%	63,67%	93,81%
3-8	20	1,5	6,5	36,92%	78,44%	72,64%
3-9	10	1,5	6,5	22,45%	0,00%	68,92%
3-10	20	0,5	6,5	22,18%	97,61%	94,30%
3-11	10	0,5	6,5	23,53%	93,79%	71,01%
Tempo de sedimentação				30 minutos		

Fonte: elaboração própria (2024).

Em contrapartida, o Planejamento Fatorial 4 (Tabela 20) apresentou resultados divergentes dos demais, principalmente devido à adição de soda cáustica, que alterou as características do efluente. De maneira inusitada, a configuração utilizada no teste 4-4 (pH = 8,5; espaçamento = 1,5 cm; tempo = 20 min) teve a maior remoção de DQO, seguido pelos testes 4-7 e 4-9. Em relação à Turbidez, o teste 4-10 apresentou o melhor resultado e foi o segundo melhor na redução de Cor verdadeira. Apesar da DQO estar na faixa de 30%, esta configuração, ao considerar os três parâmetros conjuntamente, apresentou resultados satisfatórios, enquanto os demais testes mostraram um aumento considerável em algum dos parâmetros.

Tabela 20 - Eficiência na redução de poluentes (Planejamento Fatorial 4)

Experimento	Fatores			Eficiência de redução/remoção (em %)		
	A (Tempo)	B (Espaçamento)	C (pH)	DQO	Turbidez	Cor Verdadeira
4-1	20	1,5	8,5	36,39%	65,28%	0,00%
4-2	10	1,5	8,5	44,90%	0,00%	0,00%
4-3	20	0,5	8,5	31,61%	0,00%	51,59%
4-4	10	0,5	8,5	56,39%	61,21%	0,00%
4-5	15	1,0	7,5	38,97%	0,00%	0,00%
4-6	15	1,0	7,5	42,06%	0,00%	0,00%
4-7	15	1,0	7,5	53,94%	0,00%	0,00%
4-8	20	1,5	6,5	42,71%	0,00%	0,00%
4-9	10	1,5	6,5	51,74%	0,00%	0,00%
4-10	20	0,5	6,5	34,06%	96,74%	48,70%
4-11	10	0,5	6,5	44,77%	0,00%	0,00%
Tempo de sedimentação				45 minutos		

Fonte: elaboração própria (2024).

4.4. Interferência do pH, espaçamento entre eletrodos e tempo de processo

4.4.1. Análises principais (Cor verdadeira, Turbidez e DQO)

4.4.1.1. Cor verdadeira

Ao analisar os valores de redução de Cor verdadeira nos planejamentos fatoriais apresentados nas Tabelas de 13 a 16, os gráficos de Pareto apresentam-se como uma ferramenta estatística indicadora dos fatores que tiveram interferência significativa nos resultados.

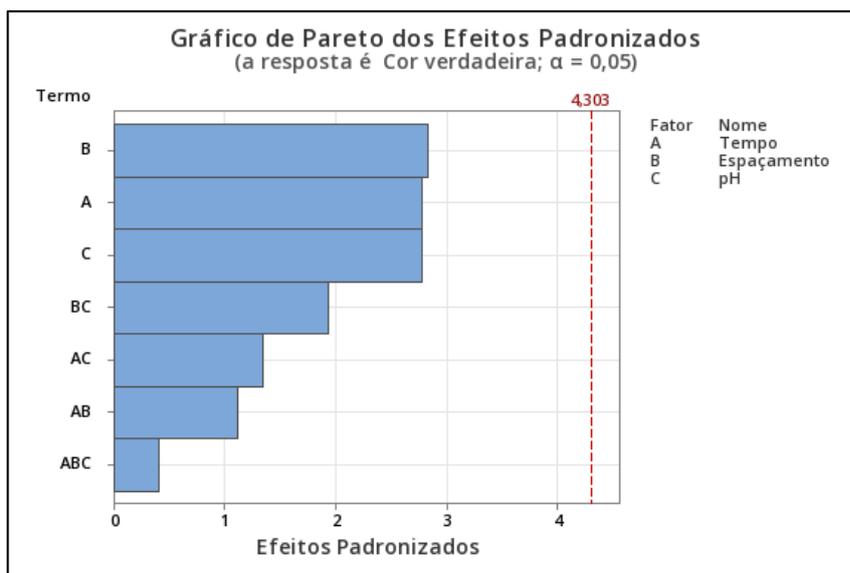
Os Gráficos de 1 a 4, respectivamente, mostram que, entre os parâmetros designados para o planejamento fatorial (pH, espaçamento entre eletrodos e tempo de processo), nenhum deles foi significativo para os resultados das análises de Cor verdadeira no efluente analisado.

As linhas de significância ficaram distantes das barras do gráfico, indicando que outros fatores, não evidenciados neste trabalho, influenciaram os valores resultantes.

No entanto, a redução de Cor verdadeira observada no processo também foi constatada por outros estudos como por Bener *et al.* (2019, p. 50), no qual aplicou a eletrocoagulação em efluente residual têxtil, obtendo cerca de 90% de eficiência na remoção. Da mesma forma, Meas *et al.* (2010, p. 8168) aplicaram a eletrocoagulação em escala industrial no tratamento de efluente contaminado por um líquido penetrante fluorescente usado para testes não destrutivos de peças na indústria aeronáutica e obteve também quase 100% de remoção na cor.

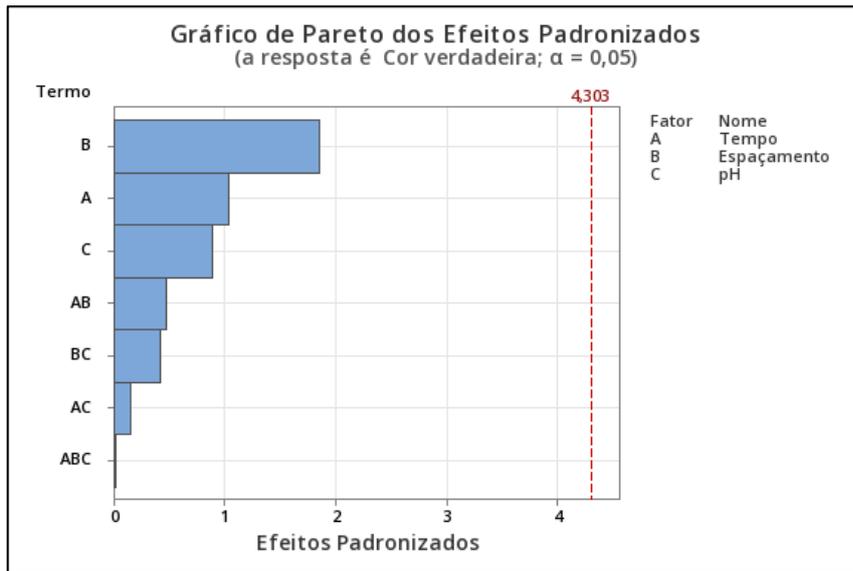
Em relação ao Planejamento Fatorial 1 (Gráfico 1), a eficiência de remoção variou de 55,00% a 98,06% para a Cor verdadeira. O teste 1-3 se destacou com 98,06% de remoção, mas, de acordo com os fatores analisados, não foi possível determinar qual deles exerce maior influência na redução da Cor verdadeira.

Gráfico 1 - Relação de Fatores com a Cor Verdadeira (Planejamento Fatorial 1)



Enquanto no Planejamento Fatorial 2 (Gráfico 2), as reduções variaram de 67,67% a 98,87%. O teste 2-10 foi o mais eficaz, apresentando uma remoção de 98,87%.

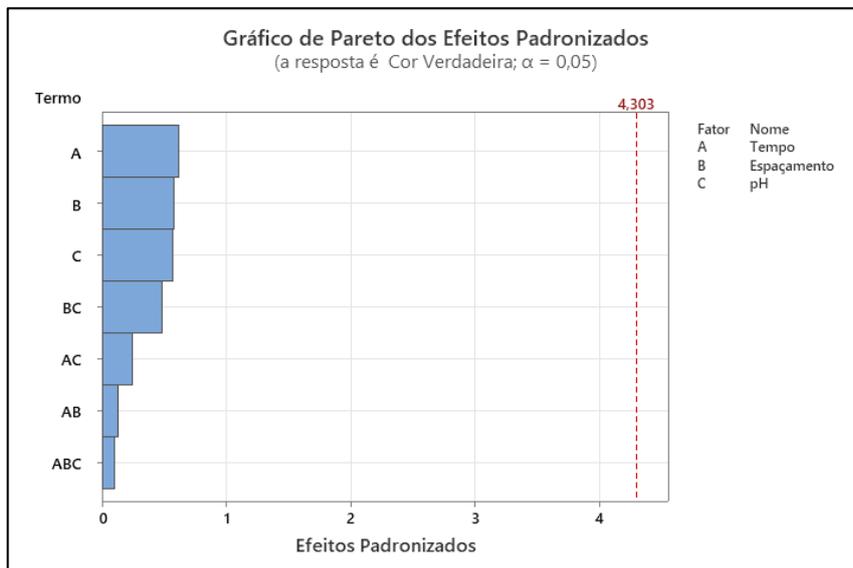
Gráfico 2 - Relação de Fatores com a Cor Verdadeira (Planejamento Fatorial 2)



Fonte: elaboração própria (2024).

No Planejamento Fatorial 3 (Gráfico 3), as remoções variaram de 53,09% a 96,86%, com o teste 3-3 alcançando 96,86% de remoção.

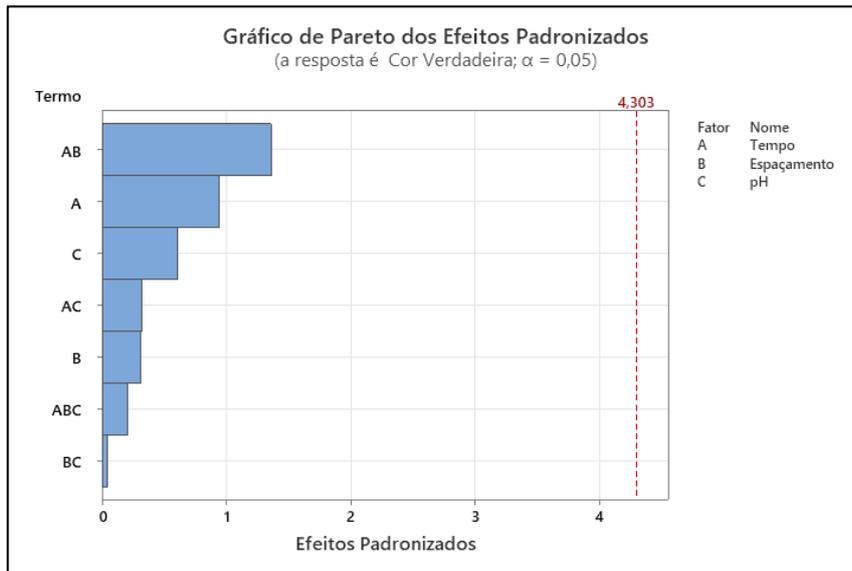
Gráfico 3 - Relação de Fatores com a Cor Verdadeira (Planejamento Fatorial 3)



Fonte: elaboração própria (2024).

O Planejamento Fatorial 4 (Gráfico 4) apresentou valores variados e, em muitos casos, negativos. A remoção variou de -218,55% a 51,59%. Isso indica que os parâmetros do planejamento não foram adequados para a redução de Cor verdadeira, e possivelmente outros fatores não investigados influenciaram negativamente os resultados.

Gráfico 4 - Relação de Fatores com a Cor Verdadeira (Planejamento Fatorial 4)

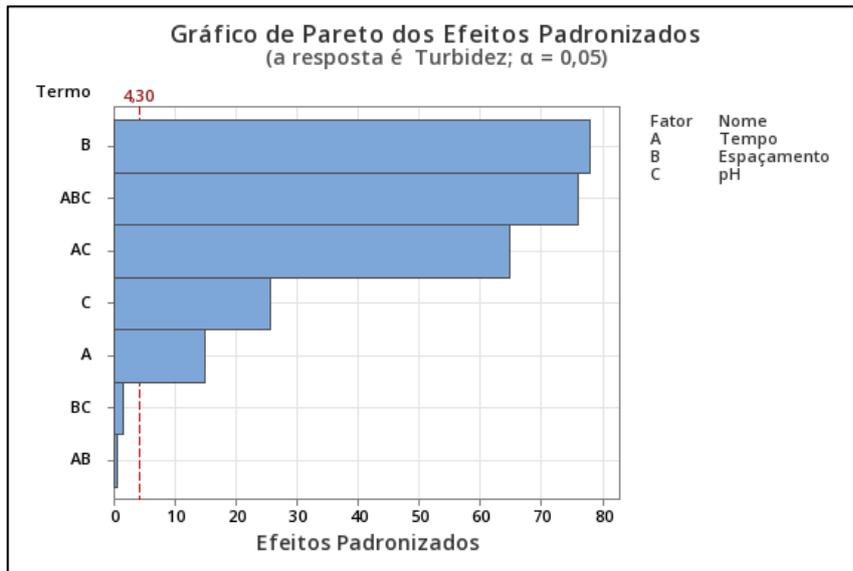


4.4.1.2. Turbidez

Ao contrário da análise de Cor verdadeira, a Turbidez foi fortemente influenciada pelo pH, espaçamento e tempo. Isso se deve à produção de coagulantes, que está diretamente ligada aos três fatores principais do planejamento.

