

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

LARISSA BOTURA DA SILVA

**PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO APLICADO AO TRATAMENTO DE
ÁGUA RESIDUÁRIA SINTÉTICA CONTENDO O CONTAMINANTE EMERGENTE
FUROSEMIDA**

LONDRINA

2025

LARISSA BOTURA DA SILVA

**PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO APLICADO AO TRATAMENTO DE
ÁGUA RESIDUÁRIA SINTÉTICA CONTENDO O CONTAMINANTE EMERGENTE
FUROSEMIDA**

**ELECTROCOAGULATION PROCESS APPLIED TO THE TREATMENT OF
SYNTHETIC WASTEWATER CONTAINING THE EMERGING CONTAMINAT
FUROSEMIDE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Área de Concentração: Engenharia Ambiental

Linha de Pesquisa: Saneamento Ambiental

Orientadora: Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira

Coorientadora: Profa. Dra. Joseane Debora Peruço Theodoro

LONDRINA

2025



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

Esta licença permite que outros remixem, adaptem e criem a partir do trabalho para fins não comerciais, desde que atribuam o devido crédito e que licenciem as novas criações sob termos idênticos.

Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



**Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina**



LARISSA BOTURA DA SILVA

**PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO APLICADO AO TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA SINTÉTICA
CONTENDO O CONTAMINANTE EMERGENTE FUROSEMIDA**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Engenharia Ambiental.

Data de aprovação: 26 de Fevereiro de 2025

Dra. Edilaine Regina Pereira, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Paulo Sergio Theodoro, Doutorado - Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste)

Dr. Rafael Montanhini Soares De Oliveira, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 27/02/2025.

Dedico este trabalho à minha família, pelo amor, incentivo e suporte inabalável em cada desafio enfrentado. Aos meus professores e colegas, cuja troca de conhecimento e parceria foram essenciais para esta conquista. E a todos aqueles que, com ciência e dedicação, buscam preservar nossos recursos hídricos, acreditando que cada esforço, por menor que pareça, pode transformar o futuro.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, cuja sabedoria e amor guiam cada passo do meu caminho. Sei que Seus planos são maiores do que os meus, e que tudo acontece no tempo certo. Sem Sua graça e força, nada disso seria possível.

À minha filha, Analu, que é meu maior combustível e inspiração. Você me motiva a buscar sempre o melhor, a superar desafios e a nunca desistir dos meus sonhos. Cada conquista minha também é sua!

À professora Joseane, por todo o incentivo e apoio incondicional ao longo dessa jornada. Sua confiança em mim fez toda a diferença, e sou imensamente grata por cada palavra de encorajamento, orientação e por acreditar no meu potencial mesmo nos momentos de incerteza.

À professora Edilaine, por aceitar esse desafio junto comigo, por sua confiança e ensinamentos compartilhados. Ter você como orientadora, mais uma vez, foi fundamental para que esse trabalho se concretizasse. Sua dedicação à pesquisa e ao ensino é motivadora!

À UTFPR, pelo suporte e pelo recurso financeiro disponibilizado, que viabilizou a realização deste projeto. Ter acesso a uma instituição que valoriza a pesquisa e a inovação fez toda a diferença no meu percurso acadêmico.

Aos meus colegas e amigos que estiveram ao meu lado, compartilhando desafios, conquistas e aprendizados. A jornada se tornou mais leve e significativa graças à companhia de vocês.

E, por fim, para minha família, por todo amor, paciência e apoio incondicional. Obrigada por cada palavra de incentivo, cada gesto de carinho e por ser a minha base em todos os momentos.

Este trabalho é, de alguma forma, um pedaço de cada um de vocês.

“O que eu faço é uma gota no meio de um oceano. Mas, sem ela, o oceano será menor.” (Madre Teresa de Calcutá)

SILVA, Larissa Botura. **Processo de eletrocoagulação aplicado ao tratamento de água residuária sintética contendo o contaminante emergente furosemida**. 2025. 97 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2025.

RESUMO

A crescente preocupação com a preservação dos recursos hídricos tem impulsionado estudos sobre a presença e remoção de poluentes emergentes, como fármacos, dos corpos d'água. Entre esses compostos, a furosemida, um diurético amplamente utilizado, tem sido detectada em águas residuais devido à sua baixa degradação nos processos convencionais de tratamento. Diante disso, diversas tecnologias vêm sendo estudadas para sua remoção, sendo a eletrocoagulação uma alternativa promissora. Esse processo baseia-se na geração in situ de agentes coagulantes a partir da oxidação eletrolítica de eletrodos metálicos, promovendo a desestabilização e remoção de poluentes. Este estudo investigou a eficiência da eletrocoagulação na remoção da furosemida de um efluente sintético, utilizando eletrodos de alumínio. O experimento foi conduzido em batelada, variando três partes principais: a distância entre os eletrodos (1,0 cm; 1,5 cm; e 2,0 cm), a concentração do contaminante (0,1 mg/mL; 0,2 mg/mL; e 0,3 mg/mL) e a voltagem aplicada (1,0 V; 2,0 V; e 3,0 V). Foram avaliados a eficiência de remoção da furosemida, o tamanho das partículas, o potencial zeta, o tempo de saturação dos eletrodos e o custo operacional do processo. Os ensaios demonstraram que a maior eficiência de remoção, de até 66,0%, foi obtida com eletrodos espaçados em 1,5 cm, concentração de 0,3 mg/mL e voltagem de 3,0 V. Através da análise estatística foi possível constatar que a única variável que influenciou significativamente na eficiência de remoção foi a concentração de furosemida. A análise do potencial zeta revelou uma redução da repulsão eletrostática entre as partículas, favorecendo a coagulação e a formação de flocos sedimentáveis. Fato esse que pôde ser confirmado através da análise do tamanho das partículas, que aumentou ao longo do tratamento, confirmando a agregação dos flocos promovida pela eletrocoagulação. Além disso, observou-se que menores distâncias entre eletrodos resultam em maior consumo de energia, enquanto maiores espaçamentos reduzem a eficiência do tratamento. A análise de custo indicou que a eletrocoagulação pode ser economicamente viável, desde que haja otimização dos parâmetros operacionais. Os resultados confirmam o potencial da eletrocoagulação como alternativa eficiente para a remoção de fármacos de efluentes, contribuindo para a redução do impacto ambiental causado por contaminantes emergentes.

Palavras-chave: Poluentes emergentes; Furosemida; Eletrocoagulação; Tratamento de efluentes.

SILVA, Larissa Botura. **Electrocoagulation process Applied to the treatment of synthetic wastewater containing the emerging contaminant furosemide**. 2025. 97 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2025.

ABSTRACT

The growing concern for the preservation of water resources has driven studies on the presence and removal of emerging pollutants, such as pharmaceuticals, from water bodies. Among these compounds, furosemide, a widely used diuretic, has been detected in wastewater due to its low degradation in conventional treatment processes. Therefore, several technologies have been studied for its removal, with electrocoagulation being a promising alternative. This process is based on the in situ generation of coagulating agents from the electrolytic oxidation of metal electrodes, promoting the destabilization and removal of pollutants. This study investigated the efficiency of electrocoagulation in the removal of furosemide from a synthetic effluent, using aluminum electrodes. The experiment was conducted in batch mode, varying three main parts: the distance between the electrodes (1.0 cm; 1.5 cm; and 2.0 cm), the contaminant concentration (0.1 mg/mL; 0.2 mg/mL; and 0.3 mg/mL) and the applied voltage (1.0 V; 2.0 V; and 3.0 V). The efficiency of furosemide removal, particle size, zeta potential, electrode saturation time and operational cost of the process were evaluated. The tests demonstrated that the highest removal efficiency, up to 66,0%, was obtained with electrodes spaced 1.5 cm apart, concentration of 0.3 mg/mL and voltage of 3.0 V. Through statistical analysis it was possible to verify that the only variable that significantly influenced the removal efficiency was the furosemide concentration. The analysis of the zeta potential revealed a reduction in the electrostatic repulsion between the particles, favoring coagulation and the formation of sedimentable flocs. This fact could be confirmed by analyzing the particle size, which increased throughout the treatment, confirming the aggregation of the flocs promoted by electrocoagulation. In addition, it was observed that smaller distances between electrodes result in greater energy consumption, while larger spacings reduce the efficiency of the treatment. The cost analysis indicated that electrocoagulation may be economically viable, provided that operational parameters are optimized. The results confirm the potential of electrocoagulation as an efficient alternative for the removal of pharmaceuticals from effluents, contributing to the reduction of the environmental impact caused by emerging contaminants.

Key-words: Emerging pollutants; Furosemide; Electrocoagulation; Effluent treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Impacto do descarte incorreto do fármaco.	19
Figura 2: Mecanismo da Furosemida	20
Figura 3: Fórmula estrutural da furosemida.....	21
Figura 4: Furosemida utilizada no estudo.	31
Figura 5: Hidróxido de sódio (NaOH) 0,1 mol/L, "branco" utilizado no estudo.	32
Figura 6: Soluções estoque de furosemida utilizadas no estudo.....	33
Figura 7: Reator de eletrocoagulação em nível de bancada. A) Sistema de eletrodos; B) Recipiente de acrílico; C) Agitador magnético; D) Fonte de corrente elétrica.	35
Figura 8: Placas eletrolíticas de alumínio utilizadas no estudo.	36
Figura 9: Sistema de reator montado e fonte utilizada no experimento.	37
Figura 10: Potencial Zeta das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações, para a distância entre os eletrodos de 1,0 cm.	43
Figura 11: Potencial Zeta das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações, para a distância entre os eletrodos de 1,5 cm.	44
Figura 12: Potencial Zeta das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações, para a distância entre os eletrodos de 2,0 cm.	45
Figura 13: Tamanho das partículas das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações, para a distância entre os eletrodos de 1,0 cm.	46
Figura 14: Tamanho das partículas das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações, para a distância entre os eletrodos de 1,5 cm.	47
Figura 15: Tamanho das partículas das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações, para a distância entre os eletrodos de 2,0 cm.	48
Figura 16: Potencial zeta das amostras de furosemida analisadas com distância entre os eletrodos de 1,0 cm. Os números entre parênteses representam a amostra selecionada.	50
Figura 17: Potencial zeta das amostras de furosemida analisadas com distância entre os eletrodos de 1,5 cm. Os números entre parênteses representam a amostra selecionada.	53

Figura 18: Potencial zeta das amostras de furosemida analisadas com distância entre os eletrodos de 2,0 cm. Os números entre parênteses representam a amostra selecionada.	56
Figura 19: Tamanho das partículas das amostras de furosemida analisadas com distância entre os eletrodos de 1,0 cm. Os números entre parênteses representam a amostra selecionada.	60
Figura 20: Tamanho das partículas das amostras de furosemida analisadas com distância entre os eletrodos de 1,5 cm. Os números entre parênteses representam a amostra selecionada.	63
Figura 21: Tamanho das partículas das amostras de furosemida analisadas com distância entre os eletrodos de 1,5 cm. Os números entre parênteses representam a amostra selecionada.	66
Figura 22: Gráfico de Pareto do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,0 cm.	71
Figura 23: Gráfico de Pareto do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,5 cm.	72
Figura 24: Gráfico de Pareto do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 2,0 cm.	73
Figura 25: Tabela ANOVA do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,0 cm.	74
Figura 26: Tabela ANOVA do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,5 cm.	74
Figura 27: Tabela ANOVA do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 2,0 cm.	74
Figura 28: Gráfico de superfície comportamental do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,0 cm.	75
Figura 29: Gráfico de superfície comportamental do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,5 cm.	76
Figura 30: Gráfico de superfície comportamental do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 2,0 cm.	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Fontes de poluentes emergentes.....	17
Tabela 2: Fármacos detectados em águas residuais e suas respectivas taxas de remoção em estações de tratamento.....	23
Tabela 3: Legislações específicas e não específicas de Direito Sanitário.....	28
Tabela 4: Tabela de apoio para a confecção da curva de calibração e análise da amostra.....	34
Tabela 5: Planejamento fatorial da concentração de furosemida e voltagem aplicada para o tratamento da água de estudo através do processo de eletrocoagulação.....	38
Tabela 6: Parâmetros analisados e equipamentos utilizados.....	39

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.1 OBJETIVOS	15
1.1.1 Objetivo geral	15
1.1.2 Objetivos específicos.....	15
2 REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1 POLUENTES EMERGENTES.....	16
2.2 FÁRMACOS NA ÁGUA.....	18
2.3 FUROSEMIDA	20
2.4 PRINCIPAIS TRATAMENTOS POLUENTES EMERGENTES	22
2.5 ELETROCOAGULAÇÃO.....	25
2.6 LEGISLAÇÃO.....	27
3 MATERIAL E MÉTODOS	31
3.1 LOCAL DO ESTUDO	31
3.2 PREPARO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA SINTÉTICA.....	31
3.2.1 Preparo da solução NaOH 0,1 mol/L.....	32
3.2.2 Preparo das soluções estoque dos contaminantes	32
3.2.3 Preparo das soluções estoque de contaminantes	33
3.2.4 Confeccção da curva de calibração e análise da amostra	34
3.3 ENSAIO.....	35
3.3.1 Planejamento experimental	37
3.3.2 Corrente elétrica	39
3.3.3 Análise dos parâmetros.....	39
3.3.4 Análise Estatística	39
3.4 CUSTOS OPERACIONAIS	40
3.4.1 Cálculo do desgaste dos eletrodos	40
3.4.2 Tempo de desgaste do eletrodo.....	40
3.4.3 Consumo de energia elétrica.....	41
3.4.4 Cálculo do custo de operação do sistema.....	41
3.5 DESCRIÇÃO DOS APÊNDICES.....	42
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO REAGENTE BRUTO	43

4.1.1 Potencial Zeta	43
4.1.2 Tamanho das partículas	46
4.2 ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO	49
4.2.1 Potencial Zeta	49
4.2.2 Tamanho das partículas	59
4.3 REMOÇÃO DE FUROSEMIDA	68
4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA	70
4.5 CORRENTE ELÉTRICA.....	78
4.6 ANÁLISE DO CUSTO OPERACIONAL.....	81
4.6.1 Desgaste dos eletrodos.....	81
4.6.2 Tempo de desgaste dos eletrodos	82
4.6.3 Consumo de energia elétrica.....	83
4.6.4 Custo de operação do sistema.....	84
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	85
6 REFERÊNCIAS.....	87
7 APÊNDICES	95
7.1 APÊNDICE A - RESULTADOS DO PLANEJAMENTO FATORIAL DAS CONCENTRAÇÃO DE FUROSEMIDA E VOLTAGEM APLICADAS PARA O TRATAMENTO DA ÁGUA DE ESTUDO ATRAVÉS DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO PARA A DISTÂNCIA ENTRE OS ELETRODOS DE 1,0 CM. 95	
7.2 APÊNDICE B - RESULTADOS DO PLANEJAMENTO FATORIAL DAS CONCENTRAÇÃO DE FUROSEMIDA E VOLTAGEM APLICADAS PARA O TRATAMENTO DA ÁGUA DE ESTUDO ATRAVÉS DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO PARA A DISTÂNCIA ENTRE OS ELETRODOS DE 1,5 CM. 96	
7.3 APÊNDICE C - RESULTADOS DO PLANEJAMENTO FATORIAL DAS CONCENTRAÇÃO DE FUROSEMIDA E VOLTAGEM APLICADAS PARA O TRATAMENTO DA ÁGUA DE ESTUDO ATRAVÉS DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO PARA A DISTÂNCIA ENTRE OS ELETRODOS DE 2,0 CM. 97	

1 INTRODUÇÃO

A preservação dos recursos hídricos é considerada uma das principais preocupações da sociedade atual, tendo em vista a importância da água para a manutenção da vida e perpetuação das espécies no planeta. Dentre os mais variados tipos de compostos com potencial poluidor que podem vir a afetar os corpos d'água, a presença dos denominados “poluentes emergentes” tem sido pauta de diversos estudos na última década (BEHLING, 2021).

De acordo com Montagner, Vidal e Acayaba (2017), estudos sobre a presença de contaminantes emergentes em águas residuais desempenham um papel fundamental na compreensão de seus impactos ambientais e toxicológicos, além de possibilitar a análise do comportamento desses compostos no ambiente. O resultado desses estudos é essencial para que tais poluentes ganhem visibilidade e possam ser considerados para futuras regulamentações, uma vez que a maioria ainda não é contemplada por legislações específicas e não possui programas de monitoramento ou controle que determinem seus limites e riscos potenciais.

Poluentes emergentes referem-se à variadas substâncias, que podem ser de origem natural (presentes em algumas espécies de plantas, por exemplo) ou antropogênica (oriundos de efluentes industriais, domésticos, hospitalares e ainda de atividades agropecuárias), entre eles os fármacos, produtos de higiene pessoal e beleza, hormônios, agrotóxicos, drogas ilícitas, além de alguns microrganismos e toxinas de algas (RICHARDSON; KIMURA, 2016).

Além disso, Koerich *et al.* (2021) definem esses contaminantes como micro poluentes, já que, mesmo em baixas concentrações (ocorrendo normalmente na ordem de nanograma a picograma por litro) podem causar disfunções e efeitos nocivos à saúde e meio ambiente, devido à exposição crônica a essas substâncias.

Dentro dessa classe de contaminantes, os fármacos vêm ganhando destaque por estarem diretamente ligados à saúde humana, uma vez que são produzidos e consumidos em larga escala, além de não receberem tratamento e descarte adequados e ainda apresentarem riscos relacionados a sua resistência no meio ambiente (BISOGNIN; WOLFF; CARISSIMI, 2018).

As vias de entrada dos fármacos no ambiente são variadas, podendo ocorrer através de atividades agropecuárias e de aquicultura, atividades industriais, do descarte incorreto dos mesmos, ou ainda através de efluentes hospitalares e

domésticos, uma vez que, segundo Fent; Weston; e Caminada (2006), alguns medicamentos não são totalmente absorvidos pelo organismo, tendo seu excedente excretado através das fezes e urina, acarretando na sua presença em redes de esgoto.

De acordo com Campos (2021), dentre os tipos de fármacos mais utilizados tem-se antibióticos, anti-inflamatórios e diuréticos, sendo a furosemida o medicamento mais consumido dentro dessa última classe. Ainda segundo o autor, a furosemida: “é um diurético utilizado contra hipertensão arterial, insuficiência cardíaca, síndrome nefrótica e cirrose hepática”.

De acordo com Gómez-Morte *et al.* (2021), produtos farmacêuticos não são facilmente degradados em estações convencionais de tratamento de água (ETA) e esgoto (ETE), uma vez que estas estações não foram projetadas para eliminar compostos químicos em baixas concentrações. Além disso, percebe-se que provavelmente, não há nenhum sistema de monitoramento ou resolução vigente que estabeleça limites máximos permitidos para esse tipo de contaminante, fazendo com que os mesmos sejam continuamente lançados no ambiente aquático.

Diante dessa situação, muitos estudos vêm sendo desenvolvidos na busca por tecnologias de tratamento alternativas e/ou complementares que sejam eficientes na remoção desse tipo de poluente, envolvendo processos físicos, biológicos, químicos e eletroquímicos, como a eletrocoagulação (SOUZA, 2016). A eletrocoagulação é caracterizada por envolver três elementos básicos: a corrente elétrica contínua, os eletrodos metálicos e o meio aquoso a ser tratado.

