

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

CLAUDIA MERLOTTI

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE ELETRODOS DE TITÂNIO E AÇO INOX EM
REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO EM BATELADA APLICADO AO
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO SINTÉTICO**

CURITIBA

2026

CLAUDIA MERLOTTI

AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE ELETRODOS DE TITÂNIO E AÇO INOX EM REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO EM BATELADA APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO SINTÉTICO

Performance Evaluation of Titanium and Stainless Steel Electrodes in a Batch Electrocoagulation Reactor Applied to the Treatment of Synthetic Domestic Wastewater

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador: Prof. Dr. Fernando Hermes Passig.

CURITIBA

2026



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es). Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



CLAUDIA MERLOTTI

AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE ELETRODOS DE TITÂNIO E AÇO INOX EM REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO EM BATELADA APLICADO AO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO SINTÉTICO

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Ciência E Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Tecnologias E Processos Ambientais.

Data de aprovação: 12 de março de 2026

Dr. Fernando Hermes Passig, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Altair Rosa, Doutorado - Pontifícia Universidade Católica do Paraná (Pucpr)

Dr. Flavio Bentes Freire, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 12/03/2026.

Aos meus filhos, fonte da minha força e inspiração
para seguir sempre em frente.

AGRADECIMENTOS

Não seria possível citar todas as pessoas que fizeram parte desta fase da minha trajetória. A todos que não aparecem neste texto, deixo meu sincero agradecimento e consideração.

Agradeço à minha família pelo incentivo constante e pelo suporte que me permitiram dedicar-me a esta etapa da minha formação.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Fernando Hermes Passig, expressei minha profunda gratidão pela orientação cuidadosa, pela autonomia concedida para desenvolver esta pesquisa e pelo estímulo à reflexão crítica, mostrando que sempre há alternativas e caminhos possíveis na solução de problemas.

À Prof.^a Karina Querne de Carvalho, cujas orientações e contribuições foram essenciais para o desenvolvimento desta dissertação, deixo meu agradecimento.

Ao amigo Milton Manzoni Junior, agradeço pelo apoio inestimável em todas as etapas deste trabalho, atuando como um verdadeiro coorientador, ainda que sem título oficial.

Aos professores Dr. Eduardo Borges Lied e Dr. Flávio Bentes Freire, pela participação na banca de qualificação e pelas contribuições e sugestões que fortaleceram este trabalho, registro meu agradecimento.

Agradeço a todos os colegas do Laboratório de Saneamento (LabSan) da UTFPR pelas trocas de experiências e sugestões que aprimoraram este trabalho.

Ao Daniel Alvarenga Rizo, por me apresentar ao universo da eletrocoagulação e despertar minha paixão pela área, e à empresa Keviva Brasil, pelo patrocínio do equipamento que tornou possível a realização prática dos experimentos, deixo meu reconhecimento.

Agradeço à Universidade Tecnológica Federal do Paraná, pelo fornecimento de toda a infraestrutura necessária ao desenvolvimento das atividades deste mestrado, e aos profissionais que prestaram suporte.

O presente trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) – Código 130388/2025-4

RESUMO

A insuficiência do tratamento de esgotos sanitários no Brasil é um desafio significativo para a preservação ambiental e a saúde pública. A eletrocoagulação surge como uma alternativa complementar promissora, baseada na geração de espécies coagulantes por reações eletroquímicas para a remoção de poluentes; contudo, a baixa durabilidade dos eletrodos convencionais motiva a busca por materiais mais estáveis. Este trabalho avaliou o desempenho de eletrodos de titânio (ânodo) e aço inoxidável (cátodo) em um reator em batelada (8,9 L) aplicado ao tratamento de esgoto sanitário sintético, investigando a intensidade de corrente (1,5–10 A), o tempo de eletrólise e os efeitos da aeração, condutividade (NaCl), número de eletrodos, área anódica submersa, tempo de sedimentação e perda de massa dos eletrodos. O desempenho foi avaliado pela remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e fósforo total, com monitoramento de pH, turbidez e condutividade elétrica, comparando amostras integrais e centrifugadas. Os resultados demonstraram elevada eficiência na remoção de fósforo, com comportamento rápido e estável, atingindo valores superiores a 98% em 30 min (≥ 5 A). Por outro lado, a remoção da DQO foi limitada, atingindo valor máximo de 41% (5 A; 60 min). A aeração ($Q_{ar} = 0,5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$) aumentou a remoção da DQO nos instantes iniciais, indicando benefício associado ao regime hidrodinâmico e à formação de flocos. A adição de NaCl ($1\text{--}2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$) não promoveu ganho na remoção da DQO centrifugada, mantendo a remoção de fósforo praticamente completa nas condições avaliadas. A ampliação da área anódica e o tempo de sedimentação favoreceram a remoção de sólidos, reduzindo a turbidez, sem aumento significativo na remoção da matéria orgânica dissolvida. A análise gravimétrica confirmou o caráter não sacrificial do titânio, com desgaste do ânodo de $4,65 \text{ mg/cm}^2$ e perda do cátodo de aço inoxidável praticamente desprezível ($0,02 \text{ mg/cm}^2$), evidenciando elevada estabilidade operacional. Conclui-se que o sistema Ti–aço inoxidável apresenta potencial para a remoção de fósforo, configurando alternativa tecnológica viável, embora a remoção da matéria orgânica dissolvida tenha se mostrado limitada nas condições avaliadas.

Palavras-chave: tratamento eletroquímico; material do eletrodo; efluente doméstico.

ABSTRACT

The inadequate treatment of domestic wastewater in Brazil remains a significant concern for environmental protection and public health. Electrocoagulation has been investigated as a complementary treatment technology based on the electrochemical generation of coagulant species for pollutant removal; however, the limited durability of conventional electrodes motivates the search for more stable materials. This study evaluated the performance of titanium (anode) and stainless steel (cathode) electrodes in a batch reactor (8.9 L) applied to the treatment of synthetic domestic wastewater. The effects of current intensity (1.5–10 A), electrolysis time, aeration, conductivity (NaCl), number of electrodes, submerged anodic area, settling time, and electrode mass loss were investigated. Process performance was assessed in terms of chemical oxygen demand (COD) and total phosphorus removal, with monitoring of pH, turbidity, and electrical conductivity, comparing raw and centrifuged samples. High phosphorus removal efficiency was achieved, exceeding 98% within 30 min (≥ 5 A), with rapid and stable behavior. In contrast, COD removal was limited, reaching a maximum of 41% (5 A; 60 min). Aeration ($Q_{ar} = 0.5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$) enhanced initial COD removal, likely due to improved hydrodynamic conditions and floc formation. The addition of NaCl (1–2 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) did not improve COD removal in centrifuged samples, while phosphorus removal remained nearly complete under the evaluated conditions. Increasing the anodic area and settling time primarily promoted solid removal, reducing turbidity, without a significant increase in dissolved organic matter removal. Gravimetric analysis confirmed the non-sacrificial behavior of titanium, with anodic wear of $4.65 \text{ mg}/\text{cm}^2$ and negligible mass loss of the stainless steel cathode ($0.02 \text{ mg}/\text{cm}^2$), indicating high operational stability. Overall, the Ti–stainless steel system shows potential for phosphorus removal; however, dissolved organic matter removal remained limited under the investigated operating conditions.

Keywords: electrochemical treatment; electrode material; domestic wastewater.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Representação esquemática do processo de eletrocoagulação.....	21
Figura 2 - Quadro dos parâmetros operacionais de influência na eletrocoagulação .	24
Figura 3 - Formas de arranjo de eletrodos	28
Figura 4 - Quadro comparativo dos principais materiais de eletrodos em eletrocoagulação.....	31
Figura 5 - Fluxograma das etapas metodológicas adotadas no estudo	36
Figura 6 - Esquema do reator de eletrocoagulação em batelada	38
Figura 7 - Gráfico da remoção de DQO (%) em função do tempo e da corrente, com e sem centrifugação.....	49
Figura 8 - Gráfico da remoção de fósforo em função do tempo e da corrente	52
Figura 9 - Gráfico com comparação da remoção de DQO com e sem aeração, antes e após centrifugação.....	57
Figura 10 - Comparação da remoção de fósforo com e sem aeração, antes e após centrifugação	60
Figura 11 - Gráfico da evolução da remoção de DQO e fósforo em função do tempo de sedimentação	74
Figura 12 - Gráfico da turbidez em função do tempo de sedimentação.....	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Faixas típicas de qualidade para esgoto sanitário doméstico (valores em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	18
Tabela 2 - Estudos sobre o uso da eletrocoagulação com eletrodos de titânio e aço inox	35
Tabela 3 - Formulação do efluente sintético de referência.....	39
Tabela 4 - Parâmetros e métodos de monitoramento das amostras	41
Tabela 5 - Resumo das condições experimentais e variáveis operacionais.....	43
Tabela 6 - Remoção de DQO (%) em função do tempo e da corrente, com e sem centrifugação	48
Tabela 7 - Remoção de fósforo em função do tempo e da corrente, com e sem centrifugação	51
Tabela 8 - Variação de pH, turbidez e condutividade do efluente em função da corrente e do tempo de eletrólise	54
Tabela 9 - Remoção de DQO em função do tempo e da aeração.....	57
Tabela 10 - Remoção de fósforo por eletrocoagulação em função do tempo e da aeração.....	59
Tabela 11 - Variação de pH, turbidez e condutividade do efluente em função da presença de aeração e do tempo de eletrólise.....	61
Tabela 12 - Remoção de DQO em função da vazão de aeração	62
Tabela 13 - Remoção de fósforo em função da vazão de aeração	63
Tabela 14 - Variação de pH, turbidez e condutividade do efluente em função do tempo e vazão de aeração	64
Tabela 15 - Remoção de DQO (%) em função da concentração de NaCl adicionada ao meio eletrolítico	65
Tabela 16 - Remoção de fósforo (%) em função da concentração de NaCl.....	67

Tabela 17 - Remoção de DQO (%) e fósforo (%) em função da área anódica submersa (1 ânodo vs 3 ânodos).....	70
Tabela 18 - Remoção de DQO e fósforo em função da área eletroativa anódica submersa (8,5 L e 8,9 L)	72
Tabela 19 - Evolução da DQO e do fósforo em função do tempo de sedimentação após eletrocoagulação	74
Tabela 20 - Resultados da avaliação gravimétrica e taxa de desgaste dos eletrodos ..	78

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANVISA — Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APHA — American Public Health Association
CA — Corrente alternada
CC — Corrente contínua
CER — Chlorine Evolution Reaction (Reação de evolução de cloro)
CNPq — Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CONAMA — Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO — Demanda bioquímica de oxigênio
DQO — Demanda química de oxigênio
EC — Eletrocoagulação
EPDM — Etileno-propileno-dieno monômero
FUNASA — Fundação Nacional de Saúde
LabSan — Laboratório de Saneamento da UTFPR
LD — Limite de detecção
LQ — Limite de quantificação
MMO — Mixed Metal Oxides (Óxidos metálicos mistos)
OER — Oxygen Evolution Reaction (Reação de evolução de oxigênio)
ONU — Organização das Nações Unidas
PPGCTA — Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
SDF — Sólidos dissolvidos fixos
SDV — Sólidos dissolvidos voláteis
SNIS — Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SSF — Sólidos suspensos fixos
SST — Sólidos suspensos totais
SSV — Sólidos suspensos voláteis
ST — Sólidos totais
STD — Sólidos totais dissolvidos
UTFPR — Universidade Tecnológica Federal do Paraná

LISTA DE SÍMBOLOS

- Abs — Absorbância
- Al — Alumínio
- C — Concentração (mg L^{-1})
- Ce — Concentração final ou no equilíbrio (mg L^{-1})
- F — Constante de Faraday
- Fe — Ferro
- I — Corrente elétrica (A)
- J — Densidade de corrente (A cm^{-2})
- LD — Limite de detecção (mg L^{-1})
- LQ — Limite de quantificação (mg L^{-1})
- LQgrav — Limite de quantificação gravimétrica (g)
- M — Massa molar (g mol^{-1})
- m_0 — Massa inicial (g)
- m_f — Massa final (g)
- Mg — Magnésio
- n — Número de elétrons transferidos na reação
- p — Nível de significância estatística
- pH — Potencial hidrogeniônico
- Q_{ar} — Vazão de ar (L min^{-1})
- R^2 — Coeficiente de determinação
- S — Sensibilidade do método (inclinação da reta)
- SS — Aço inoxidável (Stainless Steel)
- t — Tempo de eletrólise (s ou min)
- Ti — Titânio
- U — Tensão elétrica (V)
- V — Volume do reator (L)
- W — Massa dissolvida teórica (g)
- Δm — Variação de massa experimental (g)
- η — Eficiência de remoção (%)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13		
2	OBJETIVO	15		
	2.1	Objetivos específicos	15	
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16		
	3.1	Esgoto sanitário	16	
		3.1.1	Caracterização do esgoto doméstico	17
		3.1.2	Parâmetros de monitoramento da eficiência do tratamento	19
	3.2	Eletrocoagulação	20	
		3.2.1	Fundamentos eletroquímicos da eletrocoagulação	22
		3.2.2	Parâmetros operacionais que influenciam a eletrocoagulação	23
		3.2.3	Tipos de reatores em eletrocoagulação	25
		3.2.4	Densidade de corrente e tempo de eletrólise	25
		3.2.5	Fontes de energia para eletrocoagulação	27
		3.2.6	Configuração e arranjo dos eletrodos	28
		3.2.7	Distância entre os eletrodos	29
		3.2.8	Materiais de eletrodos utilizados em eletrocoagulação	30
4	MATERIAIS E MÉTODOS	36		
	4.1	Aparato experimental	37	
	4.2	Efluente sintético	38	
	4.3	Procedimentos experimentais	39	
		4.3.1	Lavagem dos eletrodos	39
		4.3.2	Coleta de amostras	40
		4.3.3	Análises físico-químicas	40
	4.4	Condições operacionais	41	
	4.5	Avaliação do efeito das condições operacionais	44	
		4.5.1	Avaliação da Influência da Intensidade de Corrente	44
		4.5.2	Influência da aeração	44
		4.5.3	Influência da condutividade do meio eletrolítico	44
		4.5.4	Influência da área anódica submersa	45
		4.5.5	Influência do tempo de sedimentação pós-eletrocoagulação	45

4.6 Avaliação da perda de massa dos eletrodos	45
4.6.1 Procedimento gravimétrico	46
4.6.2 Tratamento dos dados gravimétricos.....	46
4.7 Tratamento dos dados experimentais	47
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	48
5.1 Avaliação da Influência da Intensidade de Corrente	48
5.2 Influência da aeração no desempenho do processo	56
5.2.1 Avaliação da presença e ausência de aeração	56
5.2.2 Influência da vazão de ar aplicada.....	62
5.3 Influência da condutividade do meio eletrolítico	65
5.4 Influência da área eletroativa anódica submersa	69
5.4.1 Número de ânodos (1 vs. 3 ânodos).....	69
5.4.2 Variação do volume efetivo.....	71
5.5 Influência do tempo de sedimentação pós-eletrocoagulação	73
5.6 Avaliação da perda de massa dos eletrodos	77
6 CONCLUSÃO	81
REFERÊNCIAS	83
APÊNDICE A – CURVA ANALÍTICA DO FÓSFORO	99
ANEXO A – DECLARAÇÃO DE USO DE FERRAMENTAS DE INTELIGÊNCIA ARTIFICIAL	101

1 INTRODUÇÃO

A insuficiência dos serviços de saneamento básico no Brasil, especialmente no esgotamento sanitário, é um problema estrutural com impactos diretos sobre o meio ambiente e a saúde pública. A disposição inadequada de esgotos domésticos em corpos hídricos compromete a qualidade da água devido à presença de elevada carga orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos, favorecendo a degradação ambiental e a ocorrência de doenças. Segundo o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA), cerca de 55% da população brasileira é atendida por rede coletora de esgoto e apenas pouco mais da metade do esgoto gerado recebe tratamento adequado (Brasil, 2025; Trata Brasil, 2025). Esse cenário compromete o cumprimento das metas do Novo Marco Legal do Saneamento Básico (Lei nº 14.026/2020), que prevê atendimento de 90% da população com coleta e tratamento de esgoto até 2033, reforçando a necessidade de tecnologias eficientes e viáveis para ampliar a cobertura e reduzir os impactos ambientais associados (Brasil, 2020).

Os sistemas convencionais de tratamento secundário, baseados em processos biológicos como lodos ativados, reatores anaeróbios e lagoas de estabilização, atendem, em geral, à exigência de remoção mínima de 60% de DBO estabelecida pela Resolução CONAMA nº 430/2011. Entretanto, a remoção de nutrientes, especialmente fósforo, nesses processos é limitada, com eficiências tipicamente entre 20 e 40% em tratamento secundário convencional (Metcalf; Eddy, 2014; Von Sperling, 2014). Para atingir os limites mais restritivos previstos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos receptores de Classe 1, como $0,020 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de fósforo total em ambientes lênticos e $0,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ em ambientes lóticos, são necessárias etapas adicionais de remoção biológica aprimorada (EBPR) ou precipitação química, com dosagem de coagulantes metálicos, maior geração de lodo e custos operacionais mais elevados (Bunce et al., 2018; Metcalf; Eddy, 2014).

Esse quadro é ainda mais crítico em sistemas descentralizados e em pequenas comunidades, onde a infraestrutura para EBPR ou precipitação química frequentemente não é viável do ponto de vista operacional e econômico (Bunce et al., 2018; Sniatala et al., 2024). Isso motiva a investigação de tecnologias alternativas. Os processos eletroquímicos se destacam nesse cenário pela simplicidade operacional,

pelo controle dos parâmetros do processo e pela geração *in situ* de espécies coagulantes, sem necessidade de transporte ou armazenamento de reagentes (Boinpally et al., 2023; Jo et al., 2024; Magnisali et al., 2021; Phu et al., 2025; Reza; Haller; Mao, 2024; Sniatala et al., 2024).

A eletrocoagulação (EC) é um processo eletroquímico que tem sido amplamente investigado como tecnologia alternativa para o tratamento de efluentes. Seu princípio consiste na dissolução eletrolítica de ânodos metálicos sob aplicação de corrente elétrica, gerando *in situ* espécies coagulantes capazes de desestabilizar partículas coloidais e promover a remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica e nutrientes (Boinpally et al., 2023; Espinoza-Quiñones, 2023; Mollah et al., 2004; Reza; Haller; Mao, 2024). Em comparação à coagulação química convencional, a EC reduz a necessidade de adição de reagentes externos e permite maior controle dos parâmetros operacionais (Moussa et al., 2017).

Os eletrodos de alumínio e ferro são os mais utilizados, por seu baixo custo e boa eficiência, mas estão sujeitos a problemas de corrosão e desgaste acelerado (Bajpai et al., 2025; El-Ghenymy et al., 2020). Diante disso, eletrodos de titânio e aço inoxidável têm sido propostos como alternativas, por sua maior resistência à corrosão e estabilidade operacional. Contudo, o desempenho desses materiais na remoção de matéria orgânica e nutrientes ainda é pouco explorado na literatura (Adamović et al., 2024; Bajpai et al., 2025; El-Ghenymy et al., 2020; González Pérez et al., 2025).

Os estudos disponíveis sobre eletrodos de titânio e aço inoxidável apresentam desempenhos variáveis e, em geral, avaliam poucos parâmetros de forma isolada. Faltam análises integradas que considerem simultaneamente a eficiência de remoção de poluentes, a interação entre parâmetros operacionais e a estabilidade dos eletrodos, especialmente para matéria orgânica e nutrientes (Akarsu et al., 2022; Phu et al., 2025; Safwat, 2020; Sebastian et al., 2024).

Dessa forma, o presente trabalho investiga a aplicação da eletrocoagulação com eletrodos de titânio e aço inoxidável, em diferentes combinações, no tratamento de água residuária sintética, avaliando o desempenho do sistema em função das interações entre parâmetros operacionais, eficiência de remoção de poluentes e estabilidade eletroquímica dos eletrodos.

2 OBJETIVO

Avaliar o desempenho de eletrodos de titânio (ânodo) e aço inoxidável (cátodo) em reator de eletrocoagulação em batelada aplicado ao tratamento de esgoto sanitário sintético, considerando simultaneamente a qualidade do efluente tratado e o comportamento eletroquímico dos materiais.

2.1 Objetivos específicos

- Avaliar diferentes configurações eletroquímicas do processo de eletrocoagulação aplicado ao tratamento de esgoto sanitário sintético;
- Analisar a influência da aeração na qualidade do efluente tratado e no comportamento do processo de eletrocoagulação;
- Avaliar o efeito da área eletroativa anódica submersa no desempenho do processo de eletrocoagulação quanto à remoção de matéria carbonácea e fósforo;
- Investigar a influência da condutividade do meio eletrolítico no desempenho do processo de eletrocoagulação;
- Identificar o melhor tempo de sedimentação após a eletrocoagulação;
- Avaliar a perda de massa dos eletrodos de titânio e aço inox associada à operação do processo de eletrocoagulação.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Esta subseção apresenta os conceitos essenciais para a compreensão da eletrocoagulação aplicada ao tratamento de esgoto doméstico. Inicialmente, discute-se a caracterização do esgoto doméstico e seus principais poluentes, com ênfase na matéria orgânica e no fósforo. Em seguida, são descritos os fundamentos do processo de eletrocoagulação, destacando-se as reações eletroquímicas envolvidas e os parâmetros operacionais que influenciam a eficiência do tratamento. Por último, são abordados os diferentes materiais de eletrodos, com especial atenção ao titânio e ao aço inoxidável, avaliando-se seu potencial na otimização do desempenho do processo.

3.1 Esgoto sanitário

Atualmente, o acesso à água potável e ao esgotamento sanitário adequado é reconhecido pela Organização das Nações Unidas (ONU) como um direito humano fundamental, por meio da Resolução A/RES/64/292, de 2010 (Lima; Pereira; Pifano, 2024; ONU, 2010). No Brasil, as ações de saneamento básico envolvem diferentes esferas do poder público e da sociedade civil, sendo o destino adequado do esgoto uma medida essencial para a saúde coletiva e a preservação ambiental (Brasil, 2020; Ministério do Desenvolvimento Regional, 2022).

Apesar dos avanços, os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) mostram que uma parcela expressiva da população ainda não dispõe de coleta e tratamento de esgotos. Para o ano de referência de 2020, o SNIS indica que pouco mais da metade dos brasileiros é atendida por sistemas de coleta e menos da metade por sistemas de tratamento de esgotos, evidenciando a persistência de um déficit significativo de saneamento no país (SNIS, 2022). Esse cenário reforça a urgência por tecnologias que aumentem a eficiência e o alcance do tratamento de esgotos.

O manejo inadequado de esgotos domésticos compromete a qualidade dos corpos hídricos, favorecendo a eutrofização, o consumo do oxigênio dissolvido e a disseminação de doenças de veiculação hídrica. A presença de matéria orgânica,

nutrientes e microrganismos patogênicos em efluentes não tratados representa risco à saúde pública e limita os usos da água, o que justifica a necessidade de tratamento adequado antes do lançamento no meio ambiente (Brasil, 2005; Funasa, 2019; Von Sperling, 2014).

No Brasil, o tratamento de esgotos é regulado por duas resoluções principais. A Resolução CONAMA nº 357/2005 classifica as águas doces em cinco classes (Especial, 1, 2, 3 e 4), de acordo com o uso preponderante. Em águas de Classe Especial é proibido o lançamento de efluentes, mesmo tratados. As Classes 1 e 2 admitem usos mais nobres, como abastecimento humano após tratamento simplificado ou convencional. As Classes 3 e 4 são destinadas a usos menos exigentes, como dessedentação de animais e navegação (Brasil, 2005).

A Resolução CONAMA nº 430/2011 complementa a anterior ao definir os padrões para o lançamento de efluentes. Para esgotos sanitários, exige pH entre 5 e 9, temperatura abaixo de 40 °C, materiais sedimentáveis até 1 mL·L⁻¹ em cone Imhoff e remoção mínima de 60% de DBO (Brasil, 2011).

Essas resoluções estabelecem o princípio de que o lançamento de efluentes não pode promover o desenquadramento do corpo receptor. O nível de tratamento exigido depende, portanto, da classe do rio que recebe o efluente. Em rios de Classe 2, por exemplo, o limite de fósforo total é de 0,1 mg·L⁻¹ em ambientes lóticos e o de DBO é de 5 mg·L⁻¹, valores que exigem tratamentos mais eficientes do que os aplicáveis a corpos receptores menos restritivos (Brasil, 2005; Brasil, 2011). A eletrocoagulação tem sido investigada como alternativa para atender a esses padrões, especialmente na remoção de DQO e fósforo (Grecco et al., 2022; Silva et al., 2022).

3.1.1 Caracterização do esgoto doméstico

O esgoto doméstico é proveniente do uso de água em atividades cotidianas de higiene, preparação de alimentos e necessidades fisiológicas humanas, sendo gerado de forma proporcional ao volume de água consumida pela população (Nuvolari, 2011). Embora seja composto majoritariamente por água, a fração de

sólidos e substâncias dissolvidas é responsável por uma carga significativa de matéria orgânica biodegradável, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e microrganismos patogênicos, o que torna o lançamento sem tratamento um risco relevante à saúde pública e ao meio ambiente (Funasa, 2019).

Do ponto de vista quantitativo, o esgoto doméstico bruto apresenta concentrações típicas de matéria orgânica e sólidos que permitem classificá-lo como fraco, médio ou forte. Metcalf e Eddy (2003) apresentam faixas de referência amplamente utilizadas na literatura para a caracterização de esgoto sanitário, considerando parâmetros como demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e frações de sólidos totais e suspensos. Essas faixas foram utilizadas, por exemplo, na caracterização do esgoto sanitário afluente em estudos de reatores anaeróbios híbridos para tratamento de esgoto doméstico (Passig, 2005).

A Tabela 1 reúne faixas de concentração para os principais parâmetros de qualidade do esgoto sanitário doméstico, distribuídas em três categorias de carga orgânica. Esses valores de referência são utilizados tanto no planejamento de sistemas de tratamento quanto na formulação de efluentes sintéticos em pesquisas de bancada.