De acordo com o Planejamento Fatorial 1 (Gráfico 5), o fator primário foi o espaçamento. Quanto menor o espaçamento, maior é o campo elétrico, a velocidade de reação e a dispersão do coagulante, aumentando a eficácia do processo. Além disso, os três fatores em conjunto também apresentaram uma influência significativa.

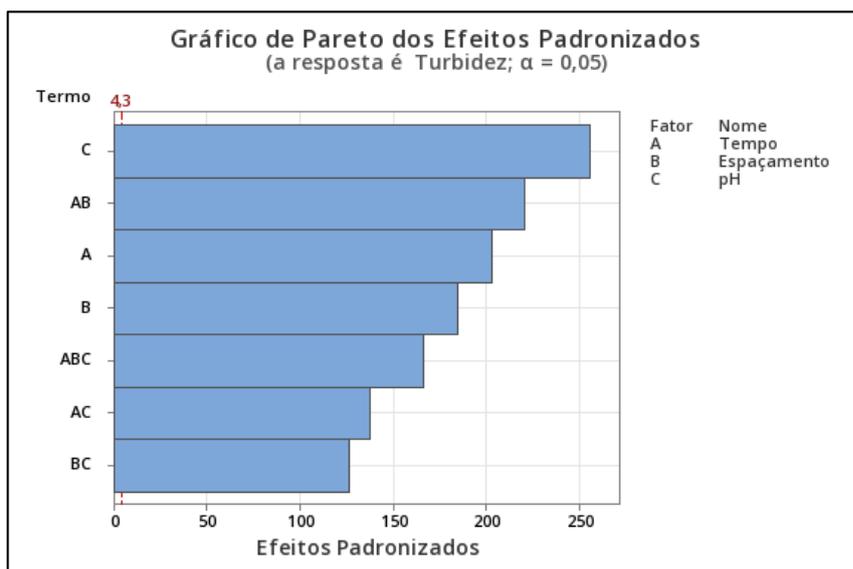
Gráfico 5 - Relação de Fatores com a Turbidez (Planejamento Fatorial 1)



Fonte: elaboração própria (2024).

No entanto, de forma análoga ao primeiro, no Planejamento Fatorial 2 (Gráfico 6) o pH foi o fator determinante. Devido ao pH inicial da amostra, o processo teve suas eficiências modificadas, sendo um fator importante para a agregação dos flocos na eletrocoagulação. Isso também foi evidenciado por Meneses *et al.* (2012) no qual verificaram que, para a formação dos hidróxidos responsáveis pela remoção de poluentes no caso do alumínio, necessita-se de uma faixa de pH de 5 a 9. Essa faixa é um gatilho indutor do ataque químico ao cátodo, devido à evolução do hidrogênio, induzindo uma maior liberação de alumínio pelos anodos. Além disso, os três fatores em conjunto também apresentaram uma influência significativa.

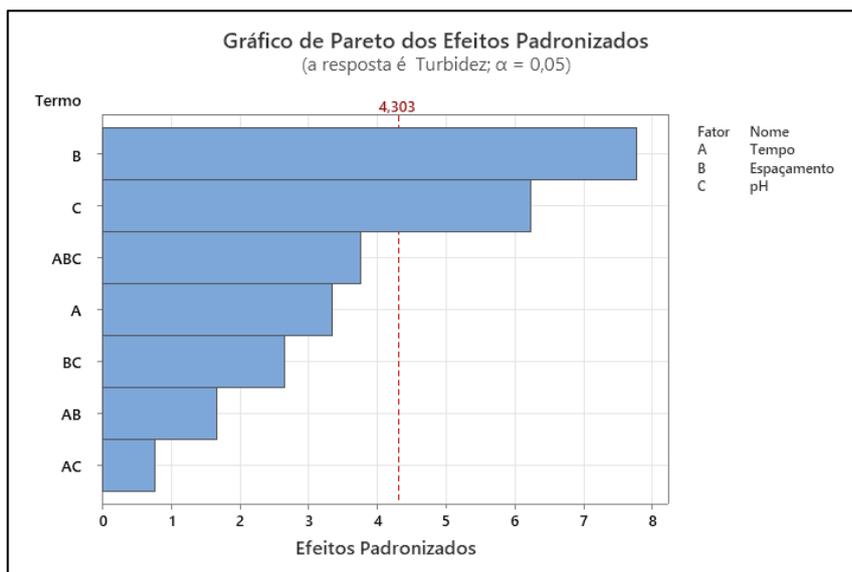
Gráfico 6 - Relação de Fatores com a Turbidez (Planejamento Fatorial 2)



Fonte: elaboração própria (2024).

No Planejamento Fatorial 3 (Gráfico 7), o espaçamento entre eletrodos foi identificado como o fator mais relevante para a obtenção dos dados de Turbidez. No entanto, assim como no Planejamento Fatorial 2, o pH também teve uma influência significativa na redução da Turbidez.

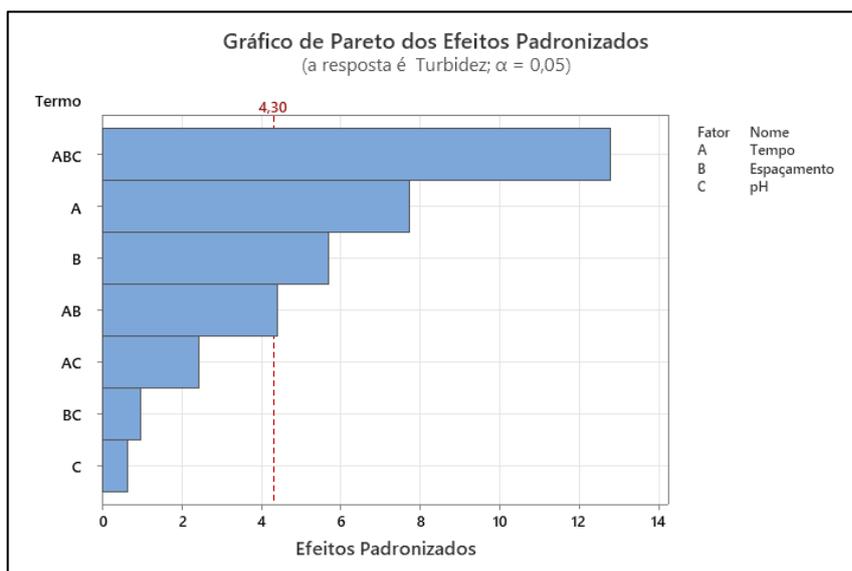
Gráfico 7 - Relação de Fatores com a Turbidez (Planejamento Fatorial 3)



Fonte: elaboração própria (2024).

Apesar das divergências nas condições do Planejamento Fatorial 4 (Gráfico 8), a influência conjunta dos três parâmetros mostrou-se relevante para os resultados. O tempo destacou-se como a segunda maior influência, seguido pelo espaçamento e, por fim, pela interação entre tempo e espaçamento.

Gráfico 8 - Relação de Fatores com a Turbidez (Planejamento Fatorial 4)



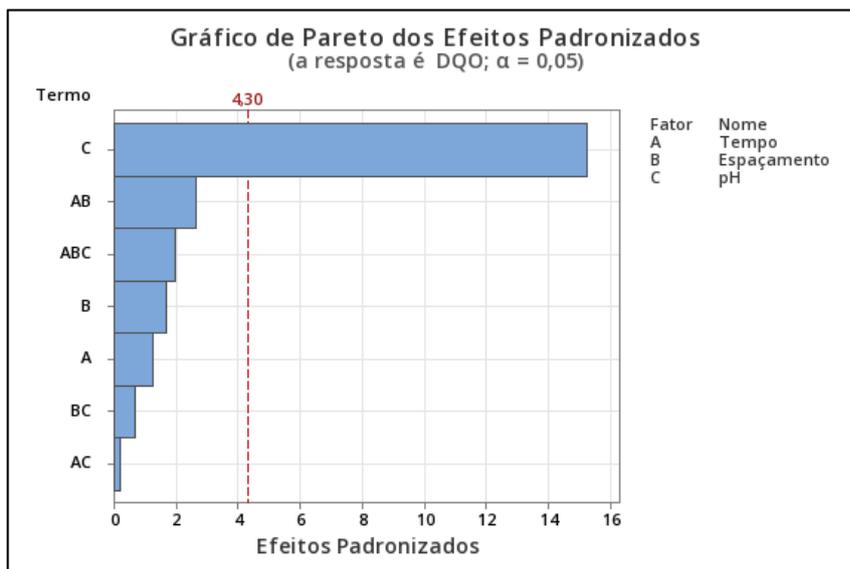
Fonte: elaboração própria (2024).

4.4.1.3. DQO

A DQO mostrou-se um parâmetro delicado, obtendo resultados insatisfatórios, porém coerentes com o tipo de efluente utilizado. Os resultados se aproximam dos encontrados por Carmo (2018), que reportou uma eficiência de 58,85% em efluente proveniente de aterro sanitário após 60 minutos de tratamento, apesar da predominância biológica da amostra. Similarmente, Rissardo *et al.* (2019) observaram uma eficiência de 60% para um efluente de cervejaria com 45 minutos de tratamento.

Ao analisar os fatores mais influentes no processo do Planejamento Fatorial 1 (Gráfico 9), observou-se que o pH da amostra é um fator que apresenta uma alta sensibilidade para os resultados. Os demais fatores não alcançaram a linha de significância.

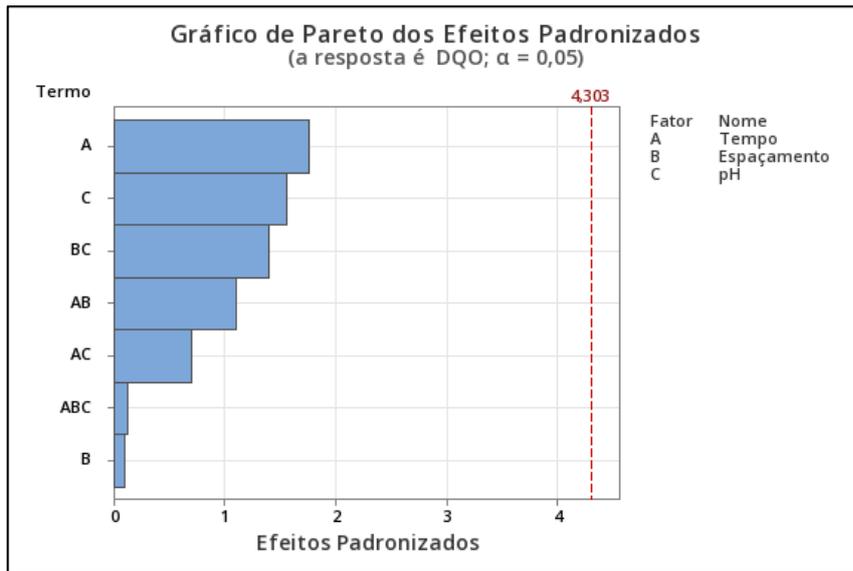
Gráfico 9 - Resultado da relação de fatores com a DQO no Planejamento Fatorial 1



Fonte: elaboração própria (2024).

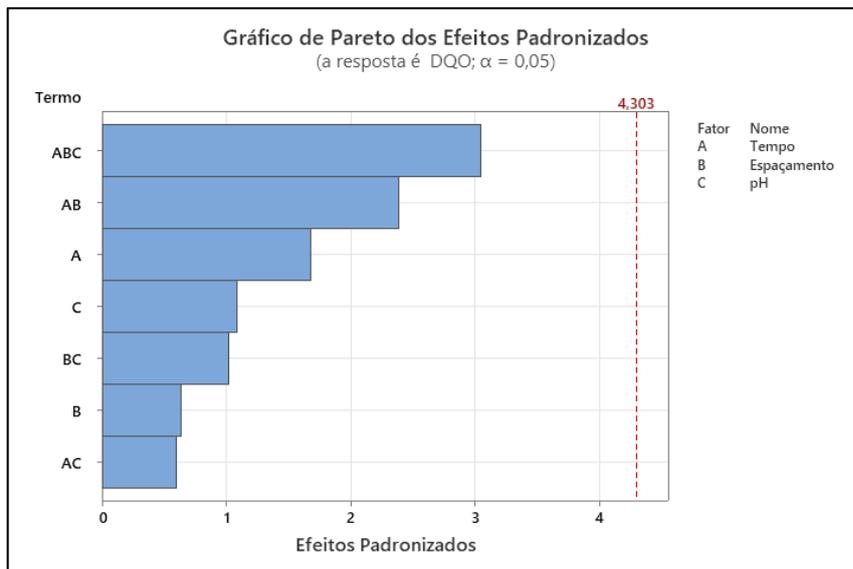
Por outro lado, nos Planejamentos Fatoriais 2, 3 e 4, observou-se que nenhum dos fatores utilizados foi determinante para a obtenção dos resultados, pois nenhum dos fatores alcançou o nível de significância, conforme os Gráficos de 10 a 12.