An *et al.* (2017) consideram a eletrocoagulação uma tecnologia vantajosa no tratamento de águas residuais, pois combina os benefícios da coagulação convencional, flotação, oxidação e adsorção. Segundo Emerick *et al.* (2020), a técnica consiste na passagem de eletricidade pela água, onde a corrente elétrica provoca uma reação química, desestabilizando a solução e coagulando os contaminantes. O processo envolve um ânodo de sacrifício que sofre dissolução eletroquímica para gerar íons, ou seja, as reações de oxidação ocorrem no ânodo e as reações de redução ocorrem no cátodo.

As espécies de metais geradas nas águas residuais, juntamente com as hidroxilas (OH^-), geram compostos que desestabilizam os contaminantes, promovendo a formação de flocos com a agregação de partículas e absorção de compostos dissolvidos. Os flocos formados nesse processo são mais estáveis,

quando comparados com as técnicas tradicionais, e podem ser extraídos do meio aquoso através de sedimentação, flotação ou filtração (AN *et al.*, 2017).

Ferro e alumínio são os metais mais comumente usados como eletrodo, pois são de baixo custo, fáceis de encontrar e apresentam boa eficiência nos tratamentos de variados tipos de efluentes.

Desta forma, tendo em vista todos esses fatores, e com intuito de aplicar uma técnica de tratamento que não agrida o meio ambiente, o presente trabalho verificará a eficiência da eletrocoagulação na remoção do contaminante emergente furosemida, buscando otimizar as condições ideais das variáveis analisadas no processo, utilizando eletrodos de alumínio.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Esta pesquisa tem como objetivo geral a avaliação da remoção do contaminante emergente furosemida, de uma água residuária sintética, por meio do processo de eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio.

1.1.2 Objetivos específicos

- Tratar a água residuária sintética através da eletrocoagulação, variando a distância entre os eletrodos, a concentração de furosemida e a voltagem usando um planejamento estatístico fatorial;
- Avaliar os parâmetros DSL (tamanho da partícula e potencial elétrico - zeta) e a remoção da furosemida dos tratamentos estudados;
- Determinar o tempo de saturação dos eletrodos, verificando em quanto tempo ocorre a diminuição da eficiência de remoção do poluente emergente furosemida;
- Realizar a análise do custo operacional do processo de eletrocoagulação.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 POLUENTES EMERGENTES

Poluentes emergentes são compostos químicos com recente preocupação e detecção ambiental. A maioria deles ainda não é regulamentada e nem avaliada em programas de monitoramento ambiental (TIJANI *et al.*, 2016). A detecção de poluentes emergentes em diferentes sistemas ambientais vem sendo objeto de variados estudos ao redor do mundo, principalmente devido ao impacto que esses compostos podem causar sobre o ecossistema e saúde humana (GÓMEZ-MORTE *et al.*, 2021).

Tratam-se de compostos químicos (orgânicos e inorgânicos) presentes em uma grande variedade de produtos comercializados, tais como medicamentos, produtos de higiene e beleza, agrotóxicos, produtos de uso veterinário, metais, hormônios, retardador de chamas, dentre outros (STACKELBERG, 2007).

Poluentes emergentes podem se inserir no solo e em ecossistemas aquáticos com eventos adversos em seres vivos, sendo eles humanos, animais ou o meio ambiente (CAREGHUNI *et al.*, 2015). A definição desses poluentes pode ser complementada ao considerar que o nome “emergente” se refere ao fato de que os riscos gerados por esses poluentes ainda não são totalmente conhecidos (SUTHERSAN *et al.*, 2016).

Tais poluentes tiveram destaque para o estudo da comunidade científica por conta de seus efeitos negativos, como toxicidade aquática, perturbação endócrina e seleção de bactérias patogênicas resistentes. Pesquisas realizadas por Dias *et al.* (2015) e Yan *et al.* (2010) apontaram a ação destes poluentes em distúrbios nos seres vivos em concentrações extremamente baixas (nanograma a picograma por litro), presentes em sedimentos, esgotos, solo, águas superficiais e água potável.

São diversas as fontes de poluentes emergentes, onde a maioria desses contaminantes são originários de produtos industrializados, na Tabela 1 encontram-se algumas das suas principais fontes:

Tabela 1: Fontes de poluentes emergentes

Categoria	Subclasse importante	Principais fontes
Fármacos	Drogas gerais.	Esgoto doméstico, efluentes de hospitais, escoamento de criadouros de animais confinados e aquicultura.
Produtos de Higiene	Fragrâncias, desinfetantes, filtros solares, repelentes entre outros.	Esgoto doméstico.
Hormônios esteroides	Estrogênios	Esgoto doméstico e escoamento de criadouros de animais confinados.
Surfactantes	Surfactantes não iônicos	Esgoto doméstico e efluentes industriais.
Químicos industriais	Retardantes de chama.	Esgoto doméstico e efluentes industriais.
Agrotóxicos	Inseticidas, herbicidas, fungicidas entre outros.	Esgoto doméstico, escoamento superficial em áreas agrícolas.

Fonte: Adaptado de Luo *et al.* (2014).

As fontes dessas contaminações podem ser difusas ou pontuais. Fontes pontuais são descargas identificadas de efluentes municipais e industriais, aterros sanitários e derramamentos acidentais. As fontes difusas são de difícil identificação por se encontrarem em áreas amplas, sendo a irrigação realizada na agricultura a principal fonte conhecida desta contaminação, devido aos agrotóxicos (JURADO *et al.*, 2012).

Nos países em que o tratamento de águas residuais ainda é iniciante, os efluentes domésticos são lançados diretamente nos mananciais de abastecimento da população, o que aumenta o contato com esses contaminantes. Porém, mesmo nos locais onde há algum tipo de tratamento, por serem compostos de alta

complexidade, se torna mais difícil a detecção e remoção dos poluentes emergentes pelos meios tradicionais realizados (FREIRE *et al.*, 2018).

As estações de tratamento de esgoto (ETE), por exemplo, empregam processos biológicos como principal tecnologia de remoção de contaminantes e apenas em casos específicos utilizam de técnicas complementares, e elas são projetadas para reduzir poluentes orgânicos, nutrientes e microrganismos patogênicos, não sendo eficientes para reduzir poluentes emergentes (AQUINO; BRANDT, 2003).

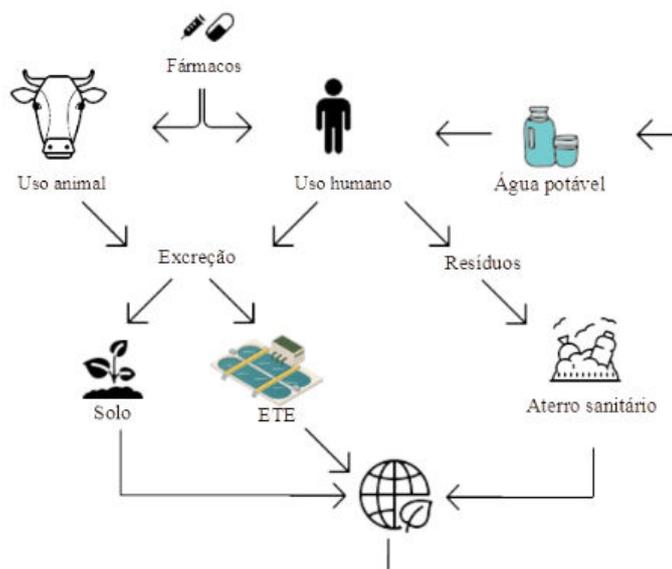
2.2 FÁRMACOS NA ÁGUA

Chamamos de fármacos os principais compostos presentes na composição dos medicamentos responsáveis pelo efeito terapêutico, podem ser antibióticos, anti-inflamatórios, analgésicos, anticoncepcionais, drogas de uso psiquiátrico, entre outros (MASSARO, 2011).

Após a ingestão de fármacos, eles acabam por serem excretados através da urina e fezes e aparecem no ambiente como substância ativa, metabólitos ou ainda como conjugado de glucorônico ou ácido sulfúrico (AMÉRICO *et al.*, 2012). As razões para os fármacos se mostrarem presentes nas águas superficiais e subterrâneas variam desde o despejo incorreto de esgotos domésticos em cursos d'água, o lançamento de efluentes de indústrias farmacêuticas e até através do descarte incorreto de medicamentos fora do prazo de validade (MASSARO, 2011).

Tal contaminação contabiliza uma fonte significativa de entrada desses compostos no meio ambiente, como exemplificado por Behling (2021) na Figura 1, o descarte incorreto dos fármacos tem grande impacto a nível sustentável e aos organismos vivos.

Figura 1: Impacto do descarte incorreto do fármaco.



Fonte: BEHLING (2021).

O aumento na presença desses compostos farmacológicos nos mananciais de abastecimento remete a um problema global com a qualidade da água destinada ao consumo humano, com prejuízos incalculáveis (AMÉRICO et al., 2012).

Uma característica que aumenta a periculosidade dos fármacos no ambiente são as propriedades físico-químicas persistentes: lipofílicos, bioacumulativos e baixa pressão, essas propriedades facilitam a dispersão desses componentes. Contudo, as técnicas analíticas têm evoluído, tornando-se mais sensíveis e abrangentes na determinação desses fármacos na água (TORRES, et al., 2012).

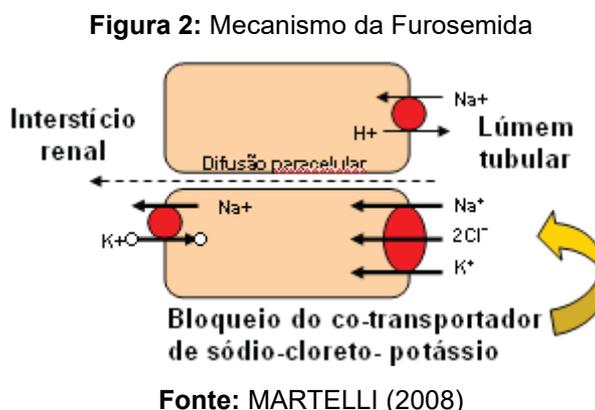
Não se sabe os riscos ecológicos de muitos dos fármacos encontrados na água, o que têm aumentado o interesse da comunidade científica no estudo desta ação no ambiente, porém, a detecção desses componentes é limitada a países específicos e, mesmo assim, são escassos. Os níveis de contaminação são tão baixos (na ordem de ng/L) e complexos que dificultam a definição de técnicas adequadas, sendo necessárias técnicas de alta sensibilidade e seletividade para análise desses corpos hídricos (VALCÁRCEL et al., 2011).

O fármaco de interesse como poluente emergente utilizado neste estudo foi a furosemida, selecionada por apresentar um alto índice de consumo em todo o mundo, além de ter sido detectada em águas naturais (superficiais e subterrâneas), bem como na água potável, sendo relatado que a porcentagem de remoção nas estações de tratamento é de aproximadamente 60% (LUO et al., 2014).

2.3 FUROSEMIDA

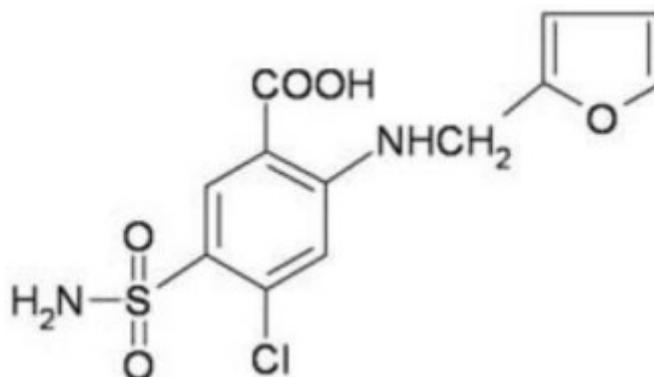
A furosemida, é conhecida como um diurético potente por inibir a reabsorção de eletrólitos (Sódio, Potássio, Cálcio, Magnésio) na membrana luminal das células, favorecendo assim, a reabsorção de água. Isso resulta em diurese profunda no paciente que fez uso, além de seu potencial de provocar uma ação vasodilatadora relacionada com a diminuição da retenção de sódio. Dentre os diuréticos disponíveis atualmente, a furosemida demonstra maior efetividade em relação à ampla curva dose-resposta, sendo empregada em diversas patologias como cirrose hepática, doença renal crônica, crise hipertensiva, etc. (DIAS, 2004).

Na Figura 2 há a exemplificação do seu mecanismo: por aumentar significativamente a quantidade de soluto liberado, ocorre a ação osmótica, evitando a reabsorção de água. Essa ação dificulta a capacidade dos rins de concentrar a urina, resultando em um débito urinário 25 vezes acima do normal (GUYTON, 2006).



Sua estrutura química compreende quimicamente ao ácido 5-(aminosulfonil)-4-cloro-2-[(2-furanilmetil)amino]-benzóico) (MERCK, 1989) e tem sua utilização amplamente relacionada a sua capacidade de rápida ação diurética, principalmente em quadros agudos (MARTINDALE, 1991).

A furosemida possui fórmula molecular $C_{12}H_{11}ClN_2O_5S$ e o nome químico Ácido 4-cloro-2-(2-furilmetilamino)-5-sulfamoil-benzóico, segundo as regras de nomenclatura da IUPAC (*International Union of Pure and Applied Chemistry*). A Figura 3 mostra a sua fórmula estrutural:

Figura 3: Fórmula estrutural da furosemida.

Fonte: SPRICIGO, *et al.* (2008).

O efeito diurético da Furosemida acontece dentro de 15 minutos após a administração da dose intravenosa; já no caso da via oral, o tempo é mais ampliado, chegando a 60 minutos após utilização. A duração de ação também é distinta de acordo com a via utilizada, chegando há aproximadamente 3 horas após dose intravenosa e média de 4 horas após dose oral (em indivíduos sadios considerando uma dose padrão de 40 mg) (BRATER, 2020).

A excreção é feita principalmente na forma de fármaco inalterado. Na administração intravenosa, por exemplo, cerca de 70% da dose de Furosemida é eliminada do organismo. Na urina, o metabólito da furosemida equivale a cerca de 15% das substâncias recuperadas na urina, o restante é eliminado nas fezes (SUTTON, 1983).

A furosemida é classificada como um dos quarenta poluentes ambientais com maior risco de toxicidade pela Agência Médica Europeia. É uma droga perigosa que induz efeitos adversos (hepatotoxicida e ototoxicidade) em algumas espécies aquáticas. Testes de toxicidade aguda (CL50) da furosemida em crustáceos da espécie *Artemia salina* após 24 e 48 horas demonstraram sua elevada toxidade em concentrações de 225,01 mg L⁻¹ (DIAS *et al.*, 2020).

Estudos recentes indicam que a furosemida, após ser excretada pelo organismo humano, pode persistir no ambiente devido à sua resistência aos processos convencionais de tratamento de águas residuais. Essa persistência resulta na detecção do fármaco em corpos d'água, o que pode afetar negativamente os ecossistemas aquáticos. Por exemplo, pesquisas apontam que a presença de medicamentos em matrizes ambientais pode impactar seres vivos aquáticos,

interferindo no equilíbrio ecológico (Descarte de medicamentos e os impactos ambientais: uma revisão, 2023).

Além disso, a presença de fármacos como a furosemida no ambiente está associada a desafios analíticos e de desenvolvimento, devido às dificuldades na sua detecção e quantificação em matrizes complexas. A inclusão de certos antibióticos em planos de ação europeus reflete a preocupação com problemas ambientais que podem causar efeitos adversos na saúde humana, destacando a necessidade de monitoramento e controle desses compostos (Fármacos no ambiente: as dificuldades da sua análise e os desafios de desenvolvimento, 2019).

Além dos efeitos diretos nos organismos aquáticos, a presença de fármacos na água pode ter implicações para a saúde humana. Embora as concentrações detectadas em águas destinadas ao consumo humano sejam geralmente baixas, a exposição crônica a esses compostos ainda não é totalmente compreendida. A Organização Mundial da Saúde (OMS) reconhece a preocupação ambiental com fármacos que exibem atividade endócrina ou que induzem resistência antimicrobiana, ressaltando a necessidade de mais pesquisas para avaliar os riscos associados à exposição prolongada a baixas concentrações de fármacos na água potável.

Diante desses desafios, é fundamental desenvolver e implementar estratégias eficazes para a remoção de fármacos, como a furosemida, das águas residuais. Métodos convencionais de tratamento de água nem sempre são eficazes na remoção completa desses contaminantes, o que destaca a necessidade de tecnologias avançadas e abordagens integradas para garantir a segurança ambiental e a saúde pública.

2.4 PRINCIPAIS TRATAMENTOS POLUENTES EMERGENTES

As estações tradicionais de tratamento não possuem etapas focadas exclusivamente na eliminação de compostos considerados emergentes, A Tabela 2 mostra alguns dos fármacos mais comumente detectados em águas residuárias e efluentes, além das taxas de remoção em algumas estações de tratamento.

Tabela 2: Fármacos detectados em águas residuais e suas respectivas taxas de remoção em estações de tratamento.

Classe de fármacos	Substância	Remoção (%)
Anti-inflamatório/Analgésico	Ibuprofeno	72-100
	Diclofenac	0-81,4
	Ácido Mefenâmico	0,70,2
	Naproxeno	43,3-98,6
Antibiótico	Tetraciclina	95,1
	Eritromicina	0-82,5
	Sulfametoxazol	4-88,9
	Trimetoprim	0-81,6
Beta-bloqueadores	Metopropol	3-56,4
	Atenolol	0-85,1
Reguladores lipídicos	Ácido clofbrico	0-93,6
	Gemfibrozil	0-92,3
Anti-epiléticos	Carbamazepina	0-62,3
Estimulantes	Cafeína	49,9-99,6
Diuréticos	Furosemida	59,8

Fonte: Adaptado de Luo *et al.* (2014) e Deblonde *et al.* (2011).

Conforme é possível observar na Tabela 2, a eficiência do tratamento convencional na remoção da maioria dos fármacos, incluindo a furosemida, é baixa e variável. Segundo os autores, essa taxa de remoção depende ainda de fatores como o tipo de tratamento aplicado, a composição das águas residuais a serem tratadas, as condições climáticas e alguns aspectos operacionais como pH, tempo de retenção hidráulico, vazão da água, entre outros.

Desse modo, as estações convencionais de tratamento não são suficientemente eficientes na remoção de poluentes emergentes presentes em baixas concentrações e de difícil degradação, como é o caso de muitos fármacos. Por esse motivo, há a necessidade de se buscar por tecnologias complementares ou alternativas de tratamento.

Dentre algumas opções de tratamento para poluentes emergentes, tem-se o carvão ativado em pó, que é altamente eficaz para o tratamento desses compostos

orgânicos persistentes, não biodegradáveis. Essa técnica possui a vantagem do fornecimento contínuo, ou seja, pode ser utilizada em diversas esferas do tempo (quando há risco de concentração elevada de emergentes) (AKTAS E ÇEÇEN, 2007).

Na sua utilização frente a fármacos, estudos revelam que o processo de adsorção seguiu o modelo cinético de pseudo-segunda ordem para alguns fármacos testados (ibuprofeno, cetoprofeno e naproxeno). No experimento, os fármacos foram adicionados em meio litro de água destilada e o efeito do pH e temperatura tiveram grande importância no processo, sendo o efeito mais perceptível quando o pH tornou-se alcalino. Neste caso em questão, os medicamentos tiveram média de 82,97% de remoção. Na parte medicamentosa, o carvão ativado foi proveniente da azeitona. Há também a procedência do bambu e da casca do coco de dendê para outros fins, como por exemplo, pesticidas (CARTAXO et al., 2020).