Tabela 1 - Faixas típicas de qualidade para esgoto sanitário doméstico (valores em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

Parâmetro	Esgoto fraco	Esgoto médio	Esgoto forte
DQO total	250	430	800
DBO	110	190	350
Fósforo	5	8	12,5
Nitrogênio	25	40	60
Sólidos totais (ST)	390	720	1230
Sólidos totais dissolvidos (STD)	270	500	860
Sólidos dissolvidos fixos (SDF)	160	300	520
Sólidos dissolvidos voláteis (SDV)	110	200	340
Sólidos suspensos totais (SST)	120	210	400
Sólidos suspensos fixos (SSF)	25	50	85
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	95	160	315

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003), conforme utilizado por Passig (2005); Von Sperling, (2014).

Em estudos que utilizam efluente sintético para simular esgoto doméstico, a formulação costuma ser ajustada de modo a reproduzir concentrações de DQO e nutrientes dentro das faixas típicas de esgoto sanitário de carga orgânica média (Metcalf; Eddy, 2014; Von Sperling, 2014). Essa estratégia busca garantir que o desempenho de processos de tratamento, como a eletrocoagulação, seja avaliado em condições representativas da realidade operacional de sistemas de esgotamento sanitário, permitindo a comparação com estudos que empregam esgoto real ou sintético em escala de bancada e piloto (Boinpally et al., 2023; Medrano-Hurtado et al., 2022).

3.1.2 Parâmetros de monitoramento da eficiência do tratamento

O desempenho de processos de tratamento de esgoto sanitário é avaliado por meio de parâmetros que refletem a carga poluente do efluente e o risco ambiental associado ao seu lançamento. Entre os mais utilizados estão a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e o fósforo total, por representarem os principais vetores de impacto em corpos receptores e por estarem diretamente vinculados aos padrões normativos de lançamento vigentes no Brasil (Brasil, 2005; Brasil, 2011; Von Sperling, 2014).

A DQO é amplamente utilizada como indicador da carga orgânica total presente no efluente (Metcalf; Eddy, 2014). Concentrações elevadas indicam maior demanda de oxigênio no corpo receptor, com risco de comprometer a qualidade da água e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (Lacalamita; Mongioví; Crini, 2024). A Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece remoção mínima de 60% de DBO para lançamento de esgotos sanitários — parâmetro relacionado à DQO e frequentemente utilizado em conjunto para caracterizar a eficiência do tratamento da fração carbonácea.

O fósforo total é um nutriente essencial que, em concentrações elevadas, atua como agente de eutrofização em corpos hídricos, reduzindo o oxigênio dissolvido e comprometendo a biota aquática (Abdoli et al., 2024). Em sistemas convencionais de tratamento secundário, sua remoção situa-se tipicamente entre 20 e 40%, podendo atingir 70 a 90% com processos de remoção biológica aprimorada ou precipitação química (Metcalf; Eddy, 2014; Von Sperling, 2014). Tecnologias eletroquímicas têm

sido investigadas como alternativas para essa finalidade, com remoções superiores a 90% registradas em estudos com esgoto doméstico (Nguyen et al., 2016; Omwene et al., 2018).

O pH, a turbidez e a condutividade elétrica também são utilizados no monitoramento de sistemas de eletrocoagulação, pois refletem as condições do meio durante a eletrólise e auxiliam na interpretação do comportamento do processo frente a variações operacionais (Mollah et al., 2004; Moussa et al., 2017).

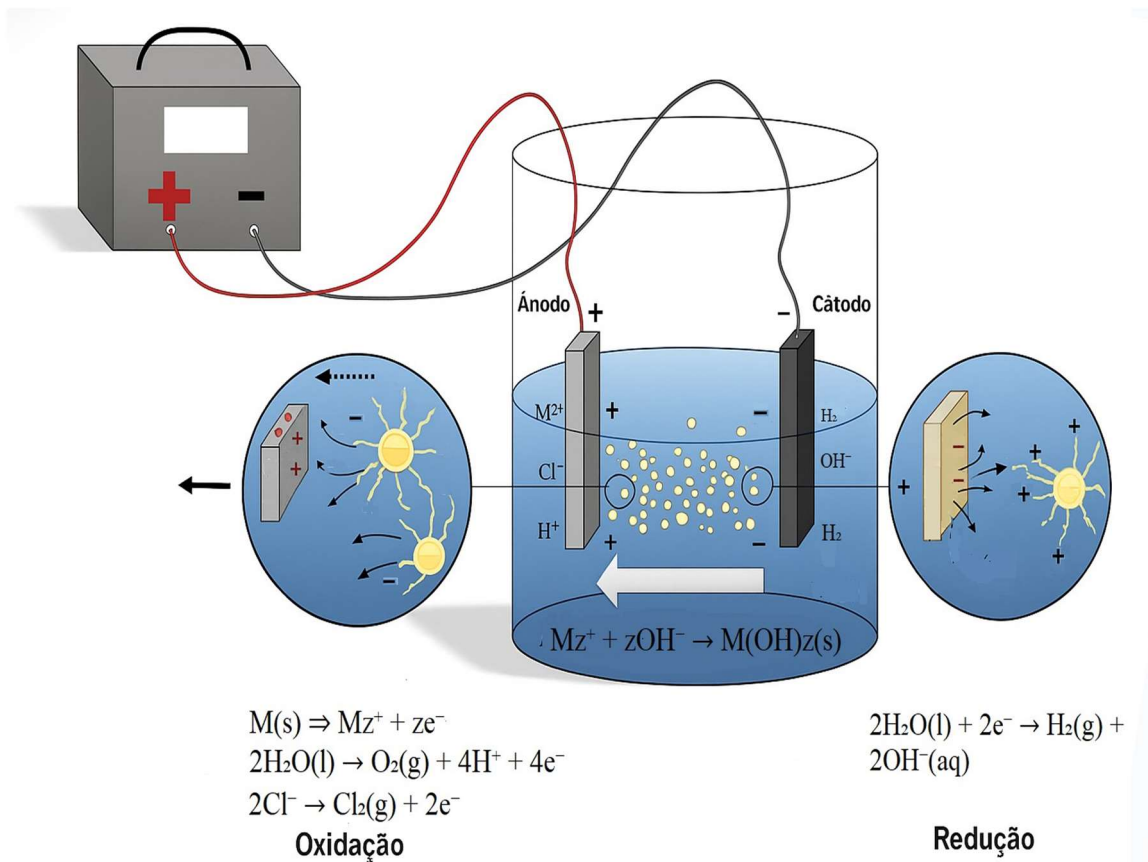
3.2 Eletrocoagulação

A eletrocoagulação (EC) é uma tecnologia de tratamento que emprega corrente elétrica contínua aplicada a eletrodos metálicos submersos no efluente. O processo promove a desestabilização de partículas, a coagulação e a flotação, sem necessidade de adição de reagentes externos (Mollah et al., 2001; Espinoza-Quiñones, 2023).

O que diferencia a EC da coagulação química convencional é a geração de íons coagulantes diretamente no meio eletrolítico, pela dissolução anódica do eletrodo. Esses íons Al^{3+} , Fe^{2+} ou Ti^{4+} , dependendo do material utilizado, reagem com as hidroxilas produzidas no cátodo e formam compostos insolúveis com grande superfície de contato. O resultado é a agregação de coloides, a captura de matéria orgânica e a separação de sólidos por sedimentação ou flotação (Emamjomeh; Sivakumar, 2009; Shahedi et al., 2020).

Os principais fenômenos e reações eletroquímicas associados ao processo de eletrocoagulação são apresentados de forma esquemática na Figura 1.

Figura 1 - Representação esquemática do processo de eletrocoagulação



Fonte: Autoria própria (2026), adaptado de Mollah et al. (2004); Sahu, Mazumdar e Chaudhari (2014); Quiñones (2023).

Em termos ambientais, a eletrocoagulação pode contribuir para a mitigação de impactos associados ao tratamento de efluentes. A geração *in situ* de espécies coagulantes reduz a necessidade de transporte, armazenamento e manuseio de reagentes químicos, podendo diminuir riscos operacionais e impactos indiretos associados ao uso de insumos (Moussa et al., 2017; Mollah et al., 2004). Além disso, a eficiência na remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica e nutrientes contribui para a redução da carga poluente lançada em corpos hídricos (Boinpally et al., 2023; Espinoza-Quiñones, 2023).

No âmbito das políticas nacionais voltadas às finanças sustentáveis, a Taxonomia Sustentável Brasileira (TSB) inclui atividades relacionadas ao saneamento e ao controle da poluição hídrica entre aquelas que contribuem para objetivos ambientais (Brasil, 2025). Tecnologias de tratamento que promovem a redução de

cargas poluentes e a melhoria da qualidade dos efluentes, como a eletrocoagulação, podem ser compreendidas dentro desse enquadramento regulatório.

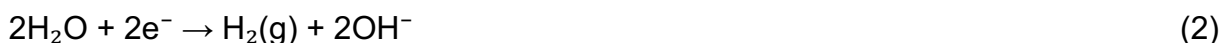
3.2.1 Fundamentos eletroquímicos da eletrocoagulação

A eletrocoagulação baseia-se em princípios eletroquímicos clássicos, nos quais a passagem de corrente elétrica através de uma solução condutora provoca reações de oxirredução nos eletrodos. No ânodo ocorre a oxidação, ou seja, a perda de elétrons pelo material metálico, enquanto o cátodo ocorre a redução, caracterizada pelo ganho de elétrons (Chen, 2004; Espinoza-Quiñones, 2023).

Durante a eletrólise, essas reações promovem a dissolução controlada do metal anódico e a formação de espécies coagulantes *in situ*. No ânodo, ocorre a oxidação do metal, liberando íons M^{z+} que se dissociam na fase aquosa, conforme apresentado na equação 1:



No cátodo, ocorre a redução da água, resultando na geração de hidroxilas e de hidrogênio gasoso (Equação 2):



Os íons liberados pelo ânodo reagem com a água e formam hidróxidos metálicos $M(OH)_z$ em suspensão. Esses compostos atuam como coagulantes, neutralizando cargas superficiais e desestabilizando partículas coloidais (Mollah et al., 2001; Emamjomeh; Sivakumar, 2009).

Pela sua estrutura porosa e grande área de contato, esses hidróxidos têm alta capacidade de adsorver matéria orgânica, fósforo e outros contaminantes. Ao mesmo tempo, o H_2 formado no cátodo sobe em forma de microbolhas, carregando os flocos

até a superfície e facilitando a separação sólido-líquido por flotação (Mollah et al., 2001; Emamjomeh; Sivakumar, 2009).

3.2.2 Parâmetros operacionais que influenciam a eletrocoagulação

O desempenho da EC depende de variáveis operacionais que influenciam tanto a cinética das reações quanto o consumo energético. Esses parâmetros não atuam isoladamente, sendo amplamente reconhecido que o desempenho do processo resulta da combinação entre variáveis elétricas, químicas e relacionadas à configuração do reator (Boinpally et al., 2023; Safwat, 2020).

O pH do meio precisa ser considerado junto com a densidade de corrente, pois valores extremos — muito ácidos ou muito alcalinos — comprometem a formação dos hidróxidos metálicos que viabilizam a coagulação (Safwat, 2020). Da mesma forma, a distância entre eletrodos e o tempo de eletrólise interagem entre si: alterar um sem considerar o outro pode prejudicar o desempenho do sistema (Akarsu et al., 2022).

Em efluentes mais complexos, o material do eletrodo passa a exercer papel determinante. Estudos mostram que o mesmo regime de densidade de corrente produz resultados distintos dependendo do eletrodo usado, o que reforça a necessidade de avaliar esses parâmetros em conjunto (Sebastian et al., 2024).

A Figura 2 resume os principais parâmetros operacionais, suas influências e observações práticas descritas na literatura.

Figura 2 - Quadro dos parâmetros operacionais de influência na eletrocoagulação

Parâmetro	Influência principal	Observações práticas	Referências
Densidade de corrente (J)	Controla taxa de dissolução anódica e formação de espécies coagulantes.	Excesso → passivação e maior consumo energético.	Mousazadeh et al., (2021); Phu et al., 2025; Zhang et al., (2021)
Tempo de eletrólise (t)	Relacionado ao tempo de contato e à quantidade de coagulante formado.	Tempos muito longos → maior energia e desgaste do eletrodo.	Mousazadeh et al., (2021); Phu et al., (2025)
Voltagem aplicada (V)	Define a intensidade da corrente elétrica e as perdas ôhmicas.	Ajuste deve evitar sobretensão.	Mousazadeh et al., (2021)
Aeração	Favorece flotação, mistura e remoção de poluentes por arraste.	Melhora a remoção de óleos, graxas e sólidos suspensos.	Nidheesh; Gökkuş, (2023); Trinh et al., (2021)
pH da solução	Controla a forma química do coagulante e a eficiência da remoção de poluentes.	Valores fora da faixa ideal podem reduzir a formação de hidróxidos metálicos ativos.	Mousazadeh et al., (2021); Phu et al., (2025)
Temperatura	Afeta a cinética das reações eletroquímicas e a solubilidade das espécies metálicas.	Aumento da temperatura pode acelerar as reações, mas também intensificar a corrosão.	Solano Huerta et al., (2025)
Tipo do reator	Geometria e modo de operação (batelada/contínuo) influenciam eficiência e escalabilidade.	Reatores contínuos tendem a maior viabilidade em escala real, enquanto os de batelada favorecem controle.	Solano Huerta et al., (2025)
Distância entre eletrodos	Influencia resistência ôhmica e consumo energético.	Distância menor → menos perdas, mas risco de curto-circuito.	Mousazadeh et al., (2021); Phu et al., (2025)
Material dos eletrodos	Define os mecanismos de coagulação e a durabilidade do processo.	Al/Fe → maior eficiência, mas desgaste acelerado; Ti/Inox → maior estabilidade, custo mais elevado.	Pratama et al., (2024); Trompette et al., (2022)

Fonte: Autoria própria (2026).

Dessa forma não há uma configuração universal aplicável a todos os cenários. Cada tipo de efluente, material de eletrodo e desenho de reator exigem ajustes experimentais específicos, de modo a equilibrar eficiência de remoção e consumo energético (Akarsu et al., 2022).

3.2.3 Tipos de reatores em eletrocoagulação

O desempenho do processo da eletrocoagulação depende fortemente do design do reator, uma vez que a configuração adotada deve favorecer o contato entre os poluentes presentes na solução e os coagulantes gerados *in situ* (Holt; Barton; Wark, 2005; Lu et al., 2021; Solano Huerta et al., 2025). Segundo Holt, Barton e Wark (2005), os principais tipos de reatores de EC são:

- Reatores em batelada (batch): operam em volumes fixos, com tempo de batelada definido. São utilizados em escala laboratorial e em pequenos sistemas de tratamento, pois permitem melhor controle das condições experimentais (Koby et al., 2003);
- Reatores contínuos (flow-through): projetados para tratar fluxos contínuos de efluente. Podem operar em regime de fluxo pistão ou com mistura completa. Apresentam maior aplicabilidade em escala industrial (Holt; Barton; Wark, 2005).

A escolha da configuração depende do tipo de efluente, da carga poluente e das condições operacionais desejadas (Sahu; Mazumdar; Chaudhari, 2014; Lu et al., 2021; Solano Huerta et al., 2025).

3.2.4 Densidade de corrente e tempo de eletrólise

A dissolução anódica no processo de eletrocoagulação fundamenta-se na Lei de Faraday, segundo a qual a quantidade de metal liberada na solução é proporcional à carga elétrica transferida. Esse princípio permite relacionar a densidade de corrente (Equação 3), definida como a razão entre a corrente elétrica aplicada (i) e a área do eletrodo (A), com a taxa de geração de espécies coagulantes (Mollah et al., 2004; Sahu, Mazumdar; Chaudhari, 2014).

A densidade de corrente é definida pela Equação (3):

$$j = \frac{i}{A} \tag{3}$$

Em que:

J = densidade de corrente elétrica;

i = corrente elétrica aplicada (A);

A = área anódica (cm²).

A partir dessa densidade de corrente e do tempo de eletrólise, a massa de metal dissolvida pode ser estimada pela Equação de Faraday (Equação 4):

$$w = \frac{d.t.M}{n.F}$$

(4)

Em que:

W é a massa de material metálico dissociada (g);

J é a densidade de corrente elétrica (A cm⁻²);

t é o tempo da eletrólise;

M é a massa molar do metal (g mol⁻¹),

n é o número de elétrons envolvidos na reação de oxidação/redução;

F é a constante de Faraday (96.485 C mol⁻¹).

Esse modelo matemático é comumente empregado para estimar a quantidade de coagulante gerado in situ e, conseqüentemente, prever a eficiência do processo de eletrocoagulação em diferentes condições operacionais (Mollah et al., 2004; Sahu, Mazumdar; Chaudhari, 2014).

Densidades de corrente muito altas aceleram a passivação da superfície anódica, com formação de camadas de óxido que bloqueiam a dissolução e reduzem a geração de coagulantes, ao mesmo tempo que elevam o consumo energético (Mollah et al., 2004). Por outro lado, densidades muito baixas tornam o processo lento por insuficiência de coagulante. Existe, portanto, uma faixa de operação em que a relação entre eficiência e consumo energético é mais favorável (Phu, Nguyen e Phung, 2025).

De forma semelhante, o aumento do tempo de eletrólise gera mais coagulante e melhora a remoção, mas eleva o desgaste dos eletrodos e o consumo total de energia. O ponto de equilíbrio depende da concentração do efluente, da condutividade

do meio e da densidade de corrente adotada (Mollah et al., 2004; Yusmaini et al., 2026).

3.2.5 Fontes de energia para eletrocoagulação

Em sistemas de eletrocoagulação, a fonte de energia é responsável por manter a corrente elétrica que sustenta as reações nos eletrodos. É ela que viabiliza a dissolução do ânodo e, com isso, a geração das espécies coagulantes que removem os poluentes do efluente (Mollah et al., 2004; Patel et al., 2025).

A corrente contínua (CC) é a mais utilizada, caracterizando-se por fluxo unidirecional e estável, o que favorece a dissolução controlada do ânodo e a geração eficiente de hidróxidos metálicos. Essa condição assegura boa desestabilização de coloides e simplicidade operacional, além de menor custo de implementação. No entanto, o uso prolongado pode promover a passivação superficial, reduzindo a eficiência e aumentando a necessidade de manutenção (Chen, 2004; Mollah et al., 2004; Moussa et al., 2017).

A corrente alternada (CA) caracteriza-se pela inversão periódica do sentido da corrente elétrica ao longo do tempo, resultando em alternância cíclica de polaridade nos eletrodos. Embora menos usual, apresenta vantagens no que se refere à mitigação da passivação e da deposição superficial, prolongando a vida útil dos eletrodos (Bayramoglu et al., 2006). No entanto, sua aplicação em processos de eletrocoagulação é limitada pela menor eficiência na geração contínua de íons metálicos coagulantes, já que a inversão periódica da polaridade reduz o tempo efetivo de dissolução anódica e pode causar instabilidade na formação dos hidróxidos (Chen, 2004; García-Segura et al., 2017).

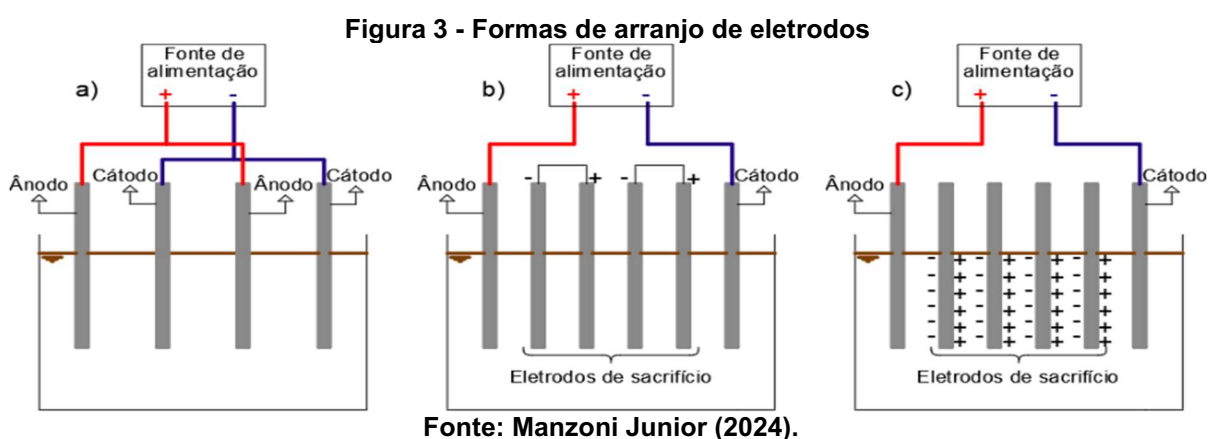
Já fontes híbridas, como a corrente pulsada ou combinações de corrente contínua e alternada, baseiam-se na aplicação de sinais elétricos não estacionários, nos quais a intensidade, a polaridade ou ambos variam de forma controlada ao longo do tempo. Essas configurações vêm sendo exploradas com resultados promissores, ao aliarem maior eficiência energética à redução de incrustações, mesmo em condições mais severas de operação (Chen, 2004; García-Segura et al., 2017). Apesar disso, tais sistemas exigem controle eletrônico mais complexo, maior custo de

implementação e calibração rigorosa dos parâmetros de frequência e amplitude, o que ainda restringe sua adoção em larga escala (García-Segura et al., 2017).

Assim, diferentes modalidades de fornecimento de corrente apresentam vantagens e limitações específicas, e sua escolha deve considerar tanto a eficiência eletroquímica quanto a durabilidade dos eletrodos e o consumo energético do sistema (Chen, 2004).

3.2.6 Configuração e arranjo dos eletrodos

A disposição elétrica dos eletrodos — seja em configuração monopolar (em série ou paralelo) ou bipolar — exerce influência direta no perfil de corrente, na uniformidade da dissolução e na complexidade das conexões. No arranjo monopolar, todos os ânodos ou cátodos são ligados diretamente à fonte, enquanto no bipolar cada eletrodo intermediário funciona por polarização interna (Phu et al., 2025). Para melhor compreensão, a Figura 3 ilustra os principais tipos de arranjos empregados em sistemas de eletrocoagulação.



As configurações monopolares apresentam vantagens como simplicidade operacional e custo reduzido, o que explica sua predominância em aplicações práticas. Já os arranjos bipolares podem permitir maior compactação do reator e distribuição de corrente, mas demandam circuitos mais complexos e apresentam limitações de controle (Chen, 2004).

Outro aspecto importante é o aproveitamento da superfície ativa dos eletrodos. Em sistemas não balanceados, certas regiões podem receber menor densidade de corrente, o que compromete a eficiência global. Estudos comparativos indicam que o arranjo monopolar em paralelo oferece melhor desempenho econômico, pois favorece a remoção de contaminantes com menor consumo específico de energia (Phu et al., 2025).

3.2.7 Distância entre os eletrodos

A distância entre os eletrodos constitui um parâmetro operacional relevante na eletrocoagulação, pois exerce efeito direto sobre a resistência elétrica do meio, a distribuição de corrente e, conseqüentemente, o consumo energético e a eficiência de remoção de contaminantes. Espaçamentos muito pequenos, tipicamente inferiores a 0,5–0,7 cm, favorecem a condução elétrica e reduzem a queda ôhmica, aumentando a intensidade do campo elétrico e a taxa de dissolução do ânodo. Entretanto, quando excessivamente reduzidos, esses espaçamentos podem provocar curto-circuito elétrico ou dificultar a circulação do meio líquido, devido à obstrução causada pelos flocos formados durante o processo (García-Segura, 2017; Kobya et al., 2003; Mollah et al., 2004; Phu et al., 2025; Sahu; Mazumdar; Chaudhari, 2014).

Em contrapartida, espaçamentos elevados, geralmente superiores a 2,0–2,5 cm, reduzem a interação elétrica entre as placas, exigindo valores mais elevados de voltagem para a manutenção da densidade de corrente. Essa condição resulta em maior resistência ôhmica do sistema, aumento do consumo energético e, em muitos casos, redução da eficiência de remoção de contaminantes. Estudos experimentais conduzidos com diferentes tipos de efluentes demonstram que o aumento excessivo do espaçamento compromete o desempenho energético do processo sem ganhos proporcionais de eficiência (Almukdad et al., 2021; Hawari et al., 2020; Khaled Brahmi et al., 2019; Kobya et al., 2003; Phu et al., 2025).

Entre esses extremos, valores intermediários de espaçamento, situados predominantemente na faixa de 1,0 a 2,0 cm, têm sido amplamente adotados em estudos experimentais por permitirem um equilíbrio adequado entre eficiência de remoção, estabilidade operacional e consumo energético. Resultados experimentais

indicam que espaçamentos nessa faixa favorecem a formação eficiente de espécies coagulantes sem impor perdas ôhmicas excessivas ao sistema. Hawari et al. (2020), ao avaliarem a remoção de carbono orgânico total de esgoto municipal, observaram que a eficiência do processo decresce progressivamente com o aumento do espaçamento entre os eletrodos, sendo os melhores desempenhos obtidos para valores próximos de 1,0 a 1,5 cm. Resultados semelhantes foram observados por Almukdad et al. (2021) e Martínez-Villafañe et al. (2022), que identificaram melhor desempenho energético e operacional para espaçamentos intermediários em diferentes sistemas de eletrocoagulação.

Estudos recentes indicam que o efeito do espaçamento entre eletrodos é observado de forma recorrente em diferentes matrizes de efluentes. Pérez-Flores et al. (2025), ao revisarem aplicações de eletrocoagulação em águas contendo antibióticos e microrganismos resistentes, destacam que o espaçamento entre placas, normalmente avaliado entre 0,5 e 2,0 cm, constitui um dos parâmetros geométricos frequentemente analisados, influenciando simultaneamente a eficiência de remoção e o consumo energético. De forma complementar, Khaled Brahmi et al. (2019) evidenciaram que a escolha do espaçamento afeta a eficiência do processo e a demanda energética, reforçando a necessidade de sua adequada seleção.

De modo geral, embora o espaçamento ótimo dependa das características do efluente e das condições operacionais, valores intermediários em torno de 1,5 cm são amplamente empregados na literatura experimental de eletrocoagulação, apresentando desempenho satisfatório quanto à eficiência de remoção e ao consumo energético. Esse valor pode ser adotado como referência inicial em estudos laboratoriais e piloto, desde que acompanhado de ajustes adequados na densidade de corrente e no tempo de eletrólise (Hawari et al., 2020; Khaled Brahmi et al., 2019; Martínez-Villafañe et al., 2022; Mollah et al., 2004; Phu et al., 2025).