Gráfico 10 - Resultado da relação de fatores com a DQO no Planejamento Fatorial 2



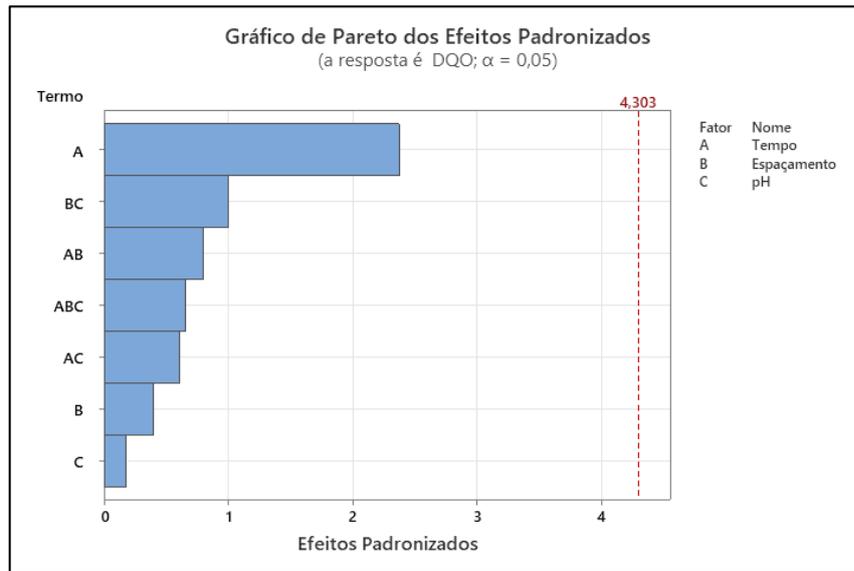
Fonte: elaboração própria (2024).

Gráfico 11 - Resultado da relação de fatores com a DQO no Planejamento Fatorial 3



Fonte: elaboração própria (2024).

Gráfico 12 - Resultado da relação de fatores com a DQO no Planejamento Fatorial 4



4.4.2. Análises secundárias (pH final, Condutividade, Série de sólidos)

4.4.2.1. pH Final

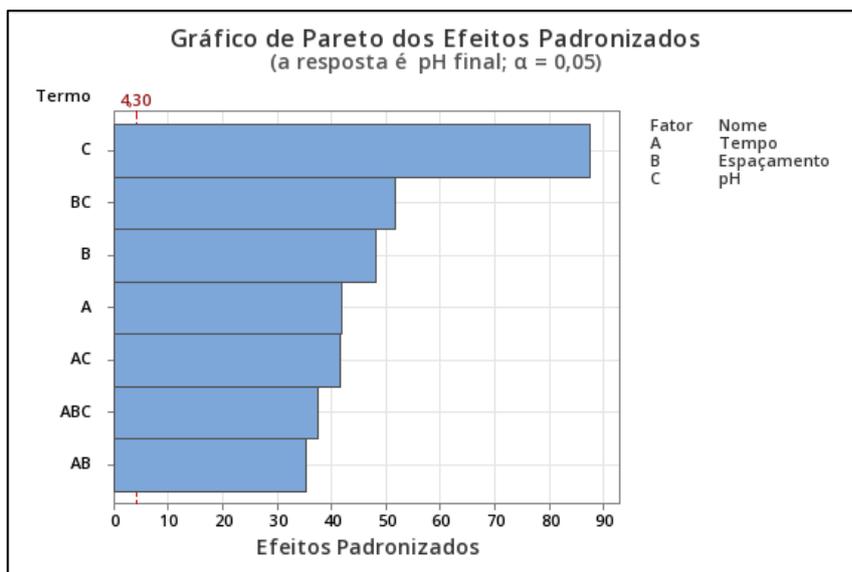
O pH final do processo de eletrocoagulação depende completamente do pH inicial, mostrando uma susceptibilidade às condições estabelecidas conforme apresentado nos gráficos de Pareto a seguir. Durante a eletrocoagulação, a produção de hidrogênio e alumínio aumenta o pH devido à eletrólise no cátodo e ânodo, conforme observado por Fikri *et al.* (2023, p. 1165). No cátodo, há uma reação de redução que forma H_2 e OH^- , enquanto no ânodo, o pH da água residual aumenta.

Embora não existam estudos específicos sobre o tratamento deste tipo de efluente, outros autores, como Meneses *et al.* (2012, p. 237) e Mouedhen *et al.* (2008, p. 129), relataram o uso da eletrocoagulação para tratar diferentes águas residuárias, atribuindo o aumento do pH à evolução do hidrogênio no cátodo.

Koby, Can e Bayramoglu (2003, p. 168) também observaram que o pH final é maior para pH inicial < 8 , diminuindo quando o pH inicial é > 8 . Este fenômeno indica uma capacidade de tamponamento de pH, especialmente em meios alcalinos, um efeito também reportado por Meneses *et al.* (2012, p. 237) e Mouedhen *et al.* (2008, p. 129). Além disso, esses estudos mostram que para pH < 6 , a remoção de Turbidez é alta, mas diminui para pH inicial > 8 .

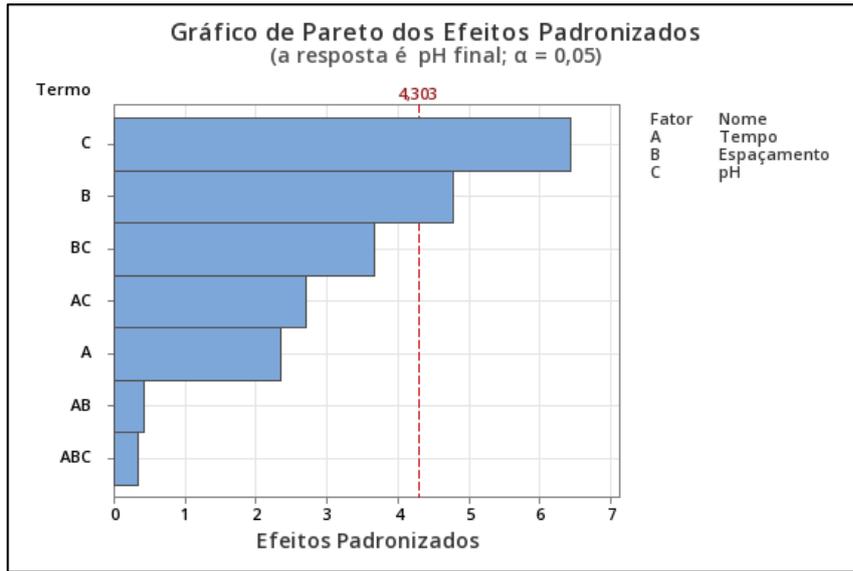
No Planejamento Fatorial 1 (Gráfico 13), observa-se que o pH final é fortemente influenciado pelo pH inicial da amostra. Além disso, as relações entre espaçamento e pH, assim como o espaçamento em si, demonstram uma influência significativa. Portanto, todos os fatores avaliados desempenharam um papel crítico na obtenção do resultado.

Gráfico 13 - Relação de Fatores com o pH Final (Planejamento Fatorial 1)



De forma semelhante ao Planejamento Fatorial 1, o Planejamento Fatorial 2 (Gráfico 14) teve o pH inicial como principal fator. Por outro lado, o espaçamento foi o segundo fator mais influente, enquanto os demais parâmetros não tiveram significância na obtenção da resposta do processo. Provavelmente, o espaçamento atua no aumento da produção de íons na forma de hidróxidos, os quais podem elevar o pH.

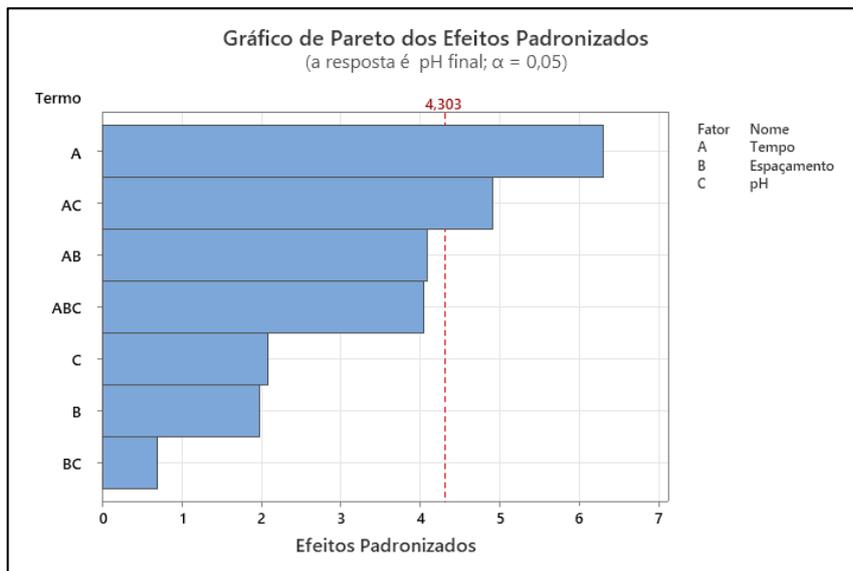
Gráfico 14 - Relação de Fatores com o pH Final (Planejamento Fatorial 2)



Fonte: elaboração própria (2024).

No entanto, o Planejamento Fatorial 3 (Gráfico 15) contrapõe os resultados dos demais ao trazer o tempo e a relação pH x tempo como os fatores de maior significância.

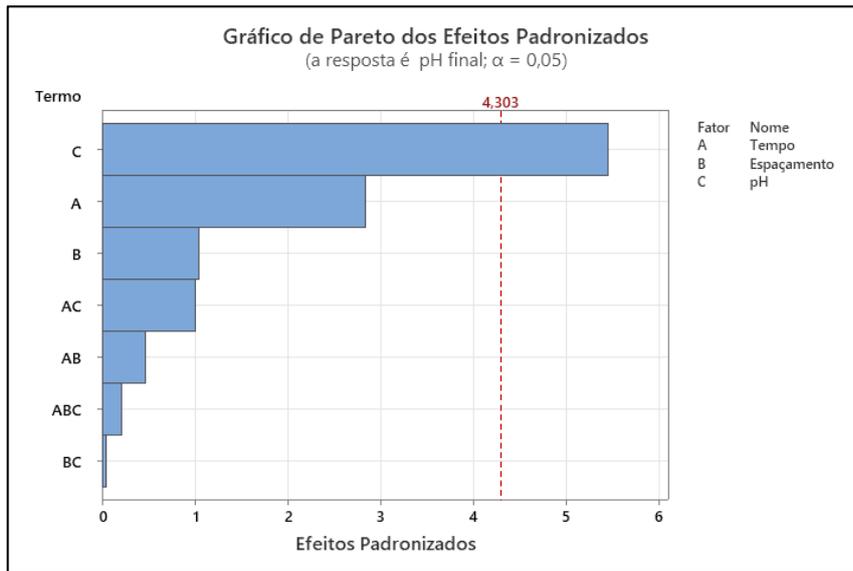
Gráfico 15 - Relação de Fatores com o pH Final (Planejamento Fatorial 3)



Fonte: elaboração própria (2024).

Por fim, o Planejamento Fatorial 4 (Gráfico 16) segue a tendência do primeiro e segundo planejamento, apresentando o pH inicial como o fator mais relevante. É importante relembrar que as características iniciais do quarto planejamento em relação ao pH eram únicas devido ao seu caráter básico. Para obter os valores iniciais desejados, foi necessária a adição de reagentes para ajustar o pH ao planejamento, uma interferência que não pôde ser detalhada neste trabalho, mas que pode ter contribuído para o resultado.

Gráfico 16 - Relação de Fatores com o pH Final (Planejamento Fatorial 4)

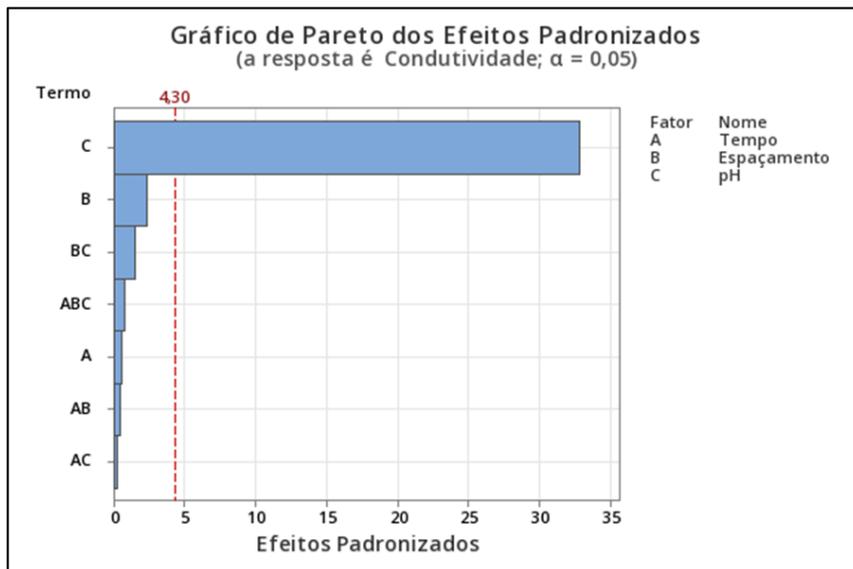


Fonte: elaboração própria (2024).