Para águas residuárias contendo micropoluentes orgânicos, uma alternativa de remoção é a utilização da aplicação de processos oxidativos avançados (POAs). São descritos como uma opção válida para a degradação de substratos de origem ambiental. Por seu radical hidroxila, que detém grande poder oxidante, há estímulo de degradação de compostos emergentes em tempo hábil (TEIXEIRA e JARDIM, 2004).

Como exemplo, na erradicação do agrotóxico Atrazina, utilizando este método de tratamento, a remoção foi de 100% em meia hora, com níveis de pH a 3 e 2,5 na água pós tratamento convencional. O obstáculo notado é o baixo pH que impossibilita sua utilização em ETAs (KASSINOS, et al., 2009).

A utilização de filtração em membrana como microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose reversa (OR) surgiu como uma opção propícia para a remoção de micropoluentes orgânicos em água.

Nesse processo, há uma combinação de ações nas quais adsorção, exclusão por tamanho e repulsão de cargas aparecem como os mais significativos (BOLONG et al., 2009). Por isso, sua capacidade e eficiência de remoção depende das propriedades físico-químicas do alvo de ação, bem como massa molar, solubilidade e das próprias condições da membrana (permeabilidade, porosidade, etc), além de parâmetros como pH e temperatura (LIU et al., 2009).

Como exemplo, na retenção do fármaco ibuprofeno com utilização da membrana de nanofiltração NF 90 e NF 270 (FOUREAUX et al., 2017), ambas as

membranas apresentaram 100% aproveitamento do fármaco na água. Apenas diferem entre si no que diz respeito a grandes volumes de tratamento, na qual a NF 270 apresenta maior fluxo, portanto, maior capacidade de tratamento.

Apesar da eficiência, tecnologia e possibilidade de uso em escala real, os custos elevados de manutenção desses processos inviabilizam sua utilização atualmente.

2.5 ELETROCOAGULAÇÃO

Os primeiros registros do uso de eletrólise para o tratamento de águas residuárias foram descritos no final do século XIX na Inglaterra e França, onde Eugene Hermite introduziu um processo de tratamento baseado na mistura de água do mar com esgoto bruto e eletrólise visando produzir cloro no ânodo, que por sua vez atuava como agente bactericida e oxidante. Pelo alto custo, ou seja, pela inviabilidade econômica dos países que receberam as instalações, as mesmas foram desativadas. Porém, o processo patenteado por Hermite norteou pesquisas amplas e abrangentes sobre novas tecnologias de tratamento eletroquímicos, principalmente em países como Estados Unidos e URSS (ANGELIS *et al.*, 1998).

Tratamentos físico-químicos através de processos eletrolíticos vêm sendo considerados uma alternativa que aumenta a eficiência dos tratamentos tradicionais, pois utiliza os mesmos fundamentos básicos de coagulação e floculação, porém, potencializa o processo devido a geração de oxigênio e hidrogênio nas reações de eletrólise, onde um fluxo ascendente de bolhas é formado, interagindo com a água residuária e facilitando a floculação e a flotação dos poluentes (FORNARI, 2008).

Emamjomeh e Sivakumar (2009) definem a eletrocoagulação como produtora eletroquímica de agentes desestabilizadores que proporcionam a remoção dos poluentes através da neutralização da carga elétrica do meio, ou seja, o processo consiste na desestabilização de contaminantes suspensos, emulsificados ou dissolvidos em meio aquoso pela introdução de uma corrente elétrica.

Em suma, é um processo que necessita de uma corrente elétrica, envolvendo reatores eletroquímicos que geram coagulantes *in situ* através da oxidação eletrolítica de um material apropriado no ânodo (MOLLAH *et al.*, 2004). Os dispositivos de eletrocoagulação são compostos por dois eletrodos com polaridades diferentes, denominados ânodos e cátodos e, quando uma voltagem é aplicada, o

ânodo sofre oxidação e o cátodo redução, gerando eletroquimicamente o agente coagulante. O material de carga positiva reage com as cargas negativas da solução, ocorrendo hidrólise da água que libera hidróxido, responsável pelo tratamento da água residuária (BRITO; SILVA, 2012).

O processo de eletrocoagulação tem atraído uma grande atenção no tratamento de poluentes emergentes devido a sua versatilidade e compatibilidade ambiental. Para Meneses *et al.* (2012), essa técnica tem algumas vantagens quando comparada aos métodos tradicionais de tratamento, tais como simplicidade de equipamento, facilidade de operação, menor tempo de retenção, rápida sedimentação dos flocos eletrogerados e menor produção de lodo.

Nos últimos anos sua aplicação vem despertando interesse em alguns tipos de tratamento específicos, como por exemplo, a aplicação do tratamento em águas contaminadas oriundas da fabricação de produtos farmacêuticos (CHOU *et al.*, 2011).

Como descrito por Zhu *et al.*, (2016), o processo da eletrocoagulação acontece, basicamente, em quatro etapas:

- i. Geração eletroquímica do agente coagulante;
- ii. Adsorção;
- iii. Neutralização;
- iv. Varredura.

Dentre os parâmetros que afetam o processo de eletrocoagulação, destaca-se o material do eletrodo. Atualmente o ferro e o alumínio são os mais utilizados em função de apresentarem um baixo custo e serem facilmente encontrados (KUMAR *et al.*, 2004).

Alguns dos requisitos que devem ser levados em conta na escolha do material do eletrodo, de acordo com Pelegrino *et al.* (2002), são a resistividade à corrosão e estabilidade física e química sob condições de potenciais altamente positivos. Quando um eletrodo apresenta resistência ao calor, aos eletrólitos presentes e a passagem de corrente elétrica, não sofrendo alterações na sua estrutura, ele é chamado de eletrodo inerte e sua função é a simples troca de elétrons com a solução.

Como exemplo de eletrodos inertes tem-se o grafite, a platina e o titânio e, por serem mais resistentes à corrosão, ajudam a aumentar a vida útil do processo. Já quando o eletrodo participa do processo eletroquímico, ele é conhecido como

eletrodo reativo e, além de transferir elétrons, ele é modificado pela ação da corrente elétrica, podendo formar ou receber íons metálicos (RODRIGUES *et al.*, 2001).

Quando o eletrodo metálico está em contato com o ar, ocorre a formação de um fino filme passivo de óxido na sua superfície, que faz com que o eletrodo não sofra corrosão facilmente. Uma vez formado o filme passivo, o processo de eletrocoagulação pode estar comprometido pela perda de eficiência em decorrência do aumento da resistividade do eletrodo (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2004).

Além dos fatores mencionados, outro aspecto que permite avaliar a eficiência do processo de eletrocoagulação é a estabilidade coloidal das partículas presentes no meio aquoso. Essa estabilidade pode ser avaliada por meio da medição do potencial Zeta, um parâmetro fundamental para entender a dispersão e a agregação de partículas em suspensão. Valores de potencial Zeta elevados, tanto positivos, quanto negativos, indicam uma maior repulsão eletrostática entre as partículas, o que reduz a tendência de agregação e favorece a estabilidade do sistema. Por outro lado, valores próximos de zero indicam uma menor repulsão, facilitando a coagulação e sedimentação das partículas.

Conforme Crespilho, Santana e Rezende (2004), a distância entre os eletrodos também interfere no processo, estando diretamente proporcional a diferença de potencial aplicado. A variação da distância entre os eletrodos pode melhorar a eficiência da eletrocoagulação de acordo com as características do efluente. Um exemplo disso é quando a condutividade da água residuária for relativamente baixa, menores distâncias entre os eletrodos proporcionarão um menor consumo de energia elétrica.

2.6 LEGISLAÇÃO

A sociedade moderna está exposta a diversos tipos de riscos à saúde, e os poluentes emergentes representam um deles. Tais riscos possuem características específicas: são ilimitados, não diminuem com o tempo, têm alcance global e podem gerar consequências catastróficas (SILVA *et al.*, 2021).

Nesse contexto, o Direito Sanitário dispõe de legislações que regulam essa temática tanto no Brasil quanto no âmbito internacional. O Quadro 2 apresenta todas as legislações ambientais vigentes, abrangendo tanto normas diretamente

relacionadas ao Direito Sanitário quanto aquelas que, embora não específicas, possuem impacto relevante na gestão dos poluentes emergentes (FERREIRA et al., 2020).

Tabela 3: Legislações específicas e não específicas de Direito Sanitário.

Contexto	Legislação		
	Lei	Ano	
Internacional	Carta das Nações Unidas	1945	Não Específica
	Declaração Universal dos Direitos Humanos	1948	Não Específica
	Constituição da Organização Mundial da Saúde	1946	Específica
	Constituição da Organização Mundial da Saúde	1946	Específica
	Pacto Internacional sobre Direitos Econômicos, Sociais e Culturais	1966	Não específica
	Organização dos Estados Americanos	1993	Não específica
	Convenção Americana sobre Direitos Humanos	1969	Não específica
Brasileiro	Decreto n. 24.643 (Código das Águas)	1934	Não Específica
	Decreto-Lei n. 2.848	1940	Não Específica
	Decreto-Lei n. 4.657 (Lei de Introdução ao Código Civil)	1942	Não Específica
	Decreto-Lei n. 5.452 (Consolidação das Leis do Trabalho – CLT)	1943	Não Específica
	Lei n. 5.991	1973	Específica
	Lei n. 6.259	1975	Específica
	Lei n. 6.360	1976	Específica
	Lei n. 6.437	1977	Específica
	Lei n. 6.938 (Meio Ambiente)	1981	Não Específica
	Constituição Federal 1988	1988	Específica
	Lei n. 7.802 (Lei de agrotóxicos)	1989	Não Específica
Lei n. 8.080 (Lei Orgânica da Saúde)	1990	Específica	

	Lei n. 8.142	1990	Específica
	Lei n. 8.078 (Código do Consumidor)	1990	Não Específica
	Lei n. 9.433 (Recursos Hídricos)	1997	Não Específica
	Lei n. 9.605 (Lei de crimes ambientais)	1998	Não Específica
	Decreto n. 4.074	2002	Não Específica
	Lei n. 10.406 (Código Civil)	2002	Não Específica
	Lei n. 11.105 (Biossegurança)	2005	Não Específica
	Lei n. 11.445 (Saneamento)	2007	Não Específica
	Lei n. 12.651 (Código Florestal Brasileiro)	2012	Não Específica
	Portaria GM/MS n. 888	2021	Não Específica

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

A Constituição da Organização Mundial da Saúde (OMS) estabelece a responsabilidade dos governos na garantia da saúde para toda a população, assegurando medidas sanitárias adequadas. Dessa forma, a questão dos poluentes emergentes também se insere nesse contexto, tornando-se uma responsabilidade federal (OMS, 2021).

No Brasil, a Constituição Federal (CF) assegura o direito universal à saúde pública e gratuita, estabelecendo, nos artigos 196 e 197 da Seção II, a necessidade de políticas sociais e econômicas que previnam ou reduzam o risco de doenças na população. Além disso, confere ao Estado a responsabilidade de regulamentar, fiscalizar e controlar a execução dessas ações, incluindo, ainda que de forma indireta, a obrigação governamental em relação aos poluentes emergentes, devido aos riscos que representam à saúde pública (BRASIL, 1988).

Contudo, a CF não foi o primeiro instrumento legal a responsabilizar o Estado pelo controle sanitário. A Lei n.º 5.991, de 17 de dezembro de 1973, já dispunha sobre o controle sanitário de drogas, medicamentos e insumos farmacêuticos, prevendo providências em caso de descumprimento dos padrões

estabelecidos tanto para a produção quanto para a comercialização de medicamentos (BRASIL, 1973).

As Leis n.º 6.259, de 30 de outubro de 1975, e n.º 6.360, de 23 de setembro de 1976, tratam da Vigilância Sanitária e Epidemiológica, regulando o comércio de medicamentos, sua categorização e a atuação da vigilância sanitária em casos de irregularidades. Infrações sanitárias são regulamentadas pela Lei n.º 6.437, de 20 de agosto de 1977 (BRASIL, 1975; BRASIL, 1976; BRASIL, 1977).

Além disso, a legislação estabelece as diretrizes para a promoção, proteção e recuperação da saúde por meio do Sistema Único de Saúde (SUS), reconhecido internacionalmente por sua abrangência e eficiência na prestação de serviços públicos de saúde (BRASIL, 1990).

As ações de promoção da saúde incluem medidas preventivas, vigilância epidemiológica, educação alimentar e de higiene, além de atendimento hospitalar e farmacêutico, entre outros serviços. No entanto, nenhuma legislação relacionada à saúde pública no Brasil trata especificamente dos poluentes emergentes ou das medidas de controle dos possíveis riscos que eles representam (SOUZA et al., 2021).

Um reflexo dessa lacuna regulatória pode ser observado na Portaria GM/MS n.º 888, de 4 de maio de 2021, que estabelece os padrões de qualidade da água para consumo humano. Apesar de especificar limites microbiológicos, químicos e organolépticos nos artigos 27, 36 e 38, a normativa não contempla os poluentes emergentes, deixando de definir parâmetros e regulamentações para o seu controle no tratamento de água (BRASIL, 2021).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCAL DO ESTUDO

Os ensaios experimentais foram realizados nos Laboratórios de Poluentes Atmosféricos, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, localizados no *câmpus* Londrina-PR.

O estudo ocorreu em três etapas: a) a primeira consistiu no preparo e caracterização das soluções e da água sintética contendo o poluente emergente furosemida; b) a segunda na realização do ensaio de eletrocoagulação para definição das condições ótimas de trabalho; e c) a terceira na verificação da eficiência de remoção do contaminante analisado, comparando estatisticamente as variações realizadas (distância entre os eletrodos, tempo de contato e concentração de furosemida).

3.2 PREPARO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA SINTÉTICA

A água sintética utilizada no estudo foi preparada de acordo com a metodologia proposta pela AOAC – *Association of Official Analytical Chemists* (1995). A furosemida utilizada na preparação da água foi fornecida por uma farmácia de manipulação do município de Londrina-PR em seu estado puro e em pó (Figura 3). A concentração de furosemida foi determinada através de método espectrofotométrico.

Figura 4: Furosemida utilizada no estudo.



Fonte: Autoria própria (2025).

3.2.1 Preparo da solução NaOH 0,1 mol/L

Para o experimento, utilizou-se uma solução de Hidróxido de Sódio (NaOH) 0,1 mol/L como controle (“branco”), representando a ausência do contaminante emergente furosemida na solução. O “branco” foi preparado para permitir a comparação dos resultados com as amostras contendo a furosemida, garantindo a avaliação do processo de remoção. A solução de NaOH 0,1 mol/L foi preparada (Figura 5), considerando que a massa molar de NaOH equivale a 40 g/mol.

Figura 5: Hidróxido de sódio (NaOH) 0,1 mol/L, "branco" utilizado no estudo.



Fonte: Autoria própria (2025).

3.2.2 Preparo das soluções estoque dos contaminantes

As soluções estoque de furosemida nas concentrações de 0,1 mg/mL; 0,2 mg/mL; e 0,3 mg/mL foram preparadas em balões volumétricos de 2000 mL, onde foram adicionados 500 mL de NaOH 0,1 mol/L e, em seguida, o volume dos balões foi completado com água destilada.

Para o preparo dessas soluções, foram calculadas as massas (g) de furosemida a serem pesadas, tendo como base uma solução de 100 mL a 0,3

mg/mL. A massa molar da furosemida foi considerada como sendo igual a 330,745 g/mol, valor que foi referenciado por Merck (2001).

3.2.3 Preparo das soluções estoque de contaminantes

Após definidas as massas (g) de furosemida bruta a 0,1 mg/mL; 0,2 mg/mL; e 0,3 mg/mL, o preparo das amostras foi da seguinte forma, de acordo com a AOAC (1995, com modificações):

- I. Em uma balança de precisão, pesou-se individualmente a furosemida bruta em cada uma das concentrações;
- II. Transferiu-se a furosemida para um balão volumétrico de 2000 mL e adicionou-se 500 mL de NaOH a 0,1 mol/L;
- III. Deixou-se em repouso por 30 minutos, com agitação ocasional, para a dissolução do princípio ativo da furosemida; e
- IV. Completou-se o volume do balão volumétrico para 2000 mL com água destilada.

Como a furosemida utilizada no estudo foi adquirida em seu estado puro e em pó, não foi realizada a filtração da amostra antes de realizar o tratamento.

Figura 6: Soluções estoque de furosemida utilizadas no estudo.



Fonte: Autoria própria (2025).

3.2.4 Confeção da curva de calibração e análise da amostra

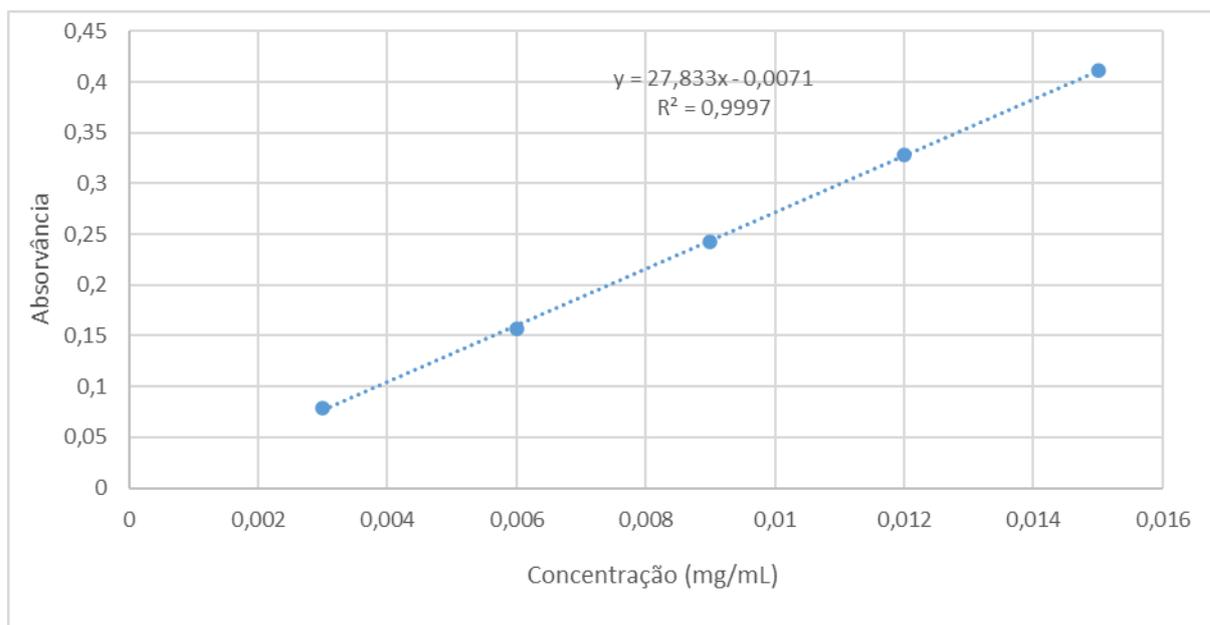
Para confeccionar a curva de calibração das soluções de furosemida, foi necessário levar em consideração a concentração diluída de cada amostra (mg/mL) e a absorbância de cada uma delas. O comprimento de onda utilizado na medição da absorbância foi de 260 nm, a absorbância foi medida em um espectrofotômetro HACH DR5000. Desse modo, foi possível construir a curva de calibração A x C (mg/mL) e calcular a absorvidade específica da furosemida em 268 nm. Os dados obtidos são observados na Tabela 4:

Tabela 4: Tabela de apoio para a confecção da curva de calibração e análise da amostra.