3.2.8 Materiais de eletrodos utilizados em eletrocoagulação

Nos processos de eletrocoagulação, a escolha do material dos eletrodos exerce influência direta sobre a eficiência do tratamento, o custo operacional e os impactos ambientais associados. Tradicionalmente, alumínio e ferro são os materiais

mais empregados, em razão do baixo custo, da ampla disponibilidade comercial e da eficácia comprovada na remoção de turbidez, fósforo e matéria orgânica, conforme amplamente reportado na literatura especializada (Al-Marri et al., 2023; Jo et al., 2024).

Nos últimos anos, estudos têm explorado o uso de materiais alternativos, como magnésio, cobre e diferentes ligas metálicas, com o objetivo de aumentar a durabilidade dos eletrodos, melhorar a resistência à corrosão e ampliar o desempenho do processo em efluentes mais complexos. Embora essas alternativas ampliem o espectro de aplicação da eletrocoagulação, ainda apresentam desafios relacionados ao custo, à estabilidade eletroquímica e ao controle da dissolução metálica, o que limita sua adoção em larga escala (Gradinac; Jovović, 2022; Phu et al., 2025; Rahmani et al., 2020).

Figura 4 - Quadro comparativo dos principais materiais de eletrodos em eletrocoagulação

Material	Vantagens	Limitações	Referências
Alumínio (Al)	Formação de hidróxidos amorfos de alta área superficial; elevada eficiência na remoção de fósforo e turbidez.	Possível geração de lodo em maior volume; desgaste relativamente rápido.	Mollah et al. (2004); Morales-Figueroa et al. (2022); Reza et al. (2025); Tibebe et al. (2019).
Ferro (Fe)	Alto poder de remoção de cor e DQO; baixo custo.	Maior geração de lodo; tendência à corrosão e passivação.	Bani-melhem; Al-kilani, (2023); Ingelsson et al., (2020); Mollah et al., (2004).
Titânio (Ti)	Resistência à corrosão; maior vida útil; menor geração de lodo; impacto ambiental reduzido.	Alto custo inicial; menor liberação de íons coagulantes.	Gradinac; Jovović, (2022); Trompette, (2022).
Aço inox	Boa durabilidade; resistência à corrosão; aplicável como suporte.	Menor eficiência na liberação de espécies coagulantes.	Dura; Breslin (2019); González Pérez et al. (2025); Reza et al. (2025).
Magnésio (Mg)	Potencial para alta eficiência em remoção de metais pesados.	Maior reatividade, menor durabilidade.	Reza et al. (2025); Vasudevan; Lakshmi; Packiyam (2010); Zaffar et al. (2025).
Cobre (Cu)	Boa condutividade elétrica; aplicação em sistemas específicos.	Toxicidade em efluentes tratados; elevado custo.	Barrera-Díaz et al. (2014); García-Orozco et al. (2022); Hanafy et al. (2025); Liu et al. (2023).

Fonte: Autoria própria (2026).

Entre os materiais alternativos mais investigados destacam-se o aço inoxidável e o titânio, em função de sua elevada resistência à corrosão, estabilidade mecânica e potencial de aplicação em sistemas que demandam maior durabilidade operacional. Esses materiais têm sido avaliados tanto como eletrodos funcionais quanto como componentes estruturais em diferentes configurações de reatores de eletrocoagulação, motivando análises específicas sobre seus mecanismos de atuação, desempenho eletroquímico e limitações operacionais, discutidas nas seções subsequentes (Safwat et al., 2020, 2023; Trompette, 2022).

O aço inoxidável é uma liga composta principalmente por ferro (Fe), cromo (Cr) e, em muitos graus, níquel (Ni), combinação que confere elevada resistência à corrosão, boa estabilidade mecânica e durabilidade superior em comparação a eletrodos convencionais. A resistência à corrosão está fortemente associada ao Cr, que favorece a formação e manutenção de um filme passivo (óxido enriquecido em Cr) na superfície, reduzindo a suscetibilidade à corrosão e a ocorrência de degradação acelerada (Dura; Breslin, 2019; Wang et al., 2019).

No arranjo em que o aço inox é utilizado como cátodo, ele funciona como um condutor estável e com elevada resistência mecânica, contribuindo para a operação do reator com maior confiabilidade e menor demanda de manutenção. Adicionalmente, a polarização catódica favorece a reação de redução da água, com geração de hidrogênio gasoso (associado à eletroflotação) e de íons hidroxila, os quais elevam o pH local e favorecem processos de precipitação e remoção por arraste, com posterior separação sólido-líquido (García-Segura et al., 2017; Khaghani et al., 2020).

A reação predominante no cátodo pode ser representada pela Equação (5) (García-Segura et al., 2017; Khaghani et al., 2020):



Assim, a formação de H_2 e OH^- contribui simultaneamente para a eletroflotação e para a elevação do pH na proximidade do eletrodo, favorecendo a separação sólido-líquido (García-Segura et al., 2017; Khaghani et al., 2020).

O titânio (Ti) é frequentemente empregado como material anódico devido à elevada resistência à corrosão e à boa estabilidade mecânica, sobretudo pela tendência à passivação em meio aquoso. Sob polarização anódica, observa-se a formação espontânea de uma camada superficial de dióxido de titânio (TiO_2), compacta e aderente, associada à redução da taxa de dissolução do metal em condições controladas. Em comparação a ânodos de sacrifício, como Fe e Al, essa característica se relaciona ao menor consumo do eletrodo, sendo comum a classificação do Ti como material predominantemente inerte nessas condições (Safwat et al., 2023; Trompette, 2022).

Em termos reacionais, em geral verifica-se a predominância da oxidação da água no ânodo, com evolução de oxigênio, especialmente quando a superfície está passivada por TiO_2 . Em meio contendo cloretos, a evolução de oxigênio pode competir com a oxidação de Cl^- , gerando Cl_2 e, em equilíbrio, espécies de cloro ativo (HClO/ClO^-), dependendo do potencial e das condições operacionais; essa rota é mais favorecida em ânodos de Ti revestidos com óxidos metálicos mistos (MMO), enquanto o Ti não revestido tende a operar principalmente via evolução de oxigênio devido à passivação (Abdel-Aziz et al., 2024; De Melo et al., 2020; Panić et al., 2006; Rodríguez; Nava, 2024; Saldanha et al., 2020).

Em condições anódicas, a espécie de titânio esperada em solução é predominantemente Ti(IV) (Ti^{4+}), compatível com o caráter oxidativo do meio eletroquímico. Em situações nas quais a camada passiva apresenta defeitos, heterogeneidades ou rupturas localizadas (condições mais severas de matriz e operação), pode ocorrer dissolução residual com liberação detectável de Ti^{4+} . Em seguida, o Ti^{4+} sofre hidrólise rápida, formando hidróxido de titânio e/ou óxidos hidratados, frequentemente descritos como $\text{Ti}(\text{OH})_4$ e/ou $\text{TiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$, os quais podem se apresentar como fase gelatinosa ou particulada com capacidade de adsorção e varredura, contribuindo como co-coagulante secundário em determinadas condições (El-Ghenymy et al., 2020; Safwat et al., 2023; Trompette, 2022).

As reações anódicas e associadas podem ser apresentadas (Equações 6 a 13) (Abdel-Aziz et al., 2024; Comninellis, 1994; Das et al., 2024; Deborde; von Gunten, 2008; De Moura et al., 2014; El-Ghenymy et al., 2020; Mangold et al., 2021; Schmidt; Vogelsberger, 2009; Vos et al., 2019):

Formação/passivação:



Oxidação da água:



Oxidação de cloreto:



Hidrólise do Ti(IV) liberado:



Oxidação direta de poluentes orgânicos:



Assim, a estabilidade do ânodo de Ti depende do estado de passivação, do potencial aplicado e da presença de cloreto, que modulam a competição OER/CER e as espécies formadas em solução (El-Ghenymy et al., 2020; Madrid et al., 2023; Vos et al., 2019). Para sintetizar esse panorama, a Tabela 2 reúne estudos selecionados sobre eletrodos de titânio e aço inox em eletrocoagulação.

Tabela 2 - Estudos sobre o uso da eletrocoagulação com eletrodos de titânio e aço inox

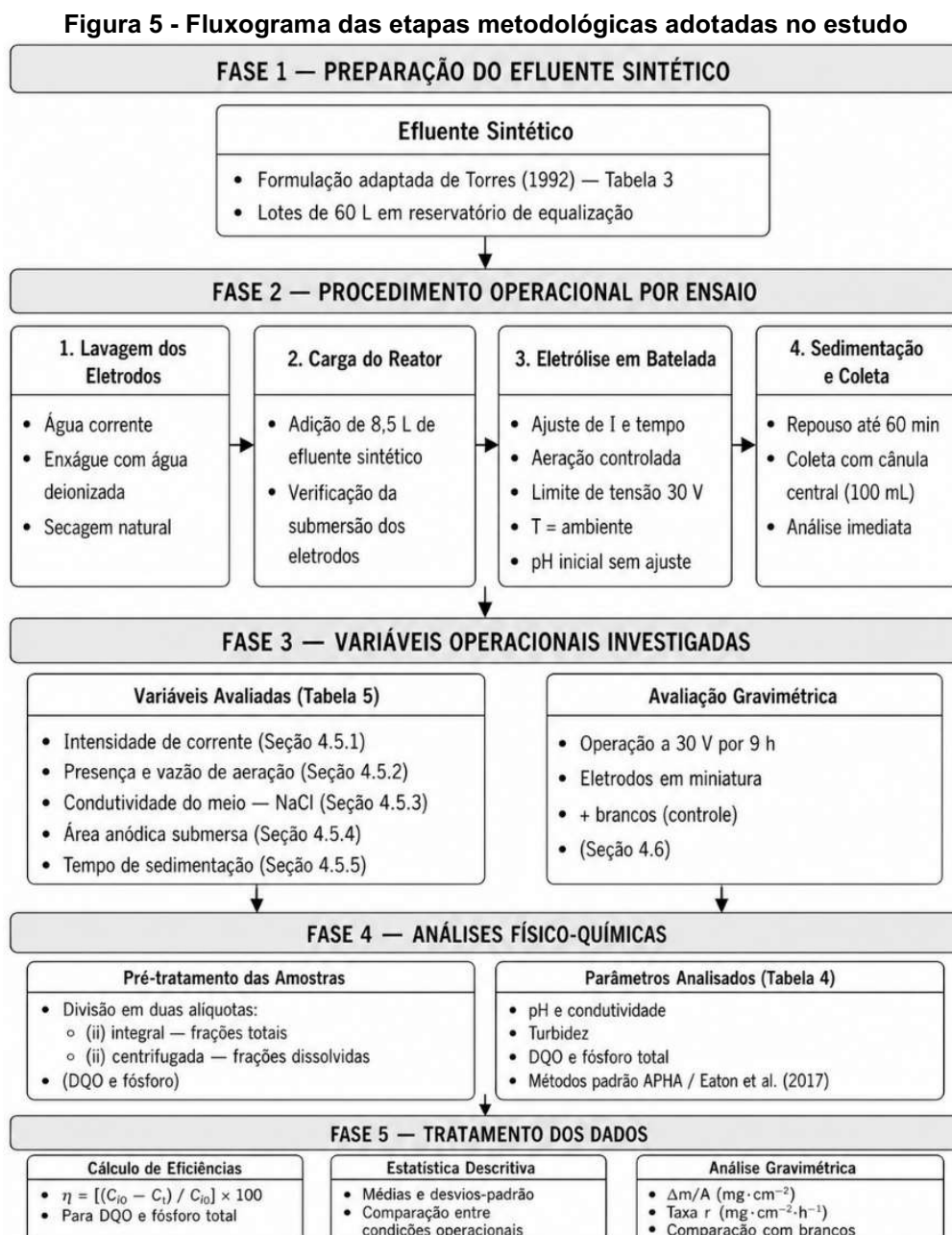
Autor (es)	Matriz estudada	Composto a ser removido	Remoção %	Cátodo – Ânodo	d	J	t	V	E
					(cm)	(mA cm ⁻²)	(min)	(L)	(V)
Sebastian et al. (2024)	Efluente de indústria têxtil	Cor e DQO	Cor: 98,5 DQO: 100	Ti – Ti	4	1,8	10	0,2	10
Safwat et al. (2023)	Solução sintética	Mn	96,5	Aço inox – Ti	2	10	60	0,5	ND
Safwat et al. (2023)	Efluente com Mn	Mn e DQO	Mn: 91 DQO: 92	Aço inox – Ti	2	10	60	0,5	ND
Ghimire et al. (2019)	Efluente doméstico	NH ₄ ⁺ -N e DQO	NH ₄ ⁺ : 98 DQO: 97,5	Aço inox - Pt/Ti	0,5	ND	420	0,5	5
Meganathan et al. (2021)	Efluente de indústria alimentícia	Cor e TOC	Cor: 82 TOC: 82	Aço inox – Ti/RuO ₂	1,5	34	240	5	ND
Safwat et al. (2020)	Solução sintética	Uria	59	Aço inox - Ti	3		90	1	9
Naje et al. (2015)	Efluente de indústria têxtil	DQO, SST, cor, fenois e fosfato	DQO: 93,5 SST: 97 Cor: 97,5 Fenois: 99 Fosfato: 97	Ti - Ti/IrO ₂	1	4	90	3	30
Safwat (2020)	Efluente indústria gráfica	Óleo e graxa, TDS e DQO	Óleo e graxa: 19 TDS: 5 DQO: 47	Aço inox – Ti	4	15	0,5	ND	ND
El-Ghenymy et al. (2020)	Solução salina	Ácido húmico	TOC: 94	Ti – Ti	2	10	60	1	8
Sebastian et al. (2024)	Solução aquosa de corante 3G (Dispersive Blue 79)	CRE, DQO e DBO	CRE: 99,4 DQO: 93 DBO: 85	Ti – Ti	4	10,6	15	0,2	15
Akarsu et al., 2022	Efluente de produtos de higiene pessoal	DQO, surfactantes e óleos e graxas	DQO: 89,6 Surfactante: 99 Óleo/graxa: 99	Aço inoxidável – Aço inoxidável	ND	5	180		ND

Legenda: d distância entre eletrodos; **J:** densidade de corrente elétrica; **t:** tempo de eletrólise, **Ti:** titânio; **V:** volume útil; **i:** corrente elétrica e **E:** Potencial.
Fonte: Autoria própria (2026).

A Tabela 2 evidencia que o desempenho da eletrocoagulação com eletrodos de titânio varia conforme os parâmetros operacionais adotados, como densidade de corrente, tempo de eletrólise, distância entre eletrodos e características da matriz tratada. A diversidade de condições experimentais e de eficiências reportadas reforça a sensibilidade do sistema às variáveis operacionais e à matriz do efluente.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

A Figura 5 ilustra o fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa, sintetizando a sequência dos procedimentos experimentais desde a preparação do efluente sintético até a análise dos dados obtidos.



Fonte: Autoria própria (2026).

4.1 Aparato experimental

O módulo experimental foi cedido pela empresa Keviva Water Brasil e montado no Laboratório de Saneamento (LABSAN), do Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC), da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), campus Curitiba, Sede Ecoville.

Para a realização dos experimentos, foi utilizado um reator eletroquímico de bancada, operado em regime de batelada, confeccionado em acrílico e de formato cilíndrico, com 200 mm de diâmetro, 300 mm de altura e 8,9 L de volume útil. A estrutura acrílica é sustentada por um suporte de aço inoxidável, garantindo estabilidade durante as operações. O reator possui abertura de entrada, flange de saída e flange de entrada de ar (Figura 6).

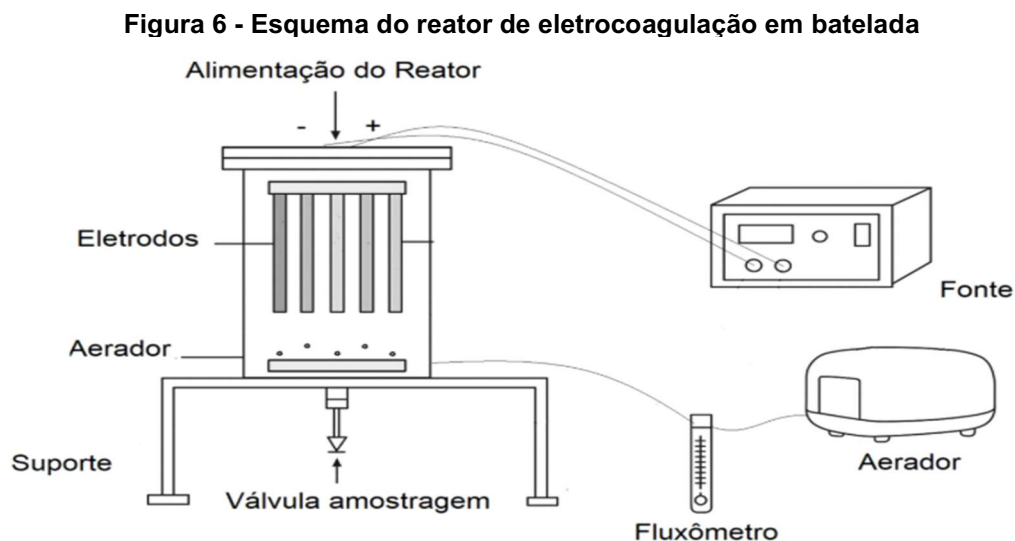
A introdução e a distribuição de ar no reator ocorrem por meio de um difusor de disco de bolha fina, instalado na base inferior do equipamento, logo acima da flange de entrada de ar, atuando como um piso falso. O difusor utiliza membrana de borracha EPDM com microperfurações, permitindo a dispersão do fluxo de ar em microbolhas e favorecendo a transferência de oxigênio e a homogeneização do efluente durante a eletrólise.

Para garantir a aeração do experimento, foi utilizado um compressor de ar modelo S-2000A, da marca Boyu, acoplado a um fluxômetro, permitindo regular com precisão a vazão fornecida ao sistema.

Foram utilizados seis eletrodos, sendo três de titânio puro (ânodos) e três de aço inoxidável (cátodos), todos com 300 mm de comprimento, 150 mm de largura e 3 mm de espessura, fixados em configuração monopolar em paralelo, com distância de 15 mm entre as placas.

A fonte de energia utilizada foi de corrente contínua, marca Wanptek, DPS Series DC, com capacidade de até 30 V e 10 A, permitindo ajuste dos parâmetros elétricos conforme o planejamento experimental.

A Figura 6 ilustra o reator de eletrocoagulação em batelada utilizado no estudo, destacando a disposição dos eletrodos e o sistema de aeração empregados nos ensaios experimentais.



Fonte: Autoria própria (2026).

4.2 Efluente sintético

Para simular o esgoto sanitário de origem doméstica, foi preparado um efluente sintético de acordo com as concentrações descritas por Torres (1992), apresentadas na Tabela 3. O efluente foi preparado em lotes de 60 L antes do início das análises e armazenado em reservatório de equalização, possibilitando a utilização consistente do mesmo lote ao longo da semana e reduzindo variações na composição entre os ensaios experimentais.

Tabela 3 - Formulação do efluente sintético de referência

Reagente	Concentração (mg/L)
Extrato de carne	200,00
Amido solúvel P.A. (C ₆ H ₁₀ O ₅) _n	10,00
Farinha de trigo	200,00
Sacarose (C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁)	17,50
Cloreto de amônio P.A. (NH ₄ Cl)	76,00
Cloreto de sódio (NaCl)	250,00
Cloreto de magnésio P.A. (hexahidratado) (MgCl ₂ ·6H ₂ O)	7,00
Cloreto de cálcio anidro P.A. (CaCl ₂)	4,50
Fosfato de potássio	13,20
Bicarbonato de sódio	150,00

Fonte: Adaptado de Torres (1992).

A formulação apresentada na Tabela 3 foi adotada com o objetivo de representar, de forma reprodutível, as características típicas do esgoto sanitário de origem doméstica, conforme descrito na literatura. A utilização de efluente sintético possibilita maior controle das condições experimentais e melhor comparabilidade entre os ensaios. (APHA, 2020).

4.3 Procedimentos experimentais

Nesta seção, foram descritos os procedimentos operacionais dos ensaios, a coleta das amostras, as análises físico-químicas e a avaliação das condições experimentais investigadas.

4.3.1 Lavagem dos eletrodos

Ao término de cada experimento, os eletrodos empregados nas reações eletroquímicas foram lavados com esponja e escova de cerdas de nylon, utilizando água corrente abundante para remoção de lodo e resíduos aderidos. Em seguida, as

placas foram enxaguadas com água deionizada e deixadas para secagem natural em ambiente controlado ($\approx 25\text{ }^{\circ}\text{C}$), até completa estabilização superficial (Ingelsson; Yasri; Roberts, 2020; Trompette, 2022).

4.3.2 Coleta de amostras

Após o término da eletrocoagulação, o efluente tratado foi mantido em repouso por um período de até 60 minutos, com o objetivo de favorecer a flotação /sedimentação do lodo gerado e a estabilização do efluente tratado. Esse tempo foi adotado como condição padrão de amostragem por representar um intervalo suficiente para a estabilização das principais variáveis de interesse, conforme verificado nos ensaios específicos de avaliação do tempo de sedimentação pós-eletrocoagulação (Seção 4.5.5).

Para assegurar que os ensaios refletissem adequadamente a composição do efluente tratado, foi instalada uma cânula acrílica no reator, com a extremidade posicionada no centro do volume líquido, região na qual a concentração de lodo é menos significativa. A amostragem foi realizada, por meio da retirada de alíquotas de 100 mL na extremidade externa da cânula com uma seringa.

Ao final da coleta, cada amostra foi analisada imediatamente, para garantir a confiabilidade dos resultados.

4.3.3 Análises físico-químicas

As análises físico-químicas foram realizadas no LABSAN da UTFPR buscando avaliar os parâmetros das amostras coletadas apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Parâmetros e métodos de monitoramento das amostras

Parâmetro	Unidade	Método	Número do método	Referência
Ph	-	Potenciômetro	4500 – H	Eaton et al. (2017)
Turbidez	UNT	Nefelométrico	2130 – B	Eaton et al. (2017)
Condutividade elétrica	$\mu\text{S cm}^{-1}$	Conduzimétrico	2510 – B	Eaton et al. (2017)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	$\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$	Espectrofotométrico	5220 – D	Eaton et al. (2017)
Fósforo total	$\text{mgPO}_4\text{-3 L}^{-1}$	Espectrofotométrico	4500 – P	Eaton et al. (2017)

Fonte: Adaptado de Eaton et al. (2017).

A Tabela 4 apresenta os métodos empregados para a caracterização físico-química das amostras. As análises foram realizadas em duplicata, conforme os respectivos métodos de referência. Para os parâmetros de demanda química de oxigênio (DQO) e fósforo total, as análises foram realizadas tanto no efluente bruto quanto em amostras previamente centrifugadas, com o objetivo de avaliar a influência da remoção de sólidos suspensos sobre os resultados analíticos. A centrifugação foi conduzida imediatamente após a coleta das amostras, conforme procedimento descrito na metodologia analítica adotada.

4.4 Condições operacionais

Os experimentos de eletrocoagulação foram conduzidos em regime de batelada, com controle sistemático das variáveis operacionais. As condições investigadas incluíram a intensidade de corrente elétrica, o tempo de eletrólise, a presença e a vazão de aeração, a condutividade do meio eletrolítico, a área anódica submersa, o volume útil e o tempo de sedimentação pós-eletrocoagulação.

Embora o reator apresente capacidade total de 8,9 L, o volume útil empregado na maior parte dos ensaios foi de 8,5 L, de modo a acomodar adequadamente o conjunto de eletrodos e evitar transbordamento do efluente durante a operação. A configuração elétrica adotada foi do tipo monopolar em paralelo, com placas dispostas verticalmente e intercaladas, utilizando três placas de titânio como ânodos e três

placas de aço inoxidável como cátodos, com espaçamento de 15 mm entre placas, salvo nos ensaios específicos descritos na Tabela 5.

Para o cálculo da densidade de corrente aplicada nos ensaios, considerou-se a área anódica submersa (A) dos eletrodos de titânio. Embora cada eletrodo apresente área geométrica total de 927 cm², na condição operacional de 8,5 L a porção efetivamente submersa correspondeu a 645,3 cm² por placa, resultando em área anódica submersa total de 1936 cm² para o conjunto de três ânodos em arranjo monopolar em paralelo.

A densidade de corrente (J) foi determinada pela razão entre a corrente elétrica aplicada (I) e a área anódica submersa (A), conforme a Equação (3) ($J = I/A$), em que J é a densidade de corrente elétrica (A·cm⁻²), I é a corrente elétrica aplicada (A) e A é a área anódica submersa (cm²). Esse critério foi adotado para o ajuste proporcional da corrente elétrica nos ensaios que envolveram variação da área anódica submersa, de modo a manter a densidade de corrente aproximadamente constante entre as diferentes configurações avaliadas.

As principais condições operacionais adotadas em cada conjunto de ensaios estão sintetizadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Resumo das condições experimentais e variáveis operacionais

Variável avaliada	Corrente (A)	Tempo de eletrólise (min)	Vazão de ar (L·min ⁻¹)	NaCl (g·L ⁻¹)	Volume operacional (L)	Número de ânodos	Área anódica submersa (cm ²)	Tempo de sedimentação (min)
Intensidade de corrente	1,5 / 5 / 10	10 / 30 / 60	0,5	—	8,5	3	1936	60
Presença de aeração	10	10 / 30 / 60	0 / 0,5	—	8,5	3	1936	60
Vazão de ar aplicada	5	30	0,1 / 0,5 / 1,0	—	8,5	3	1936	60
Condutividade do meio	5	30	0,5	0 / 1 / 2	8,5	3	1936	60
Número de ânodos	1,7 / 5	30	0,5	—	8,5	1/3	645,3 / 1936	60
Condição de submersão (volume no reator)	5 / 7,2	30	0,5	—	8,5 / 8,9	3	1936 / 2781	60
Tempo de sedimentação	5	30	0,5	—	8,5	3	1936	0 / 30 / 60 / 90 / 120 / 150 / 180 / 210

Nota: Ensaios realizados em triplicata sob temperatura ambiente e pH inicial não ajustado. Fonte de alimentação operada com limite de tensão de 30 V

Fonte: Autoria própria (2026).

Em cada conjunto de ensaios (Tabela 5), apenas a variável de interesse foi alterada, mantendo-se constantes os demais parâmetros operacionais.

As subseções seguintes descrevem detalhadamente os procedimentos adotados em cada conjunto de ensaios, incluindo a definição dos níveis das variáveis operacionais, os critérios de ajuste dos parâmetros elétricos e as condições de amostragem, sem antecipação ou interpretação dos resultados obtidos.