4.4.2.2. Condutividade

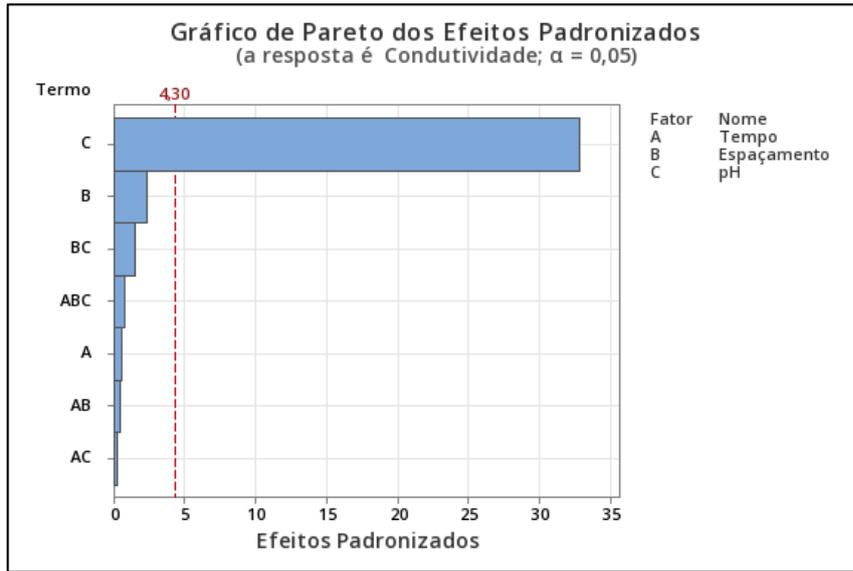
Em relação à variável resposta condutividade, verificou-se que, nos Planejamentos Fatoriais 1 (Gráfico 17) e 2 (Gráfico 18), o fator mais interferente nos resultados encontrados foi o pH, enquanto os demais fatores não foram significativos para a aplicação da eletrocoagulação.

Gráfico 17 - Relação de fatores com a Condutividade (Planejamento Fatorial 1)



Fonte: elaboração própria (2024).

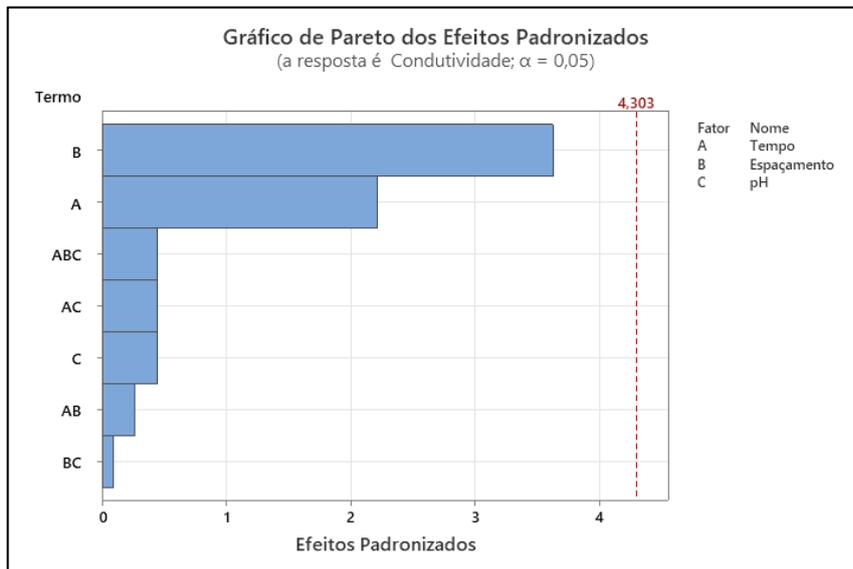
Gráfico 18 - Relação de fatores com a Condutividade (Planejamento Fatorial 2)



Fonte: elaboração própria (2024).

No Planejamento Fatorial 3 (Gráfico 19), nenhum dos fatores evidenciados foi significativo para os resultados encontrados. No entanto, as relações de espaçamento e tempo mostraram-se próximas do nível de significância.

Gráfico 19 - Relação de fatores com a Condutividade (Planejamento Fatorial 3)



Fonte: elaboração própria (2024).

Assim como destacado pelas outras análises, o Planejamento Fatorial 4 (Gráfico 20) apresentou uma resposta contrária aos demais, mostrando dependência dos três fatores para a obtenção de resultados. A relação pH x tempo foi a que apresentou maior significância.

Gráfico 20 - Relação de fatores com a Condutividade (Planejamento Fatorial 4)



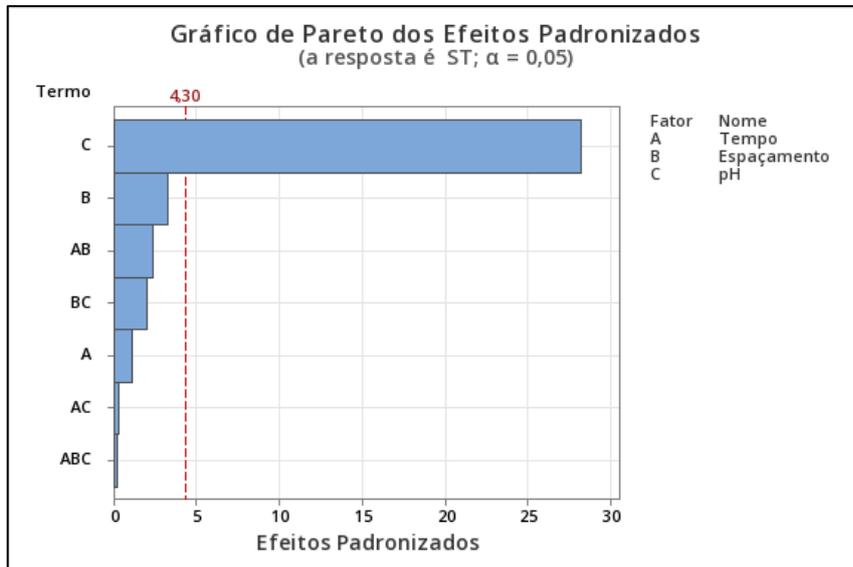
Fonte: elaboração própria (2024).

4.4.2.3. Série de sólidos

Apesar das análises não satisfatórias encontradas na série de sólidos, que indicam a presença de muitas impurezas no efluente e baixo potencial de redução, os gráficos a seguir mostram a probabilidade de os fatores destacados terem influenciado esses resultados.

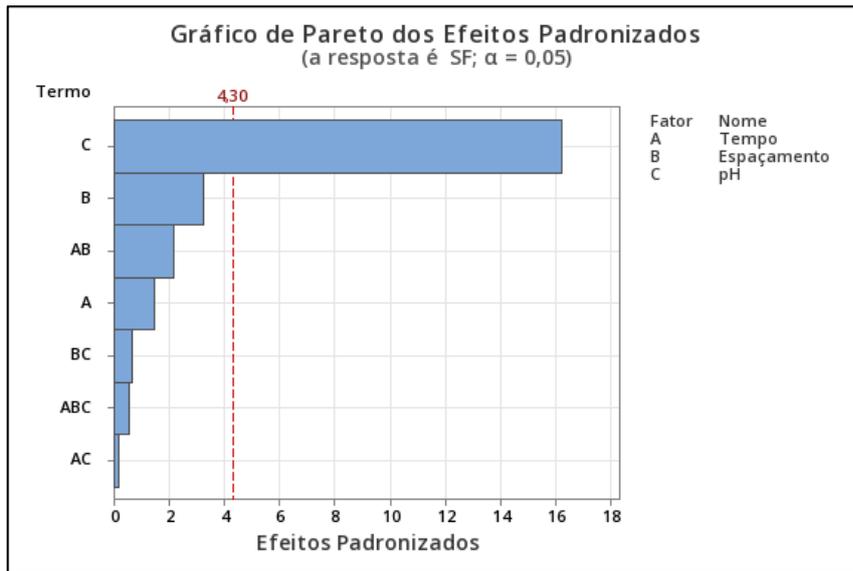
No Planejamento Fatorial 1, o pH foi o fator que mais influenciou nos resultados obtidos para os sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV), conforme os Gráficos 21, 22 e 23, respectivamente.

Gráfico 21 - Relação de fatores com os ST (Planejamento Fatorial 1)



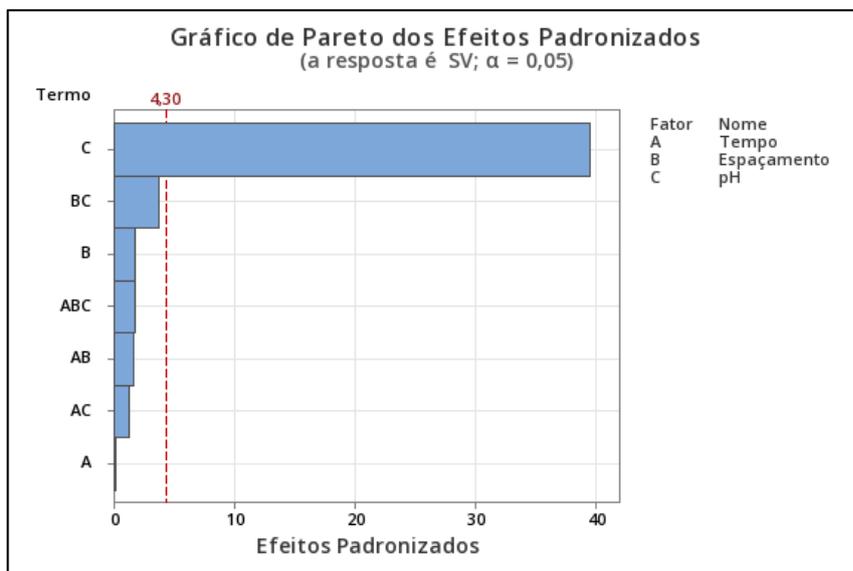
Fonte: elaboração própria (2024).

Gráfico 22 - Relação de fatores com os SF (Planejamento Fatorial 1)



Fonte: elaboração própria (2024).

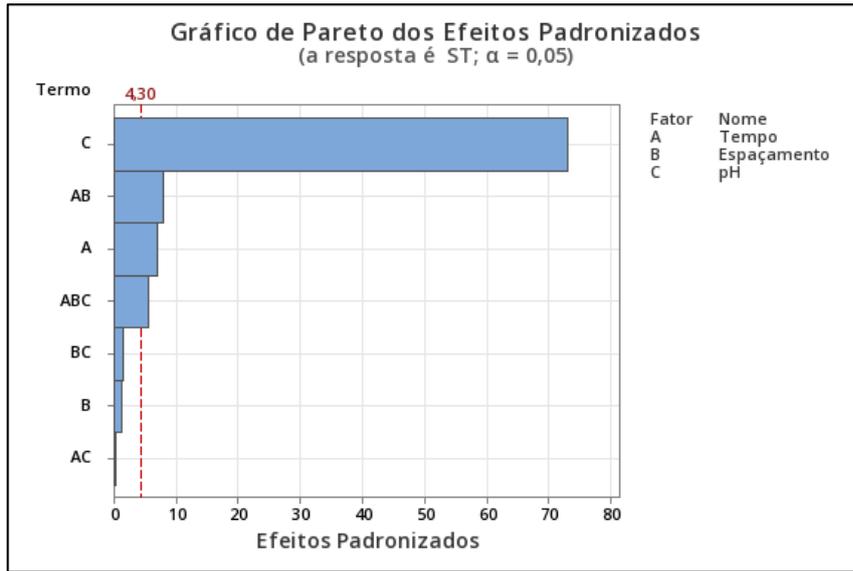
Gráfico 23 - Relação de fatores com os SV (Planejamento Fatorial 1)



Fonte: elaboração própria (2024).