Amostra	Padrões de furosemida (mL)	Volume NaOH 0,1 mol/L (mL)	Padrão		Absorbância
			H2O deionizada	Concentração (mg/mL)	
Branco	-	25		0	-
1	1	25	Completado até 100 mL	0,003	0,079
2	2	25		0,006	0,157
3	3	25		0,009	0,242
4	4	25		0,012	0,328
5	5	25		0,015	0,411

Fonte: Autoria própria (2025).

Utilizando os dados da Tabela 4 foi possível confeccionar a curva de calibração A x C (mg/mL), conforme mostra o Gráfico 1. Foram utilizados os dados de concentração padrão de cada amostra em relação à sua absorbância. A partir da curva e da equação da reta ($y=27,833x-0,0071$) obtidas, foi possível determinar o valor da concentração de furosemida do eixo x, com a substituição do valor da absorbância da amostra no eixo y.

Gráfico 1: Curva de calibração.

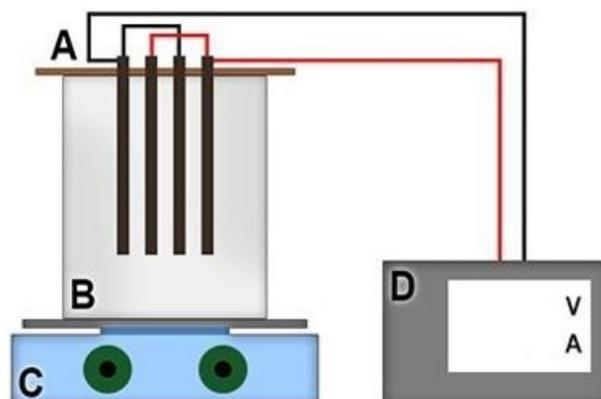
Fonte: Autoria própria (2025).

3.3 ENSAIO

Foi realizado um ensaio de eletrocoagulação para definir as melhores condições do processo. Nesse estudo os parâmetros voltagem, distância entre os eletrodos e concentração de furosemida foram explorados de modo a avaliar as condições ótimas da eletrocoagulação.

O experimento foi realizado em batelada (Figura 7), baseado no modelo proposto por Theodoro (2010):

Figura 7: Reator de eletrocoagulação em nível de bancada. A) Sistema de eletrodos; B) Recipiente de acrílico; C) Agitador magnético; D) Fonte de corrente elétrica.



Fonte: Theodoro (2010).

O sistema de eletrocoagulação constituiu-se de 1 reator de polipropileno, em formato cilíndrico, com volume de 250 mL. Foram inseridas 4 placas eletrolíticas de alumínio no reator, conectadas em paralelo, espaçadas entre si com valores de acordo com cada ensaio, sendo (1 cm; 1,5 cm; e 2 cm). As placas, que se referem aos eletrodos, possuem 7,5 cm de altura, 4 cm de largura e 3 mm de espessura. As placas de mesma polaridade foram interligadas utilizando parafuso metálico de fixação, e o sistema foi todo isolado usando duas pequenas placas de acrílico nas extremidades, conforme ilustra a Figura 8.

Figura 8: Placas eletrolíticas de alumínio utilizadas no estudo.



Fonte: Autoria própria (2025).

Após a adição da água sintética contendo furosemida no reator, o sistema foi mantido sob agitação constante, por meio de um agitador magnético da marca *Thelga* e uma purga, e por fim, foi aplicada uma voltagem ao sistema, variando-se em 1 V, 2 V e 3 V. A fonte utilizada no estudo (DC POWER SUPPLY) permitiu regular a voltagem e acompanhar a corrente elétrica consumida durante o tratamento (Figura 9).

Variou-se a concentração de furosemida de acordo com cada ensaio nas seguintes concentrações: 0,1 mg/mL; 0,2 mg/mL; e 0,3 mg/mL, e o tempo de tratamento foi mantido constante em 30 minutos.

Figura 9: Sistema de reator montado e fonte utilizada no experimento.



Fonte: A autoria própria (2025).

Após aguardar o tempo de sedimentação, cada amostra de efluente sintético, pós tratamento, foi transferida para tubos de ensaio e encaminhada ao laboratório LabMult-LD para medições de potencial Zeta e Tamanho de partícula.

3.3.1 Planejamento experimental

Os ensaios foram realizados através de um planejamento experimental do tipo fatorial completo, que levou em consideração duas variáveis independentes: concentração da amostra sintética de furosemida (mg/mL) e voltagem aplicada ao sistema (V). Os ensaios ocorreram sob três valores diferentes de distanciamento entre os eletrodos: 1 cm; 1,5 cm e 2 cm. O percentual de furosemida removida, calculado a partir da Equação 1:

$$RF (\%) = \frac{(Abs_i - Abs_f)}{Abs_i} \times 100 \quad (1)$$

Onde:

RF (%) = Porcentagem de remoção de furosemida;

Abs_i = Absorbância inicial;

Absf = Absorbância final.

A Tabela 5 apresenta o planejamento estatístico realizado em duplicata, com dois fatores (variáveis independentes), em três diferentes níveis (-1, 0 e 1), sendo eles a concentração de furosemida das amostras de água sintética, variando em 0,1 mg/mL; 0,2 mg/mL e 0,3 mg/mL, e também a voltagem aplicada ao sistema, que variou em 1 V; 2 V e 3 V, totalizando 18 ensaios. Esse mesmo planejamento experimental foi usado nas três distâncias entre eletrodos (1,0 cm; 1,5 cm; 2,0 cm).

Tabela 5: Planejamento fatorial da concentração de furosemida e voltagem aplicada para o tratamento da água de estudo através do processo de eletrocoagulação.

Planejamento Estatístico			Resposta	
Ensaio	Concentração de Furosemida (mg/L)	Voltagem (V)	Furosemida absorvância (abs.)	Eficiência RF(%)
4	0	-1		
18	1	1		
8	1	0		
15	0	1		
17	1	0		
7	1	-1		
1	-1	-1		
3	-1	1		
14	0	0		
12	-1	1		
2	-1	0		
10	-1	-1		
11	-1	0		
16	1	-1		
9	1	1		
13	0	-1		
5	0	0		
6	0	1		

Fonte: Autoria própria (2025).

3.3.2 Corrente elétrica

Como a fonte utilizada no ensaio de eletrocoagulação permite acompanhar a variação de corrente elétrica consumida em cada ensaio, esse valor foi utilizado para uma melhor compreensão dos resultados obtidos. Foi registrado o valor de corrente a cada minuto (total de 30 minutos), em seguida foi calculada a média desses valores para cada ensaio.

3.3.3 Análise dos parâmetros

Para as amostras obtidas nos ensaios, foram analisados os seguintes parâmetros (Tabela 6):

Tabela 6: Parâmetros analisados e equipamentos utilizados.

Parâmetro	Equipamento	Método
Potencial Zeta e Tamanho da Partícula (DSL)	DLS – Litesizer 500	As amostras foram diluídas e analisadas em triplicata a temperatura ambiente 25°C – leitura em modo automático

Fonte: Autoria própria (2025).

3.3.4 Análise Estatística

Os dados obtidos foram analisados utilizando o software STATISTIC. A interpretação dos resultados foi realizada com base na Análise de Variância (ANOVA), no gráfico de Pareto, que permite avaliar a significância das variáveis usadas no experimento, e no gráfico de superfície de resposta, utilizado para visualizar a interação entre as variáveis e a remoção da furosemida.

3.4 CUSTOS OPERACIONAIS

3.4.1 Cálculo do desgaste dos eletrodos

Para Meneses *et al.* (2012), o desgaste do eletrodo no processo de formação eletroquímica do agente coagulante está relacionado com o consumo de elétrons, cuja geração está diretamente relacionada com as Leis de Faraday. Desse modo, através da Equação 2, será possível calcular a quantidade de eletrodo consumida.

$$m_{el} = \frac{i \times t \times M}{F \times z} \quad (2)$$

Onde:

m_{el} = quantidade máxima do eletrodo consumida (g);

i = corrente aplicada (A) – onde foi utilizada a média das correntes de cada ensaio;

t = tempo de aplicação da corrente (s) – que foi constante em 30 minutos;

M = massa molar do elemento predominante no eletrodo (g/mol) – alumínio (26,98 g/mol)

z = número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do elemento do ânodo – alumínio (3)

F = constante de Faraday (96.500 C/mol).

3.4.2 Tempo de desgaste do eletrodo

Para obter o peso real dos eletrodos, sem a presença de resíduos provenientes do processo de eletrólise, será realizada a limpeza dos mesmos, utilizando ácido fosfórico. Após a limpeza, os eletrodos serão pesados em uma balança de precisão. De acordo com Wiendl (1998), o tempo estimado de desgaste do eletrodo poderá ser calculado através da Equação 3:

$$t = \frac{M_0}{\alpha \times i} \quad (3)$$

Onde:

t = tempo de desgaste do eletrodo (h);

M₀ = massa inicial da colmeia (g) – 57,35 g

α = equivalente eletroquímico do material do eletrodo (g/A.h) – alumínio (0,335 g/A.h)

i = corrente aplicada (A) - onde foi utilizada a média das correntes de cada ensaio.

3.4.3 Consumo de energia elétrica

Segundo Kobya *et al.* (2006), o consumo de energia elétrica em um sistema de eletrocoagulação pode ser expresso com a seguinte Equação 4:

$$C_{energia} = \frac{U \times i \times t}{V} \quad (4)$$

Onde:

C_{energia} = consumo de energia (W.h/m³);

U = tensão elétrica aplicada no sistema (V);

i = corrente elétrica aplicada no sistema (A) - onde foi utilizada a média das correntes de cada ensaio;

t = tempo de aplicação da corrente (h) – 0,5 horas;

V = volume do efluente tratado (m³) – 0,00025 m³.

3.4.4 Cálculo do custo de operação do sistema

Segundo Donini *et al.* (1994) e Kobya *et al.* (2006), os custos do material do eletrodo e da energia elétrica correspondem a maior parte do custo operacional de um sistema de eletrocoagulação, e pode ser calculado empregando a Equação 5:

$$C_{operação} = a \times C_{energia} + b \times C_{eletrodo} \quad (5)$$

Onde:

$C_{\text{operação}}$ = custo operacional (R\$/m³ de efluente);

a = custo de energia (R\$/kWh) – R\$ 0,63/kWh;

C_{energia} = consumo de energia (kWh/m³ de efluente);

b = custo mássico da placa (R\$/kg do eletrodo) – alumínio (R\$ 5,40/kg);

C_{eletrodo} = consumo do eletrodo (kg/m³ de efluente).

3.5 DESCRIÇÃO DOS APÊNDICES

Após o tópico de referências bibliográficas, são apresentados os seguintes resultados obtidos no estudo:

- **Apêndice A:** Resultados do planejamento fatorial da concentração de furosemida e voltagem aplicadas para o tratamento da água de estudo através do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,0 cm.;
- **Apêndice B:** Resultados do planejamento fatorial da concentração de furosemida e voltagem aplicadas para o tratamento da água de estudo através do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,5 cm.; e
- **Apêndice C:** Resultados do planejamento fatorial da concentração de furosemida e voltagem aplicadas para o tratamento da água de estudo através do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 2,0 cm.

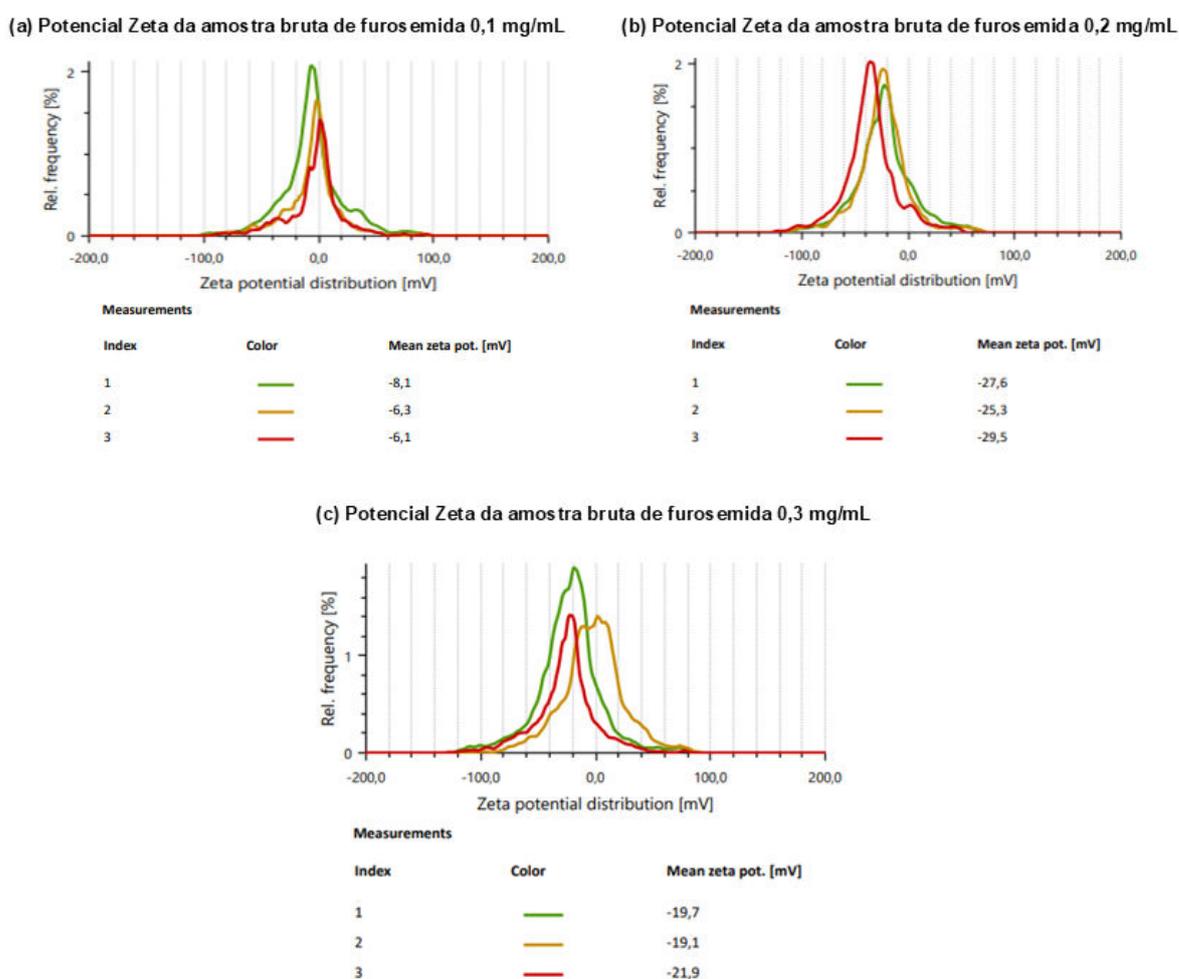
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO REAGENTE BRUTO

4.1.1 Potencial Zeta

As Figuras 10, 11 e 12 mostram o potencial zeta das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações estudadas (0,1 mg/mL; 0,2 mg/mL; e 0,3 mg/mL) em cada uma das três variações de distância entre os eletrodos analisadas (1,0 cm; 1,5 cm; e 2,0 cm).

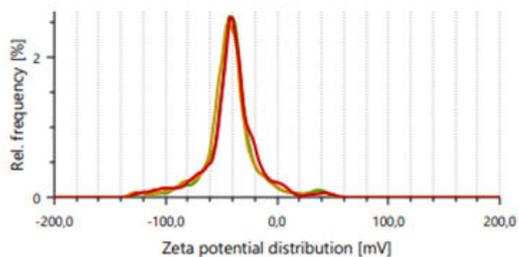
Figura 10: Potencial Zeta das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações, para a distância entre os eletrodos de 1,0 cm.



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 11: Potencial Zeta das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações, para a distância entre os eletrodos de 1,5 cm.

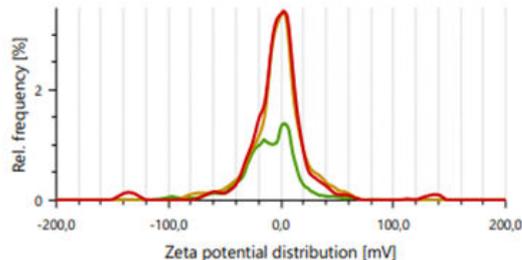
(a) Potencial Zeta da amostra bruta de furosemida 0,1 mg/mL



Measurements

Index	Color	Mean zeta pot. [mV]
1	Green	-40,5
2	Yellow	-39,0
3	Red	-41,3

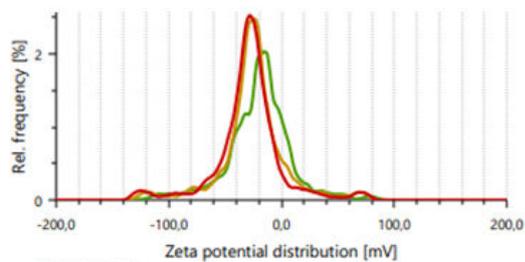
(b) Potencial Zeta da amostra bruta de furosemida 0,2 mg/mL



Measurements

Index	Color	Mean zeta pot. [mV]
1	Green	-15,1
2	Yellow	-10,3
3	Red	-11,1

(c) Potencial Zeta da amostra bruta de furosemida 0,3 mg/mL

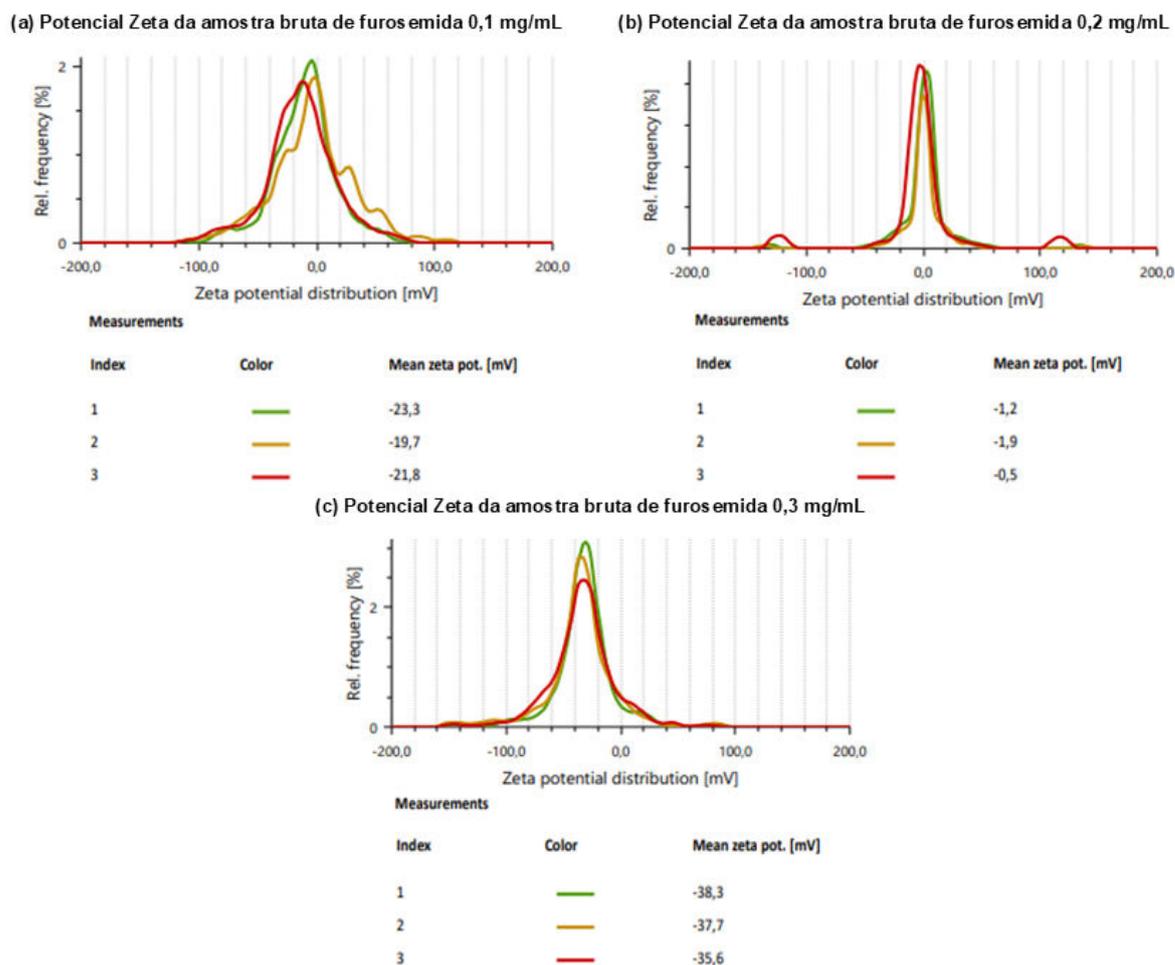


Measurements

Index	Color	Mean zeta pot. [mV]
1	Green	-30,3
2	Yellow	-25,8
3	Red	-27,1

Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 12: Potencial Zeta das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações, para a distância entre os eletrodos de 2,0 cm.