4.5 Avaliação do efeito das condições operacionais

4.5.1 Avaliação da Influência da Intensidade de Corrente

Os ensaios foram conduzidos com o objetivo de avaliar a influência da intensidade de corrente elétrica sobre o processo de eletrocoagulação. Para isso, foram investigados diferentes níveis de corrente, definidos no planejamento experimental, mantendo-se constantes os demais parâmetros operacionais (Tabela 5). A fonte de alimentação foi operada em modo de corrente controlada, com limite de tensão ajustado em 30 V.

4.5.2 Influência da aeração

A influência da aeração no desempenho do processo foi avaliada considerando (i) a presença ou ausência de fornecimento de ar e (ii) a variação controlada da vazão aplicada. Inicialmente, realizaram-se ensaios comparativos com e sem aeração, sob as mesmas condições operacionais de eletrólise (Tabela 5), para isolar o efeito da introdução de ar. Em seguida, a intensidade da aeração foi investigada por meio da aplicação de diferentes vazões de ar ao reator, mantendo-se inalterados os demais parâmetros do ensaio. As vazões adotadas e as condições correspondentes encontram-se sintetizadas na Tabela 5.

4.5.3 Influência da condutividade do meio eletrolítico

Nesta etapa, foi avaliado o efeito da condutividade do meio eletrolítico sobre o processo de eletrocoagulação por meio da adição controlada de cloreto de sódio (NaCl). Foram investigados diferentes níveis de condutividade, definidos a partir da variação da concentração de eletrólito suporte, de acordo com o planejamento experimental.

4.5.4 Influência da área anódica submersa

A influência da área anódica submersa no desempenho do processo foi avaliada por duas abordagens complementares: (i) variação do número de ânodos de titânio ativos no reator, comparando-se configurações com 1 e 3 ânodos; e (ii) variação do volume no reator, comparando-se condições de submersão parcial e total dos eletrodos, com consequente alteração da área anódica exposta ao meio.

A variação do volume no reator foi empregada exclusivamente para alterar o nível de submersão dos eletrodos e, consequentemente, a área anódica submersa. Para assegurar comparabilidade eletroquímica entre as configurações, a corrente elétrica aplicada foi ajustada proporcionalmente à área anódica submersa, de modo a manter a densidade de corrente (J) aproximadamente constante. As configurações avaliadas, bem como os valores de área e corrente correspondentes, estão sintetizadas na Tabela 5.

4.5.5 Influência do tempo de sedimentação pós-eletrocoagulação

A influência do tempo de sedimentação pós-eletrocoagulação foi avaliada por meio da coleta de amostras do efluente tratado em diferentes tempos de repouso após o término da eletrólise. As condições operacionais durante a eletrólise foram mantidas constantes, conforme apresentado na Tabela 5.

4.6 Avaliação da perda de massa dos eletrodos

A avaliação da perda de massa dos eletrodos teve como objetivo quantificar o desgaste eletroquímico global dos materiais, considerando a perda acumulada ao longo da aplicação de corrente sob condições representativas do processo.

4.6.1 Procedimento gravimétrico

Os ensaios gravimétricos foram realizados para quantificar o desgaste dos materiais sob condições de eletrólise prolongada. Utilizou-se operação em modo de tensão constante, fixada em 30 V ao longo de 9 h, de forma que a corrente elétrica variou livremente em resposta às condições do sistema. Foram utilizados eletrodos de titânio (ânodo) e aço inoxidável (cátodo), além de eletrodos de controle (brancos), confeccionados como miniaturas para maior precisão na pesagem.

Foram utilizados eletrodos de titânio e aço inoxidável, empregados como ânodo e cátodo, respectivamente. Adicionalmente, eletrodos de ambos os materiais foram utilizados como controles experimentais (eletrodos brancos), confeccionados como miniaturas dos eletrodos em escala real. As miniaturas permitiram pesagens em balança analítica com maior precisão e foram mantidas sob as mesmas condições ambientais, submetidas aos mesmos procedimentos de limpeza e pesagem aplicados aos eletrodos do reator, porém sem aplicação de corrente elétrica, possibilitando isolar variações de massa não associadas ao processo eletroquímico.

As áreas geométricas das miniaturas foram de 46,62 cm² (titânio) e 52,62 cm² (aço inoxidável). Para a normalização dos resultados, considerou-se a área geométrica de cada respectivo material. Os efeitos elétricos foram interpretados de forma global, considerando-se a operação em tensão constante (30 V) ao longo de 9 h, com corrente variável. Após os ensaios, os eletrodos passaram por limpeza padronizada (Seção 4.3.1) e três pesagens consecutivas em balança analítica.

4.6.2 Tratamento dos dados gravimétricos

A variação de massa dos eletrodos (Δm , em mg) foi determinada pela diferença entre a massa média inicial (m_0 , em g) e a massa média final (m_f , em g), multiplicada pelo fator de conversão de unidades.

Para permitir a comparação entre eletrodos de diferentes dimensões, a perda de massa foi normalizada pela área geométrica do eletrodo (A_g), resultando no parâmetro $\Delta m/A_g$ ($\text{mg}\cdot\text{cm}^{-2}$).

A taxa média de perda de massa normalizada (\bar{r}) foi calculada pela razão entre a perda de massa normalizada e o tempo total de ensaio (t), conforme a Equação (14):

$$\bar{r} = (\Delta m / A_g) / t \quad (14)$$

Onde: \bar{r} é a taxa média de perda de massa normalizada ($\text{mg}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$); A_g é a área geométrica do eletrodo (cm^2); e t é o tempo total do ensaio (h).

Os eletrodos brancos foram utilizados como controles experimentais para verificar se a limpeza mecânica poderia introduzir desgaste mensurável nos materiais. Assim, variações de massa observadas nesses eletrodos foram atribuídas a efeitos não eletroquímicos, permitindo isolar o desgaste efetivamente associado ao processo eletroquímico. Os resultados gravimétricos foram analisados globalmente, considerando o histórico elétrico aplicado ao longo do ensaio, o que possibilitou comparar o comportamento dos materiais quanto ao desgaste eletroquímico sob condições operacionais representativas.

4.7 Tratamento dos dados experimentais

Os dados experimentais foram tratados de forma descritiva e comparativa. Os resultados foram apresentados como valores médios acompanhados de desvio-padrão, considerando ensaios realizados em duplicata ou triplicata, conforme o planejamento experimental. A análise dos resultados baseou-se na comparação direta entre as diferentes condições operacionais avaliadas, sem aplicação de métodos de estatística inferencial.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Avaliação da Influência da Intensidade de Corrente

A intensidade de corrente elétrica aplicada constitui um dos principais fatores operacionais que influenciam o desempenho do processo de eletrocoagulação. Nesse contexto, os resultados de remoção de DQO evidenciaram a influência da corrente e do tempo de eletrólise, comparando-se a DQO total (amostra não centrifugada) e a DQO da fração centrifugada (Holt et al., 2005; Mollah et al., 2001).

As variações na remoção de DQO foram relevantes entre as condições avaliadas, com diferenças de comportamento antes e após a centrifugação. A Tabela 6 apresenta os valores percentuais de remoção de DQO obtidos para cada condição de corrente aplicada e tempo de eletrólise, enquanto a Figura 7 ilustra a evolução da eficiência de remoção ao longo do tempo.

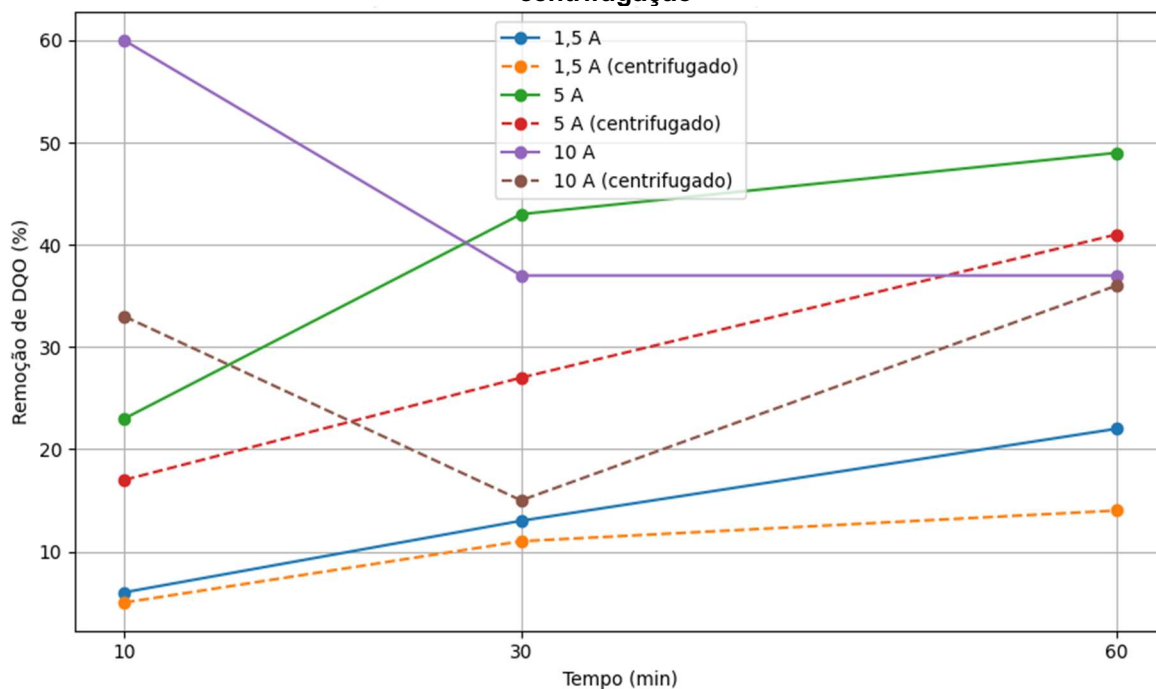
Tabela 6 - Remoção de DQO (%) em função do tempo e da corrente, com e sem centrifugação

Tempo (min)	Corrente (A)	Remoção DQO (%)	Remoção DQO Centrifugado (%)
10	1,5	6	5
10	5	23	17
10	10	60	33
30	1,5	13	11
30	5	43	27
30	10	37	15
60	1,5	22	14
60	5	49	41
60	10	37	36

Condições operacionais: limite de tensão = 30 V; V = 8,5 L; 3 ânodos Ti + 3 cátodos aço inox;
 $Q_{ar} = 0,5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$

Fonte: Autoria própria (2026).

Figura 7 - Gráfico da remoção de DQO (%) em função do tempo e da corrente, com e sem centrifugação



Fonte: Autoria própria (2026).

Para a corrente de 1,5 A, as remoções de DQO permaneceram baixas ao longo de todo o intervalo experimental, tanto antes quanto após a centrifugação, atingindo valores máximos da ordem de 22% no efluente não centrifugado e 14% após centrifugação aos 60 min. A pequena diferença entre os valores indica que, sob baixa intensidade de corrente, a formação e a separação de flocos foram limitadas e a remoção de matéria orgânica ocorreu predominantemente de forma pouco eficiente (Koby et al., 2003; Mollah et al., 2001; Quispe-Ramos et al., 2025).

Esse comportamento é compatível com a literatura, que associa correntes mais baixas a menores taxas de reações eletroquímicas e menor formação de hidróxidos/precipitados e flocos eletrogerados, limitando a desestabilização e agregação da matéria orgânica (Kadier et al., 2022; Koby et al., 2003; Mollah et al., 2001). Em sistemas com eletrodos de titânio, essa limitação pode ser ainda mais pronunciada devido ao caráter não sacrificial do material e à estabilidade da camada passiva de TiO_2 , que pode reduzir a disponibilidade eletroquímica da superfície do ânodo em regimes de menor solicitação elétrica (Comninellis, 1994; Trompette, 2022; Yang et al., 2023).

Para a corrente intermediária de 5 A, observou-se aumento progressivo da remoção de DQO com o tempo de eletrólise, atingindo 49% no efluente não centrifugado e aproximadamente 41% após centrifugação aos 60 min. A diferença moderada entre os resultados sugere que uma parcela importante da remoção foi efetiva, associada à redução da DQO no sobrenadante após centrifugação, com formação de flocos mais estáveis e melhor separação após o tratamento (Kadier et al., 2022; Sachett et al., 2024).

A literatura indica que correntes intermediárias tendem a favorecer a eficiência do processo ao equilibrar a intensidade das reações eletroquímicas e a estabilidade dos agregados formados, evitando tanto condições insuficientes quanto efeitos adversos associados a correntes excessivas (Holt et al., 2005; Kadier et al., 2022; Sachett et al., 2024). Nesse contexto, os resultados indicam que 5 A representa uma condição operacional mais consistente para a remoção efetiva de DQO, especialmente quando considerada a resposta após centrifugação (García-Segura et al., 2020; Holt et al., 2005; Jáquez-Muñoz et al., 2022; Karabulut, 2025; Phu et al., 2025; Trompette, 2022).

Embora a aplicação de 10 A tenha resultado em elevada remoção na amostra não centrifugada aos 10 min (60%), na análise após centrifugação, observou-se discrepância relevante nos tempos iniciais (33% aos 10 min e 15% aos 30 min), indicando contribuição expressiva de matéria orgânica associada a flocos e partículas finas que permaneceram em suspensão. Aos 60 min, por outro lado, a remoção centrifugada (36%) aproximou-se do valor não centrifugado (37%), sugerindo que a diferença entre DQO total e DQO após centrifugação foi mínima com menor influência de flocos/partículas em suspensão

Esse comportamento oscilante sob alta corrente é compatível com a literatura, que relaciona correntes elevadas ao aumento da geração de bolhas gasosas e da turbulência local, favorecendo a fragmentação de flocos, a ressuspensão de partículas e variações na eficiência de separação ao longo do tempo (Holt et al., 2005; Mao et al., 2023; Phu et al., 2025). Além disso, em eletrodos de titânio, a intensificação de fenômenos associados à passivação/repassivação sob solicitação anódica pode contribuir para reduzir a efetividade do processo em determinados períodos de operação, mesmo quando a remoção na amostra não centrifugada se mantém

elevada em curto prazo (Comninellis, 1994; Seo et al., 2023; Trompette, 2022). Assim, apesar de 10 A apresentar remoções aparentes elevadas em condições específicas, os resultados após centrifugação indicam que a eficiência efetiva de remoção de matéria orgânica dissolvida não cresce na mesma proporção do aumento de corrente, reforçando a importância de considerar simultaneamente a estabilidade/remoção do particulado na interpretação do desempenho (Al-Qodah et al., 2025; Holt et al., 2005; Kadier et al., 2022).

Verificou-se elevada sensibilidade da remoção de fósforo à intensidade de corrente elétrica e ao tempo de eletrólise, com diferenças marcantes entre os valores obtidos antes e após a centrifugação. Os valores médios de remoção de fósforo encontram-se na Tabela 7, e a evolução da eficiência em função do tempo e da intensidade de corrente aplicada é ilustrada na Figura 8.

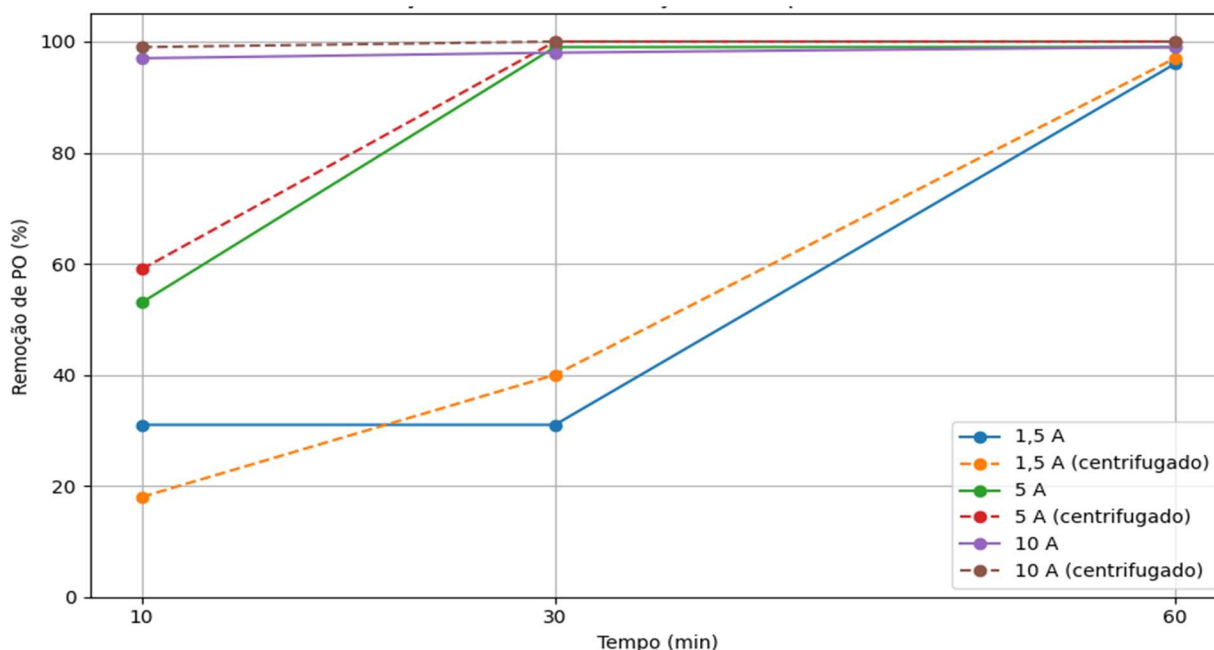
Tabela 7 - Remoção de fósforo em função do tempo e da corrente, com e sem centrifugação

Tempo (min)	Corrente (A)	Remoção Fósforo (%)	Remoção Fósforo Centrifugado (%)
10	1,5	31	18
10	5	53	59
10	10	97	99
30	1,5	31	40
30	5	99	100
30	10	98	100
60	1,5	96	97
60	5	99	100
60	10	99	100

**Condições operacionais: limite de tensão = 30 V; V = 8,5 L; 3 ânodos Ti + 3 cátodos aço inox;
Q_{ar} = 0,5 L·min⁻¹**

Fonte: Autoria própria (2026).

Figura 8 - Gráfico da remoção de fósforo em função do tempo e da corrente



Fonte: autoria própria (2026).

De forma geral, observou-se elevada eficiência do processo de eletrocoagulação na remoção de fósforo para correntes iguais ou superiores a 5 A a partir de 30 min de eletrólise, com remoções ≈ 98 –100% e, após centrifugação, valores frequentemente próximos de remoção completa. Esses resultados indicam que, diferentemente do observado para a DQO, a remoção de fósforo ocorre de maneira mais rápida e robusta sob as condições operacionais avaliadas (Hu et al., 2023; Kékedy-Nagy et al., 2022; Sanni et al., 2022).

Para as correntes de 5 A e 10 A, observou-se alta eficiência a partir de 30 min, com valores praticamente completos tanto antes quanto após centrifugação, resultado compatível com estudos que demonstram elevada eficiência da eletrocoagulação na remoção de fósforo por mecanismos de precipitação e adsorção de espécies fosfatadas em hidróxidos/precipitados recém-formados no meio. Esses mecanismos envolvem interações químicas específicas entre fosfatos e fases hidroxiladas recém-formadas, o que explica a elevada eficiência observada. Nessas condições (≥ 5 A e $t \geq 30$ min), a similaridade entre os valores obtidos antes e após centrifugação reforça a robustez dos mecanismos químicos de remoção, os quais são menos dependentes da estabilidade física dos flocos do que os mecanismos associados à remoção de

matéria orgânica (Bakshi et al., 2020; Li et al., 2023; Nguyen et al., 2016; Xie et al., 2023).

Para a menor intensidade de corrente (1,5 A), as eficiências de remoção de fósforo permaneceram limitadas nos tempos iniciais, com valores médios da ordem de 31% aos 10 e 30 minutos de eletrólise (Tabela 7). Contudo, ao final de 60 minutos, observou-se aumento expressivo da eficiência, atingindo aproximadamente 96% no efluente não centrifugado e 97% após centrifugação. Esse comportamento indica que, sob baixa intensidade de corrente, a cinética do processo é mais lenta, exigindo maior tempo de eletrólise para promover condições favoráveis à remoção efetiva do fósforo por formação de fases hidroxiladas/precipitados eletroinduzidos e adsorção/precipitação de fosfatos (Emana; Bulge, 2025; Feng et al., 2021; Zeng et al., 2021).

Para a corrente intermediária de 5 A, observou-se remoção moderada de fósforo aos 10 minutos de eletrólise (53–59%), seguida de remoção praticamente completa (\approx 99–100%) aos 30 e 60 minutos, tanto antes quanto após centrifugação (Tabela 7). A inexistência de diferenças significativas entre os valores centrifugados e não centrifugados a partir de 30 min indica que, nessas condições, o fósforo foi predominantemente removido da sobrenadante após centrifugação por mecanismos efetivos, como a precipitação de fosfatos insolúveis e a adsorção específica em hidróxidos/precipitados recém-formados (Qiao et al., 2025; Shan et al., 2025; Xie et al., 2023).

Quando aplicada a maior intensidade de corrente (10 A), a remoção de fósforo foi elevada já aos 10 minutos de eletrólise (97–99%), mantendo-se \geq 98% nos tempos subsequentes (30 e 60 min). A ausência de diferenças relevantes entre os valores obtidos antes e após centrifugação evidencia a elevada robustez dos mecanismos químicos de remoção, predominantemente associados à precipitação e adsorção de fosfatos em hidróxidos/precipitados formados no meio, os quais são menos sensíveis à fragmentação física dos flocos do que os mecanismos associados à remoção de matéria orgânica (Bakshi et al., 2020; Kobya et al., 2021; Soltan et al., 2025).

No caso do fósforo, a elevada eficiência observada mesmo em condições de alta intensidade de corrente indica que os mecanismos de remoção são menos

sensíveis às limitações impostas pela passivação do titânio. A literatura aponta que a precipitação de fosfatos e a adsorção específica em hidróxidos/precipitados formados no meio podem predominar sobre eventuais efeitos eletroquímicos diretos do titânio, tornando a remoção de fósforo principalmente dependente da dose acumulada de sólidos eletroinduzidos e do pH do meio (Li et al., 2024; Reza et al., 2025; Trompette, 2022).

Adicionalmente, embora o titânio não atue como fonte primária de coagulantes, estudos recentes indicam que, sob condições de elevada densidade de corrente e presença de oxigênio dissolvido, podem ocorrer modificações locais na camada passiva, com liberação residual de espécies Ti(III)/Ti(IV), as quais podem interagir com fosfatos e contribuir de forma complementar para a remoção observada, sem alterar o caráter predominantemente químico do processo (Du et al., 2023; Lu et al., 2025; Niu et al., 2024).

Os parâmetros físico-químicos apresentados nesta seção consolidam os efeitos já discutidos nas remoções de DQO e fósforo, permitindo uma interpretação integrada do comportamento do sistema eletroquímico em função da intensidade de corrente e do tempo de eletrólise. A Tabela 8 apresenta os valores de pH, turbidez e condutividade elétrica do efluente antes e após o tratamento por eletrocoagulação, para as diferentes intensidades de corrente e tempos de eletrólise avaliados.

Tabela 8 - Variação de pH, turbidez e condutividade do efluente em função da corrente e do tempo de eletrólise

Corrente (A)	Tempo (min)	pH Afluente	pH Efluente	Turbidez Afluente (NTU)	Turbidez Efluente (NTU)	Condutividade Afluente ($\mu\text{S/cm}$)	Condutividade Efluente ($\mu\text{S/cm}$)
10	10	7	8	16,00	8,20	1446	1385
10	30	7,5	8	4,76	2,50	1520	1318
10	60	7	8,5	9,69	3,10	1415	1161
5	10	7	8	23,73	6,62	1706	1619
5	30	7	8	17,63	4,76	1413	1298
5	60	7	8	21,77	2,52	1547	1388
1,5	10	7	7	28,44	17,04	1278	1013
1,5	30	7	7	13,97	7,05	1199	1183
1,5	60	7	8	19,01	6,10	1383	1241

Fonte: Autoria própria (2026).

Observou-se aumento moderado do pH do efluente, particularmente para as correntes de 5 A e 10 A, com intensificação em tempos mais longos em 10 A, com valores finais situando-se na faixa levemente alcalina. Esse comportamento é característico de sistemas de eletrocoagulação e está associado à geração de íons hidroxila no cátodo e ao consumo de prótons durante as reações eletroquímicas, favorecendo condições propícias à formação de hidróxidos metálicos e à precipitação de espécies fosfatadas, conforme discutido nos resultados de remoção de fósforo (Phu et al., 2025; Xie et al., 2023).

A turbidez do efluente variou de forma marcante com a intensidade de corrente e o tempo de eletrólise. Para correntes de 5 A e 10 A, observou-se redução acentuada da turbidez ao longo do tratamento, indicando formação e remoção mais eficiente de flocos/partículas. Em contraste, na condição de 1,5 A, embora tenha ocorrido redução da turbidez após o tratamento, essa redução foi menos pronunciada e mais variável, comportamento compatível com regime de subdosagem eletroquímica, no qual a formação de fases hidroxiladas/precipitados eletroinduzidos é limitada e a formação de flocos sedimentáveis é menos eficiente (Holt et al., 2005; Jafari et al., 2023; Tabash et al., 2024). Esse comportamento corrobora as tendências observadas na remoção de DQO, especialmente quanto à menor eficiência efetiva nas condições de baixa intensidade de corrente.

A condutividade elétrica do efluente reduziu em todas as condições avaliadas, com magnitudes variáveis conforme a corrente e o tempo de eletrólise. Essa redução pode estar associada à remoção líquida de espécies iônicas do meio, possivelmente relacionada à co-precipitação e à incorporação de íons dissolvidos na matriz sólida formada durante o processo. As variações observadas não exerceram efeito restritivo sobre o desempenho da eletrocoagulação nas condições estudadas (Channa et al., 2024; Mendez-Ruiz et al., 2023).

De forma integrada, o comportamento dos parâmetros físico-químicos reforça a interpretação apresentada nas subseções anteriores, indicando que a remoção de DQO é mais sensível à estabilidade física dos flocos e às condições hidrodinâmicas do sistema, enquanto a remoção de fósforo apresenta maior robustez, sendo predominantemente controlada por mecanismos químicos de precipitação e adsorção, especialmente em correntes iguais ou superiores a 5 A (Hu et al., 2023; Liu et al., 2021; Trinh et al., 2021; Trompette, 2022).