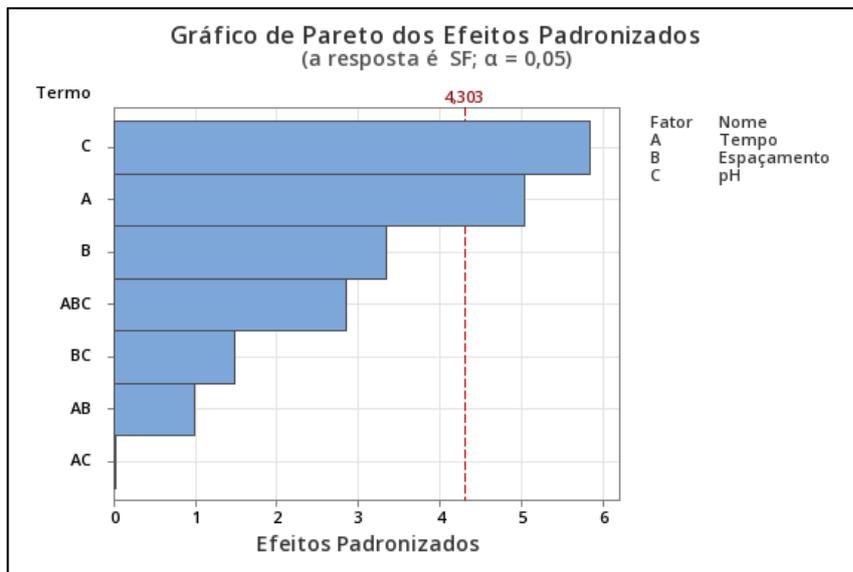
No Planejamento Fatorial 2 (Gráficos 24, 25 e 26), a interferência nos Sólidos totais (ST) foi observada com os três fatores, com o pH sendo mais significativo do que a relação Tempo x Espaçamento. Os Sólidos fixos (SF) apresentaram pH e tempo com valores que ultrapassaram a linha de significância. O mesmo ocorreu com os Sólidos voláteis (SV).

Gráfico 24 - Relação de fatores com os ST (Planejamento Fatorial 2)



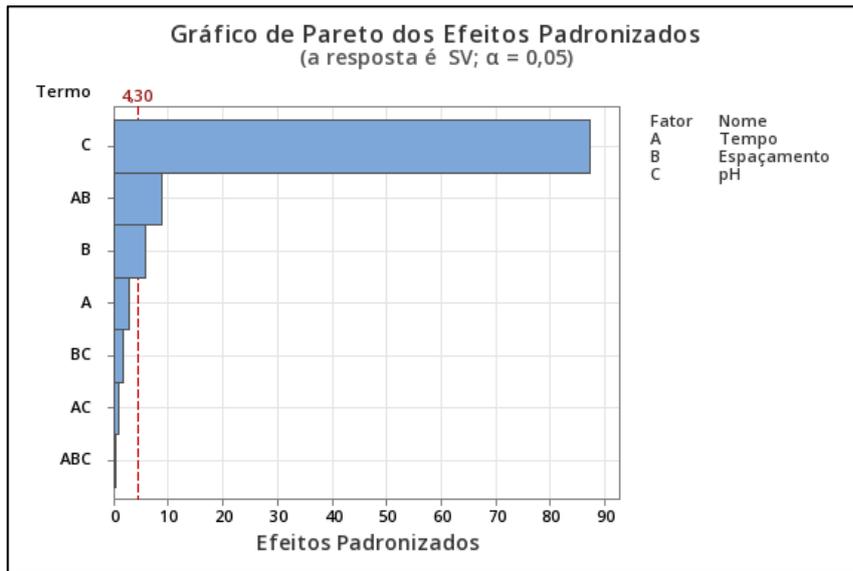
Fonte: elaboração própria (2024).

Gráfico 25 - Relação de fatores com os SF (Planejamento Fatorial 2)



Fonte: elaboração própria (2024).

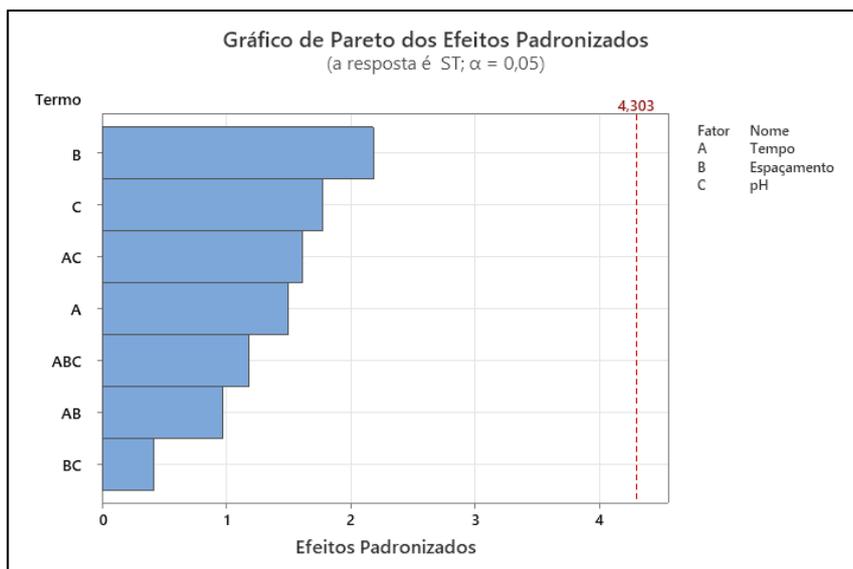
Gráfico 26 - Relação de fatores com os SV (Planejamento Fatorial 2)



Fonte: elaboração própria (2024).

No Planejamento Fatorial 3 (Gráficos 27, 28 e 29), observou-se que as barras correspondentes aos fatores pH, espaçamento e tempo de processo não ultrapassaram a linha de significância. Isso indica que as variações nesses parâmetros não tiveram um impacto relevante na eficiência do processo de eletrocoagulação para os efluentes estudados para a série de sólidos.

Gráfico 27 - Relação de fatores com os ST (Planejamento Fatorial 3)



Fonte: elaboração própria (2024).

Gráfico 28 - Relação de fatores com os SF (Planejamento Fatorial 3)

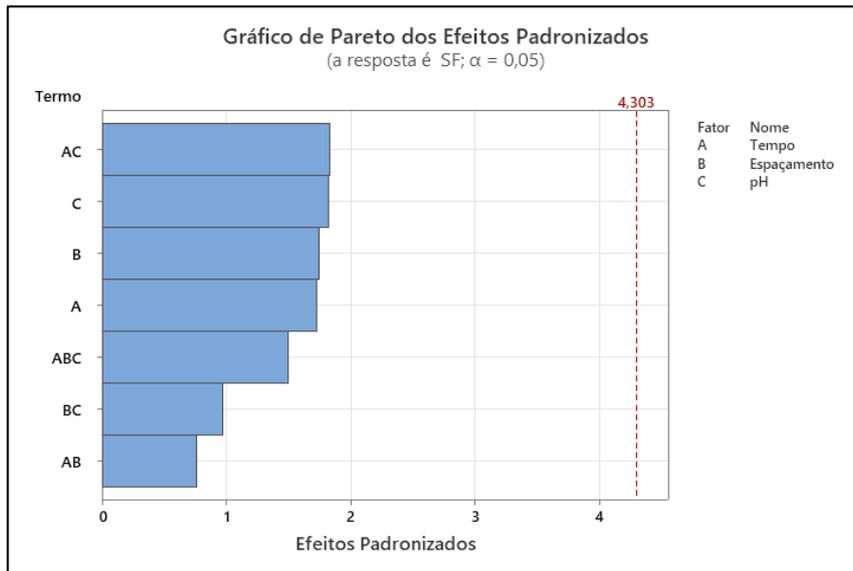
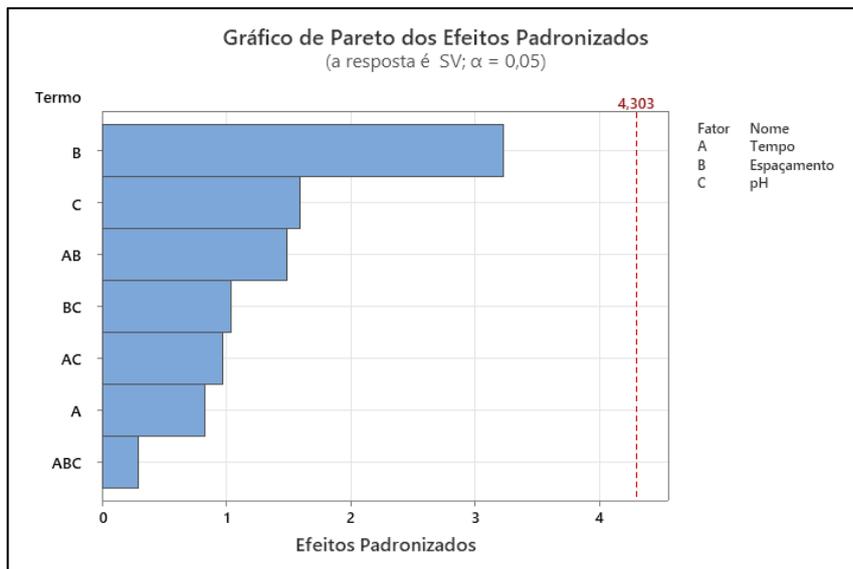
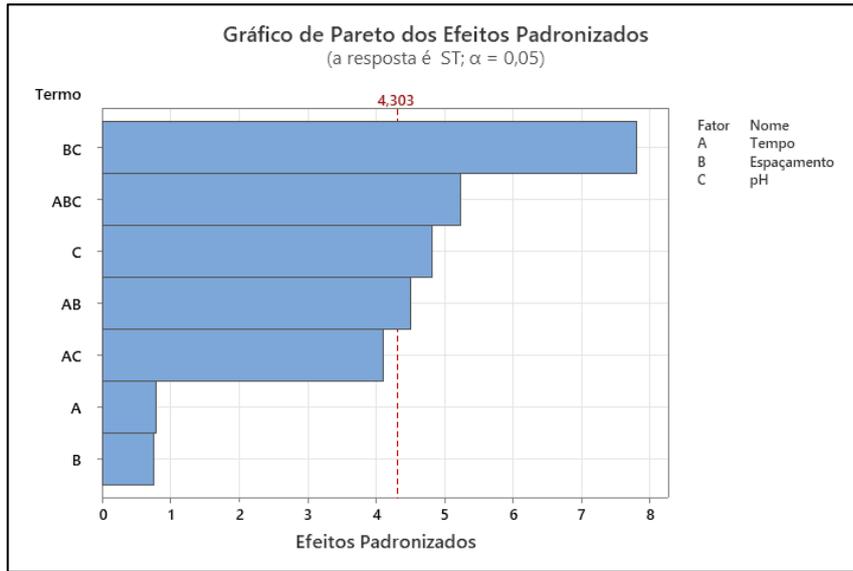


Gráfico 29 - Relação de fatores com os SV (Planejamento Fatorial 3)



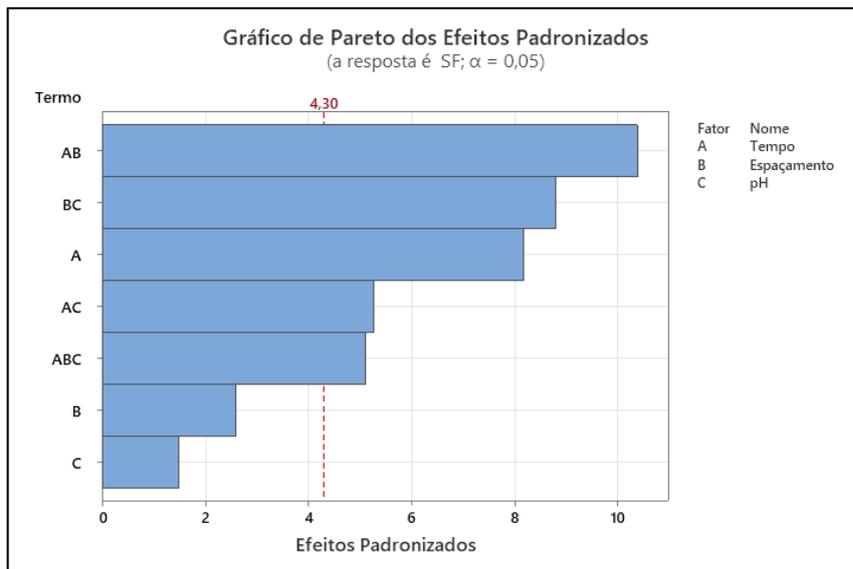
Por fim, no Planejamento Fatorial 4 (Gráficos 30, 31 e 32) a relação Espaçamento x pH foi a principal em relação aos Sólidos totais (ST), enquanto para os Sólidos fixos (SF), a relação Tempo x Espaçamento se mostrou a mais influente. Por fim, em relação aos Sólidos voláteis (SV), o pH se mostrou o fator mais influente.