Fonte: Autoria própria (2025).

Esses resultados indicam que tanto a concentração de furosemida quanto a configuração dos eletrodos possuem um papel significativo na modulação das interações eletrostáticas do sistema, influenciando diretamente o comportamento da furosemida no meio aquoso.

Observando os valores obtidos, percebe-se que, para a menor concentração (0,1 mg/mL), o potencial zeta foi relativamente baixo quando a distância dos eletrodos era de 1,0 cm, mas tornou-se muito mais negativo a 1,5 cm (-40,5 a -41,3 mV), demonstrando maior estabilidade da suspensão nesse intervalo. Para concentrações maiores (0,2 mg/mL e 0,3 mg/mL), os valores foram menos consistentes, com oscilações dependendo da distância dos eletrodos.

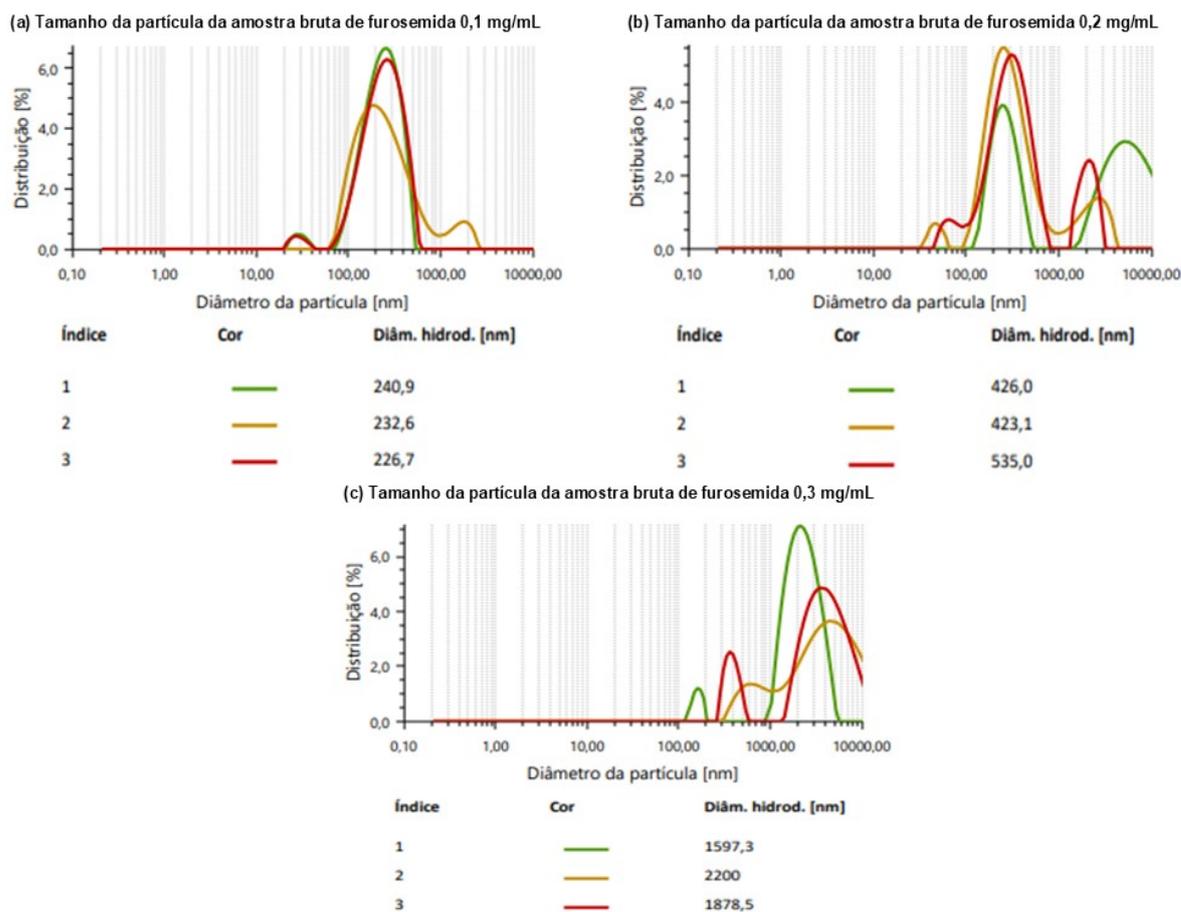
Essa variação pode estar relacionada ao comportamento das partículas no meio aquoso, onde as interações eletrostáticas influenciam a dispersão e

estabilidade da furosemida na solução. Em algumas condições, como no caso da concentração de 0,2 mg/mL e eletrodos a 2,0 cm de distância, o potencial zeta foi próximo de zero, indicando uma tendência maior à agregação das partículas, o que pode favorecer a remoção de furosemida durante o tratamento.

4.1.2 Tamanho das partículas

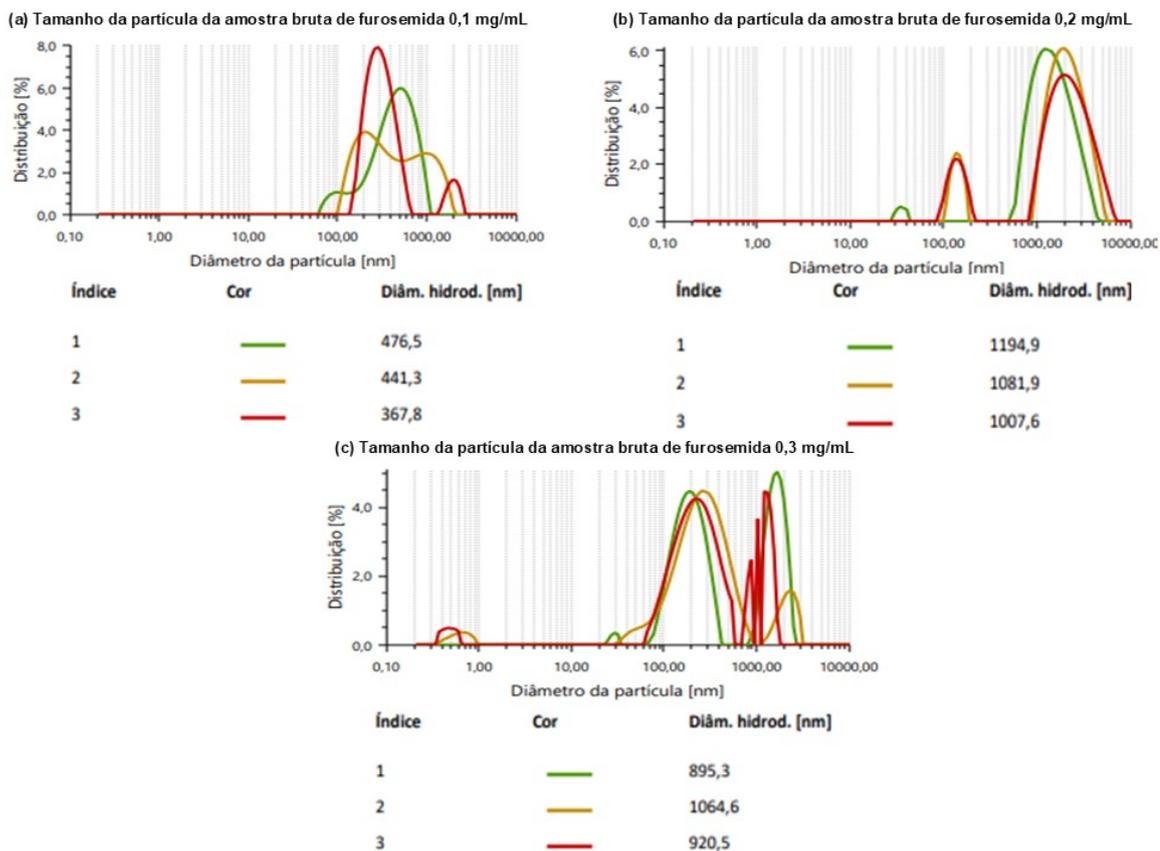
As Figuras 13, 14 e 15 mostram o tamanho das partículas das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações estudadas (0,1 mg/mL; 0,2 mg/mL; e 0,3 mg/mL) em cada uma das três variações de distância entre os eletrodos analisadas (1,0 cm; 1,5 cm; e 2,0 cm).

Figura 13: Tamanho das partículas das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações, para a distância entre os eletrodos de 1,0 cm.



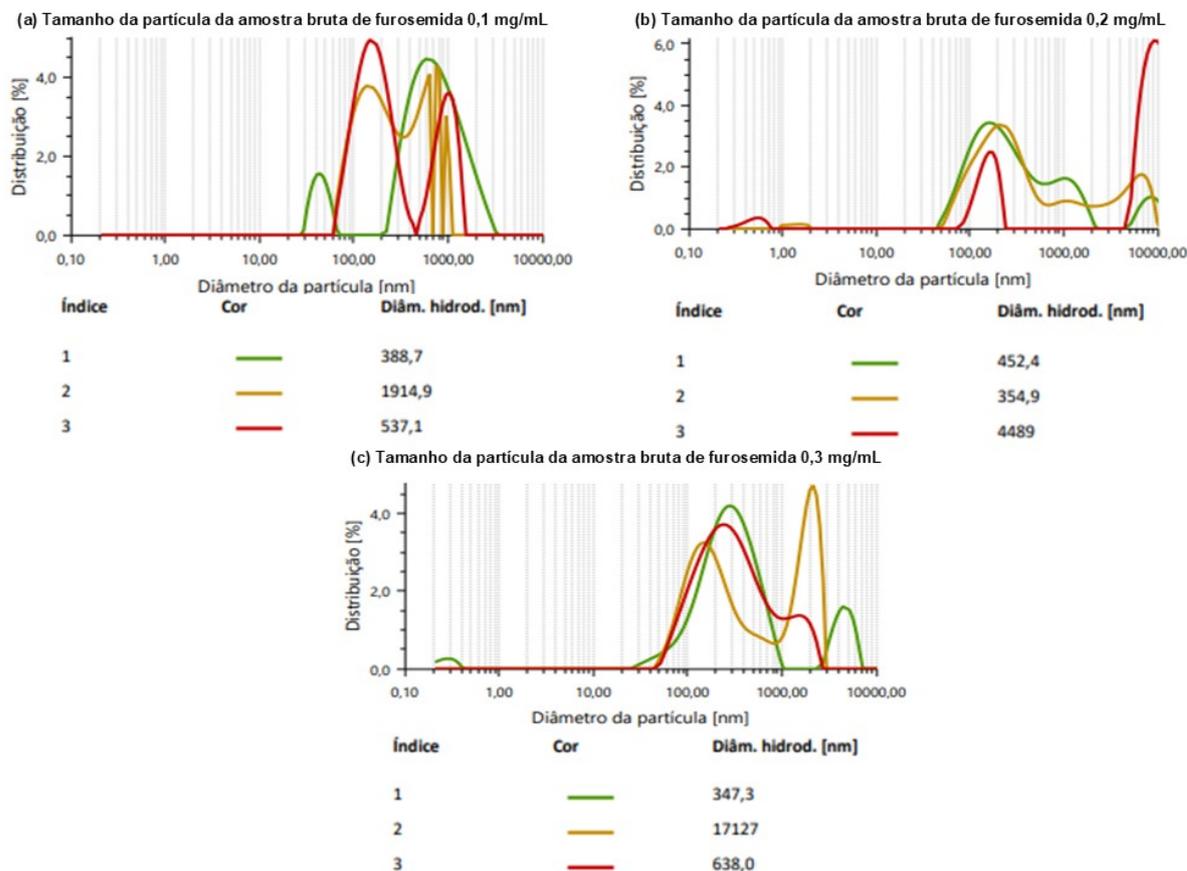
Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 14: Tamanho das partículas das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações, para a distância entre os eletrodos de 1,5 cm.



Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 15: Tamanho das partículas das amostras brutas de furosemida nas três diferentes concentrações, para a distância entre os eletrodos de 2,0 cm.



Fonte: Autoria própria (2025).

Os resultados apresentados nas Figuras 13, 14 e 15 mostram como a concentração da furosemida e a distância entre os eletrodos influenciam no tamanho das partículas suspensas.

Para a menor concentração (0,1 mg/mL), observou-se que, quando a distância entre os eletrodos foi de 1,0 cm, as partículas se mantiveram relativamente pequenas, com tamanhos próximos a 230 nm. Porém, ao aumentar a distância para 1,5 cm, o tamanho das partículas aumentou, chegando a valores próximos de 450 nm. Na maior distância testada (2,0 cm), os resultados foram mais variados, com algumas partículas menores e outras muito maiores, chegando a quase 2000 nm, indicando que a estabilidade da suspensão pode ter sido afetada.

No caso de concentração intermediária de furosemida (0,2 mg/mL), os tamanhos das partículas já foram maiores desde o início. Para 1,0 cm de distância, os valores ficaram entre 426 nm e 535 nm. Quando a distância aumentou para 1,5 cm, o tamanho das partículas também aumentou significativamente, passando de

1000 nm. Com 2,0 cm de distância, os resultados foram ainda mais dispersos, com algumas partículas chegando a 4489 nm, o que sugere maior instabilidade e tendência à aglomeração.

Na maior concentração (0,3 mg/mL), esse padrão ficou ainda mais evidente. Para 1,0 cm, as partículas eram grandes, variando entre 1597 nm e 2200 nm. No entanto, em 1,5 cm, houve uma leve redução, o que pode indicar algum efeito na interação das partículas. Com 2,0 cm, os valores ficam extremamente variáveis, desde tamanhos pequenos até partículas que atingiram 17127 nm, terminando em um alto nível de aglomeração.

Comparando os dois conjuntos de resultados, fica claro que nas condições em que o potencial zeta foi mais baixo, o tamanho das partículas foi maior, indicando maior tendência de aglomeração. Já quando o potencial zeta foi mais alto, as partículas apresentaram tamanhos menores.

4.2 ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO

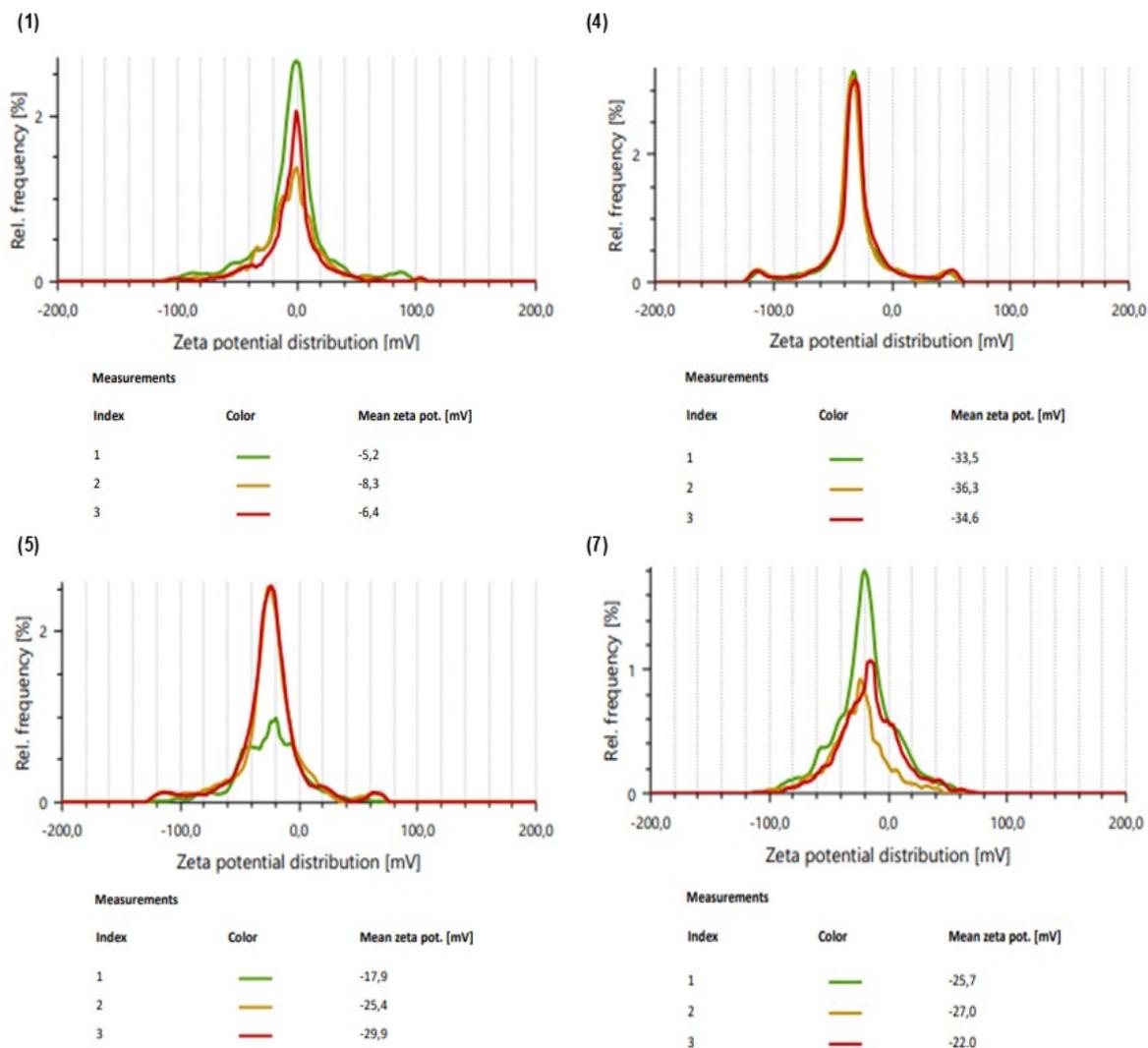
As tabelas com os resultados do planejamento fatorial da concentração de furosemida e voltagem aplicadas para o tratamento da água de estudo através do processo de eletrocoagulação para as diferentes distâncias entre os eletrodos são apresentadas na seção “Apêndices”, após as referências bibliográficas.