5.2 Influência da aeração no desempenho do processo

A aeração influenciou o desempenho do processo de eletrocoagulação, refletindo-se nos padrões de remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e de fósforo ao longo do tempo de eletrólise. A comparação entre as condições com e sem aeração mostrou diferenças no comportamento do sistema, particularmente quanto à eficiência de remoção e à estabilidade dos processos de separação envolvidos, conforme indicado pelos resultados obtidos no sobrenadante (após centrifugação) em contraste com a amostra integral (não centrifugada).

Esses efeitos da aeração sobre a cinética e a eficiência da eletrocoagulação são amplamente descritos na literatura, especialmente em função de sua influência sobre o regime hidrodinâmico, a dispersão de bolhas gasosas e a interação entre flocos, partículas finas e espécies eletrogeradas (Emamjomeh & Sivakumar, 2009; Holt et al., 2005; Mollah et al., 2001; Moussa et al., 2017; Jing et al., 2020).

Ao modificar o regime hidrodinâmico do reator, a aeração influencia a dispersão de espécies eletrogeradas e o contato entre fases hidroxiladas/precipitados eletroinduzidos e poluentes, afetando simultaneamente a formação, a estabilidade e a separação dos flocos. Dessa forma, a avaliação de sua influência permite compreender como os efeitos mecânicos associados à mistura interferem no desempenho global do processo de eletrocoagulação (Harif et al., 2012; Moussa et al., 2017; Chen, 2004; Martínez et al., 2024).

Cabe destacar que o uso de eletrodos de titânio confere ao sistema elevada estabilidade eletroquímica, devido à formação espontânea de uma camada passiva de TiO_2 , de modo que os efeitos da aeração devem ser interpretados principalmente como hidrodinâmicos, e não como decorrentes de dissolução anódica do eletrodo (Comninellis, 1994; Trompette, 2022).

5.2.1 Avaliação da presença e ausência de aeração

Os resultados de remoção de DQO obtidos com e sem aeração são apresentados na Tabela 9 e na Figura 9. Observa-se que, na presença de aeração, a remoção aparente de DQO nos tempos iniciais de eletrólise foi superior aquela verificada na condição sem aeração, atingindo aproximadamente 60% aos 10

minutos, enquanto, sem aeração, a remoção foi da ordem de 44% no mesmo tempo de operação (Jing et al., 2020; Moussa et al., 2017).

Tabela 9 - Remoção de DQO em função do tempo e da aeração

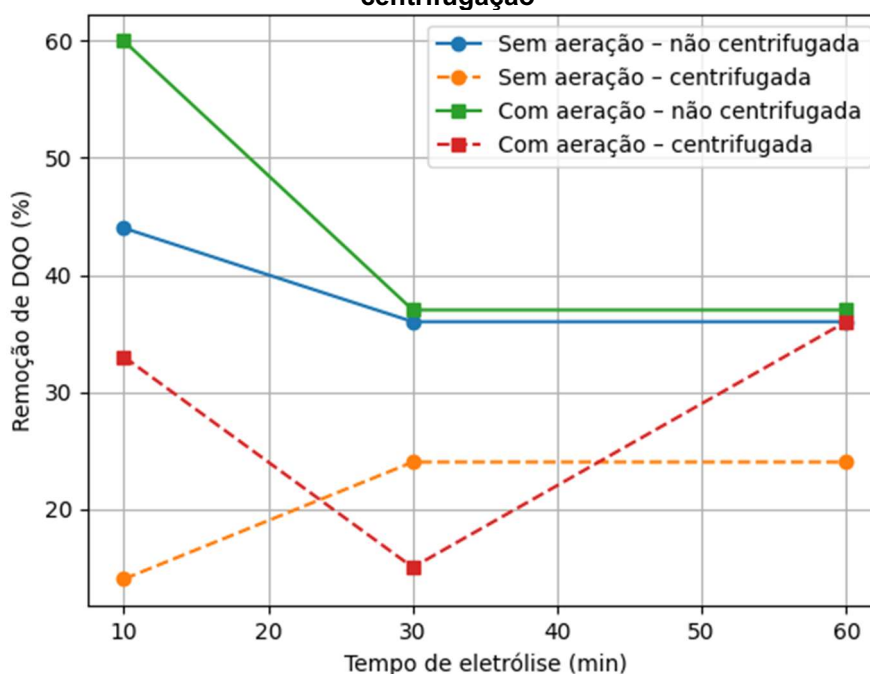
Sem aeração					Com aeração				
Tempo (min)	DQO Afluente (mg/L)	DQO Efluente (mg/L)	Remoção DQO (%)	Remoção DQO Centrif. (%)	Tempo (min)	DQO Afluente (mg/L)	DQO Efluente (mg/L)	Remoção DQO (%)	Remoção DQO Centrif. (%)
10	343	190	44	14	10	197	79	60	33
30	367	225	36	24	30	295	182	37	15
60	353	220	36	24	60	246	154	37	36

Condições operacionais: limite de tensão = 30 V; V = 8,5 L; 3 ânodos Ti + 3 cátodos aço inox; $Q_{ar} = 0,5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$

Nota: Centr. = amostra centrifugada

Fonte: A autoria própria (2026).

Figura 9 - Gráfico com comparação da remoção de DQO com e sem aeração, antes e após centrifugação



Fonte: A autoria própria (2026).

Esse comportamento indica que a aeração favorece a dispersão inicial dos coagulantes eletrogerados e intensifica o contato entre a matéria orgânica e as fases hidroxiladas formadas, resultando em maior remoção aparente nas etapas iniciais do processo (Emamjomeh & Sivakumar, 2009; Chen, 2004; Martínez et al., 2024).

Em sistemas que empregam eletrodos de titânio, esses efeitos iniciais devem ser interpretados em conjunto com o caráter não sacrificial do material. A superfície passivada de TiO_2 pode sofrer alterações locais sob aplicação contínua de corrente e presença de oxigênio dissolvido, podendo favorecer a renovação da superfície de contato entre eletrodo e solução, o que contribui para maiores eficiências aparentes nos estágios iniciais da eletrólise (Comninellis, 1994; Jáquez-Muñoz et al., 2022; Trompette, 2022).

Entretanto, a análise após centrifugação revela diferenças menos pronunciadas entre as condições com e sem aeração, particularmente nos tempos intermediários. Aos 30 minutos de eletrólise, por exemplo, a remoção de DQO centrifugada foi de aproximadamente 24% na ausência de aeração e cerca de 15% na presença de aeração, evidenciando oscilação no comportamento do sistema, indicando que parte relevante da remoção observada no sistema aerado está associada à retenção temporária de matéria orgânica em flocos e partículas finas em suspensão (Harif et al., 2012; Moussa et al., 2017).

Esse efeito é consistente com a natureza do processo em sistemas com eletrodos de titânio, nos quais a remoção de DQO depende majoritariamente de processos físicos de adsorção e aprisionamento em flocos, tornando a estabilidade desses agregados um fator crítico para a eficiência efetiva do processo (Gradinac & Jovović, 2022; Trompette, 2022).

Com o aumento do tempo de eletrólise para 60 minutos, observou-se aproximação dos valores, situando-se em torno de 36–37% na condição não centrifugada em ambas as condições. A remoção após centrifugação foi maior no sistema aerado aos 60 minutos, atingindo aproximadamente 36% em comparação a 24% na condição sem aeração, sugerindo que, em tempos mais longos, a carga elétrica acumulada passa a exercer influência predominante sobre a eficiência do processo (Holt et al., 2005; Moussa et al., 2017).

Em sistemas com eletrodos de titânio, esse comportamento é compatível com a estabilização progressiva da camada passiva de TiO_2 , que tende a limitar variações

adicionais na reatividade superficial ao longo do tempo, fazendo com que o desempenho do processo seja governado predominantemente pela carga elétrica total aplicada (Comninellis, 1994; Jáquez-Muñoz et al., 2022).

Resultados semelhantes são reportados na literatura, na qual a aeração é descrita como um fator que pode aumentar a eficiência de remoção aparente de DQO em estágios iniciais, mas cujo efeito sobre a remoção efetiva depende do equilíbrio entre intensificação da transferência de massa e integridade dos flocos gerados durante a eletrocoagulação (Emamjomeh & Sivakumar, 2009; Moussa et al., 2017; Jing et al., 2020).

Diferentemente da DQO, a remoção de fósforo manteve eficiências elevadas tanto na presença quanto na ausência de aeração, conforme indicado pelos dados da Tabela 10 e da Figura 10, com valores frequentemente superiores a 90% já nos tempos iniciais de eletrólise e remoção praticamente completa após 30 minutos de operação.

Tabela 10 - Remoção de fósforo por eletrocoagulação em função do tempo e da aeração

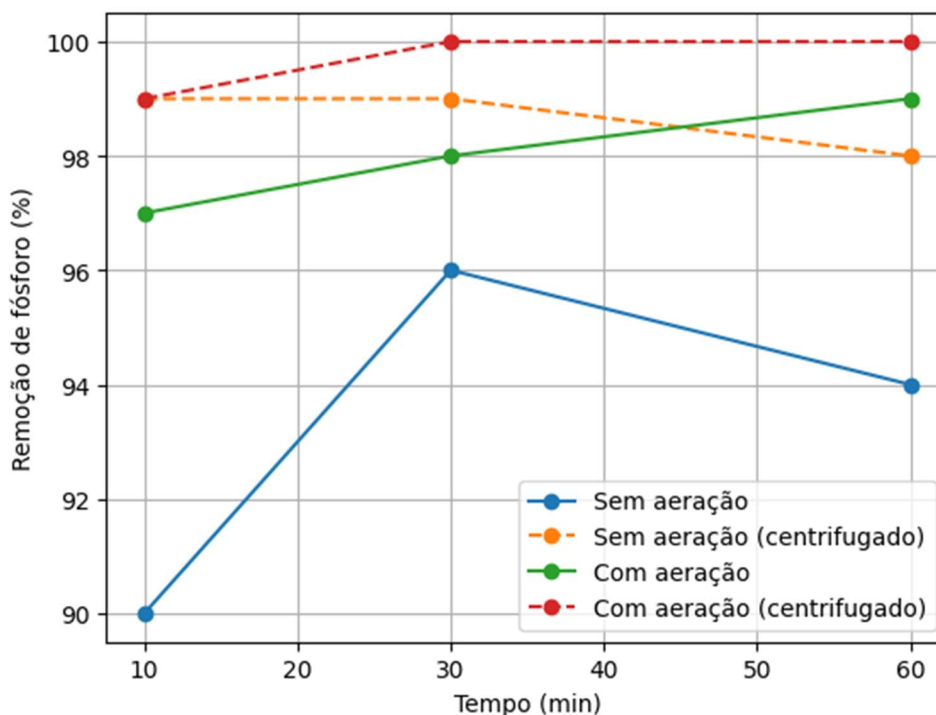
Sem aeração					Com aeração				
Tempo (min)	Fósforo Afluente (mg/L)	Fósforo Efluente (mg/L)	Remoção P (%)	Remoção P Centrif. (%)	Tempo (min)	Fósforo Afluente (mg/L)	Fósforo Efluente (mg/L)	Remoção P (%)	Remoção P Centrif. (%)
10	15,29	1,49	90	99	10	14,64	0,4	97	99
30	15,25	0,7	96	99	30	14,32	0,32	98	100
60	14,77	0,91	94	98	60	13,83	0,16	99	100

Condições operacionais: $i = 10$ A; limite de tensão = 30 V; $V = 8,5$ L; 3 ânodos Ti e 3 cátodos aço inox.

Nota: Centr. = amostra centrifugada

Fonte: Autoria própria (2026).

Figura 10 - Comparação da remoção de fósforo com e sem aeração, antes e após centrifugação



Fonte: Autoria própria (2026).

A pequena diferença entre os resultados obtidos antes e após centrifugação, independentemente da condição de aeração, evidencia que a remoção de fósforo foi predominantemente governada por processos químicos, tais como precipitação e adsorção específica, de espécies fosfatadas sobre hidróxidos metálicos recém-formados (Chen, 2004; Moussa et al., 2017; Zhang et al., 2022).

Em sistemas com eletrodos de titânio, estudos indicam que superfícies recobertas por óxidos de titânio apresentam elevada afinidade por espécies fosfatadas, atuando como sítios de adsorção específicos, especialmente em pH neutro a levemente alcalino, o que explica a robustez da remoção frente à variação das condições hidrodinâmicas impostas pela aeração (Jáquez-Muñoz et al., 2022; Safwat, 2020).

Esses mecanismos são menos sensíveis às condições hidrodinâmicas do meio do que aqueles associados à remoção de matéria orgânica, justificando o desempenho semelhante observado com e sem aeração (Moussa et al., 2017; Zhang et al., 2022).

A Tabela 11 apresenta os valores de pH, turbidez e condutividade elétrica do efluente antes e após o tratamento por eletrocoagulação, na presença e na ausência de aeração. Esses parâmetros fornecem subsídios importantes para a interpretação integrada dos resultados de remoção de DQO e fósforo discutidos nas seções anteriores.

Tabela 11 - Variação de pH, turbidez e condutividade do efluente em função da presença de aeração e do tempo de eletrólise

Aeração Q_ar 0,5 (L·min ⁻¹)	Tempo (min)	pH Afluente	pH Efluente	Turbidez Afluente (NTU)	Turbidez Efluente (NTU)	Condutividade Afluente (μS/cm)	Condutividade Efluente (μS/cm)
Com	10	7	8	16	8,20	1446	1385
Com	30	7,5	8	4,76	2,50	1520	1318
Com	60	7	8,5	9,69	3,1	1415	1161
Sem	10	7	7,0	43,50	7,39	1425	1368
Sem	30	7	8	12,66	4,15	1348	1240
Sem	60	7	8	11,99	2,45	1367	1136

Fonte: Autoria própria (2026).

Observou-se aumento moderado do pH do efluente em ambas as condições, com valores finais predominantemente na faixa neutra a levemente alcalina. A presença de aeração não promoveu alterações significativas no perfil de pH, indicando que os processos eletroquímicos associados à geração de íons hidroxila no cátodo permanecem como os principais responsáveis por sua evolução (Chen, 2004; Moussa et al., 2017).

A turbidez foi mais sensível à presença de aeração, sobretudo nos tempos iniciais, refletindo maior dispersão de partículas finas e ressuspensão de flocos em formação. Com o avanço da eletrólise, a turbidez diminuiu de forma consistente em ambas as condições, indicando progressiva formação de agregados mais densos e estáveis (Harif et al., 2012; Gao et al., 2005; Martínez et al., 2024).

A condutividade reduziu moderadamente ao longo do tratamento tanto na presença quanto na ausência de aeração, indicando remoção líquida de espécies iônicas do meio, possivelmente associada à coprecipitação e incorporação em fases sólidas formadas durante a eletrocoagulação (Holt et al., 2005; Moussa et al., 2017).

Os parâmetros físico-químicos confirmam que a aeração atua principalmente como moduladora dos aspectos hidrodinâmicos do processo, impactando mais

fortemente a remoção de DQO, enquanto a remoção de fósforo permanece predominantemente controlada por mecanismos químicos robustos (Emamjomeh & Sivakumar, 2009; Chen, 2004; Moussa et al., 2017).

5.2.2 Influência da vazão de ar aplicada

A influência da vazão de aeração contínua foi analisada considerando as alterações no regime hidrodinâmico do reator e seus reflexos sobre o desempenho do processo de eletrocoagulação. A leitura dos resultados baseou-se na comparação entre valores obtidos antes e após centrifugação, permitindo avaliar a fração efetivamente removida do efluente.

Os valores de DQO afluente, DQO efluente e remoções percentuais obtidos para $Q_{ar} = 0,1; 0,5; 1,0 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ são apresentados na Tabela 12. Observou-se que a remoção aparente (amostra não centrifugada) atingiu 37% ($0,1 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$), 43% ($0,5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$) e 32% ($1,0 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$). Entretanto, após centrifugação, as remoções reduziram para 21%, 27% e 15%, respectivamente, evidenciando que uma parcela relevante da redução de DQO registrada sem centrifugação esteve associada à retenção temporária de matéria orgânica em flocos/partículas finas removidas pelo pré-tratamento físico da amostra (Mollah et al., 2001; Moussa et al., 2017; Trinh et al., 2021).

Tabela 12 - Remoção de DQO em função da vazão de aeração

Q_{ar} ($\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$)	DQO afluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	DQO efluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Remoção DQO (%)	Remoção DQO centrif. (%)
0,1	488	308	37	21
0,5	320	197	43	27
1	372	254	32	15

**Condições operacionais: limite de tensão = 30 V; V = 8,5 L; 3 ânodos Ti + 3 cátodos aço inox
Centr. = amostra centrifugada
Fonte: Autoria própria (2026).**

O melhor desempenho ocorreu em $Q_{ar} = 0,5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, tanto para a remoção aparente (43%) quanto para a remoção após centrifugação (27%), sugerindo uma janela de operação em que a aeração melhora a dispersão de espécies eletrogeradas e o contato entre poluentes e fases coagulantes/adsorventes, sem intensificar excessivamente o cisalhamento hidrodinâmico. Na literatura, condições com maior

intensidade de mistura/aeração podem elevar a remoção inicial por aumento de colisões e transporte de massa, mas também favorecer a formação de flocos menores e mais frágeis (ou sua fragmentação), elevando a diferença entre “remoção aparente” e “remoção efetiva” quando se utiliza uma etapa de separação (Karimi et al., 2023; Simon et al., 2023; Trinh et al., 2021).

Quando Q_{ar} foi elevado para $1,0 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, a queda para 15% de remoção centrifugada indica que o ganho hidrodinâmico não se converteu em remoção efetiva da fração dissolvida, coerente com a hipótese de aumento do cisalhamento e limitação do crescimento/estabilização de agregados. Em sistemas com ânodo de titânio, essa interpretação é ainda mais relevante, pois o Ti tende a atuar como eletrodo não sacrificial, com comportamento fortemente influenciado por passivação (camada de óxidos), o que desloca a eficiência do processo para processos de separação física, adsorção e precipitação conjunta no meio, tornando a estabilidade dos flocos (e a distinção por centrifugação) decisiva para julgar desempenho real (Comninellis, 1994; Holt; Barton; Mitchell, 2005; Moussa et al., 2017).

Os resultados de fósforo são apresentados na Tabela 13. Independentemente da vazão de ar aplicada, observou-se remoção extremamente elevada: $\approx 99\%$ para todas as condições na amostra não centrifugada, com valores 99–100% após centrifugação. A semelhança entre as remoções com e sem centrifugação indica que, diferentemente da DQO, a remoção de fósforo foi predominantemente controlada por processos químicos, como adsorção em óxidos metálicos e formação de precipitados de fosfato, menos dependentes da integridade física de flocos sedimentáveis (Cui et al., 2023; Hu et al., 2023; Reza et al., 2024).

Tabela 13 - Remoção de fósforo em função da vazão de aeração

Q_{ar} ($\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$)	Fósforo afluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Fósforo efluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Remoção de Fósforo (%)	Remoção de Fósforo centrifugada (%)
0,1	14,82	0,14	99	99
0,5	14,77	0,10	99	100
1	15,10	0,12	99	100

**Condições operacionais: limite de tensão = 30 V; $V = 8,5 \text{ L}$; 3 ânodos Ti + 3 cátodos aço inox.
Centr. = amostra centrifugada
Fonte: Autoria própria (2026).**

A literatura recente reforça que a remoção de fosfato pode ocorrer por complexação/adsorção de esfera interna em óxidos metálicos (incluindo sistemas contendo Ti) e por precipitação conjunta favorecida em pH próximo ao neutro ou

levemente alcalino, cenário compatível com eletrocoagulação em que há geração catódica de alcalinidade. Em particular, evidências de interação específica de fosfato com componentes Fe–Ti e formação de precipitados fosfatados associados à química do meio suportam a alta robustez observada frente à variação de Q_{ar} (Cui et al., 2023; Hu et al., 2023; Moussa et al., 2017).

Os parâmetros complementares (pH, turbidez e condutividade) para cada vazão de ar são apresentados na Tabela 14. O pH manteve-se ≈ 7 em $Q_{ar} = 0,1 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ e elevou-se para ≈ 8 em $Q_{ar} \geq 0,5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, comportamento típico de processos eletroquímicos em que ocorre geração de OH^- no cátodo e consumo relativo de acidez, criando condições favoráveis para formação de fases hidroxiladas e para a remoção de fosfato por adsorção/precipitação (Holt; Barton; Mitchell, 2005; Moussa et al., 2017; Trinh et al., 2021).

Tabela 14 - Variação de pH, turbidez e condutividade do efluente em função do tempo e vazão de aeração

Q_{ar} ($\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$)	pH Afluente	pH Efluente	Turbidez Afluente (NTU)	Turbidez Efluente (NTU)	Condutividade Afluente ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Condutividade Efluente ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
0,1	7	7	7,98	4,33	1353	1275
0,5	7	8	17,63	4,76	1413	1298
1	7	8	9,30	3,51	1352	1262

Fonte: Autoria própria (2026).

A turbidez efluente reduziu em todas as condições (por exemplo, para 3,51–4,76 NTU), confirmando formação/remoção de material particulado. Contudo, a dissociação observada entre menor turbidez e menor remoção de DQO após centrifugação (caso de $Q_{ar} = 1,0 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$) reforça que a clarificação visual/particulada não é, por si só, indicativa de maior remoção da fração orgânica dissolvida, e que a hidrodinâmica pode favorecer tanto a dispersão quanto a fragmentação de agregados, motivo pelo qual a comparação com centrifugação é crítica para interpretar DQO em eletrocoagulação (Karimi et al., 2023; Moussa et al., 2017; Simon et al., 2023).

A condutividade reduziu moderadamente em todas as vazões (≈ 1352 – $1413 \mu\text{S}/\text{cm}$ no afluente para ≈ 1262 – $1298 \mu\text{S}/\text{cm}$ no efluente), indicando remoção líquida de espécies iônicas e/ou incorporação em fases sólidas, compatível com processos de precipitação conjunta e formação de sólidos durante a eletrocoagulação. Ainda assim, a magnitude relativamente pequena das variações sugere que, neste conjunto

de ensaios, a condutividade não foi o fator limitante do desempenho, permanecendo a hidrodinâmica (Q_{ar}) e a separação física evidenciada pela centrifugação como os elementos-chave para explicar a resposta da DQO (Holt; Barton; Mitchell, 2005; Moussa et al., 2017; Trinh et al., 2021).

5.3 Influência da condutividade do meio eletrolítico

A influência da condutividade do meio eletrolítico foi avaliada por meio da adição controlada de cloreto de sódio (NaCl), considerando seu impacto sobre a remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e fósforo. A interpretação dos resultados baseou-se, novamente, na comparação entre amostras não centrifugadas e centrifugadas, permitindo diferenciar a remoção aparente daquela efetivamente associada à eliminação da fração dissolvida do efluente (Holt; Barton; Mitchell, 2005; Mollah et al., 2001; Moussa et al., 2017).

Os valores de condutividade inicial e final, DQO afluente, DQO efluente e eficiências de remoção obtidos para as diferentes concentrações de NaCl são apresentados na Tabela 15. Observa-se que, em todas as condições avaliadas, a remoção de DQO na amostra não centrifugada foi significativamente superior à obtida após centrifugação, indicando que parcela relevante da remoção observada está associada à formação de flocos e partículas em suspensão durante o processo de eletrocoagulação (Mollah et al., 2001; Moussa et al., 2017; Trinh et al., 2021).

Tabela 15 - Remoção de DQO (%) em função da concentração de NaCl adicionada ao meio eletrolítico

NaCl (g·L ⁻¹)	Condutividade inicial (μS·cm ⁻¹)	Condutividade final (μS·cm ⁻¹)	DQO afluente (mg·L ⁻¹)	DQO efluente (mg·L ⁻¹)	Remoção DQO (%)	Remoção DQO centrifugada (%)
0	1413	1298	320	197	43	27
1	3569	3392	471	361	23	15
2	5626	5280	541	318	41	15

Condições operacionais: i : 5 A; limite de tensão: 30 V; Tempo: 30 min; Volume = 8,5 L; 3 ânodos Ti e 3 cátodos aço inox; Q_{ar} : 0,5. Centr. = amostra centrifugada
Fonte: Autoria própria (2026).

Na condição sem adição de NaCl, a remoção aparente de DQO atingiu 43%, enquanto a remoção após centrifugação foi de 27%, indicando que, mesmo na ausência de eletrólito adicional, parte da matéria orgânica removida permanece

associada à fração particulada/floculada (Holt; Barton; Mitchell, 2005; Moussa et al., 2017).

A adição de $1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de NaCl resultou em queda acentuada da eficiência, com remoções de 23% (não centrifugada) e 15% (centrifugada), sugerindo que, nessa condição, o aumento da força iônica e a presença de íons cloreto não favoreceram a remoção da fração dissolvida de DQO (Silva et al., 2022; Phu et al., 2025). Uma possível explicação é que o aumento da condutividade reduziu a resistência ôhmica do meio e, conseqüentemente, a tensão necessária para manter a corrente aplicada, podendo alterar a distribuição de potencial no meio, reduzindo mecanismos de desestabilização coloidal dependentes desse campo. Além disso, o aumento da força iônica pode contribuir para redução das interações eletrostáticas entre partículas, o que pode dificultar a agregação e/ou a adsorção de frações orgânicas (Hernández, 2023; Huang et al., 2020).

Quando a concentração de NaCl foi elevada para $2 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, observou-se recuperação parcial da remoção aparente de DQO, atingindo 41%. No entanto, a remoção após centrifugação permaneceu limitada ($\approx 15\%$), valor semelhante ao observado para $1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$. Esse comportamento indica que o ganho observado com o aumento da concentração de NaCl está majoritariamente associado à intensificação da floculação e da remoção física de material particulado, sem incremento correspondente na eliminação efetiva da matéria orgânica dissolvida (Holt; Barton; Mitchell, 2005; Karimi et al., 2023; Simon et al., 2023).

A comparação entre as remoções aparentes e centrifugadas evidencia, portanto, que o aumento da condutividade elétrica do meio não se traduziu em melhoria consistente da remoção efetiva de DQO nas condições avaliadas. Esse resultado sugere que, para um regime operacional caracterizado por corrente elevada e tempo intermediário de eletrólise, a condutividade inicial do efluente já se mostrou suficiente para sustentar o processo eletroquímico, tornando o efeito da adição de eletrólito adicional marginal ou mesmo desfavorável (Silva et al., 2022; Phu et al., 2025).