Gráfico 30 - Relação de fatores com os ST (Planejamento Fatorial 4)



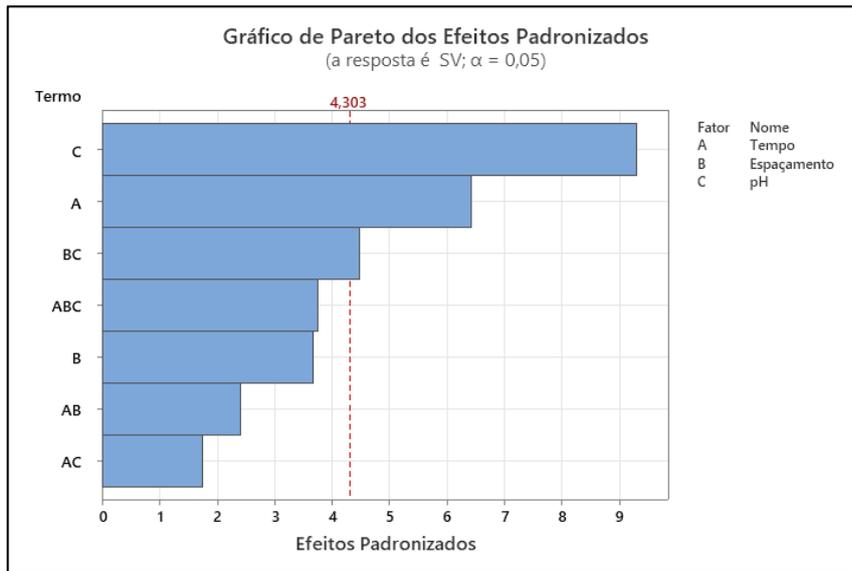
Fonte: elaboração própria (2024).

Gráfico 31 - Relação de fatores com os SF (Planejamento Fatorial 4)



Fonte: elaboração própria (2024).

Gráfico 32 - Relação de fatores com os SV (Planejamento Fatorial 4)



4.5. Análise do custo operacional dos sistemas convencional e fotovoltaico

O custo do material foi baixo devido à pequena quantidade de alumínio utilizada, com o kg da lâmina de alumínio a R\$ 5,40¹¹. Assim, o custo operacional total (COT) ficou próximo do valor do custo operacional elétrico (COE), portanto, sendo identificado como um dos maiores determinantes do COT, especialmente no sistema alimentado por energia elétrica convencional. A tarifa de energia da região aumentou os custos totais proporcionalmente ao tempo de operação. Em contrapartida, o sistema fotovoltaico apresentou custos de energia significativamente reduzidos após o investimento inicial, considerando apenas custos de manutenção. A Tabela 21 mostra o resultado dos custos para os melhores testes executados, além disso no **ANEXO A** estão dispostas todas as informações relacionadas aos testes executados.

¹¹SHOCK METAIS. Tabelas de alumínio: chapa. Disponível em: <<https://shockmetais.com.br/tabelas/aluminio/chapa>>. Acesso em: 29 dez. 2024. Cotado em 29 de dezembro de 2024

Tabela 21 – Relação dos custos em relação aos melhores testes executados

Planejamento	Teste	COT (R\$/m ³)	COT (R\$/min)	Custo médio do planejamento
1	1-8	R\$ 0,41	R\$ 0,02	R\$ 1,31
	1-10	R\$ 1,28	R\$ 0,06	
2	2-3	R\$ 6,40	R\$ 0,21	R\$ 3,17
3	3-8	R\$ 2,38	R\$ 0,12	R\$ 2,48
	3-3	R\$ 5,66	R\$ 0,28	
4	4-4	R\$ 2,27	R\$ 0,23	R\$ 2,65
	4-10	R\$ 4,12	R\$ 0,21	

*O valor adotado para o kW/h foi de R\$ 0,783¹², conforme a Energisa-PB em dez/2025

**Os planejamentos 1 e 2 utilizaram rede elétrica, enquanto o 3 e 4 o sistema fotovoltaico.

Fonte: elaboração própria (2024).

No Planejamento Fatorial 1, os custos variaram de R\$ 0,20/m³ a R\$ 3,68/m³, com média de R\$ 1,31/m³, mantendo-se baixos devido ao uso de correntes mais reduzidas (variando de 0,19 – 1,76 A) em relação ao Planejamento 2 (0,47 – 2,05A). No Planejamento 2, os custos foram significativamente maiores, com valores que variam de (R\$ 0,98/m³ a R\$ 6,40), devido ao aumento da corrente elétrica e do tempo de operação (20 a 25 min).

Quirino (2018) analisou o consumo de energia elétrica e o custo operacional elétrico com uma diferença de potencial de 12V e volume de água tratada de 0,0025 m³. Os resultados variaram conforme o tempo de tratamento e a corrente elétrica de modo que: correntes de 0,11 A o custo variou de R\$ 0,26/m³ a R\$ 0,52/m³, para 0,37A variou de R\$ 0,88/m³ a R\$ 1,76/m³ e quando aplicada corrente de 0,25A o custo ficou de R\$ 0,89/m³.

Os sistemas fotovoltaicos, embora apresentem custos iniciais elevados, mostraram-se uma solução econômica para o longo prazo, especialmente em aplicações industriais. No Planejamento 3, o custo médio foi de R\$ 2,48/m³, quando aplicadas correntes entre (0,65 a 2,07A) enquanto no Planejamento 4 foi de R\$ 2,65/m³ para correntes entre (0,63 – 3,29A). Apesar de levemente superior ao Planejamento Fatorial 1, esses custos foram mais baixos e estáveis em comparação ao Planejamento 2 (R\$ 3,17/m³).

Carmo (2018) realizou testes de validação com efluente de lixiviado de lixão desativado. Durante o processo de eletrocoagulação, observou-se uma redução contínua na corrente elétrica, utilizando-se o valor médio para determinar os custos operacionais. A corrente elétrica média foi de 1,03A, com densidade de 2,10 mA/cm², e o custo operacional total foi de R\$ 8,50/m³.

¹² Energisa Paraíba. FATURA DE ENERGIA ELÉTRICA. Conta de luz do mês de dezembro de 2024, 2024.

Estudos como os de Karabulut (2024) e Nawarkar e Salkar (2019) indicam que sistemas fotovoltaicos podem reduzir custos energéticos em até 70% em comparação com sistemas convencionais, embora o alto custo inicial ainda seja uma barreira para sua implementação em larga escala.

Assim, mesmo diante das oscilações no efluente e do uso da corrente, o sistema convencional apresentou custos iniciais mais baixos, mas custos recorrentes mais altos devido à dependência da rede elétrica. O sistema fotovoltaico, por outro lado, exige maior investimento inicial, mas custos operacionais quase nulos após a instalação, favorecendo o seu uso no setor industrial.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao longo deste trabalho, investigou-se a aplicação da eletrocoagulação no tratamento de efluentes e a complexidade dos efluentes gerados pela indústria cervejeira. Observou-se que as características dos efluentes mudaram ao longo do tempo, o que dificulta o estabelecimento de um formato fixo de tratamento mais eficiente. A variação de pH, por exemplo, vai além do considerado ideal pela literatura de referência, afetando os resultados. Além disso, a composição predominantemente orgânica do efluente, submetida a um processo químico-físico, apresenta certa limitação na remoção dessa matéria orgânica.

Os resultados obtidos mostraram que a eficiência dos quatro planejamentos variou, atingindo no máximo 57% de eficiência para a DQO, 98% de remoção para a Turbidez e 98% para a Cor verdadeira. Ao desconsiderar o quarto planejamento, que apresentou condições totalmente adversas, as configurações que melhor se adaptaram para a redução da DQO foram as dos testes 1-8 e 3-8 (pH = 6,5; espaçamento = 1,5 cm; tempo = 20 min). Considerando as três análises conjuntamente, os testes 2-3 e 3-3 (pH = 8,5; espaçamento = 0,5 cm; tempo = 30 - 20 min) apresentaram melhores resultados nos planejamentos 2 e 3. Para as maiores eficiências, o teste 1-10 (pH = 6,5; espaçamento = 0,5 cm e tempo = 20 min) obteve os menores valores de Turbidez e Cor verdadeira. Todavia, no quarto planejamento, o teste 4-4 (pH = 8,5) teve a maior remoção de DQO. Em relação à Turbidez, o teste 4-10 apresentou o melhor resultado e foi o segundo melhor na redução da Cor verdadeira, sendo essa também a opção mais viável, levando em consideração as três análises.

Ao verificar a significância dos fatores pH, espaçamento e tempo de processo, concluiu-se pelos gráficos de Pareto que todos os três são significativos em diferentes níveis. No entanto, o pH é o fator de maior interferência na maioria das análises, demonstrando a sensibilidade do

processo de eletrocoagulação às variações d. A formação dos flocos depende deste fator, assim como do espaçamento e da condutividade inicial, que potencializam a formação do coagulante.

Ao comparar os sistemas elétrico convencional e fotovoltaico utilizados nos testes de eletrocoagulação, foi possível identificar que ambos apresentaram eficiências similares. Essa semelhança pode ser atribuída às condições operacionais de voltagem, que foram equivalentes entre os sistemas: o sistema elétrico convencional operou com 12V, enquanto o sistema fotovoltaico apresentou variações entre 11,89V e 12,32V. Essa proximidade nos parâmetros contribuiu para resultados de desempenho semelhantes. Por outro lado, os custos operacionais destacaram diferenças importantes, ainda que moderadas. Foi observado que tempos de operação mais longos resultaram em custos energéticos mais elevados, sobretudo nos sistemas alimentados por energia elétrica convencional, devido à dependência direta das tarifas de energia. No entanto, a análise detalhada dos custos enfrentou desafios, principalmente pela mudança do efluente tratado entre os planejamentos, com o último apresentando características divergentes. Fatores não avaliados diretamente, como a condutividade do efluente, podem ter influenciado os custos operacionais e dificultado uma análise mais linear entre os sistemas.

Apesar dessas limitações, a viabilidade econômica a longo prazo aponta para uma vantagem do sistema fotovoltaico. Embora o investimento inicial seja elevado, os custos de manutenção e operação quase nulos tornam este sistema mais atraente em escalas industriais ou em projetos de longa duração. Essa característica reduz a dependência de tarifas elétricas e oferece maior previsibilidade nos custos operacionais, beneficiando a sustentabilidade econômica e ambiental.

Por fim, a eletrocoagulação pode ser uma boa opção para um pré-tratamento, reduzindo possíveis custos com a utilização de várias estruturas de tratamento. Além disso, o tempo de decantação realizado após a rotação de testes indica a necessidade de um período de espera para a formação e deposição dos flocos, evidenciando a necessidade de um tratamento complementar para melhores resultados, como uma complementação biológica com lagoas ou sistemas de filtração.

5.1. Sugestões para trabalhos futuros

Apesar dos resultados promissores, a eletrocoagulação requer ainda estudos mais complexos do processo a nível químico e biológico, uma vez que o gráfico de Pareto e os fatores escolhidos (pH, espaçamento e tempo) podem não ser os mais representativos do processo. Portanto, é necessário:

- Avaliar o consumo das placas ao longo do tempo e verificar quantos testes um conjunto pode suportar antes de sofrer passivação e perder eficiência, proporcionando uma melhor visualização dos custos prováveis.
- Explorar outras configurações de espaçamento e tamanho do reator, além de investigar a possível utilização de reatores com agitadores para reduzir as zonas mortas e auxiliar na flotação durante o processo. Placas mais espessas devem ser testadas, pois placas mais finas podem facilitar o desprendimento excessivo de íons e a dispersão do coagulante.
- Analisar a interferência da voltagem e amperagem no processo.
- Utilizar diferentes faixas de pH e expandir o planejamento para um maior nível, como 2⁴, para uma melhor compreensão dos fatores.
- Realizar análises estatísticas mais complexas que considerem as análises e os fatores conjuntamente, e não apenas de forma isolada.

REFERÊNCIAS

- ABIA. **RELATÓRIO ANUAL DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE ALIMENTOS 2023 - Exercício 2022**. Associação Brasileira da Indústria de Alimentos. São Paulo, p. 1-34. 2023.
- ABIR. Refrigerantes - ABIR. **Associação Brasileira das Indústrias de Refrigerantes e de Bebidas Não Alcoólicas**, s.d. Disponível em: <<https://abir.org.br/o-setor/dados/refrigerantes/>>. Acesso em: 21 ago. 2024.
- ALVES, T. D. A. Desinfecção de águas para consumo humano aplicando processo eletrolítico operado por energia solar. **Repositório Institucional Unichristus**, Fortaleza, 2020. 1-81. Disponível em: <<https://repositorio.unichristus.edu.br/jspui/handle/123456789/1072>>. Acesso em: 19 set. 2024. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) – Centro Universitário Unichristus. Fortaleza, 2020.
- ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017 : relatório pleno**. Agência Nacional de Águas. Brasília, p. 177. 2017.
- ANA. **Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil**. 1ª. ed. Brasília: [s.n.], 2019. ISBN 978-85-8210-057-8. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/central-de-publicacoes/ana_manual_de_usos_consuntivos_da_agua_no_brasil.pdf/view>. Acesso em: 06 ago. 2024.
- ANDRADE, A. N. *et al.* Efficiency of electroflocculation in the treatment of water contaminated by organic waste. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, 15, n. 2, 20 mar. 2020. 1-10. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2020000200308&lng=en&nrm=iso&tlng=en>. Acesso em: 22 ago. 2024.
- ARCEGO, C. V. Desenvolvimento de tecnologia alternativa para tratamento de efluentes de oficinas mecânicas utilizando eletrocoagulação. **Repositório Universidade Estadual do Oeste do Paraná**, 2017. 131. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/bitstream/tede/4000/2/Claudio_Arcego_2017.pdf>. Acesso em: 07 dez. 2024.
- BENER, S. *et al.* Electrocoagulation process for the treatment of real textile wastewater: Effect of operative conditions on the organic carbon removal and kinetic study. **Process Safety and Environmental Protection**, 129, set. 2019. 47-54. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0957582019305208>>. Acesso em: 27 dez. 2024.
- BHATT, P. *et al.* Treatment and optimization of high-strength egg-wash wastewater effluent using electrocoagulation and electrooxidation methods. **Chemosphere**, 347, jan. 2024. 1-19. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653523029028>>. Acesso em: 22 nov. 2024.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**, Brasília, 09 jan. 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm>. Acesso em: 07 dez. 2024.
- BRASIL. DECRETO Nº 6.871, DE 4 DE JUNHO DE 2009. **Presidência da República**, 2009. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2009/Decreto/D6871.htm>. Acesso em: 22 ago. 2024.