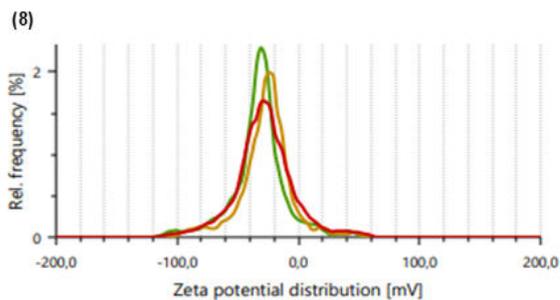
Após analisar a eficiência de remoção da furosemida (%) em cada ensaio, foram selecionadas nove amostras para cada distância entre os eletrodos no tratamento por eletrocoagulação, considerando as maiores eficiências de remoção para cada concentração de furosemida avaliada, a fim de avaliar seu potencial zeta e tamanho de partícula.

4.2.1 Potencial Zeta

As Figuras 16, 17 e 18 mostram o potencial zeta das nove amostras de furosemida, nas três diferentes concentrações estudadas (0,1 mg/mL; 0,2 mg/mL; e 0,3 mg/mL) em cada uma das três variações de distância entre os eletrodos analisadas (1,0 cm; 1,5 cm; e 2,0 cm).

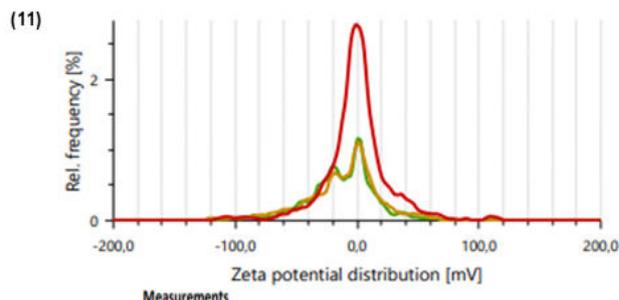
Figura 16: Potencial zeta das amostras de furosemida analisadas com distância entre os eletrodos de 1,0 cm. Os números entre parênteses representam a amostra selecionada.





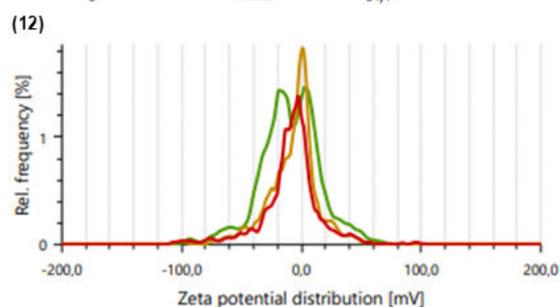
Measurements

Index	Color	Mean zeta pot. [mV]
1	Green	-30,9
2	Yellow	-27,8
3	Red	-34,4



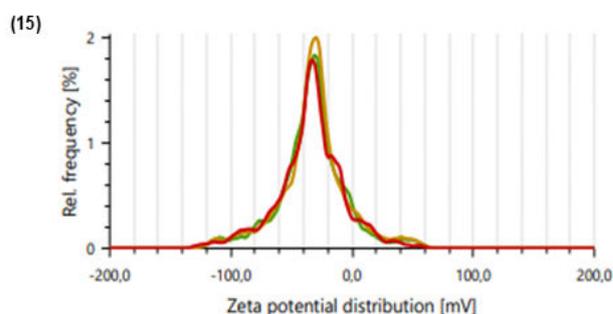
Measurements

Index	Color	Mean zeta pot. [mV]
1	Green	-16,0
2	Yellow	-12,5
3	Red	-5,5



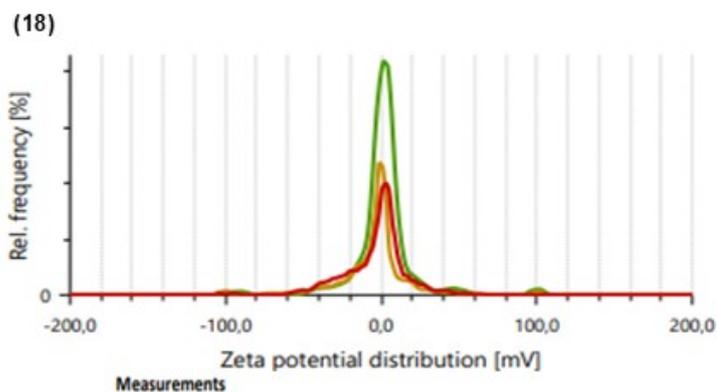
Measurements

Index	Color	Mean zeta pot. [mV]
1	Green	-12,9
2	Yellow	-10,1
3	Red	-16,4



Measurements

Index	Color	Mean zeta pot. [mV]
1	Green	-32,7
2	Yellow	-33,3
3	Red	-31,1



Measurements

Index	Color	Mean zeta pot. [mV]
1	Green	-1,1
2	Yellow	-2,8
3	Red	-4,5

Fonte: Autoria própria (2025).

Uma análise dos valores de potencial zeta das amostras tratadas com distância de 1,0 cm entre os eletrodos revela um comportamento distinto para cada concentração de furosemida.

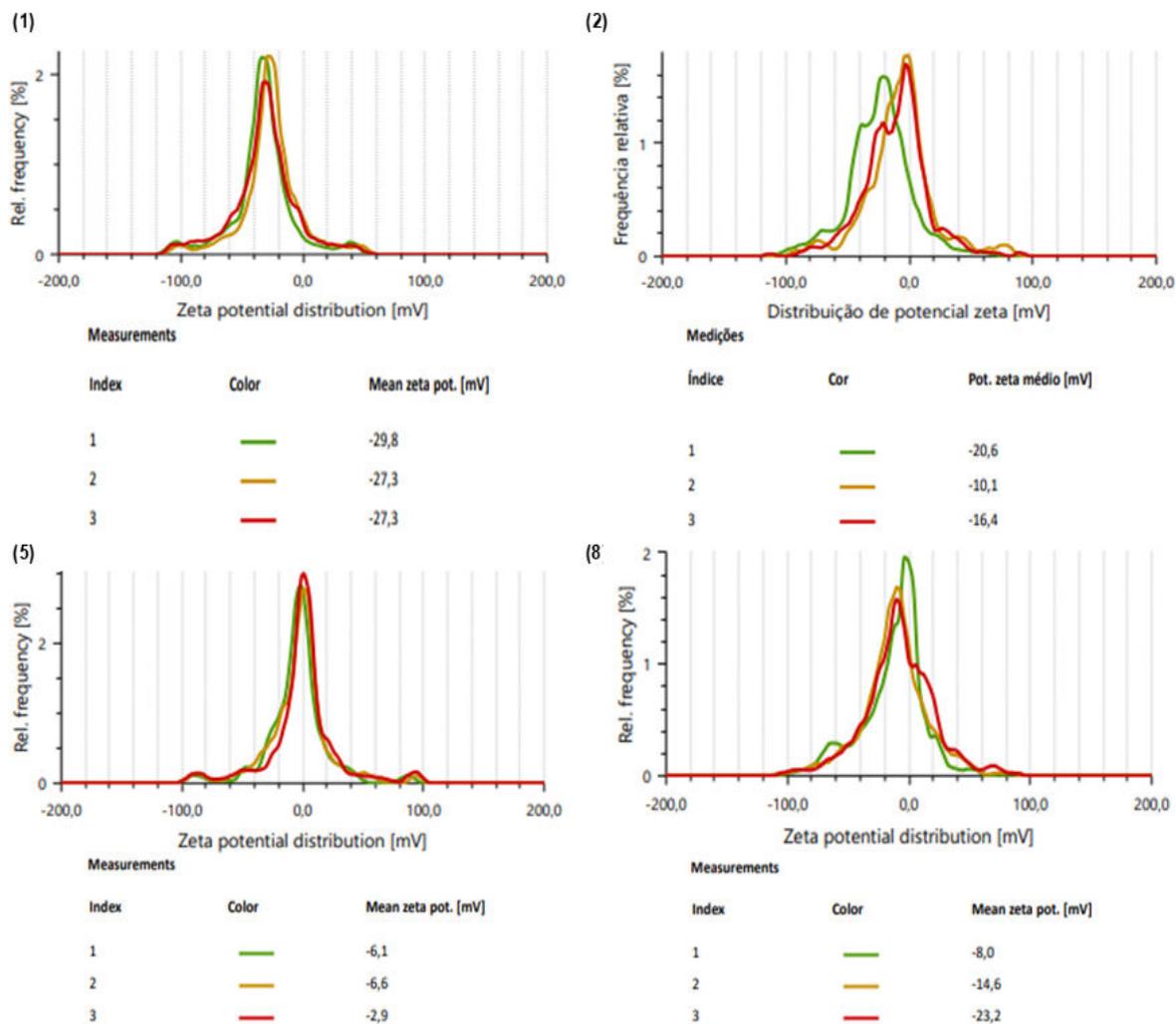
Para a menor concentração (0,1 mg/mL – amostras 1, 11 e 12), os valores de potencial zeta variaram entre -5,2 mV e -16,4 mV, com algumas amostras apresentando valores próximos de zero, como a amostra (1) (-5,2 mV a -8,3 mV) e a amostra (11) (-5,5 mV a -16,0 mV). Esse comportamento sugere baixa estabilidade coloidal, favorecendo a floculação das partículas devido à menor repulsão eletrostática. Esse efeito pode estar relacionado à menor quantidade de íons dispersos no meio, resultando em um sistema menos carregado e mais propenso à agregação.

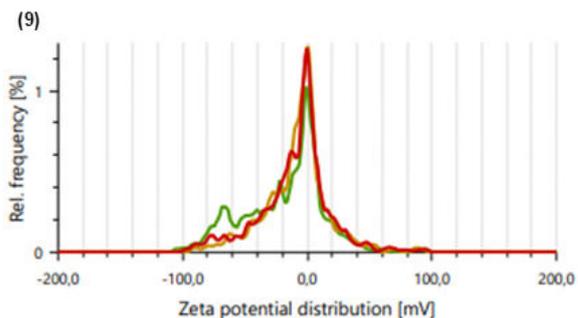
Na concentração de 0,2 mg/mL (amostras 4, 5, e 15), os potenciais zeta foram consideravelmente mais negativos, variando de -17,9 mV a -33,3 mV. Esse aumento na carga negativa indica maior repulsão entre as partículas, o que contribui para a estabilidade da suspensão coloidal. A amostra (15) registrou os valores mais negativos dentro desse grupo (-31,1 mV a -33,3 mV), reforçando a hipótese de que, nessa concentração, a formação de espécies coagulantes pode ter ocorrido de maneira menos eficiente, inibindo a floculação e mantendo as partículas em suspensão.

Já para a maior concentração de furosemida (0,3 mg/mL – amostras 7, 8 e 18), os valores de potencial zeta exibiram uma variação significativa. Enquanto algumas amostras apresentaram valores moderadamente negativos, como a amostra (7) (-22,0 mV a -27,0 mV) e a amostra (8) (-27,8 mV a -34,4 mV), estabilidade relativa, a amostra (18) manteve o potencial zeta próximo de zero (-1,1 mV a -4,5 mV).

Embora a concentração de furosemida seja um fator determinante na variação do potencial zeta, a diferença nos valores observados entre amostras da mesma concentração sugere que a voltagem aplicada durante a eletrocoagulação pode ter influenciado a distribuição de cargas na suspensão. A aplicação de diferentes tensões pode ter alterado a formação e a distribuição das espécies coagulantes, impactando a estabilidade coloidal e, conseqüentemente, a eficiência do tratamento.

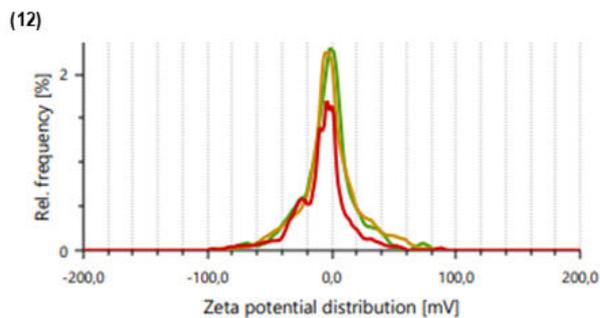
Figura 17: Potencial zeta das amostras de furosemida analisadas com distância entre os eletrodos de 1,5 cm. Os números entre parênteses representam a amostra selecionada.





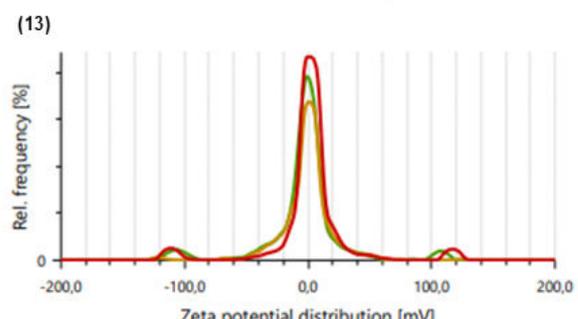
Measurements

Index	Color	Mean zeta pot. [mV]
1	Green	-6,2
2	Yellow	-8,0
3	Red	-8,4



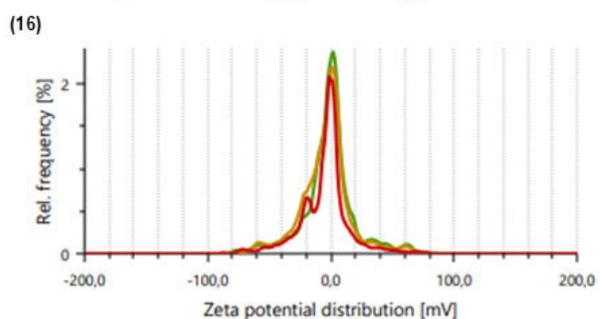
Measurements

Index	Color	Mean zeta pot. [mV]
1	Green	-5,7
2	Yellow	-8,1
3	Red	-9,3



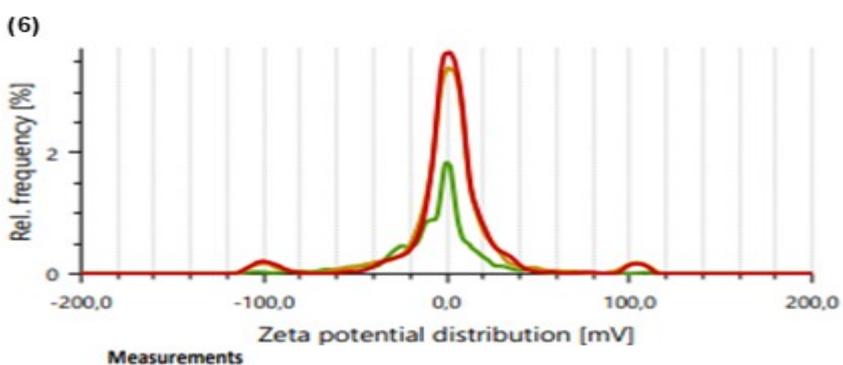
Measurements

Index	Color	Mean zeta pot. [mV]
1	Green	-2,4
2	Yellow	-4,4
3	Red	-0,5



Measurements

Index	Color	Mean zeta pot. [mV]
1	Green	-1,0
2	Yellow	-1,9
3	Red	-2,2



Measurements

Index	Color	Mean zeta pot. [mV]
1	Green	-5,1
2	Yellow	-1,2
3	Red	-1,6

Fonte: Autoria própria (2025).

A análise do potencial zeta das amostras tratadas com distância de 1,5 cm entre os eletrodos indica uma variação significativa nos valores obtidos, dependendo da concentração de furosemida utilizada.

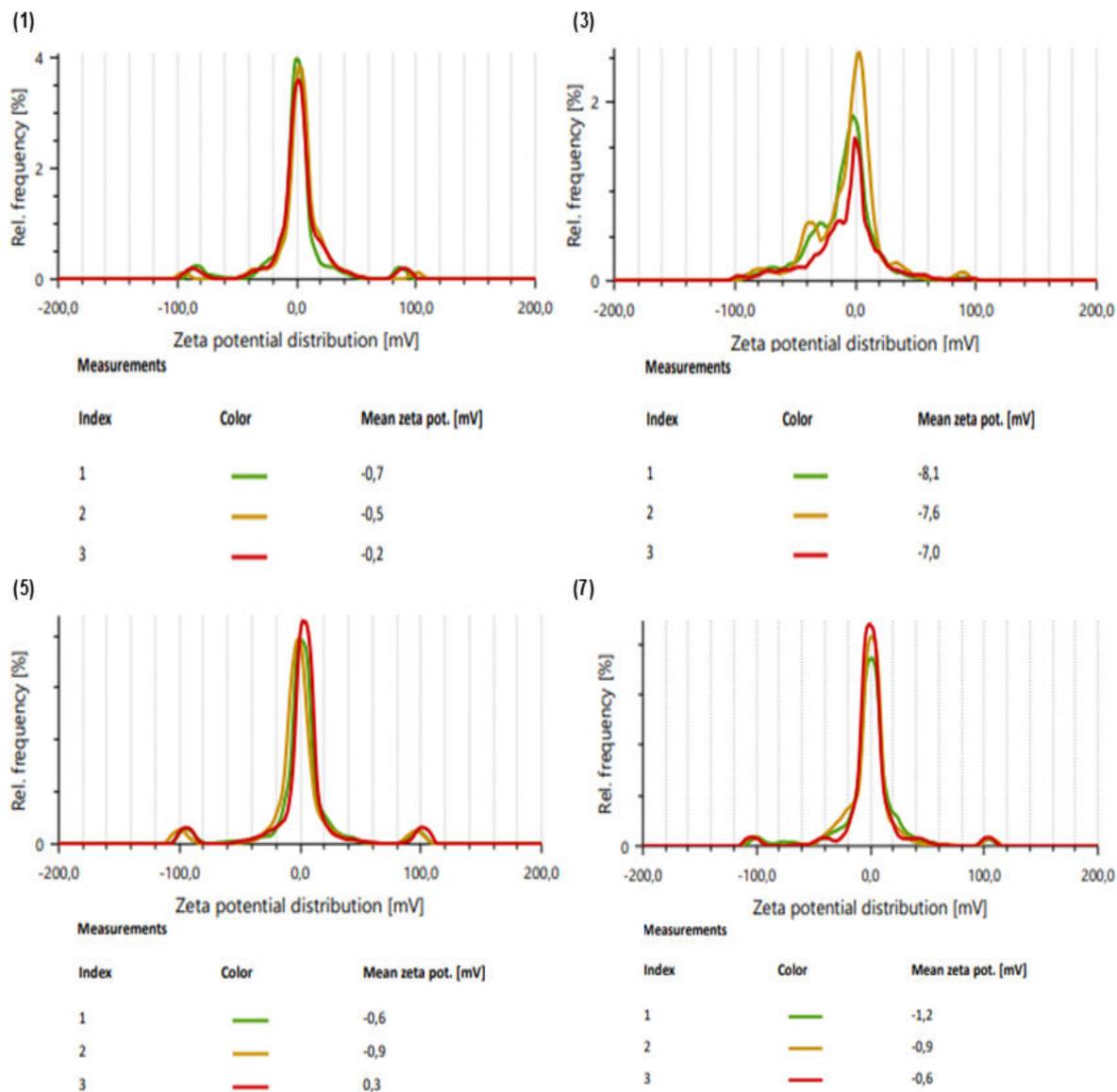
Para a menor concentração (0,1 mg/mL – amostras 1, 2 e 12), os valores de potencial zeta apresentaram uma ampla faixa de variação, indo de -5,7 mV a -29,8 mV. A amostra (1) registrou os valores mais negativos (-27,3 mV a -29,8 mV), sugerindo maior estabilidade coloidal e repulsão eletrostática mais intensa. Em contrapartida, a amostra (12) apresentou valores próximos a zero (-5,7 mV a -9,3 mV), indicando menor estabilidade e maior propensão à floculação. Essa variação pode estar associada a diferenças na formação e atuação dos coagulantes no meio.