Esse comportamento é coerente com resultados reportados na literatura, nos quais a adição de NaCl nem sempre resulta em incremento da eficiência de remoção de DQO, especialmente quando o sistema opera sob corrente fixa elevada e condutividade inicial adequada (Silva et al., 2022; Phu et al., 2025). Estudos adicionais

relatam que, em tempos de eletrólise da ordem de 30 minutos, a correlação direta entre aumento da condutividade e eficiência de remoção pode ser fraca ou inexistente, dependendo do material do eletrodo e do mecanismo dominante de remoção (Butler et al., 2011; Manikandan; Saraswathi, 2023). Além disso, embora a presença de Cl^- possa favorecer a formação de espécies oxidantes em determinadas condições eletroquímicas, a ausência de incremento na remoção centrifugada sugere que, nas condições avaliadas, essa via não foi dominante frente aos efeitos físico-coloidais associados à força iônica e à dinâmica de floculação (Izquierdo et al., 2010; Mollah et al., 2001; Panizza; Cerisola, 2009).

No caso específico de sistemas contendo ânodos de titânio, a ausência de ganho significativo na remoção efetiva de DQO pode estar associada ao caráter não sacrificial do material, cuja contribuição ao processo é fortemente condicionada pela formação de uma camada passiva de óxidos. Essa característica limita a dissolução anódica e restringe a geração direta de espécies coagulantes, fazendo com que o desempenho global do processo dependa principalmente da floculação física e da adsorção superficial, mecanismos que podem ser pouco favorecidos pelo simples aumento da condutividade elétrica do meio (Butler et al., 2011; Ingelsson et al., 2020; Sun et al., 2022).

Os resultados referentes à remoção de fósforo em função da concentração de NaCl são apresentados na Tabela 16.

Tabela 16 - Remoção de fósforo (%) em função da concentração de NaCl

NaCl ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Condutividade inicial ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Condutividade final ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Fósforo afluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Fósforo efluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Remoção Fósforo (%)	Remoção Fósforo centrifugada (%)
0	1413	1298	14,77	0,10	99	100
1	3569	3392	14,87	0,35	98	100
2	5626	5280	14,00	0,01	100	100

**Condições operacionais: $i = 5 \text{ A}$; limite de tensão = 30 V ; $V = 8,5 \text{ L}$; 3 ânodos Ti e 3 cátodos aço inox. Nota: Centr. = amostra centrifugada
Fonte: autoria própria (2026).**

Os dados da Tabela 16 mostram que a remoção de fósforo permaneceu elevada independentemente da concentração de NaCl adicionada, mas com variação nos valores absolutos de fósforo efluente que merece análise individualizada. Na condição sem adição de eletrólito (condutividade inicial de $1413 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), a

concentração efluente de fósforo atingiu $0,10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, valor que atende ao limite de $0,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos receptores de Classe 1 em ambiente lótico, sem qualquer adição de reagente externo.

Com a adição de $1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de NaCl, a concentração efluente de fósforo aumentou para $0,35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, mantendo a eficiência percentual em 98% dado o maior valor de fósforo afluente ($14,87 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Esse comportamento pode estar associado ao aumento da força iônica do meio, que tende a comprimir a dupla camada elétrica na superfície do eletrodo e reduzir a intensidade das interações eletrostáticas de longo alcance entre espécies fosfatadas e a superfície de TiO_2 (Bakshi et al., 2020; Hu et al., 2023). Nessa faixa de concentração, o efeito não comprometeu a viabilidade do processo, mas indica que o aumento da força iônica introduz variabilidade no valor absoluto do efluente, mesmo com eficiência percentual elevada.

Quando a concentração de NaCl foi elevada para $2 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, registrou-se a menor concentração efluente de fósforo de todo o ensaio ($0,01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), correspondente a remoção completa tanto na amostra integral quanto na centrifugada. Estudos com eletrodo de Ti/TiO_2 demonstraram que, em condições de pH neutro a alcalino compatíveis com o pH final de 8 registrado neste ensaio, o fosfato tende a predominar sobre o Cl^- na competição pelos sítios de adsorção da superfície oxidada, mesmo em concentrações elevadas de cloreto (Choi; Kim; Jeong, 2025). Esse comportamento é consistente com a natureza da ligação fosfato- TiO_2 : o fosfato se adsorve ao TiO_2 por complexação bidentada com íons Ti(IV) superficiais, formando complexos de esfera interna de alta estabilidade, o que confere ao processo resistência à competição iônica mesmo com o aumento da condutividade (Nilsson et al., 1996).

A similaridade entre os valores obtidos antes e após centrifugação em todas as condições confirma que a remoção de fósforo ocorreu predominantemente na fase dissolvida, por mecanismos de precipitação e adsorção química, e não por incorporação física em flocos sedimentáveis. Diferentemente do que se observou para a DQO, a remoção de fósforo não foi sensível à variação da condutividade do meio, o que reforça a independência do mecanismo químico em relação às condições hidrodinâmicas e iônicas impostas pela adição de NaCl (Bakshi et al., 2020; Hu et al., 2023; Reza et al., 2024).

Os resultados indicam que o aumento da condutividade do meio eletrolítico por adição de NaCl não resultou em melhoria consistente da remoção efetiva de DQO

sob as condições operacionais avaliadas. Embora a remoção aparente possa ser parcialmente recuperada em concentrações mais elevadas de NaCl, a análise após centrifugação demonstra que esse ganho está associado predominantemente à intensificação da floculação física, sem aumento proporcional da eliminação da fração orgânica dissolvida (Holt; Barton; Mitchell, 2005; Karimi et al., 2023).

Por outro lado, a remoção de fósforo foi altamente eficiente e pouco sensível à variação da condutividade, indicando a predominância de mecanismos químicos e adsorção, os quais não dependem diretamente do aumento da força iônica do meio (Bakshi et al., 2020; Hu et al., 2023; Reza et al., 2024).

Esses resultados reforçam que o efeito da adição de eletrólitos em processos de eletrocoagulação é fortemente dependente da combinação entre corrente aplicada, tempo de tratamento, condutividade inicial do efluente e material do eletrodo. Em sistemas com ânodos de titânio operando sob correntes elevadas e tempos intermediários, a adição de NaCl pode apresentar efeito neutro ou negativo sobre a remoção efetiva de DQO, enquanto a remoção de fósforo permanece elevada e estável, independentemente da condutividade do meio (Ingelsson et al., 2020; Phu et al., 2025; Sun et al., 2022).

5.4 Influência da área eletroativa anódica submersa

5.4.1 Número de ânodos (1 vs. 3 ânodos)

Os resultados de remoção de DQO obtidos para as configurações com 1 ânodo e 3 ânodos são apresentados na Tabela 17. Observa-se que o aumento da área eletroativa anódica submersa, de 645,3 cm² (1 ânodo) para 1936 cm² (3 ânodos), resultou em aumento expressivo da remoção aparente de DQO, passando de 19% para 43%. Entretanto, a análise após centrifugação revela comportamento distinto: a remoção efetiva aumentou de 19% para apenas 27%, indicando que parcela significativa do ganho observado na condição com 3 ânodos está associada à formação e retenção temporária de matéria orgânica em flocos e partículas finas em suspensão.

Tabela 17 - Remoção de DQO (%) e fósforo (%) em função da área anódica submersa (1 ânodo vs 3 ânodos)

Parâmetro	1 ânodo	3 ânodos
Área eletroativa anódica submersa (cm ²)	645,3	1936
Corrente aplicada (A)	1,7	5
Remoção DQO (%)	19	43
Remoção DQO centrifugada (%)	19	27
Remoção P (%)	91	99
Remoção P centrifugada (%)	88	100

Condições operacionais: Limite de tensão = 30 V; V = 8,5 L.

Fonte: A autoria própria (2026).

A redução simultânea das remoções aparente e centrifugada indica que a submersão total influenciou tanto a fração particulada (associada à remoção aparente) quanto a fração efetivamente removida após separação física, sugerindo alteração nas condições de formação/estabilização de agregados e nas interações responsáveis pela remoção da matéria orgânica no sistema. Embora a submersão total do eletrodo amplie a área molhada e aumente a participação de regiões específicas da placa, como bordas e extremidades superiores, essa condição pode modificar localmente a distribuição de corrente na célula. Estudos de modelagem e análises eletroquímicas indicam que a geometria do eletrodo e suas condições de contorno influenciam a distribuição espacial da densidade de corrente, especialmente em regiões de borda, onde podem ocorrer gradientes mais acentuados (Vázquez et al., 2012; Wang et al., 2023). No entanto, no presente estudo, tal ampliação da área submersa não se traduziu em ganho de remoção de DQO após a separação física. Isso sugere que, nas condições operacionais avaliadas, a simples intensificação da participação dessas regiões do eletrodo não foi suficiente para aumentar a fração removida após centrifugação, possivelmente porque o desempenho permaneceu mais associado à estabilidade dos flocos formados do que à redistribuição local da corrente.

No caso de eletrodos de titânio, a submersão total não implica aumento da geração de espécies coagulantes, mas apenas redistribuição da interface eletroquímica ativa. Assim, eventuais diferenças associadas à ativação de regiões de borda podem se manifestar na dinâmica de formação e estabilidade de agregados, com reflexos tanto na remoção aparente quanto na remoção efetiva, conforme indicado pelos dados centrifugados. Esse comportamento reforça que, para a DQO, a eficiência do processo permanece fortemente condicionada à estabilidade física dos

agregados formados no meio e às condições interfaciais estabelecidas pelo arranjo dos eletrodos (Bajpai et al., 2025; Magnisali et al., 2021).

Os resultados de remoção de fósforo para as configurações com 1 ânodo e 3 ânodos também são apresentados na Tabela 17. De forma geral, observou-se elevada eficiência do processo em ambas as condições, com remoções aparentes de 91% (1 ânodo) e 99% (3 ânodos). Após centrifugação, as remoções atingiram 88% e 100%, respectivamente, indicando remoção praticamente completa do fósforo da fase líquida quando utilizada a configuração com maior área anódica.

A pequena diferença entre os valores obtidos antes e após centrifugação, especialmente na condição com 3 ânodos, evidencia que a remoção de fósforo foi predominantemente controlada por mecanismos químicos robustos, tais como a precipitação de fosfatos metálicos e a adsorção específica em superfícies oxidativas presentes no sistema. Diferentemente do observado para a DQO, a remoção de fósforo mostrou-se pouco sensível à estabilidade física dos flocos, comportamento amplamente reportado na literatura recente para processos de eletrocoagulação e sistemas eletroquímicos aplicados à remoção de fosfato (Lei et al., 2021; Phu et al., 2025; Reza et al., 2025).

Em sistemas contendo eletrodos de titânio, a elevada eficiência observada pode ainda ser associada à afinidade específica de espécies fosfatadas por superfícies recobertas por óxidos de titânio, as quais atuam como sítios de adsorção mesmo na ausência de dissolução anódica significativa. Dessa forma, o aumento da área eletroativa anódica favorece principalmente a disponibilidade dessas superfícies interfaciais, reforçando a robustez do processo de remoção de fósforo e explicando a proximidade entre os valores centrifugados e não centrifugados (Guiot et al., 2022; Lei et al., 2021).

5.4.2 Variação do volume efetivo

Os resultados referentes à variação do volume efetivo do reator, comparando a condição de submersão parcial (8,5 L) e submersão total dos eletrodos (8,9 L), são apresentados na Tabela 18. Observa-se que a submersão total, com aumento da área eletroativa anódica de 1936 cm² para 2781 cm², resultou em redução da remoção aparente de DQO, de 43% para 34%. Após centrifugação, contudo, observou-se

decréscimo acentuado da remoção efetiva (de 27% para 14%), indicando que a submersão total prejudicou a eliminação da fração dissolvida.

Tabela 18 - Remoção de DQO e fósforo em função da área eletroativa anódica submersa (8,5 L e 8,9 L)

Parâmetro	8,5 L (submersão parcial)	8,9 L (submersão total)
Área eletroativa anódica submersa (cm ²)	1936	2781
Corrente aplicada (A)	5	7,2
Remoção DQO (%)	43	34
Remoção DQO centrifugada (%)	27	14
Remoção Fósforo (%)	99	99
Remoção Fósforo centrifugado (%)	100	100

Condições operacionais: Limite de tensão = 30 V.

Fonte: Autoria própria (2026).

A redução simultânea das remoções aparente e centrifugada indica que a submersão total influenciou tanto a fração particulada (associada à remoção aparente) quanto a fração efetivamente removida após separação física, sugerindo alteração nas condições de formação/estabilização de agregados e nas interações responsáveis pela remoção da matéria orgânica no sistema. Embora a submersão total do eletrodo ative regiões geométricas adicionais, como bordas e extremidades superiores, potencialmente associadas a intensificação local do campo elétrico, esse efeito não se traduziu em ganho de remoção de DQO após separação física. Estudos recentes mostram que alterações geométricas podem modificar a distribuição de corrente e a formação inicial de agregados, mas não garantem aumento da remoção efetiva quando o processo é limitado pela estabilidade dos flocos e pelo caráter não sacrificial do ânodo (Phu et al., 2025; Wang et al., 2023). Adicionalmente, a submersão total pode reduzir a contribuição de fenômenos de flotação associados à evolução de H₂ nas regiões superiores e à interface ar-líquido, o que potencialmente afeta a captura/remoção de frações orgânicas associadas a agregados, contribuindo para o decréscimo observado (Al-Ajmi et al., 2025; Jiang et al., 2002).

No caso de eletrodos de titânio, a submersão total não implica aumento da geração de espécies coagulantes, mas apenas redistribuição da interface eletroquímica ativa. Assim, eventuais ganhos iniciais associados à ativação de regiões de borda tendem a se manifestar como aumento da remoção aparente, sem impacto significativo na fração dissolvida, conforme confirmado pelos dados centrifugados.

Esse comportamento reforça que, para a DQO, a eficiência do processo permanece fortemente condicionada à estabilidade física dos agregados formados no meio (Bajpai et al., 2025; Magnisali et al., 2021).

Os resultados de remoção de fósforo para as condições de submersão parcial e total também são apresentados na Tabela 18. Em ambas as configurações, observou-se remoção elevada e praticamente completa, com 99% de remoção aparente e 100% após centrifugação, evidenciando elevada robustez do processo frente à variação do volume efetivo e da geometria submersa do eletrodo.

A inexistência de diferenças entre os valores centrifugados e não centrifugados confirma que a remoção de fósforo é predominantemente controlada por mecanismos químicos de precipitação e adsorção, os quais são pouco sensíveis à redistribuição geométrica da área eletroativa ou à ativação adicional de regiões de borda. Resultados semelhantes são amplamente reportados em estudos recentes, que destacam a elevada eficiência e estabilidade da remoção de fosfato em sistemas eletroquímicos, mesmo sob variações significativas de configuração e hidrodinâmica (Lei et al., 2021; Phu et al., 2025; Reza et al., 2025).

Adicionalmente, a interação específica entre fosfatos e superfícies oxídicas contendo TiO_2 contribui para a elevada eficiência observada, independentemente da extensão da área submersa. Esse comportamento reforça que, diferentemente da DQO, a remoção de fósforo é menos dependente da física de floculação e mais governada pela química das superfícies do eletrodo (Guiot et al., 2022; Lei et al., 2021).

5.5 Influência do tempo de sedimentação pós-eletrocoagulação

A influência do tempo de sedimentação após a eletrocoagulação foi avaliada com base na evolução da Demanda Química de Oxigênio (DQO), do fósforo e dos parâmetros físico-químicos do efluente ao longo do período de repouso. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 19 e nas Figuras 11 e 12, sendo discutidos a seguir de forma separada para cada parâmetro avaliado.

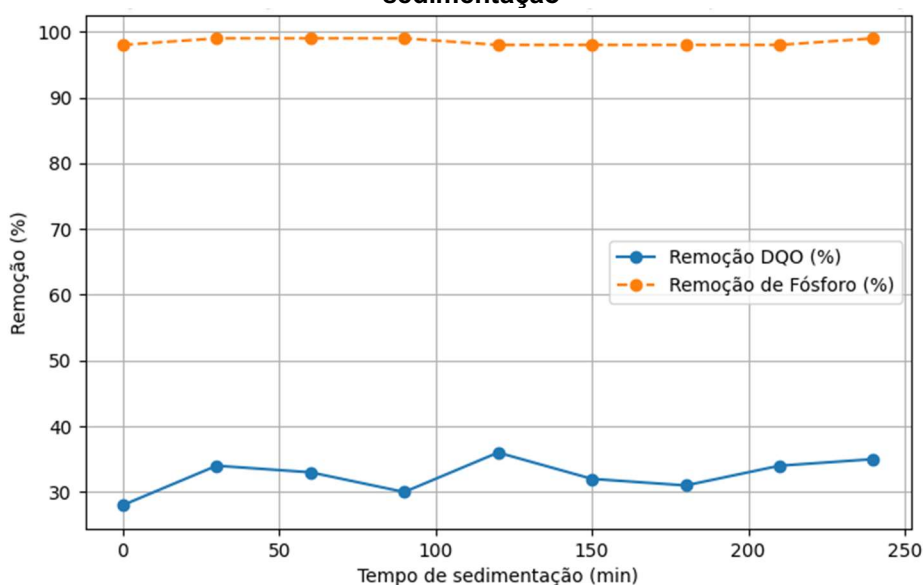
Tabela 19 - Evolução da DQO e do fósforo em função do tempo de sedimentação após eletrocoagulação

Tempo de sedimentação (min)	DQO efluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Remoção DQO (%)	Fósforo efluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Remoção Fósforo (%)	Turbidez efluente (NTU)
0	319	27	0,35	98	10
30	293	33	0,19	99	4,75
60	298	32	0,24	99	1,28
90	310	29	0,21	99	0,49
120	284	35	0,33	98	0,65
150	302	31	0,38	98	0,34
180	303	31	0,38	98	0,32
210	293	33	0,35	98	0,02
240	289	35	0,21	99	0,02

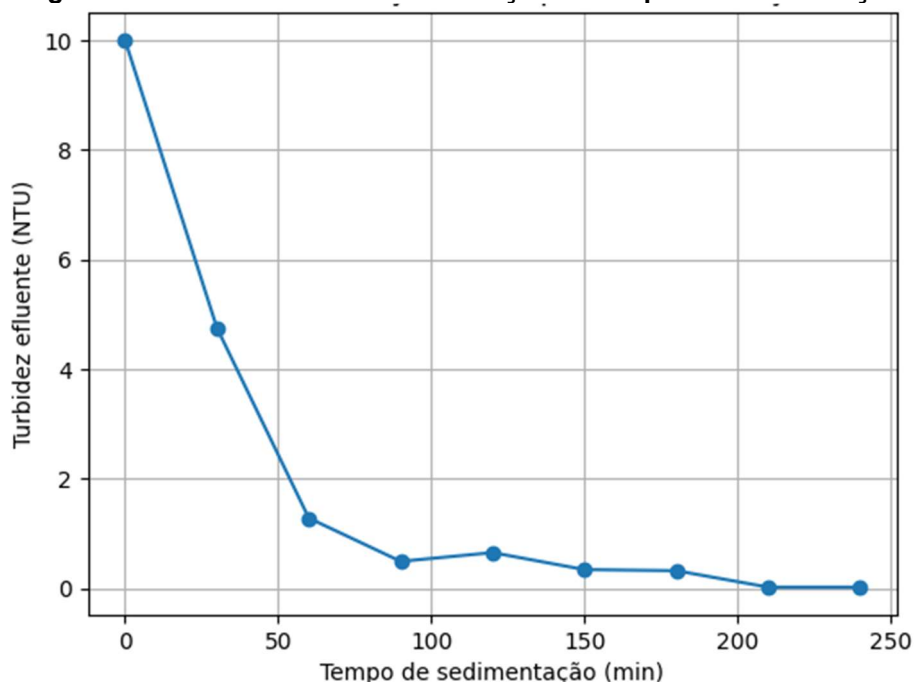
Condições operacionais: $i = 5 \text{ A}$; limite de tensão = 30 V .

Fonte: Autoria própria (2026).

Figura 11 - Gráfico da evolução da remoção de DQO e fósforo em função do tempo de sedimentação



Fonte: Autoria própria (2026).

Figura 12 - Gráfico da turbidez em função do tempo de sedimentação

Fonte: Autoria própria (2026).

Os resultados indicam que as eficiências de remoção de DQO variaram entre aproximadamente 27 e 35% ao longo do tempo de sedimentação. Observa-se que a maior parcela da remoção ocorre durante a eletrocoagulação, com variações limitadas durante a sedimentação, seguida por flutuações nos valores de DQO efluente durante o período de repouso, sem evolução progressiva contínua da remoção.

A análise conjunta da DQO com a turbidez do efluente fornece subsídios importantes para a interpretação desse comportamento. Conforme indicado na Figura 12, a turbidez reduziu de forma acentuada com o aumento do tempo de sedimentação, passando de 10 NTU no tempo zero para valores inferiores a 1 NTU a partir de 90 minutos, atingindo cerca de 0,02 NTU nos tempos mais longos. Observa-se, entretanto, pequenas oscilações ao longo do período, sem comprometer a tendência geral de clarificação.

Essa redução expressiva evidencia a separação eficiente da fração particulada e dos flocos formados durante a eletrocoagulação. Entretanto, a melhoria progressiva da clarificação visual do efluente não foi acompanhada por redução equivalente e contínua da DQO, o que indica que a fração orgânica removida ao longo da sedimentação está majoritariamente associada ao material particulado e aos flocos

em suspensão, enquanto a fração dissolvida da matéria orgânica permanece relativamente estável no sobrenadante. Assim, prolongar o tempo de sedimentação contribui para a remoção física de sólidos e agregados, mas não promove, de forma sustentada, a eliminação adicional da DQO dissolvida.

Esse comportamento é consistente com descrições da literatura, que relatam que, em processos de eletrocoagulação, especialmente quando a remoção da matéria orgânica está associada à adsorção e à incorporação em flocos, a separação por sedimentação atua principalmente sobre a fração particulada, sendo limitada na remoção da fração verdadeiramente dissolvida (Bajpai et al., 2025; Magnisali et al., 2021; Phu et al., 2025). Nessas condições, variações nos valores de DQO ao longo do tempo de repouso refletem a dinâmica de sedimentação e possíveis variações na amostragem do sobrenadante, e não um consumo químico contínuo da matéria orgânica.

No caso específico de sistemas contendo eletrodos de titânio, esse efeito torna-se ainda mais pronunciado. Devido ao caráter não sacrificial do material, a remoção de DQO não foi associada à oxidação direta, mas sim à adsorção superficial e à retenção da matéria orgânica em flocos formados a partir da química do meio e de interações eletrostáticas associadas às condições eletroquímicas estabelecidas durante a aplicação de corrente. A camada passiva de TiO_2 limita a geração direta de coagulantes e favorece a formação de agregados, cuja sedimentação é eficiente do ponto de vista físico (queda de turbidez), mas não implica redução contínua da DQO dissolvida no sobrenadante (Comninellis, 1994; Trompette, 2022; Wang et al., 2023).

Essa diferença entre a clarificação do efluente e a evolução da DQO é compatível com a hipótese de que o tempo de sedimentação, embora relevante para a remoção de sólidos, não promove ganhos progressivos na remoção da matéria orgânica dissolvida, explicando as variações observadas nos valores de DQO ao longo do período de repouso. Esse comportamento é coerente com descrições recentes sobre sistemas dominados por floculação física e adsorção superficial, nos quais a sedimentação atua como processo de separação, e não como mecanismo reacional (Magnisali et al., 2021; Moussa et al., 2017; Phu et al., 2025).

Diferentemente da DQO, a remoção de fósforo manteve-se elevada ao longo de todo o período de sedimentação, indicado na Tabela 19 e na Figura 11, com valores

entre 98 e 99% e concentrações efluentes consistentemente inferiores a $0,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, independentemente do tempo de repouso adotado.

A estabilidade desses resultados, mesmo com as ligeiras flutuações compatíveis com a incerteza analítica e a heterogeneidade da amostragem em baixas concentrações, indica que a remoção de fósforo esteve relacionada a mecanismos químicos, tais como a precipitação de fosfatos metálicos insolúveis e a adsorção específica de espécies fosfatadas em superfícies oxídicas presentes no sistema. Diferentemente do observado para a DQO, esses mecanismos não dependem da separação física progressiva por sedimentação, o que explica a pequena variação das eficiências mesmo diante da redução expressiva da turbidez do efluente (Lei et al., 2021; Phu et al., 2025; Reza et al., 2025).

O pH do efluente manteve-se na faixa neutra a levemente alcalina ao longo de todo o período de sedimentação, condição reconhecida como favorável tanto à estabilidade de hidróxidos metálicos quanto à precipitação de fosfatos. A ausência de variações significativas nesse parâmetro reforça que o controle da remoção de fósforo não está associado à etapa de sedimentação, mas à química estabelecida durante a eletrocoagulação. De forma complementar, a condutividade variou de forma moderada, indicando que o repouso do efluente não promoveu alterações relevantes no balanço iônico capazes de impactar os mecanismos de remoção.

Em sistemas contendo eletrodos de titânio, a elevada afinidade entre fosfatos e superfícies recobertas por TiO_2 contribui para a rápida remoção no sobrenadante ainda durante a eletrocoagulação, tornando a sedimentação uma etapa secundária para o controle da eficiência do processo. Esse comportamento é compatível com a predominância de interações químicas nas superfícies do eletrodo, em contraste com a maior dependência de mecanismos físicos observada para a DQO (Guiot et al., 2022; Lei et al., 2021).

5.6 Avaliação da perda de massa dos eletrodos

A avaliação da perda de massa permitiu analisar o desgaste eletroquímico global dos materiais. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 20.

Tabela 20 - Resultados da avaliação gravimétrica e taxa de desgaste dos eletrodos

Material	Função	Área (cm ²)	Massa inicial média (g)	Massa final média (g)	Δm (mg)	$\Delta m/\text{Área}$ (mg/cm ²)	Taxa \bar{r} (mg/cm ² ·h)
Titânio	Ânodo	46,62	26,6130	26,3960	217,00	4,65	0,520
Aço inox	Cátodo	52,62	52,2999	52,2990	0,90	0,02	0,002
Titânio	Branco	46,62	26,5558	26,5539	1,90	0,04	0,005
Aço inox	Branco	52,62	46,9119	46,9107	1,20	0,02	0,003

Os resultados de variação de massa (Δm) são apresentados em valores absolutos, enquanto $\Delta m/\text{Área}$ e a taxa \bar{r} são apresentados em valores normalizados.

Fonte: Autoria própria (2026).