BRASIL. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2023. **Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico**, 2023. Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjunturainforme2023.pdf?form=MG0AV3>>. Acesso em: 11 nov. 2024.

BRASIL. Lei 14.546/23 estabelece medidas para evitar o desperdício e para aproveitar as águas de chuva e as chamadas águas cinzas. **Diário Oficial da União**, 2023a. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2023-2026/2023/Lei/L14546.htm>. Acesso em: 07 dez. 2024.

CARMO, M. W. R. D. B. D. Aplicação do processo de eletrocoagulação no tratamento de lixiviado de lixão desativado. **Repositório Institucional da UFPB**, João Pessoa, 29 out. 2018. 1-59. Disponível em: <<https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/24450>>. Acesso em: 24 jul. 2024.

CERVIERI JÚNIOR, O. *et al.* O setor de bebidas no Brasil. **Produção BNDES - Artigos**, Rio de Janeiro, n. BNDES Setorial 40, set. 2014. 93-129. Disponível em: <<http://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/3462>>. Acesso em: 21 ago. 2024.

CHANG, R.; GOLDSBY, K. A. **Química**. 11^a. ed. Porto Alegre: AMGH, 2013. 702 p. ISBN 9788580552560. Disponível em: <<https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9788580552560/>>. Acesso em: 07 dez. 2024.

CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, P. L. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. **Separation and purification technology**, v. 19, n. 1-2, p. 65-76, 2000.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. Separation And Purification Technology. **Separation and Purification Technology**, 38, n. 1^a, nov. 2004. 11-41. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586603002636>>. Acesso em: 07 dez. 2024.

CNI. **O uso racional da água no setor industrial**. Confederação Nacional da Indústria. São Paulo, p. 240. 2017. (978-85-7957-168-8).

CNI. Pesquisa CNI - Sustentabilidade & Liderança Industrial. **CNI - Confederação Nacional da Indústria / agência de notícias da indústria**, 2023. Disponível em: <<https://fiesc.com.br/pt-br/publicacoes-e-estatisticas/pesquisa-cni-sustentabilidade-lideranca-industrial>>. Acesso em: 06 set. 2024.

CNI. CNI - Perfil Setorial da Indústria. **Confederação Nacional da Indústria**, s.d. Disponível em: <<https://perfilsetorialdaindustria.portaldaindustria.com.br/>>. Acesso em: 02 ago. 2024.

CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o lançamento de efluentes. **Diário Oficial da União**, 2005. Disponível em: <<https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/licenciamento/resolucoes/resolucao-conama-no-357-05.pdf>>. Acesso em: 07 dez. 2024.

CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357/2005. **Diário Oficial da União**, 2011. Disponível em: <<https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/licenciamento/resolucoes/resolucao-conama-no-430-11.pdf>>. Acesso em: 07 dez. 2024.

CORREA, G. C.; FREITAS, R. R. D.; PORTO, P. S. D. S. MÉTODOS DE ELETROFLOTAÇÃO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES: UMA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA. **Brazilian Journal of Production Engineering**, 5, n. 1, 05 abr. 2019. 201-219. Disponível em: <https://periodicos.ufes.br/bjpe/article/view/V05N01_12>. Acesso em: 10 nov. 2024.

COSTA, T. H. S. Avaliação quali-quantitativa de águas cinza para uso em um condomínio residencial. **Repositório Institucional da UFC**, Fortaleza, 2020. 1-85. Disponível em: <<http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/52628>>. Acesso em: 21 ago. 2024. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O. O. Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. **Química Nova**, 27, n. 3, jun. 2004. 387-392. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422004000300005&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 21 dez. 2024.

CUNICO, M. W. M. *et al.* Planejamento fatorial: uma ferramenta estatística valiosa para a definição de parâmetros experimentais empregados na pesquisa científica. **Visão Acadêmica**, 1, 30 jun. 2008. Disponível em: <<http://revistas.ufpr.br/academica/article/view/14635>>. Acesso em: 09 dez. 2024.

DIASA, S. S. *et al.* Planejamento fatorial na síntese do oleato de etila catalisada pela lipase nativa de *Aspergillus niger*. **Química Nova**, 45, 26 jun. 2022. 782-787. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/qn/a/HJNHbShHSnmPDgpnftB5nB/>>. Acesso em: 08 dez. 2024.

EC-DGENV. **Study on photovoltaic panels supplementing the impact assessment for a recast of the WEEE Directive**. EUROPEAN COMMISSION DG ENV. [S.l.]. 2011. ENV. G. 4/FRA/2007/0067.

EYVAZ, M. Treatment of Brewery Wastewater with Electrocoagulation: Improving the Process Performance by Using Alternating Pulse Current. **International Journal of Electrochemical Science**, jun. 2016. 4988-5008. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S145239812317533X>>. Acesso em: 10 nov. 2024.

EYVAZ, M. *et al.* Preventing of Cathode Passivation/Deposition in Electrochemical Treatment Methods – A Case Study on Winery Wastewater with Electrocoagulation. **Modern Electrochemical Methods in Nano, Surface and Corrosion Science**, 11 jun. 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.5772/58580>>. Acesso em: 10 nov. 2024.

FIKRI, E. *et al.* Neutralization of Acidity (pH) and Reduction of Total Suspended Solids (TSS) by Solar-Powered Electrocoagulation System. **Civil Engineering Journal**, 9, n. 5, 05 mai. 2023. 1160-1172. Disponível em: <<https://www.civilejournal.org/index.php/cej/article/view/4005>>. Acesso em: 27 dez. 2024.

FILHO, J. A. Sereno. *et al.* Tratamento de efluentes da indústria de bebidas em reator anaeróbio de circulação interna (IC). **Revista Internacional De Ciências**, 3, n. 1, 2013. 21-42. Disponível em: <<https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/ric/article/view/7065>>. Acesso em: 30 nov. 2024.

GARCIA, T. V. **Remoção de algas através da eletroflotação: tratamento eletrolítico seguido de filtração direta no tratamento de água de abastecimento**. Disponível em: <<http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/83184>>. Acesso em: 10 set. 2024.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

GARCIA-SEGURA, S.; BRILLAS, E. Applied photoelectrocatalysis on the degradation of organic pollutants in wastewaters. **Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews**, 31, 01 jun. 2017. 1-35. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389556716300740>>. Acesso em: 24 nov. 2025.

GAUDENCIO, B. O.; ARAÚJO JUNIOR, M. M. D. Avaliação do desempenho de dois reatores anaeróbios de leito fixo e fluxo ascendente alimentados com efluente de indústria cervejeira. **Repositório USP**, São Paulo, 2013. 52. Disponível em: <<https://bdta.abcd.usp.br/item/003170328>>. Acesso em: 29 nov. 2024.

GOLDER, A.; SAMANTA, A.; RAY, S. Removal of Cr³⁺ by electrocoagulation with multiple electrodes: Bipolar and monopolar configurations. **Journal of Hazardous Materials**, 141, n. 3^a, 22 mar. 2007. 653-661. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389406008223>>. Acesso em: 07 dez. 2024.

GRECCO, L. H. A.; SOUZA, B. C. D. A.; ZANONIA, M. V. B. Eletrocoagulação/eletrofloculação para tratamento de águas residuárias: eletrodos não convencionais e acoplamento de técnicas. **Química Nova**, 45, n. 4, 2022. 410 - 423. Disponível em: <http://quimicanova.sbq.org.br/audiencia_pdf.asp?aid2=9400&nomeArquivo=RV2021-0218.pdf>. Acesso em: 01 nov. 2024.

HOLT, P. K. *et al.* A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, 211, n. 2, 03 dez. 2002. 233-248. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0927775702002856>>. Acesso em: 22 nov. 2024.

HOLT, P. K.; BARTON, G. W.; MITCHELL, C. A. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. **Chemosphere**, 59, n. 3, abr. 2005. 355-367. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653504009774>>. Acesso em: 24 nov. 2024.

ILHAN, F. *et al.* Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 154, n. 1-3, p. 381-389, jun. 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.10.035>>. Acesso em: 15 nov. 2024.

KARABULUT, B. Y. Experimental investigation and optimization on COD removal efficiency in textile wastewater by solar-photovoltaic electrocoagulation technology. **E3S Web of Conferences**, 597, 2024. 1-8. Disponível em: <<https://www.e3s-conferences.org/10.1051/e3sconf/202459701002>>. Acesso em: 04 jan. 2025.

KOBYA, M. *et al.* Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, 190, n. 1 - 3, jun. 2006. 201-211. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0011916406001378>>. Acesso em: 29 dez. 2024.

KOBYA, M.; CAN, O. T.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, 100, n. 1-3, 2003. 163-178. Disponível em: <<https://www.elsevier.com/tdm/userlicense/1.0/>>. Acesso em: 12 nov. 2024.

KOBYA, M.; CAN, O. T.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, 100, n. 1-3, 2003. 163-178. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S030438940300102X>>. Acesso em: 27 dez. 2024.

LIMA, E. P. D. C. **Água e Indústria: experiências e desafios**. 1ª. ed. [S.l.]: [s.n.], 2018. 119 p. ISBN 978-85-63118-41-7. Disponível em: <https://www.gov.br/mdic/pt-br/assuntos/competitividade-industrial/livros/a_guaa_ea_Inda_striaa_-_a_Exper_nciaa_ea_Desafios.pdf>. Acesso em: 05 ago. 2024.

MARINHO, M. R. M.; CASTRO, W. B. D. Planejamento fatorial: uma ferramenta poderosa para os pesquisadores. **XXXIII - Congresso Brasileiro de Ensino de Engenharia**, Campina Grande, set. 2005. 9. Disponível em: <<http://www.abenge.org.br/cobenge/legado/arquivos/14/artigos/PB-5-61001198468-1118313321435.pdf>>. Acesso em: 09 dez. 2024.

MARMANIS, D. *et al.* Electrochemical treatment of plastic industry wastewaters powered by photovoltaic solar energy. **E3S Web of Conferences**, 551, 2024. 1-9. Disponível em: <<https://www.e3s-conferences.org/10.1051/e3sconf/202455101007>>. Acesso em: 07 dez. 2024.

MASOUMIAN, M.; KOPACEK, P. End-of-Life Management of Photovoltaic Modules. **IFAC-PapersOnLine**, 48, 2015. 162-167. Disponível em: <<https://www.elsevier.com/tdm/userlicense/1.0/>>. Acesso em: 07 dez. 2024.

MEAS, Y. *et al.* Industrial wastewaters treated by electrocoagulation. **Electrochimica Acta**, 55, n. 27, 30 nov. 2010. 8165-8171. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S001346861000695X>>. Acesso em: 27 dez. 2024.

MENESES, J. M. D. *et al.* Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais. **Química Nova**, 35, n. 2, 2012. 235-240. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422012000200002&lng=pt&nrm=iso&tlng=en>. Acesso em: 25 out. 2024.

METCALF AND EDDY INC. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5ª. ed. Porto Alegre: AMGH, 2015. 1984 p. ISBN 9788580555240. Disponível em: <<https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9788580555240/>>. Acesso em: 22 nov. 2024.

MINITAB INC. Minitab Statistical Software Documentation, 2020. Disponível em: <<https://www.minitab.com/pt-br/resources-services/services/training/training-tracks/experimental-design-and-process-optimization/>>. Acesso em: 10 dez. 2024.

MÓDENES, A. N. *et al.* Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 3, n. 22, mai. 2017. 571-578. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522017000300571&lng=pt&tlng=pt>. Acesso em: 29 dez. 2024.

MOLLAH, M. Y. A. *et al.* Electrocoagulation (EC) — science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, 84, n. 1, 01 jun. 2001. 29-41. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389401001765>>. Acesso em: 6 dez. 2024.