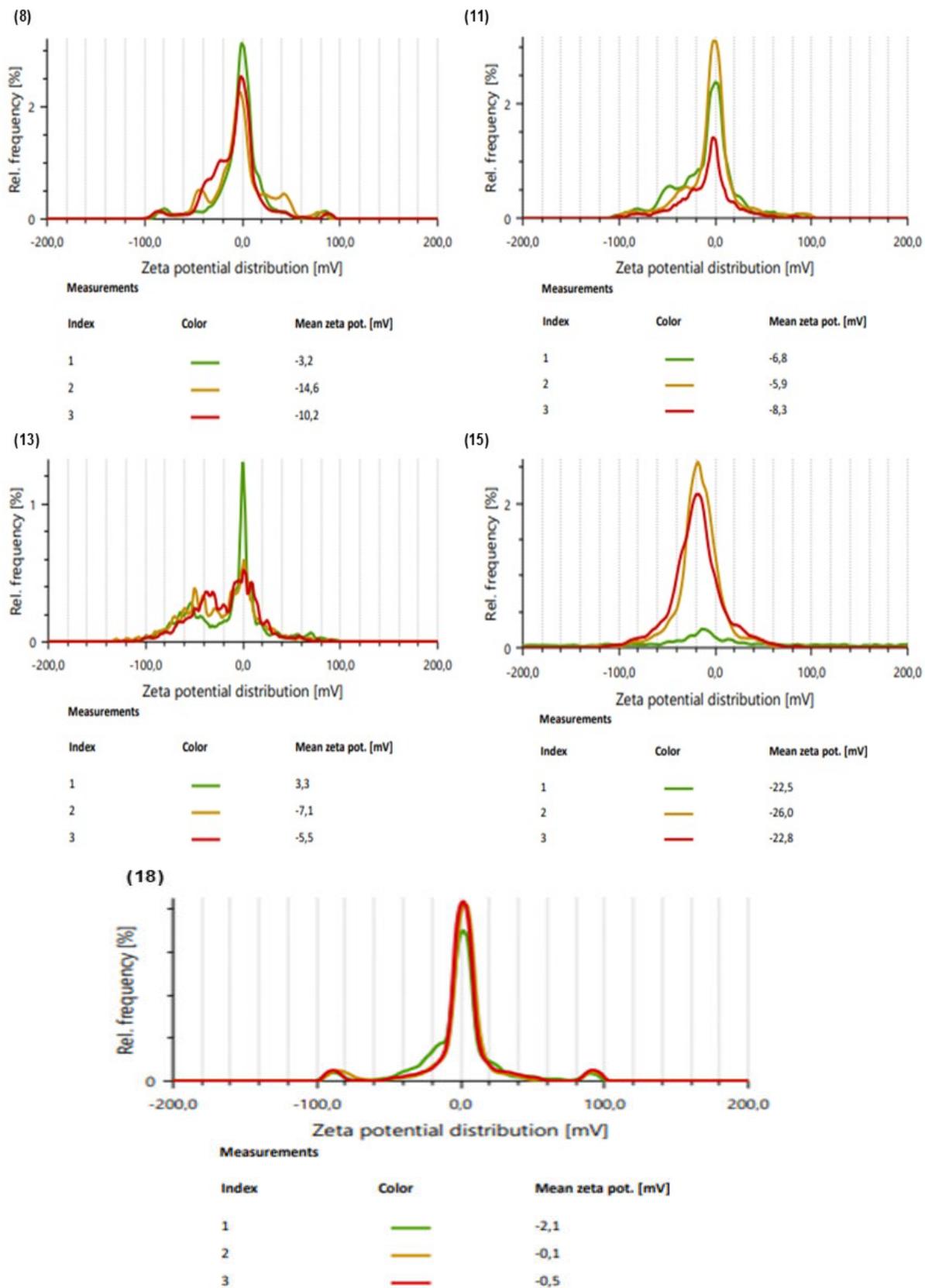
Para a concentração intermediária (0,2 mg/mL – amostras 5, 6 e 13), os valores de potencial zeta foram relativamente baixos, variando entre -0,5 mV e -6,6 mV. A amostra (13) registrou o menor potencial zeta (-0,5 mV a -4,4 mV), enquanto a amostra (5) apresentou valores ligeiramente mais negativos (-2,9 mV a -6,6 mV). Esses resultados sugerem que, nessa faixa de concentração, a estabilidade coloidal foi reduzida, favorecendo a agregação de partículas e facilitando o processo de separação dos contaminantes.

Na maior concentração de furosemida (0,3 mg/mL – amostras 8, 9 e 16), os valores de potencial zeta variaram entre -1,0 mV e -23,2 mV, com destaque para a amostra (8), que apresentou os valores mais negativos (-8,0 mV a -23,2 mV), indicando maior estabilidade coloidal. Por outro lado, a amostra (16) registrou os menores valores (-1,0 mV a -2,2 mV), sugerindo um sistema menos estável e mais propenso à floculação. Essa variação pode estar relacionada ao equilíbrio entre a carga superficial das partículas e os mecanismos de coagulação atuantes no sistema.

Embora a concentração de furosemida tenha sido um fator determinante para as variações observadas no potencial zeta, a influência da voltagem aplicada durante a eletrocoagulação também deve ser considerada. A diferença nos valores registrados entre amostras da mesma concentração sugere que a tensão elétrica pode ter afetado a formação e o comportamento das espécies coagulantes no meio, impactando a distribuição de cargas e, conseqüentemente, a estabilidade coloidal das amostras.

Figura 18: Potencial zeta das amostras de furosemida analisadas com distância entre os eletrodos de 2,0 cm. Os números entre parênteses representam a amostra selecionada.





Fonte: Autoria própria (2025).

Uma análise do potencial zeta das amostras submetidas à eletrocoagulação com distância de 2,0 cm entre os eletrodos revela variações significativas nos valores obtidos, dependendo da concentração de furosemida utilizada.

Para a menor concentração (0,1 mg/mL – amostras 1, 3 e 11), os valores variaram entre -0,7 mV e -8,3 mV. A amostra (1) apresentou os menores valores absolutos (-0,7 mV a -0,2 mV), mostrando baixa estabilidade coloidal e maior propensão à floculação. Já as amostras (3) e (11) registraram potenciais zeta mais negativos (-8,1 mV a -7,0 mV e -8,3 mV a -5,9 mV, respectivamente), apresentando uma dispersão coloidal mais estável. Essas variações podem estar relacionadas à eficiência da coagulação na neutralização de cargas da furosemida, que pode ser influenciada pela disponibilidade de coagulantes formados durante o processo.

Para a concentração de 0,2 mg/mL (amostras 5, 13 e 15), os valores de potencial zeta exibiram uma ampla faixa de variação, indo de -26,0 mV (amostra 15) a +3,3 mV (amostra 13). A amostra (15) apresentou os valores mais negativos (-26,0 mV a -22,5 mV), revelando maior estabilidade coloidal e uma menor tendência à formação de flocos. Em contrapartida, a amostra (13) exibiu um comportamento atípico, com um valor positivo em uma das tendências (+3,3 mV), indicando possível inversão de carga superficial. A amostra (5), por sua vez, apresentou valores próximos a zero (-0,9 mV a -0,3 mV), o que sugere um ponto próximo ao equilíbrio entre forças de atração e repulsão das partículas, facilitando a agregação e sedimentação.

Na maior concentração de furosemida (0,3 mg/mL – amostras 7, 8 e 18), os valores variaram entre -0,1 mV e -14,6 mV. A amostra (8) apresentou os valores mais negativos (-14,6 mV a -3,2 mV), mostrando uma maior dispersão coloidal e menor tendência à floculação. Em contraste, a amostra (18) registrou valores próximos de zero (-2,1 mV a -0,1 mV), diminuindo baixa estabilidade coloidal e maior potencial para formação de flocos. A amostra (7) exibe valores ainda menores (-1,2 mV a -0,6 mV), reforçando a hipótese de que, em concentrações mais elevadas, a neutralização das cargas é favorecida, levando à diminuição do potencial zeta e facilitando o processo de separação das partículas.

Embora a concentração de furosemida tenha uma influência direta na variação do potencial zeta, a voltagem aplicada durante a eletrocoagulação também pode ter desempenhado um papel significativo nos resultados. A discrepância nos valores observados entre amostras com a mesma concentração sugere que a

tensão elétrica influenciou a formação de espécies coagulantes e o processo de neutralização de cargas.

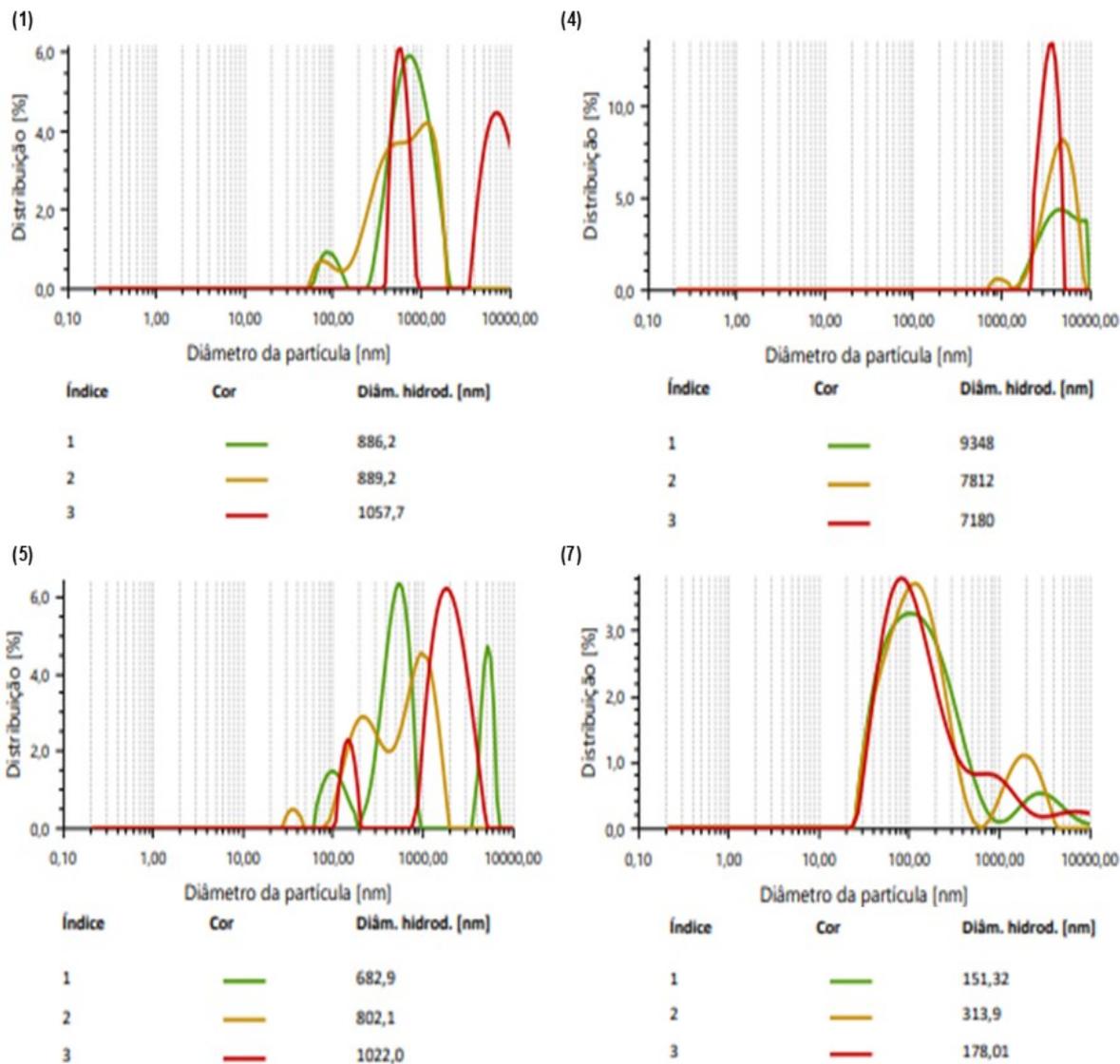
A análise conjunta dos resultados do potencial zeta apresentados nas Figuras 16, 17 e 18 mostra que a menor distância entre os eletrodos (1,0 cm) resultou em potenciais zeta mais negativos, apresentando menor eficiência na remoção da furosemida. À medida que a distância foi aumentada para 1,5 cm e 2,0 cm, os valores absolutos do potencial zeta diminuíram progressivamente, proporcionando uma melhor neutralização das cargas e uma maior propensão à agregação e remoção das partículas.

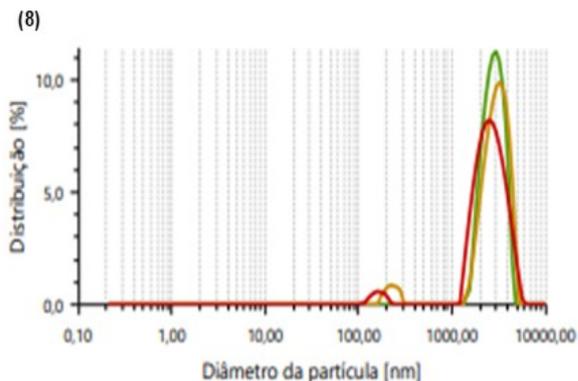
Desta forma, a distância entre os eletrodos é um fator relevante na otimização do processo de eletrocoagulação. Distâncias maiores permitiram uma distribuição mais uniforme das espécies coagulantes na solução, favorecendo a redução do potencial zeta e, conseqüentemente, a desestabilização das partículas de furosemida. Entretanto, as variações observadas entre amostras com a mesma distância indicam que, além da concentração de furosemida, a voltagem aplicada também desempenhou um papel importante na estabilidade coloidal, sendo necessário um controle desse parâmetro para maximizar a eficiência do processo.

4.2.2 Tamanho das partículas

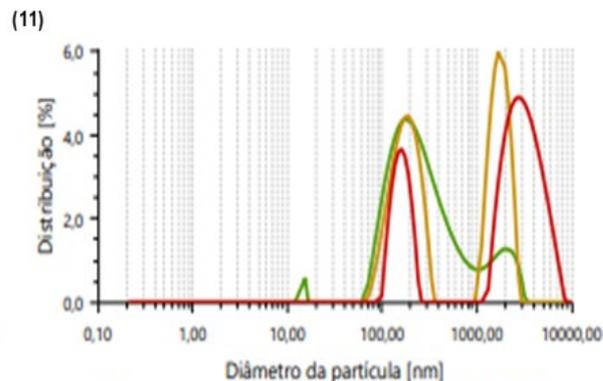
As Figuras 19, 20 e 21 mostram o tamanho das partículas das nove amostras de furosemida nas três diferentes concentrações estudadas (0,1 mg/mL; 0,2 mg/mL; e 0,3 mg/mL) em cada uma das três variações de distância entre os eletrodos analisadas (1,0 cm; 1,5 cm; e 2,0 cm).

Figura 19: Tamanho das partículas das amostras de furosemida analisadas com distância entre os eletrodos de 1,0 cm. Os números entre parênteses representam a amostra selecionada.

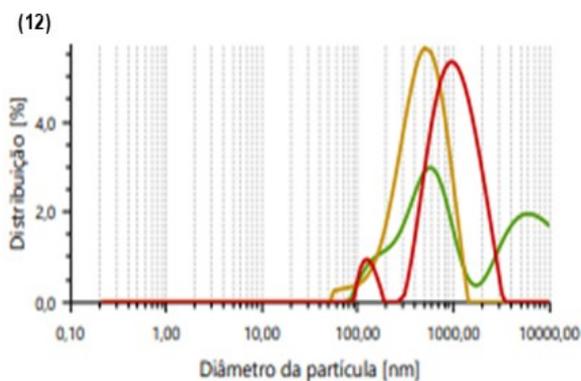




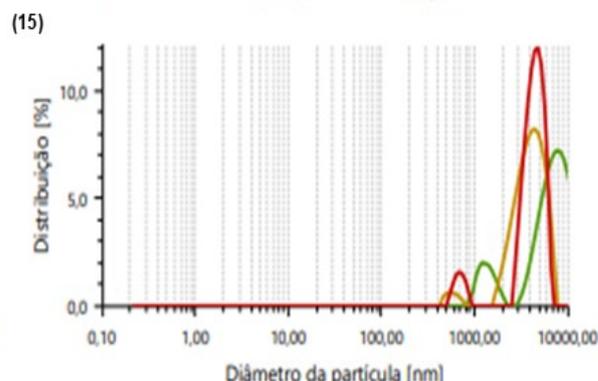
Índice	Cor	Diâm. hidrod. [nm]
1	—	4615
2	—	5243
3	—	13393



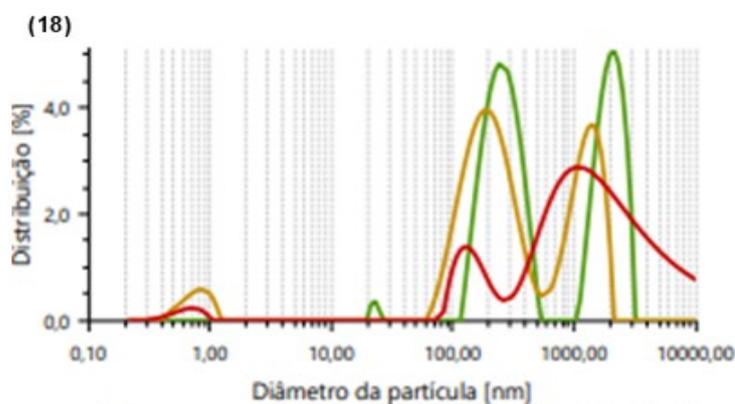
Índice	Cor	Diâm. hidrod. [nm]
1	—	284,1
2	—	1030,5
3	—	882,1



Índice	Cor	Diâm. hidrod. [nm]
1	—	707,2
2	—	594,0
3	—	678,9



Índice	Cor	Diâm. hidrod. [nm]
1	—	17040
2	—	35974
3	—	6880



Índice	Cor	Diâm. hidrod. [nm]
1	—	1010,2
2	—	875,1
3	—	915,8

Fonte: Autoria própria (2025).

Os resultados indicam que o tamanho médio das partículas de furosemida varia conforme a concentração, com tendências distintas para cada faixa evidenciada.

Nas amostras de 0,1 mg/mL (1, 11 e 12), os tamanhos das partículas oscilaram entre 284,1 nm e 1057,7 nm, proporcionando uma estabilidade relativa.