De forma geral, observa-se que o desgaste eletroquímico apresentou comportamentos claramente distintos entre os materiais submetidos à aplicação de corrente elétrica e os eletrodos utilizados como controles experimentais (eletrodos brancos), evidenciando a contribuição específica do processo eletroquímico para a perda de massa observada.

Conforme indicado na Tabela 20, o ânodo de titânio teve a maior variação absoluta de massa entre os materiais avaliados, com Δm de 217,00 mg ao final de 9 h de ensaio, correspondente a uma perda normalizada de 4,65 mg/cm² e a uma taxa média de perda de 0,52 mg/cm²·h. Esse resultado contrasta de forma expressiva com o comportamento observado para o eletrodo de titânio utilizado como controle experimental, cuja variação de massa foi inferior a 2,00 mg ao longo do mesmo período.

A diferença entre o titânio anódico e o titânio branco indica que a perda de massa observada está diretamente associada à aplicação de corrente elétrica e às condições eletroquímicas impostas durante o ensaio, e não a efeitos ambientais, mecânicos ou de manuseio. No entanto, apesar da perda mensurável de massa, os valores obtidos permanecem significativamente inferiores àqueles reportados para eletrodos sacrificiais tradicionalmente utilizados em eletrocoagulação, como alumínio e ferro, cujo consumo é governado pela dissolução anódica conforme a Lei de Faraday, resultando em taxas de desgaste tipicamente uma ou mais ordens de grandeza superiores às observadas neste estudo, conforme amplamente reportado na literatura (Holt; Barton; Mitchell, 2005; Mollah et al., 2001; Moussa et al., 2017; García-Segura et al., 2020).

Esse comportamento é compatível com o caráter não sacrificial do titânio, cuja estabilidade eletroquímica é amplamente atribuída à formação de uma camada passiva de óxido (TiO_2) sobre a superfície anódica. Essa camada atua como barreira parcial à dissolução metálica, limitando a liberação de espécies de titânio para o meio e resultando em taxas de desgaste significativamente inferiores às observadas em ânodos dissolutivos convencionais (Comninellis, 1994; Chen, 2004; García-Segura et al., 2020).

A perda de massa observada no ânodo de titânio pode estar associada a processos localizados, como a degradação pontual da camada passiva, micro desprendimentos superficiais e desgaste eletroquímico acumulado ao longo do tempo de operação. Esses fenômenos são reportados na literatura como mecanismos secundários de degradação em eletrodos de titânio submetidos a longos períodos de polarização anódica, especialmente sob condições de elevada densidade de corrente e potenciais anódicos elevados, conforme descrito em estudos experimentais e revisões recentes (Panizza; Cerisola, 2009; Trompette, 2022).

O cátodo de aço inoxidável perdeu massa de forma praticamente desprezível ao longo dos ensaios, com Δm de 0,90 mg, equivalente a 0,02 mg/cm² e a uma taxa média de perda de apenas 0,002 mg/cm²·h. Valores da mesma ordem de grandeza foram observados para o eletrodo de aço inoxidável utilizado como controle experimental, indicando que o desgaste do material foi mínimo e pouco influenciado pela aplicação de corrente elétrica.

Esse comportamento evidencia a elevada estabilidade do aço inoxidável sob polarização catódica, condição na qual processos de dissolução metálica são termodinamicamente desfavorecidos. A proximidade entre os valores obtidos para o cátodo ativo e o eletrodo branco sugere que as pequenas variações de massa observadas podem estar associadas principalmente a incertezas experimentais residuais ou a fenômenos superficiais de baixa magnitude, e não a desgaste eletroquímico significativo (Bard; Faulkner; White, 2022; Moussa et al., 2017).

A comparação direta entre os eletrodos evidencia que o desgaste eletroquímico global do sistema é dominado pelo comportamento do ânodo de titânio, enquanto o cátodo de aço inoxidável apresenta estabilidade praticamente completa ao longo do período analisado. Ainda assim, mesmo o desgaste observado no ânodo de titânio permanece reduzido em termos absolutos e normalizados por área,

reforçando a adequação do material para aplicações em eletrocoagulação nas quais se busca minimizar a liberação de espécies metálicas para o efluente tratado.

A presença dos eletrodos brancos como controles experimentais desempenha papel fundamental na validação dos resultados, ao demonstrar que as perdas de massa associadas ao processo eletroquímico superam significativamente as variações observadas na ausência de corrente elétrica. Esse procedimento confere robustez à interpretação dos dados e permite atribuir o desgaste observado de forma inequívoca às condições eletroquímicas impostas durante o ensaio.

De forma integrada, os resultados indicam que, sob as condições operacionais avaliadas, o uso de eletrodos de titânio como ânodos e de aço inoxidável como cátodos resulta em um sistema com elevada estabilidade eletroquímica, caracterizado por baixas taxas de desgaste ao longo do tempo de operação. Esse comportamento é coerente com a literatura que descreve o titânio como material estruturalmente estável e adequado para aplicações eletroquímicas de longa duração, desde que não empregado como eletrodo sacrificial (Comninellis, 1994; García-Segura et al., 2020; Trompette, 2022).

6 CONCLUSÃO

A intensidade de corrente foi o fator que mais influenciou a cinética de remoção de DQO. Entre as condições avaliadas, 5 A apresentou o comportamento mais consistente, alcançando 41% de remoção após centrifugação aos 60 min. Correntes baixas (1,5 A) resultaram em subdosagem e cinética lenta, enquanto correntes elevadas (10 A) tenderam a aumentar a remoção aparente nos tempos iniciais, mas com maior discrepância entre as frações centrifugada e não centrifugada, indicando maior sensibilidade à estabilidade e fragmentação dos agregados.

Os dois poluentes apresentaram comportamentos distintos. A remoção de DQO foi altamente sensível a fatores físicos e hidrodinâmicos, dependendo da estabilidade dos flocos para uma separação eficiente. Em contrapartida, a remoção de fósforo foi extremamente robusta e rápida, atingindo eficiências superiores a 98% sob condições iguais ou superiores a 5 A a partir de 30 min. A similaridade entre os valores centrifugados e não centrifugados confirma que o fósforo é removido por mecanismos químicos de precipitação e adsorção específica, sendo menos dependente da integridade física dos agregados.

A aeração afetou principalmente a DQO. Em comparação ao ensaio sem aeração, a aplicação de ar em nível intermediário favoreceu o desempenho inicial, enquanto aeração elevada reduziu a remoção efetiva por desestabilização dos flocos. A remoção de fósforo permaneceu insensível à presença ou vazão de ar, reforçando a predominância do mecanismo químico sobre o físico.

O aumento da área anódica submersa (1 vs 3 ânodos) elevou principalmente a remoção aparente de DQO, enquanto o ganho na remoção efetiva (fração centrifugada) foi mais limitado, sugerindo maior contribuição de material particulado no resultado global. O aumento da área anódica (1 vs 3 ânodos) elevou principalmente a remoção de DQO no efluente não centrifugado, enquanto o ganho na remoção após centrifugação foi limitado. Para o fósforo, a maior área favoreceu remoção praticamente completa, reforçando a robustez do mecanismo químico. Quanto ao aumento do volume/submersão não resultou em melhora da remoção efetiva de DQO. Conclui-se que a imersão integral do eletrodo, com corrente ajustada proporcionalmente, não melhorou a remoção efetiva de DQO.

A adição de NaCl não aumentou a remoção efetiva de matéria carbonácea e não alterou a remoção de fósforo, indicando que a condutividade não foi o fator limitante nas condições avaliadas.

O sistema apresentou um perfil de alcalinização moderada (pH final entre 8,0 e 8,5) e redução consistente de turbidez e condutividade. O tempo de 30 minutos mostrou-se um ponto de inflexão importante, onde a maioria dos parâmetros atingiu estabilidade, especialmente para o fósforo, cuja remoção ocorre em escala de tempo inferior à da matéria carbonácea. Na sedimentação pós-eletrocoagulação, a clarificação melhora principalmente na faixa de 60–90 min, sem ganhos relevantes na remoção efetiva de DQO; o fósforo manteve-se elevado independentemente do tempo de repouso.

Após o término da eletrólise, conclui-se que o tempo de repouso atua principalmente na separação sólido-líquido, com melhora do sobrenadante concentrada na faixa de 60–90 min, sem indicar remoção adicional de DQO; para o fósforo, as eficiências permanecem elevadas e pouco dependentes do tempo de sedimentação.

O uso do ânodo de Titânio conferiu ao sistema uma elevada estabilidade operacional. A avaliação da perda de massa confirmou o caráter não sacrificial do titânio, com desgaste baixo, porém mensurável frente à carga elétrica aplicada, atribuído à proteção da camada passiva de TiO_2 , enquanto o aço inox apresentou variação de massa desprezível.

Conclui-se que o arranjo titânio-aço inox é promissor como etapa terciária para remoção de fósforo, enquanto a remoção de DQO dissolvida permanece restrita.

Para estudos futuros, recomenda-se testar o sistema com esgoto real e avaliar o desempenho em configuração de fluxo contínuo e em escalas maiores. A quantificação de titânio dissolvido no efluente tratado por ICP-OES permitiria verificar se há liberação de íons metálicos ao longo da operação, contribuindo para a avaliação da segurança do processo e da estabilidade do ânodo. Uma análise de custo operacional comparando diferentes densidades de corrente e tempos de eletrólise ajudaria ainda identificar a configuração mais viável economicamente.

REFERÊNCIAS

ABDEL-AZIZ, A. B. et al. Green synthesis and characterization of binary, ternary, and quaternary Ti/MMO anodes for chlorine and oxygen evolution reactions. **Scientific Reports**, v. 14, art. 9821, 2024. DOI: 10.1038/s41598-024-59595-2.

ADAMOVIĆ, Savka; MILOŠEVIĆ, Rastko; PRICA, Miljana. Optimizing batch electrocoagulation-flotation for emerging industrial wastewaters: a review on the state-of-the-art. **Desalination and Water Treatment**, v. 321, art. 100982, 2025. DOI: 10.1016/j.dwt.2024.100982.

AGUILAR-ASCÓN, Edwar. Removal of nitrogen and phosphorus from domestic wastewater by electrocoagulation: application of multilevel factorial design. **Journal of Ecological Engineering**, v. 21, n. 7, p. 124–133, 2020. DOI: 10.12911/22998993/125439.

AHANGARNOKOLAEI, M. A. et al. Optimization of parameters of electrocoagulation/flotation process for removal of Acid Red 14 with mesh stainless steel electrodes. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 8, n. 2, p. 278–288, 2017. DOI: 10.2166/wrd.2017.091.

AKARSU, C.; KAYA, S.; AKAR, S. Treatment of personal care product wastewater by Ti-based electrocoagulation: removal performance and energy assessment. **Chemosphere**, v. 303, art. 135133, 2022. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.135133.

AKARSU, C. et al. Treatment of personal care product wastewater for reuse by integrated electrocoagulation and membrane filtration processes. **Journal of Water Process Engineering**, v. 48, art. 102879, 2022. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.102879.

AL-AJMI, Fahad; AL-MARRI, Mohammed; ALMOMANI, Fares. Electrocoagulation process as an efficient method for the treatment of produced water treatment for possible recycling and reuse. **Water (Basel)**, v. 17, n. 1, art. 23, 2025. DOI: 10.3390/w17010023.

AL-KILANI, M. R. et al. The performance of electrocoagulation process for decolorization and COD removal of highly colored real grey water under variable operating conditions. **Desalination and Water Treatment**, 2025.

AL-MARRI, M. J. et al. Electrocoagulation using aluminum electrodes as a sustainable method for wastewater treatment: mechanisms, performance, and challenges. **Frontiers in Water**, v. 5, art. 1305347, 2023. DOI: 10.3389/frwa.2023.1305347.

AL-QODAH, Zakaria et al. Performance of continuous electrocoagulation processes (CEPs) as an efficient approach for the treatment of industrial organic pollutants: a comprehensive review. **Water (Basel)**, v. 17, n. 15, art. 2351, 2025. DOI: 10.3390/w17152351.

ALMUKDAD, A.; HAWARI, A. H.; HAFIZ, M. An enhanced electrocoagulation process for the removal of Fe and Mn from municipal wastewater using dielectrophoresis (DEP). **Water (Basel)**, v. 13, n. 4, art. 485, 2021. DOI: 10.3390/w13040485.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 24. ed. Washington, D.C.: APHA; AWWA; WEF, 2020.

ARSLAN-ALATON, İ. et al. Electrocoagulation of simulated reactive dyebath effluent with aluminum and stainless-steel electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, n. 2–3, p. 1586–1594, 2009. DOI: 10.3390/w13040485.

BAJPAI, Mukul et al. Electrode design innovations in electrocoagulation: passivation control, sludge valorization, and cost perspectives. **Journal of Water Process Engineering**, v. 77, art. 108637, 2025. DOI: 10.1016/j.jwpe.2025.108637.

BAKSHI, Avishek; VERMA, Akshaya Kumar; DASH, Aditya Kishore. Electrocoagulation for removal of phosphate from aqueous solution: statistical modeling and techno-economic study. **Journal of Cleaner Production**, v. 246, art. 118988, 2020. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.118988.

BANI-MELHEM, Khalid; AL-KILANI, Muhammad Rasool. A comparison between iron and mild steel electrodes for the treatment of highly loaded grey water using an electrocoagulation technique. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 16, n. 10, art. 105199, 2023. DOI: 10.1016/j.arabjc.2023.105199.

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

BAYRAMOGLU, M.; EYVAZ, M.; KOBYA, M. Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation: economic evaluation. **Chemical Engineering Journal**, v. 128, n. 2–3, p. 155–161, 2006. DOI: 10.3390/w13040485.

BOINPALLY, S. et al. A state-of-the-art review of electrocoagulation technology for wastewater treatment. **Water Cycle**, v. 4, p. 26–36, 2023. DOI: 10.1016/j.watcyc.2023.01.001.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, 16 maio 2011.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). **Manual de saneamento**. 5. ed. Brasília, DF: FUNASA, 2019.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, entre outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2020.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento. **Do SNIS ao SINISA – saneamento básico**. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional, 2022.

BRASIL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto – Visão Geral, ano-referência 2022**. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional, 2023.

BUNCE, J. T. et al. A review of phosphorus removal technologies and their applicability to small-scale domestic wastewater treatment systems. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, art. 8, 2018. DOI: 10.3389/fenvs.2018.00008.

BUTLER, E. et al. Electrocoagulation in wastewater treatment. **Water (Basel)**, v. 3, n. 2, p. 495–525, 2011. DOI: 10.3390/w3020495.

CASTILLO, Jhon; MOREIRA, Yordy; BANCHÓN, Carlos. Electrocoagulation of domestic wastewater: Systematic review of operational effects. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 14, n. 5, e2814548700, 2025. DOI: 10.33448/rsd-v14i5.48700.

CHAFI, M. et al. Comparison of electrocoagulation using iron and aluminium electrodes with chemical coagulation for the removal of a highly soluble acid dye. **Desalination**, v. 281, p. 285–292, 2011. DOI: 10.1016/j.desal.2011.08.004.

CHANNA, N. et al. Efficient and rapid combined electrocoagulation–filtration of arsenic in drinking water. **Water**, v. 16, n. 12, art. 1684, 2024. DOI: 10.3390/w16121684.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, n. 1, p. 11–41, 2004. DOI: 10.1016/j.seppur.2003.10.006.

CHOI, Yeji; KIM, Jisoo; JEONG, Chanyoung. EIS study on competitive adsorption at the TiO₂–solution interface. **Langmuir**, 2025. DOI: 10.1021/acs.langmuir.5c00127.

- COMNINELLIS, C. Electrocatalysis in the electrochemical conversion/combustion of organic pollutants for waste water treatment. **Electrochimica Acta**, v. 39, n. 11–12, p. 1857–1862, 1994. DOI: 10.1016/0013-4686(94)85175-1.
- CUI, J. et al. Phosphate interactions with iron-titanium oxide composites: Implications for phosphorus removal/recovery from wastewater. **Water Research**, v. 234, art. 119804, 2023. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119804.
- DAS, Ashish Kumar; CHEN, Lide. A review on electrochemical advanced oxidation treatment of dairy wastewater. **Environments**, v. 11, n. 6, art. 124, 2024. DOI: 10.3390/environments11060124.
- DEBORDE, M.; VON GUNTEN, U. Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment—Kinetics and mechanisms: a critical review. **Water Research**, v. 42, n. 1–2, p. 13–51, 2008. DOI: 10.1016/j.watres.2007.07.025.
- DE MELO, Jaqueline Ferreira et al. Applicability of electrochemical technology for treating a real petrochemical effluent by electro-generated active chlorine species. **International Journal of Electrochemical Science**, v. 15, p. 10262–10275, 2020. DOI: 10.20964/2020.10.66.
- DE MOURA, D. C. et al. Active chlorine species electrogenerated on Ti/Ru_{0.3}Ti_{0.7}O₂ surface: electrochemical behavior, concentration determination and their application. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 731, p. 145–152, 2014. DOI: 10.1016/j.jelechem.2014.08.008.
- DU, Xinyu et al. Effect of low dissolved oxygen concentration on the defects and composition of regenerated passive film of Ti-6Al-4V alloy under continuous wear. **RSC Advances**, v. 13, p. 20135–20149, 2023. DOI: 10.1039/D3RA03865C.
- DURA, G.; BRESLIN, C. B. Electrocoagulation using stainless steel anodes: Simultaneous removal of copper and zinc ions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 374, p. 152–158, 2019. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.04.032.
- EL-GHENYMY, A.; EL-KHOULY, S.; HASSAN, H. Electrocoagulation of humic acid in saline water using Ti electrodes: optimization and mechanism insight. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 6, p. 104569, 2020. DOI: 10.1016/j.jece.2020.104569.
- EL-GHENYMY, Abdellatif et al. Corrosion behavior of pure titanium anodes in saline medium and their performance for humic acid removal by electrocoagulation. **Chemosphere**, v. 246, art. 125674, maio 2020. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125674.
- EMAMJOMEH, Mohammad Mahdi; SIVAKUMAR, Muthukumar. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 5, p. 1663–1679, 2009. DOI: 10.1016/j.jenvman.2008.12.011.

EMANA, B. B.; BULGE, T. B. Integrated electrodes for nutrient removal from municipal wastewater using electrocoagulation technology. **Scientific Reports**, v. 15, 2025. DOI: 10.1038/s41598-025-07929-z.

ESPINOZA-QUIÑONES, Fernando Rodolfo. **Fundamentos no processo de eletrocoagulação**. São Paulo: Editora Dialética, 2023.

FENG, Qian et al. An improved kinetic model for dephosphorization of laundry wastewater by electrocoagulation. *Journal of Water Process Engineering*, v. 39, art. 101750, 2021. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101750.

GAO, P.; CHEN, X.; SHEN, F.; CHEN, G. Removal of chromium(VI) from wastewater by combined electrocoagulation–electroflotation without a filter. **Separation and Purification Technology**, v. 43, n. 2, p. 117–123, 2005. DOI: 10.1016/j.seppur.2004.10.008.

GARCÍA-OROZCO, V. M. et al. Solar-photovoltaic electrocoagulation of wastewater from a chocolate manufacturing industry: Anodic material effect (aluminium, copper and zinc) and life cycle assessment. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 3, 107969, 2022.

GARCÍA-SEGURA, S. et al. Electrochemical oxidation remediation of real wastewater effluents — A review. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 113, p. 48–67, 2017. DOI: 10.1016/j.psep.2017.09.014.

GARCÍA-SEGURA, S. et al. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 801, p. 267–299, 2017. DOI: 10.1016/j.jelechem.2017.07.04.

GARCÍA-SEGURA, S. et al. Disparities between experimental and environmental conditions: research steps toward making electrochemical water treatment a reality. **Current Opinion in Electrochemistry**, v. 22, p. 9–16, 2020. DOI: 10.1016/j.coelec.2020.03.001.

GONZÁLEZ PÉREZ, Rafael et al. Electrocoagulation with Fe-SS electrodes as a fourth stage of tequila vinasses treatment for COD and color removal. **Processes**, v. 13, n. 6, art. 1637, 2025. DOI: 10.3390/pr13061637.

GHIMIRE, U. et al. Electrochemical removal of ammonium nitrogen and COD of domestic wastewater using platinum coated titanium as an anode electrode. **Energies**, v. 12, n. 5, art. 883, 2019. DOI: 10.3390/en12050883.

GRADINAC, J.; JOVOVIĆ, A. Investigation regarding the application of the titanium electrode for the water treatment plant in a steel manufacturing plant. **Frontiers in Chemistry**, v. 10, art. 1065332, 2022. DOI: 10.3389/fchem.2022.1065332.

GRECCO, L. H. A.; SOUZA, B. C. D. A.; ZANONI, M. V. B.

Eletrocoagulação/eletrofloculação para tratamento de águas residuárias: eletrodos não convencionais e acoplamento de técnicas. **Química Nova**, v. 45, n. 4, p. 1–12, 2022.

GUIOT, Florian et al. Surface reactivity of anatase particles towards phosphated species. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 655, art. 130232, 2022. DOI: 10.1016/j.colsurfa.2022.130232.

HANAFY, R. et al. Performance of electrocoagulation process with copper electrodes for tannery wastewater treatment. **Sustainability**, v. 17, n. 20, art. 9031, 2025. DOI: 10.3390/su17209031.

HARIF, T.; KHAI, M.; ADIN, A. Electrocoagulation versus chemical coagulation: Coagulation/flocculation mechanisms and resulting floc characteristics. **Water Research**, v. 46, p. 3177–3188, 2012. DOI: 10.1016/j.watres.2012.03.034.

HE, Wei et al. The study of the effect of mass transfer of pollutants and flocs on continuous electrocoagulation processes. **Separation and Purification Technology**, v. 329, p. 125222, 2024. DOI: 10.1016/j.seppur.2023.125222.

HELBERT, Varvara Shubina et al. Effect of cathodic polarisation switch-off on the passivity and stability to crevice corrosion of AISI 304L stainless steel. **Materials (Basel)**, v. 14, n. 11, art. 2921, 2021. DOI: 10.3390/ma14112921.

HERNÁNDEZ, Víctor Agmo. An overview of surface forces and the DLVO theory. **ChemTexts**, v. 9, art. 10, 2023. DOI: 10.1007/s40828-023-00182-9.

HOLT, P. K.; BARTON, G. W.; MITCHELL, C. A. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. **Chemosphere**, v. 59, n. 3, p. 355–367, 2005. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.10.023.

HU, Qili et al. Recent advances in phosphate removal from municipal wastewater by electrocoagulation process: A review. **Separation and Purification Technology**, v. 308, p. 122944, 2023. DOI: 10.1016/j.seppur.2022.122944.

HUANG, Chen-Hao et al. Effect of chloride ions on electrocoagulation to treat industrial wastewater containing Cu and Ni. **Sustainability**, Basel, v. 12, n. 18, art. 7693, 2020. DOI: 10.3390/su12187693.

INGELSSON, Markus; YASRI, Nael; ROBERTS, Edward P. L. Electrode passivation, faradaic efficiency, and performance enhancement strategies in electrocoagulation review. **Water Research**, v. 187, p. 116433, 2020. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116433.

IZQUIERDO, C. J. et al. Effect of the nature of the supporting electrolyte on the treatment of soluble oils by electrocoagulation. **Desalination**, v. 255, n. 1–3, p. 15–20, 2010. DOI: 10.1016/j.desal.2010.01.022.

JAFARI, E. et al. Impact of operating parameters of electrocoagulation-flotation on the removal of turbidity from synthetic wastewater using aluminium electrodes.

Minerals Engineering, v. 193, art. 108007, 2023. DOI: 10.1016/j.mineng.2023.108007.

Jaquez-Muñoz, J. M. et al. Corrosion of anodized titanium alloys. **Coatings**, v. 14, n. 7, art. 809, 2024. DOI: 10.3390/coatings14070809.

JÁQUEZ-MUÑOZ, J. M. et al. Electrochemical corrosion of titanium and titanium alloys anodized in H₂SO₄ and H₃PO₄ solutions. **Coatings**, v. 12, n. 3, p. 325, 2022. DOI: 10.3390/coatings12030325.

JIANG, J.-Q. et al. Laboratory study of electro-coagulation–flotation for water treatment. **Water Research**, v. 36, n. 16, p. 4064-4078, 2002. DOI: 10.1016/S0043-1354(02)00118-5.

JING, G. et al. Electrocoagulation: A promising method to treat and reuse high-COD-containing wastewater. **Water**, v. 12, n. 2, p. 595, 2020. DOI: 10.3390/w12020595.

JO, S. et al. Recent advances in wastewater electrocoagulation technologies: beyond chemical coagulation. **Energies**, v. 17, n. 23, art. 5863, 2024. DOI: 10.3390/en17235863.

KADIER, Abudukeremu et al. A state-of-the-art review on electrocoagulation (EC): an efficient, emerging, and green technology for oil elimination from oil and gas industrial wastewater streams. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 6, p. 100274, dez. 2022. DOI: 10.1016/j.cscee.2022.100274.

KARABULUT, Benan Yazıcı. Electrochemical coagulant generation via aluminum-based electrocoagulation for sustainable greywater treatment and reuse: optimization through response surface methodology and kinetic modelling. **Molecules**, v. 30, n. 18, p. 3779, 2025.

KARIMI, A. et al. Hydrodynamic effects on floc formation and stability during electrocoagulation treatment of wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 51, art. 103415, 2023. DOI: 10.1016/j.jwpe.2023.103415.

KARIMI, A. et al. Sequential aerated electrocoagulation and adsorption for enhanced oil removal from industrial wastewater: Optimization, modeling and kinetics study. **Coatings**, v. 13, n. 10, art. 1900, 2023. DOI: 10.3390/coatings13101900.

KÉKEDY-NAGY, László et al. Electrochemical nutrient removal from natural wastewater sources and its impact on water quality. **Water Research**, v. 210, art. 118001, 2022.

KHAGHANI, R. et al. Malathion removal by electrocoagulation process: iron and stainless-steel electrodes, direct and alternating current and determining energy and electrode consumption and kinetic study. **Desalination and Water Treatment**, v. 201, p. 110–120, 2020.

KOBYA, Mehmet et al. Phosphorous removal from anaerobically digested municipal sludge centrate by an electrocoagulation reactor using metal (Al, Fe and Al-Fe) scrap anodes. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 152, p. 188–200, 2021. DOI: 10.1016/j.psep.2021.06.003.

KOBYA, M. et al. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 50, n. 2, p. 163–170, 2003.