- MOLLAH, M. Y. A. *et al.* Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, 18 out 2004. 199-210. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389404004170>>. Acesso em: 10 nov. 2024.
- MONTGOMERY, D. C. **Introdução ao Controle Estatístico da Qualidade, 7ª edição**. 7ª. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2016. Disponível em: <<https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9788521631873>>. Acesso em: 11 dez. 2024.
- MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C.; HUBELE, N. F. **Estatística Aplicada à Engenharia, 2ª edição**. 2ª. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2004. 335 p. ISBN 978-85-216-2419-6. Disponível em: <<https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/978-85-216-2419-6/>>. Acesso em: 11 dez. 2024.
- MOUEDHEN, G. *et al.* Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. **Journal of Hazardous Materials**, 150, n. 1, 2008. 124-135. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389407005882>>. Acesso em: 27 dez. 2024.
- NAWARKAR, C. J.; SALKAR, V. D. Solar powered Electrocoagulation system for municipal wastewater treatment. **Fuel**, 237, fev. 2019. 222-226. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016236118316879>>. Acesso em: 31 dez. 2024.
- OLIVEIRA, D. B. D.; LEBENSOLD, F.; OLIVEIRA, L. T. D. DESTINAÇÃO FINAL DAS PLACAS FOTOVOLTAICAS PÓS CONSUMO NO BRASIL. **Escola Politécnica da Universidade de São Paulo**, 2017. 1-100. Disponível em: <<https://bdta.abcd.usp.br/directbitstream/4f87bcf4-8f9f-41f0-bde4-561e49991736/DENIS%20BERGAMO%20DE%20OLIVEIRA%20TF-17.pdf>>. Acesso em: 07 dez. 2024.
- PEREIRA, E. B. *et al.* Atlas brasileiro de energia solar. **INPE**, São José dos Campos, 2017. 80. Disponível em: <<http://doi.org/10.34024/978851700089>>. Acesso em: 07 dez. 2024.
- PINHEIRO, W. S. *et al.* Panorama atual do mercado brasileiro de alimentos e bebidas. **Brazilian Journal of Development**, 6, n. 8, 2020. 60482-60487. Disponível em: <<https://www.brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/15340/12645>>. Acesso em: 22 ago. 2024.
- QUIRINO, A. G. C. Aplicação do processo de eletrocoagulação para remoção de nitrato em água. **Repositório Institucional da UFPB**, João Pessoa, 29 out. 2018. 1-76. Disponível em: <<https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/24392>>. Acesso em: 24 jun. 2024.
- RISSARDO, I. D. O. *et al.* AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E TOXICIDADE DE EFLUENTE DE CERVEJARIA TRATADO POR ELETROCOAGULAÇÃO. **IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais**, Fortaleza, 07 nov. 2019. 1-9. Disponível em: <<https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2019/II-027.pdf>>. Acesso em: 10 nov. 2024.
- ROCHA, M. A. G. D. Estudos da atividade metanogênica de lodos e da biodegradabilidade anaeróbia de efluentes de indústrias de bebidas. **ATTENA - Repositório Digital da UFPE**, Recife, 2003. Disponível em: <<https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/5817>>. Acesso em: 21 ago. 2024.
- SANTOS, M. S. D. Cervejas e refrigerantes. **Repositório CETESB**, São Paulo, 2005. 60. Disponível em: <https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/items/006237_Cervejas-refrigerantes-2005.pdf>. Acesso em: 29 nov. 2024.

SÊNA, J. R. D. Tratamento de efluentes em indústria de bebidas. **Pantheon Repositório Institucional da UFRJ**, Rio de Janeiro, 7 nov. 2012. 1-48. Disponível em: <<http://pantheon.ufrj.br/handle/11422/6049>>. Acesso em: 12 set. 2024.

SHEN, F. *et al.* Electrochemical removal of fluoride ions from industrial wastewater. **Chemical Engineering Science**, 58, n. 3, 01 fev. 2003. 987-993. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0009250902006395>>. Acesso em: 22 set. 2024.

SILVA, A. S.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. Campina Grande/PB: Editora G.Marcone, 2001.

SILVA, E. S. D.; LISBOA, F. D. S.; WERLANG, L. M. CARACTERIZAÇÃO E ACOMPANHAMENTO DA QUALIDADE DO EFLUENTE EM INDÚSTRIAS DE BEBIDAS: UM ESTUDO DE CASO. **XX SBRH - Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Bento Gonçalves, 22 nov. 2013. 1-10. Disponível em: <<https://anais.abrhidro.org.br/works/1260>>. Acesso em: 05 ago. 2024.

VENTURINI FILHO, W. G. **Indústria de Bebidas: Inovação, Gestão e Produção**. São Paulo: Editora Blucher, v. 3, 2011. ISBN 978-85-212-1580-6. Disponível em: <[https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=fV7wDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA27&dq=Venturini+Filho++\(2021\)&ots=jCv8wPpnED&sig=dCwwxWYDUJls3zn8SOXLVRh886s#v=onepage&q=Venturini%20Filho%20%20\(2021\)&f=false](https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=fV7wDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA27&dq=Venturini+Filho++(2021)&ots=jCv8wPpnED&sig=dCwwxWYDUJls3zn8SOXLVRh886s#v=onepage&q=Venturini%20Filho%20%20(2021)&f=false)>. Acesso em: 20 ago. 2024.

VIANA, F. L. E. INDÚSTRIA DE BEBIDAS NÃO ALCOÓLICAS: v. 5 n. 120 (2020). **Caderno Setorial ETENE**, 5, n. 120, 2020. Disponível em: <<https://www.bnb.gov.br/revista/cse/article/view/2848>>. Acesso em: 05 ago. 2024.

VIANA, F. L. E. INDÚSTRIA DE BEBIDAS ALCOÓLICAS: v. 6 n. 161 (2021). **Caderno Setorial ETENE**, 6, n. 161, 2021. Disponível em: <<https://www.bnb.gov.br/revista/cse/article/view/2784>>. Acesso em: 05 ago. 2024.

VIANA, F. L. E. INDÚSTRIA DE BEBIDAS ALCOÓLICAS: v. 7 n. 216 (2022). **Caderno Setorial ETENE**, 7, n. 216, 2022. Disponível em: <<https://www.bnb.gov.br/revista/cse/article/view/2833>>. Acesso em: 05 ago. 2024.

VIK, E. A. *et al.* Electrocoagulation of potable water. **Water Research**, v. 18, n. 11, p. 1355–1360, jan. 1984. Disponível em: < [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90003-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(84)90003-4)>. Acesso em: 15 set. 2024.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade dtis águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. ISBN 85-7041-114-6.

WIMMER, A. C. S. **Aplicação do processo eletrolítico no tratamento de efluentes de uma indústria petroquímica**. Disponível em: <<https://doi.org/10.17771/PUCRio.acad.11608>>. Acesso em: 19 set. 2024. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Metalúrgica, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007

WU, L.; TIAN, W.; JIANG, X. Silicon-based solar cell system with a hybrid PV module. **Solar Energy Materials and Solar Cells**, 87, n. 1-4, mai. 2005. 637-645. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0927024804003812>>. Acesso em: 07 dez. 2024.

ANEXO A - Custos totais do processo

Tabela A-1 - Parâmetros Elétricos nos Testes de Eletrocoagulação - Planejamento 1

Teste	Tempo (min)	Amperagem (A) média	Voltagem (V)
1-1	20	0,72	12
1-2	10	0,60	12
1-3	20	1,76	12
1-4	10	1,76	12
1-5	15	0,86	12
1-6	15	0,94	12
1-7	15	0,93	12
1-8	20	0,20	12
1-9	10	0,19	12
1-10	20	0,61	12
1-11	10	0,60	12

Fonte: elaboração própria (2024).

Tabela A-2- Parâmetros Elétricos nos Testes de Eletrocoagulação - Planejamento 2

Teste	Tempo (min)	Amperagem (A) média	Voltagem (V)
2-1	30	0,80	12
2-2	20	0,47	12
2-3	30	2,04	12
2-4	20	2,05	12
2-5	25	1,12	12
2-6	25	1,13	12
2-7	25	1,19	12
2-8	30	0,57	12
2-9	20	0,58	12
2-10	30	1,60	12
2-11	20	1,74	12

Fonte: elaboração própria (2024).

Tabela A-3- Parâmetros Elétricos nos Testes de Eletrocoagulação - Planejamento 3

Teste	Tempo (min)	Amperagem (A) média	Voltagem (V) média
3-1	20	0,77	12,30
3-2	10	0,65	12,32
3-3	20	2,07	12,30
3-4	10	1,85	12,32
3-5	15	1,02	12,29
3-6	15	0,97	12,29
3-7	15	1,02	12,29
3-8	20	0,87	12,30
3-9	10	0,78	12,32
3-10	20	1,62	12,30
3-11	10	1,48	12,32

Fonte: elaboração própria (2024).

Tabela A-4 - Parâmetros Elétricos nos Testes de Electrocoagulação - Planejamento 4

Teste	Tempo (min)	Amperagem (A) média	Voltagem (V) média
4-1	20	1,22	11,98
4-2	10	0,84	12,04
4-3	20	3,29	11,89
4-4	10	1,66	12,28
4-5	15	0,67	12,17
4-6	15	0,74	12,11
4-7	15	1,02	12,03
4-8	20	0,75	12,01
4-9	10	0,63	12,09
4-10	20	1,54	12,03
4-11	10	1,40	12,06

Fonte: elaboração própria (2024).

Tabela A-5 – Resultado em R\$/m³ dos custos elétrico, material e total

Teste	Resultados (em R\$/m ³)															
	CUSTO OPERACIONAL ELÉTRICO (COE)								CUSTO MATERIAL (CM)				CUSTO TOTAL (CT)			
	PF 1	PF 2	PF 3	PF 4	PF 1	PF 2	PF 3	PF 4	PF 1	PF 2	PF 3	PF 4				
1	R\$ 1,50	R\$ 2,51	R\$ 2,11	R\$ 3,26	R\$ 0,002894	R\$ 0,004847	R\$ 0,003110	R\$ 0,004930	R\$ 1,50	R\$ 2,52	R\$ 2,11	R\$ 3,26				
2	R\$ 0,62	R\$ 0,98	R\$ 0,88	R\$ 1,13	R\$ 0,001201	R\$ 0,001890	R\$ 0,001302	R\$ 0,001696	R\$ 0,62	R\$ 0,98	R\$ 0,89	R\$ 1,13				
3	R\$ 3,67	R\$ 6,39	R\$ 5,66	R\$ 8,69	R\$ 0,007087	R\$ 0,012323	R\$ 0,008336	R\$ 0,013255	R\$ 3,68	R\$ 6,40	R\$ 5,66	R\$ 8,71				
4	R\$ 1,84	R\$ 4,29	R\$ 2,54	R\$ 2,26	R\$ 0,003549	R\$ 0,008274	R\$ 0,003732	R\$ 0,003344	R\$ 1,84	R\$ 4,30	R\$ 2,54	R\$ 2,27				
5	R\$ 1,34	R\$ 2,92	R\$ 2,08	R\$ 1,35	R\$ 0,002591	R\$ 0,005629	R\$ 0,003073	R\$ 0,002011	R\$ 1,35	R\$ 2,92	R\$ 2,09	R\$ 1,35				
6	R\$ 1,47	R\$ 2,95	R\$ 1,99	R\$ 1,50	R\$ 0,002833	R\$ 0,005685	R\$ 0,002929	R\$ 0,002239	R\$ 1,47	R\$ 2,95	R\$ 1,99	R\$ 1,50				
7	R\$ 1,46	R\$ 3,10	R\$ 2,08	R\$ 2,04	R\$ 0,002814	R\$ 0,005976	R\$ 0,003069	R\$ 0,003069	R\$ 1,46	R\$ 3,10	R\$ 2,08	R\$ 2,04				
8	R\$ 0,41	R\$ 1,78	R\$ 2,38	R\$ 2,00	R\$ 0,000791	R\$ 0,003427	R\$ 0,003505	R\$ 0,003022	R\$ 0,41	R\$ 1,78	R\$ 2,38	R\$ 2,00				
9	R\$ 0,20	R\$ 1,22	R\$ 1,07	R\$ 0,84	R\$ 0,000392	R\$ 0,002348	R\$ 0,001579	R\$ 0,001266	R\$ 0,20	R\$ 1,22	R\$ 1,07	R\$ 0,85				
10	R\$ 1,28	R\$ 5,00	R\$ 4,44	R\$ 4,12	R\$ 0,002461	R\$ 0,009652	R\$ 0,006542	R\$ 0,006205	R\$ 1,28	R\$ 5,01	R\$ 4,44	R\$ 4,12				
11	R\$ 0,62	R\$ 3,64	R\$ 2,02	R\$ 1,88	R\$ 0,001205	R\$ 0,007021	R\$ 0,002974	R\$ 0,002820	R\$ 0,63	R\$ 3,65	R\$ 2,02	R\$ 1,88				
Média	R\$ 1,31	R\$ 3,16	R\$ 2,48	R\$ 2,64	R\$ 0,00	R\$ 0,01	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 1,31	R\$ 3,17	R\$ 2,48	R\$ 2,65				

Fonte: elaboração própria (2024).