LACALAMITA, Dario; MONGIOVÍ, Chiara; CRINI, Grégorio. Chemical oxygen demand and biochemical oxygen demand analysis of discharge waters from laundry industry: monitoring, temporal variability, and biodegradability. **Frontiers in Environmental Science**, v. 12, art. 1387041, 2024. DOI: 10.3389/fenvs.2024.1387041.

LEI, Yang et al. Electrochemical recovery of phosphorus from acidic cheese wastewater: feasibility, quality of products, and comparison with chemical precipitation. **ACS ES&T Water**, v. 1, n. 4, p. 1002–1013, 2021. DOI: 10.1021/acsestwater.0c00263.

LI, G. et al. Phosphate removal efficiency and life cycle assessment of different anode materials in electrocoagulation treatment of wastewater. **Sustainability**, v. 16, n. 9, art. 3836, 2024. DOI: 10.3390/su16093836.

LI, Y. et al. Enhanced removal of phosphate by electrogenerated iron combined with mechanically activated calcite. **Chemical Engineering Journal**, v. 451, Part 3, art. 138803, 2023.

LIAMAS, Evangelos et al. Effect of the electrochemical characteristics of titanium on the adsorption kinetics of albumin. **RSC Advances**, v. 9, n. 59, p. 34265–34273, 2019.

LIMA, Alyne Gessick Pinheiro da Silva; PEREIRA, Jane Paulino; PIFANO, Daniel Salgado. Os desafios da universalização do saneamento rural: análise à luz e do novo marco regulatório no Brasil. **Cadernos do CEAS: Revista crítica de humanidades**, v. 49, n. 262, p. 552–572, 2024. DOI: 10.25247/2447-861X.2024.n262.p552-572.

LIU, Y. et al. Removal of copper ions from wastewater: A review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 20, 3885, 2023.

LIU, Yang et al. Comprehensive review of floc growth and structure using electrocoagulation: Characterization, measurement, and influencing factors. **Chemical Engineering Journal**, v. 417, p. 129310, 2021. DOI: 10.1016/j.cej.2021.129310.

LU, Jianbo et al. Efficient and low-cost removal of dissolved organic phosphorus by visible light-enhanced Ti electrocoagulation with self-generated rutile photocatalysts. **Water Research**, v. 287, art. 124465, 2025. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124465.

LU, J.; ZHANG, P.; LI, J. Electrocoagulation technology for water purification: An update review on reactor design and some newly concerned pollutants removal. **Journal of Environmental Management**, v. 296, p. 113259, 2021.

MADRID, Felipe M. Galleguillos et al. Corrosion of titanium electrode used for solar saline electroflotation. **Materials (Basel)**, v. 16, n. 9, art. 3514, 2023. DOI: 10.3390/ma16093514.

MAGNISALI, Eirini et al. Electrocoagulation as a revived wastewater treatment method—practical approaches: a review. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 96, p. 2103–2121, 2021. DOI: 10.1002/jctb.6880.

MANGOLD, L. et al. New insights for titanium (IV) speciation in acidic media based on UV-visible and 31P NMR spectroscopies and molecular modeling. **RSC Advances**, v. 11, p. 27059–27073, 2021. DOI: 10.1039/D1RA04284J.

MANIKANDAN, S.; SARASWATHI, R. Electrocoagulation technique for removing organic and inorganic pollutants (COD) from various industrial effluents: An overview. **Environmental Engineering Research**, v. 28, n. 4, art. 220231, 2023. DOI: 10.4491/eer.2022.231.

MANZONI JUNIOR, Milton. **Uso da eletrocoagulação no interior do reator anaeróbio híbrido (EC-UAHB) para a remoção de fosfato**. 2024. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) — Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2024.

MAO, Yi; ZHAO, Yaqian; COTTERILL, Sarah. Examining current and future applications of electrocoagulation in wastewater treatment. **Water**, v. 15, n. 8, p. 1455, 2023. DOI: 10.3390/w15081455.

MARTÍNEZ, Violeta et al. Effect of High-Rate Aeration in the Electrocoagulation Treatment of Pharmaceutical and Synthetic Textile Industrial Wastewater Effluents. **Afinidad. Journal of Chemical Engineering Theoretical and Applied Chemistry**, v. 81, n. 603, p. 251–258, 2024. DOI: 10.55815/431821.

MARTÍNEZ-VILLAFANE, J. F. et al. Interelectrode distance analysis in the water defluoridation by electrocoagulation reactor. **Sustainability**, v. 14, n. 19, art. 12096, 2022. DOI: 10.3390/su141912096.

MEDRANO-HURTADO, Z. Y. et al. Domestic wastewater treatment by electrocoagulation system using photovoltaic solar energy. **Revista Mexicana de Ingeniería Química**, v. 21, n. 2, IA2809, 2022. DOI: 10.24275/rmiq/IA2809.

MEGANATHAN, K.; VARADARAJAN, R. Electro-oxidation of fish meal industry wastewater in a stirred batch reactor. **Water Practice & Technology**, v. 16, n. 4, p. 1232–1244, 2021. DOI: 10.2166/wpt.2021.087.

MENDEZ-RUIZ, J. I. et al. Comparative evaluation of an advanced electrocoagulation treatment system versus a conventional lime softening treatment for removing Ca^{2+} , SO_4^{2-} , and Mn in groundwater. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 8, art. 100448, 2023. DOI: 10.1016/j.cscee.2023.100448.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003. ISBN 978-0070418783.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014. ISBN 978-0073401188.

MOLLAH, M. Y. A. et al. Electrocoagulation (EC) science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, n. 1, p. 29–41, 2001. DOI: 10.1016/S0304-3894(01)00176-5.

MOLLAH, M. Y. A. et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, n. 1-3, p. 199-210, 2004. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2004.08.009.

MORALES-FIGUEROA, A.; ROA-MORALES, G.; BALDERAS-HERNÁNDEZ, P. Optimization of the electrocoagulation process with aluminum electrodes for the removal of chemical oxygen demand and turbidity in rainwater. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, art. 860011, 2022. DOI: 10.3389/fenvs.2022.860011.

MOUSAZADEH, Milad et al. Electrocoagulation as a Promising Defluoridation Technology from Water: A Review of State of the Art of Removal Mechanisms and Performance Trends. **Water**, v. 13, n. 5, art. 656, 2021. DOI: 10.3390/w13050656.

MOUSSA, D. T. et al. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 24–41, 2017. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.10.032.

NAJE, Ahmed Samir et al. Enhancement of an Electrocoagulation Process for the Treatment of Textile Wastewater under Combined Electrical Connections Using Titanium Plates. **International Journal of Electrochemical Science**, v. 10, n. 6, p. 4495–4512, 2015. DOI: 10.1016/S1452-3981(23)06640-3.

NGUYEN, D. D. et al. Can electrocoagulation process be an appropriate technology for phosphorus removal from municipal wastewater? **Science of the Total Environment**, v. 563–564, p. 549–556, 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.045.

NIDHEESH, P. V.; GÖKKUŞ, Ö. Aerated iron electrocoagulation process: A review. **Separation Science and Technology**, 2023. DOI: 10.1080/01496395.2023.2227913.

NIDHEESH, P. V.; SINGH, T. S. K. A review on the recent advances in electrocoagulation process for wastewater treatment. **Chemosphere**, v. 185, p. 1182–1193, 2017.

NILSSON, N. et al. Competitive surface complexation of o-phthalate and phosphate on goethite (α -FeOOH) and TiO₂. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 60, n. 22, p. 4385–4395, 1996. DOI: 10.1016/S0016-7037(96)00247-1.

NIU, Shen et al. Titanium Alloy Ti-6Al-4V Electrochemical Dissolution Behavior in NaNO₃ and NaCl Solutions at Low Current Density. **Materials**, v. 17, n. 20, art. 5026, 2024. DOI: 10.3390/ma17205026.

NUVOLARI, Ariovaldo (Coord.). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. 2. ed. rev., atual. e ampl. São Paulo: Blucher, 2011. ISBN 978-85-212-0568-5.

OMWENE, P. I.; KOBYA, M.; CAN, O. T. Phosphorus removal from domestic wastewater in electrocoagulation reactor using aluminium and iron plate hybrid anodes. **Ecological Engineering**, v. 123, p. 65-73, 2018. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2018.08.025.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). General Assembly. **Resolution A/RES/64/292: The human right to water and sanitation**. 3 Aug. 2010.

OTHMANI, Amina et al. A comprehensive review on green perspectives of electrocoagulation integrated with advanced processes for effective pollutants removal from water environment. **Environmental Research**, v. 215, pt. 1, art. 114294, 2022. DOI: 10.1016/j.envres.2022.114294.

PANIĆ, Vladimir et al. Activity and stability of RuO₂-coated titanium anodes prepared via the alkoxide route. **Journal of the Serbian Chemical Society**, v. 71, n. 11, p. 1173–1186, 2006. DOI: 10.2298/JSC0611173P

PANIZZA, M.; CERISOLA, G. Direct and mediated anodic oxidation of organic pollutants. **Chemical Reviews**, v. 109, n. 12, p. 6541–6569, 2009. DOI: 10.1021/cr9001319.

PASSIG, F. H. Reator anaeróbio híbrido para o tratamento de esgoto sanitário. 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – **Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo**, São Carlos, 2005.

PATEL, S. K. et al. State of the art review for industrial wastewater treatment by electrocoagulation. **Desalination and Water Treatment**, v. 321, art. 100915, 2025. DOI: 10.1016/j.dwt.2024.100915

PÉREZ-FLORES, L. S.; TORRES, E. Electrocoagulation for the removal of antibiotics and resistant bacteria: advances and synergistic technologies. **Processes**, Basel, v. 13, n. 9, art. 2916, 2025. DOI: 10.3390/pr13092916.

PHU, Thi Kim Cuong; NGUYEN, Phi Long; PHUNG, Thi Viet Bac. Recent progress in highly effective electrocoagulation-coupled systems for advanced wastewater treatment. **iScience**, v. 28, n. 3, art. 111965, 2025. DOI: 10.1016/j.isci.2025.111965.

PRATAMA, Wahyu Diski; HADIYANTO. Evaluation of different electrodes in electrocoagulation-flotation process for *Chlorella vulgaris* harvesting. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 10, art. 100801, 2024.

QIAO, Meng et al. Fate of calcium, magnesium, and phosphate during Fe electrocoagulation: an investigation for mitigating cathodic scaling in phosphate removal process. **Separation and Purification Technology**, v. 354, pt. 3, art. 128994, 2025. DOI: 10.1016/j.seppur.2024.128994.

QUISPE-RAMOS, Katherin et al. Energy-efficient coaxial electrocoagulation for integrated treatment of urban wastewater and acid mine drainage: a response-surface approach. **Applied Sciences**, v. 15, n. 19, p. 10452, 2025.

REZA, A.; HALLER, S.; MAO, X. Electrocoagulation as a remedial approach for phosphorus removal from onsite wastewater: a review. **Water**, v. 16, n. 22, p. 3206, 2024. DOI: 10.3390/w16223206.

REZA, A. et al. Electrocoagulation-based phosphorus removal: recent developments and mechanistic insights. **Journal of Environmental Management**, v. 344, art. 118528, 2024. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.118528.

REZA, Ahmad et al. Comparative assessment of different electrode combinations for phosphate removal from onsite wastewater via electrocoagulation. **Water**, v. 17, n. 18, art. 2764, 2025. DOI: 10.3390/w17182764.

RODRÍGUEZ, Juan F.; NAVA, José L. Active chlorine electrosynthesis from dilute chloride solutions in a flow cell equipped with a Ti|Ti-Ru-Ir-oxides anode. **Chemical Engineering and Processing – Process Intensification**, v. 196, p. 109634, 2024.

SACHETT, F. H. et al. Effect of current density variation in the electrocoagulation process for the treatment of brewery wastewater. **Revista Caderno Pedagógico**, v. 21, n. 8, 2024. DOI: 10.3390/w16223206.

SAFWAT, Safwat M. Treatment of real printing wastewater using electrocoagulation process with titanium and zinc electrodes. **Journal of Water Process Engineering**, v. 34, art. 101137, 2020. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101137.

SAFWAT, S. M. et al. Performance evaluation of electrocoagulation process using aluminum and titanium electrodes for removal of urea. **Desalination and Water Treatment**, v. 191, p. 239–249, 2020. DOI: 10.5004/dwt.2020.25616.

SAFWAT, Safwat M.; MOHAMED, Nouran Y.; EL-SEDDIK, Mostafa M. Performance evaluation and life cycle assessment of electrocoagulation process for manganese removal from wastewater using titanium electrodes. **Journal of Environmental Management**, v. 328, art. 116967, 2023.

SAHU, O. P.; MAZUMDAR, B.; CHAUDHARI, P. K. Treatment of wastewater by electrocoagulation: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 949–963, 2014.

SALDANHA, Renata Leal et al. Inhibition of the oxygen evolution reaction during titanium passivation in aqueous phosphoric acid solution. **Journal of Solid State Electrochemistry**, v. 24, n. 5, p. 1991–1998, 2020.

SANDOVAL, Miguel A. et al. Modelling and simulation of H₂–H₂O bubbly flow through a stack of three cells in a pre-pilot filter press electrocoagulation reactor. **Separation and Purification Technology**, v. 261, p. 118235, 2021. DOI: 10.1016/j.seppur.2020.118235.

SANNI, Isbath et al. Coupling electrocoagulation with electro-oxidation for COD and phosphorus removal from industrial container wash water. **Separation and Purification Technology**, v. 282, parte A, art. 119992, 2022.

SEBASTIAN, Sahaya Leenus et al. Electrocoagulation using Ti/Ti for the remediation and reuse of aqueous Dispersive Blue-79. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 196, n. 177, 2024. DOI: 10.1007/s10661-024-12320-y.

SEBASTIAN, Sahaya Leenus et al. Assessing titanium vs. aluminium electrodes for wastewater: remediation and reuse. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 21, art. 100950, 2024. DOI: 10.1016/j.enmm.2024.100950.

SEO, Dong-Il; LEE, Jae-Bong. Localized corrosion and repassivation behaviors of additively manufactured titanium alloys in simulated biomedical solutions. **npj Materials Degradation**, v. 7, art. 44, 26 May 2023.

SHAHEDI, A. et al. A review on industrial wastewater treatment via electrocoagulation processes. **Journal of Energy Chemistry**, 2020. DOI: 10.1016/j.coelec.2020.05.009.

SHAN, Li-li et al. Electrocoagulation pretreatment for total phosphorus and boron removal in waste lubricating oil regeneration wastewater: efficiency and mechanism. **RSC Advances**, v. 15, p. 50775–50783, 2025. DOI: 10.1039/D5RA08041J.

SILVA, P. et al. Electrocoagulation treatment of cork boiling wastewater: effect of electrolyte concentration. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, art. 107750, 2022. DOI: 10.1016/j.jece.2022.107750.

SIMON, E. et al. A sequential aerated electrocoagulation process combined with adsorption method to remove oil from industrial wastewater. **Chemosphere**, v. 342, art. 139692, 2023. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.139692.

SIMON, F. et al. Floc fragmentation and settling behavior during electrocoagulation of organic wastewater. **Water Research**, v. 234, art. 119765, 2023. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119765.

SNIATALA, B. et al. Macro-nutrients recovery from liquid waste as a sustainable resource management strategy and pathway towards a circular economy. **Science of the Total Environment**, v. 912, art. 169221, 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.169221.

SOLANO HUERTA, I. S. et al. Technical considerations for designing an electrocoagulation reactor for wastewater treatment: A brief review. **Processes**, v. 13, n. 6, p. 1679, 2025. DOI: 10.3390/pr13061679.

SOLANO HUERTA, Agustín et al. Technical Considerations for Designing an Electrocoagulation Reactor. **Processes**, v. 13, n. 6, art. 1679, 2025.

SOLTAN, Yara et al. Optimization of Aluminum Electrocoagulation Parameters for Nutrient Removal from Hydroponic Wastewater Using Response Surface Methodology. **Water**, v. 17, n. 23, art. 3346, 2025. DOI: 10.3390/w17233346.

SUN, J. et al. Anode passivation mitigation by homogenizing current density distribution in electrocoagulation. **Water Research**, v. 223, art. 118966, 2022. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118966.

TORRES, P. **Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários**. 1992. 185 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia, São Carlos – São Paulo, 1992.

TRINH, Dang Trung Tri et al. Evaluation of magnetic stirring and aeration on electrocoagulation performance in actual industrial treatment. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, art. 719248, 2021. DOI: 10.3389/fenvs.2021.719248.

TRINH, Quoc Trung et al. Integrated Electrocoagulation and Aeration for Improved Petroleum Hydrocarbon Removal from Oil Refinery Wastewater. **Frontiers in Energy Research**, v. 9, 2021. DOI: 10.3389/fenrg.2021.709550.

TRINH, T. K. et al. Electrocoagulation treatment of wastewater: Distinguishing apparent and effective COD removal. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 6, art. 106687, 2021. DOI: 10.1016/j.jece.2021.106687.

TROMPETTE, Jean-Luc. On the specific limitations of titanium electrodes in the electrocoagulation process. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 648, art. 129196, 2022. DOI: 10.1016/j.colsurfa.2022.129196.

VÁZQUEZ, A.; RODRÍGUEZ, I.; LÁZARO, I. Primary potential and current density distribution analysis: a first approach for designing electrocoagulation reactors. **Chemical Engineering Journal**, v. 179, p. 253–261, 2012. DOI: 10.1016/j.cej.2011.10.078.

VASUDEVAN, Subramanyan; LAKSHMI, Jothinathan; PACKIYAM, Murthy. Electrocoagulation studies on removal of cadmium using magnesium electrode. **Journal of Applied Electrochemistry**, v. 40, p. 2023–2032, 2010. DOI: 10.1007/s10800-010-0182-y.

VASUDEVAN, S.; LAKSHMI, J.; SOZHAN, G. Electrocoagulation studies on the removal of copper from water using mild steel electrode. **Water Environment Research**, v. 84, n. 3, p. 209–219, 2012. DOI: 10.3390/w16223206.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 4. ed. **Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG**, 2014. 470 p. ISBN 9788542300536.

VOS, J. G. et al. Selectivity trends between oxygen evolution and chlorine evolution on iridium-based double perovskites in acidic media. **ACS Catalysis**, v. 9, n. 9, p. 8561–8574, 2019. DOI: 10.1021/acscatal.9b01159.

WANG, Junying et al. An electrocoagulation process with a novel edge-insulated electrode: insights into current distribution effects. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 8, art. 100354, 2023. DOI: 10.1016/j.cscee.2023.100354.

WANG, Z. et al. Mechanisms of Cr and Mo enrichments in the passive oxide film on 316L austenitic stainless steel. **Frontiers in Materials**, v. 6, art. 232, 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION; UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND. Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017: special focus on inequalities. **Geneva/New York: WHO/UNICEF**, 2019.

XIE, Shiwei et al. Phosphate removal by ex situ generated Fe (hydr)oxides from scrap iron electrocoagulation: the critical role of coprecipitation. **Environmental Science: Advances**, v. 2, p. 898–907, 2023. DOI: 10.1039/D3VA00024A.

YANG, Zhong et al. Evolution and corrosion resistance of passive film with polarization potential on Ti-5Al-5Mo-5V-1Fe-1Cr alloy in simulated marine environments. **Corrosion Science**, v. 221, p. 111334, 15 ago. 2023.

YOU, S. et al. Monolithic porous Magnéli-phase Ti_4O_7 for electro-oxidation treatment of industrial wastewater. **Electrochimica Acta**, v. 222, p. 1808-1818, 2016.

YUSMAINI, N. A. et al. Electrocoagulation strategies for oily wastewater treatment: a review on process efficiency and optimization. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 23, p. 227–246, 2026.

ZAFFAR, M.; SIVARAMAN, A.; BALASUBRAMANIAN, R. Mitigating magnesium electrode fouling through polarity reversal electrocoagulation for struvite production from source-separated urine. **Water Research**, v. 270, art. 123392, 2025. DOI: 10.1016/j.watres.2025.123392.

ZENG, Jie et al. Optimization of electrocoagulation process parameters for enhancing phosphate removal in a biofilm-electrocoagulation system. **Water Science and Technology**, v. 83, n. 10, p. 2560–2574, 2021.

ZHANG, H. et al. Clarifying the role of phosphorus management strategies: Enhanced biological phosphorus removal and optimized chemical removal processes in wastewater treatment. **Water**, v. 16, n. 11, art. 1539, 2024. DOI: 10.3390/w16111539.

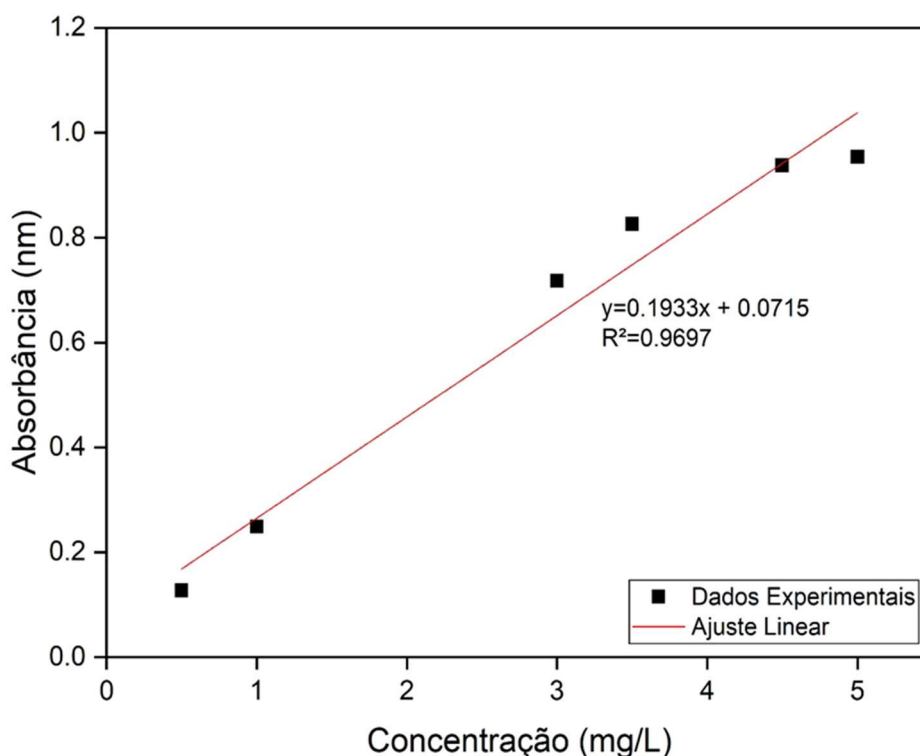
ZHANG, Jiepei et al. High-efficiency and energy-saving alternating pulse current electrocoagulation to remove polyvinyl alcohol in wastewater. **RSC Advances**, v. 11, p. 40085–40099, 2021.

ZHANG, X. et al. Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation in removal of phosphonate chelators from water. **Water Science and Technology**, v. 85, n. 7, p. 2015–2026, 2022.

APÊNDICE A – CURVA ANALÍTICA DO FÓSFORO

Na Figura A.1 é apresentada a curva analítica do fósforo, preparada para a quantificação de fósforo total nas amostras de efluente, com a equação linear de calibração e o coeficiente de determinação (R^2).

Figura A.1 - Curva analítica do fósforo utilizada na quantificação do fósforo total



Equação da reta de calibração: $Abs = 0,1933 \cdot C + 0,0715$

Coeficiente de determinação:

$R^2 = 0,9700$

Fonte: Autoria própria (2026).

Na Tabela A.1 são apresentados os parâmetros de desempenho da curva analítica, incluindo o limite de detecção (LD), o limite de quantificação (LQ), a sensibilidade do método (coeficiente angular da reta), o coeficiente de determinação (R^2) e o desvio-padrão do sinal do branco.

Tabela A.1 - Parâmetros da curva analítica de fósforo

Parâmetro	Valor	Unidade
Limite de detecção (LD)	0,022	mg L ⁻¹
Limite de quantificação (LQ)	0,073	mg L ⁻¹
Sensibilidade do método (inclinação da reta)	0,1933	Abs·(mg L ⁻¹) ⁻¹
Coefficiente de determinação (R ²)	0,9700	–
Desvio-padrão do branco (s_branco)	0,0014	Abs
Equação da curva de calibração	Abs = 0,1933·C + 0,0715	–

Fonte: Autoria própria (2026).

O limite de detecção (LD) foi estimado a partir do desvio-padrão das medidas do branco (s_branco) e do coeficiente angular da curva analítica (S), pela relação:

$$LD = 3 \cdot s_{\text{branco}} / S$$

enquanto o limite de quantificação (LQ) foi calculado como:

$$LQ = 10 \cdot s_{\text{branco}} / S$$


em conformidade com as recomendações para validação de métodos analíticos (ANVISA, 2003) e com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2020). O LD representa a menor concentração de analito que pode ser detectada, porém não necessariamente quantificada com exatidão, ao passo que o LQ corresponde à menor concentração que pode ser quantificada com precisão e exatidão aceitáveis.

Nos tratamentos estatísticos adotados neste trabalho, valores de fósforo total inferiores ao limite de detecção (LD = 0,022 mg L⁻¹) foram substituídos por LD/2, resultando em uma concentração assumida de 0,011 mg L⁻¹ para fins de cálculo de remoções e médias, procedimento usual em estudos ambientais que lidam com dados censurados abaixo do limite de detecção, mantendo a coerência com as recomendações do *Standard Methods* (APHA, 2020).

ANEXO A – DECLARAÇÃO DE USO DE FERRAMENTAS DE INTELIGÊNCIA ARTIFICIAL

Declaro que, durante a elaboração desta dissertação intitulada “Avaliação de desempenho de eletrodos de titânio e aço inox em reator de eletrocoagulação em batelada aplicado ao tratamento de esgoto sanitário sintético”, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, foram utilizadas ferramentas de inteligência artificial generativa, especialmente o ChatGPT (OpenAI), como apoio pontual em atividades auxiliares de revisão ortográfica e gramatical, reformulação de trechos, organização textual, adequação da redação acadêmica, padronização formal do texto e apoio na elaboração de figuras esquemáticas e ilustrativas. Os dados experimentais, os resultados obtidos, as análises realizadas, a interpretação dos resultados, a discussão científica e as conclusões apresentadas neste trabalho são de autoria exclusiva da autora. A autora assume integral responsabilidade pelo conteúdo final da dissertação, incluindo a veracidade das informações, a correção técnica e científica do texto e a conferência das referências utilizadas.

Curitiba, abril de 2026.

Documento assinado digitalmente
 **CLAUDIA MERLOTTI**
Data: 25/05/2026 19:22:57-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Claudia Merlotti