Para as amostras de 0,2 mg/mL (4, 5 e 15), os resultados mostraram grande variação. Enquanto a amostra 5 apresentou tamanhos moderados (682,9 nm a 1022 nm), a amostra 4 exibiu partículas muito maiores (7180 nm a 9348 nm), revelando um alto nível de agregação. A amostra 15 apresentou os valores mais extremos, atingindo 35974 nm, o que reforça as hipóteses de formação intensa de agregados em determinadas condições.

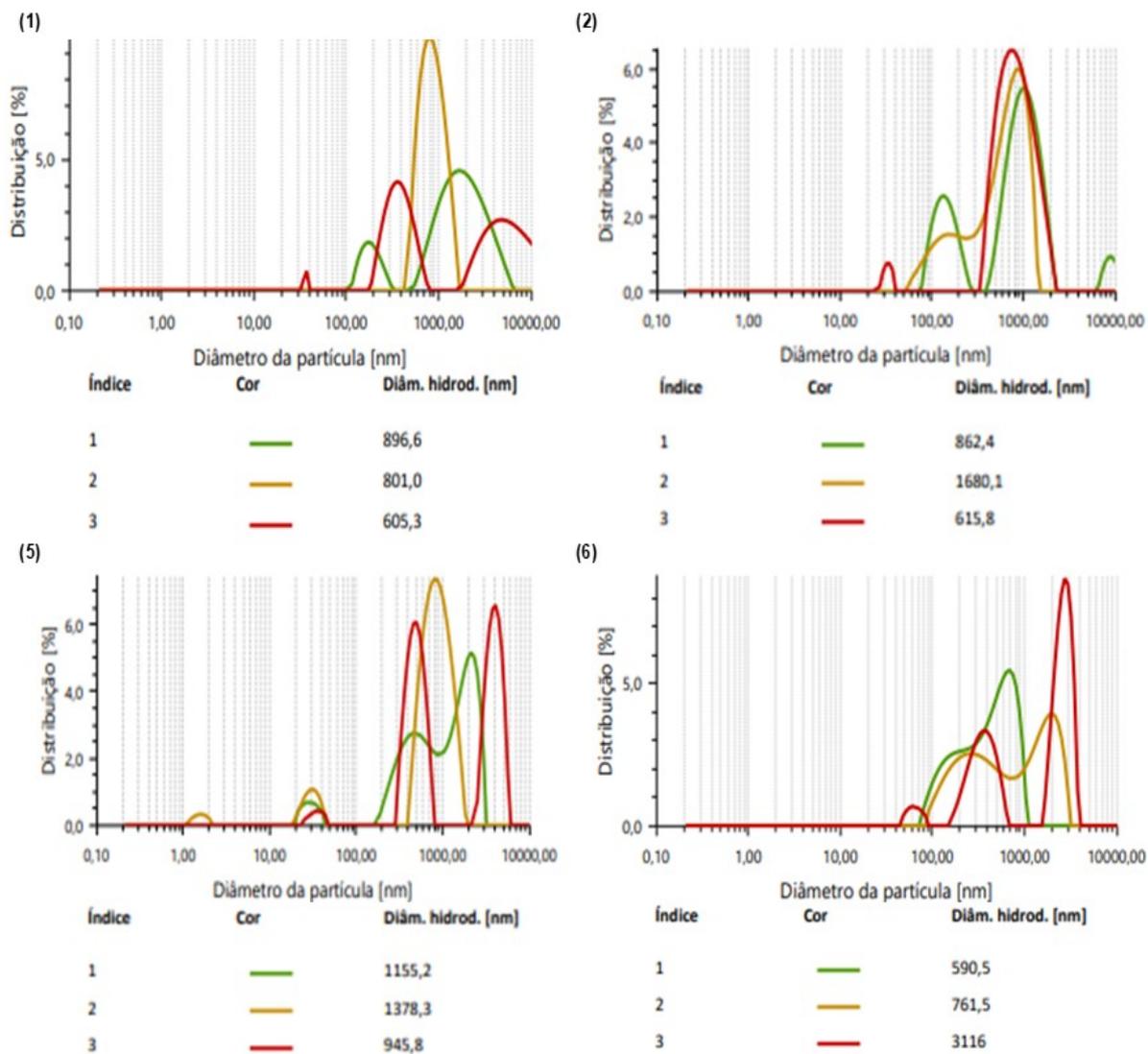
Já nas amostras de 0,3 mg/mL (7, 8 e 18), os comportamentos foram distintos. A amostra apresentou 7 partículas pequenas (151,32 nm a 313,9 nm). Em contrapartida, a amostra 8 mostrou agregados expressivos (4615 nm a 13393 nm), enquanto a amostra 18 apresentou tamanhos intermediários (875,1 nm a 1010,2 nm).

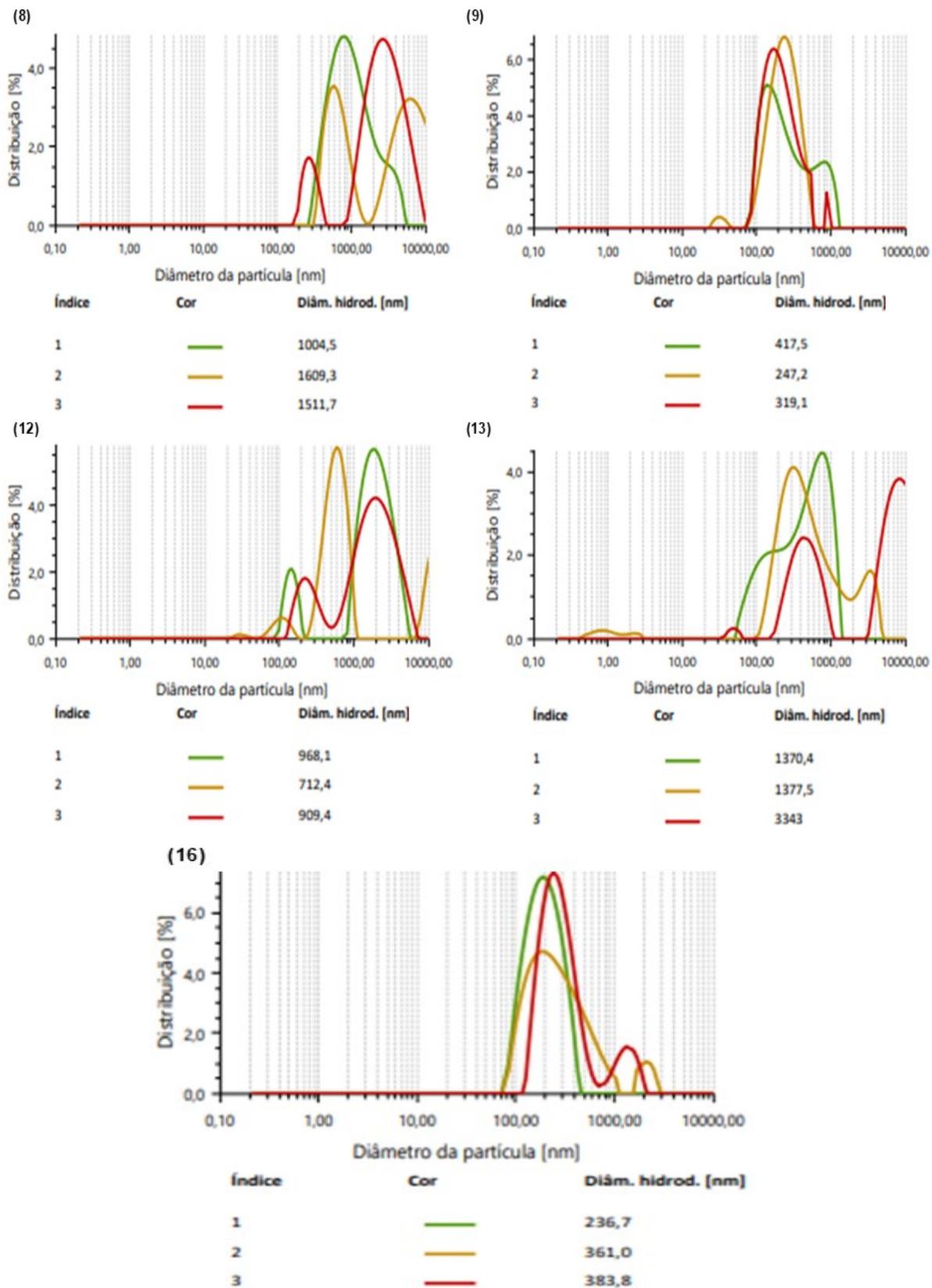
Esses resultados sugerem que a concentração influencia diretamente no tamanho das partículas, sendo possível observar tanto a estabilidade (como na amostra 7) quanto a forte agregação (como nas amostras 4, 8 e 15).

Além da concentração, a voltagem da eletrocoagulação pode ter impacto nos resultados. Amostras tratadas com 1V (1, 4 e 7) incluíram tamanhos variados, desde pequenas partículas (151,32 nm) até grandes agregados (9348 nm). Com 2V (5, 11 e 18), a dispersão relativamente equilibrada. Já com 3V (12 e 15), a amostra 12 manteve partículas pequenas (594,0 nm a 707,2 nm), enquanto a amostra 15 apresentou intensa agregação (35974 nm).

Essas variações sugerem que a tensão aplicada pode ter influenciado a formação de agregados, promovendo ou inibindo a estabilização coloidal dependendo das condições específicas.

Figura 20: Tamanho das partículas das amostras de furosemida analisadas com distância entre os eletrodos de 1,5 cm. Os números entre parênteses representam a amostra selecionada.





Fonte: Autoria própria (2025).

As amostras de menor concentração (0,1 mg/mL) apresentaram tamanhos de partículas relativamente homogêneos, variando entre 605,3 nm e 1680,1 nm. A amostra 1, tratada com 1V, teve tamanhos menores (605,3 nm a 896,6 nm), enquanto a amostra 2, tratada com 2V, apresentou valores ligeiramente mais elevados (615,8 nm a 1680,1 nm), possivelmente devido ao aumento na formação de agregados.

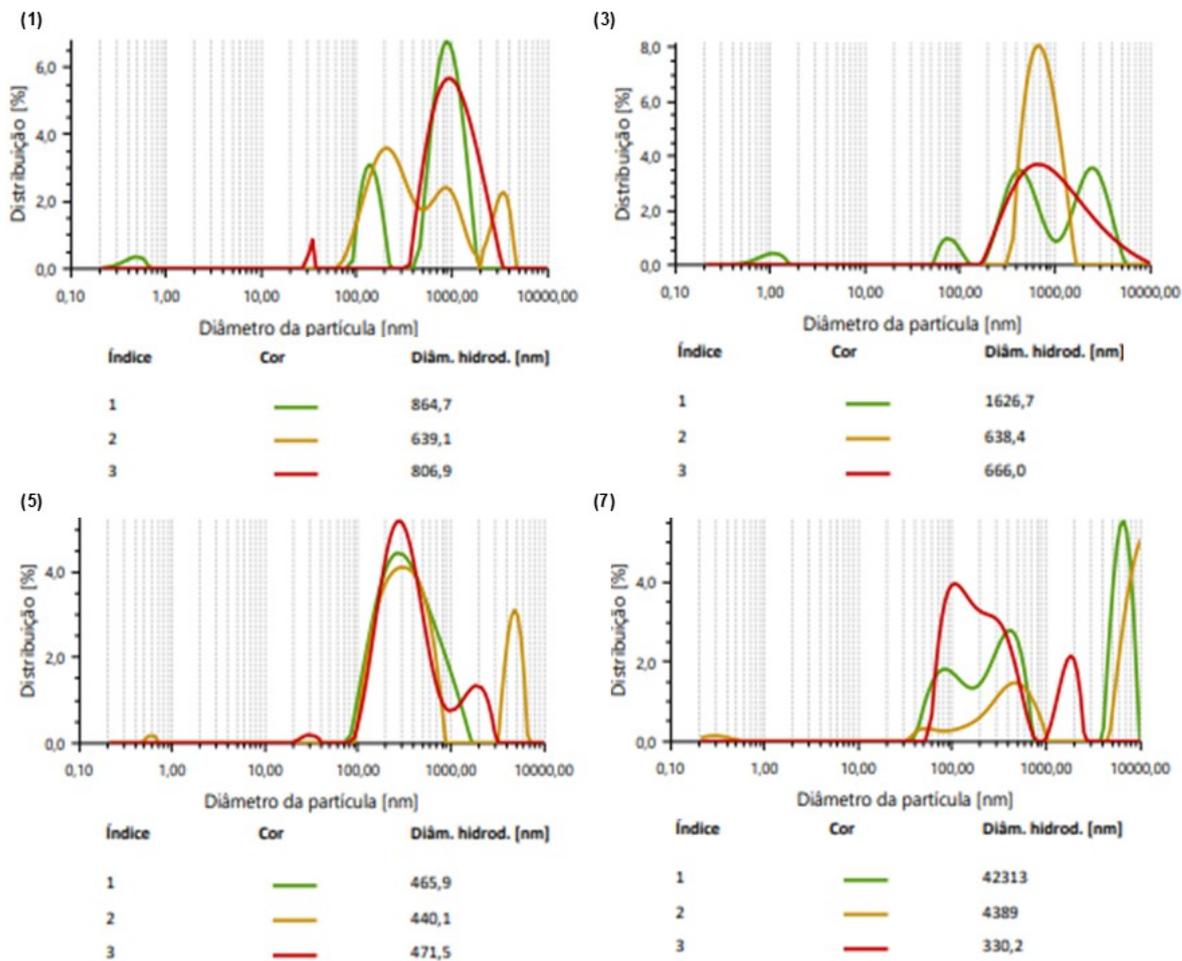
Para a concentração intermediária de 0,2 mg/mL, houve uma variação significativa no tamanho das partículas. A amostra 5 (2V) teve partículas entre 945,8 nm e 1378,3 nm, enquanto a amostra 6 (3V) apresentou um maior desvio, com tamanhos variando de 590,5 nm a 3116 nm. Esse comportamento sugere que a voltagem mais alta favorece o crescimento desordenado de agregados maiores, reduzindo a estabilidade coloidal.

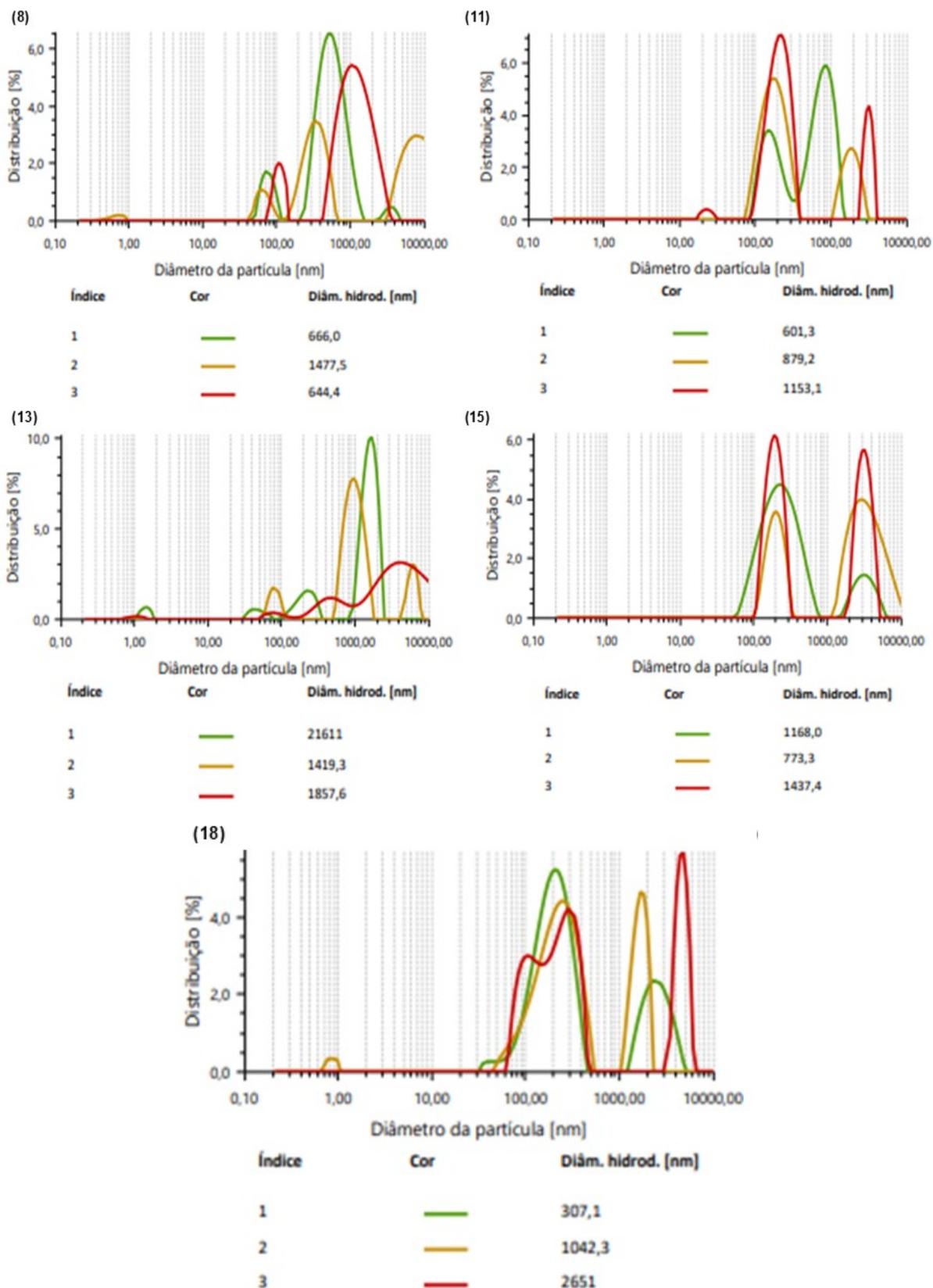
Nas amostras de 0,3 mg/mL, a diferença nos tamanhos foi ainda mais evidente. A amostra 8 (2V) apresentou partículas relativamente grandes (1004,5 nm a 1609,3 nm), enquanto a amostra 9 (3V) resultou em partículas menores (247,2 nm a 417,5 nm). A amostra 16 (1V) apresentou os menores tamanhos registrados nesta concentração (236,7 nm a 383,8 nm), sugerindo que a menor voltagem contribui para uma melhor dispersão e menor crescimento de partículas.

Comparando os resultados da Figura 20 (1,5 cm) com os da Figura 19 (1,0 cm), observa-se que o aumento da distância entre os eletrodos resultou, de maneira geral, na formação de partículas menores e com menor variação. Isso pode estar relacionado à menor densidade de corrente, reduzindo a formação de flocos e promovendo uma dispersão mais homogênea.

As amostras tratadas com 1V e 3V na distância de 1,5 cm produziram partículas menores do que as correspondentes na distância de 1,0 cm, indicando que uma distância maior pode favorecer a estabilização coloidal em certos regimes de voltagem. Em contrapartida, para 2V, os tamanhos foram ligeiramente maiores, sugerindo que essa condição favorece um equilíbrio entre dispersão e agregação

Figura 21: Tamanho das partículas das amostras de furosemina analisadas com distância entre os eletrodos de 1,5 cm. Os números entre parênteses representam a amostra selecionada.





Fonte: Autoria própria (2025).

Analisando a Figura 21, observa-se que a variação no tamanho das partículas segue um padrão dependente da concentração da solução de furosemida:

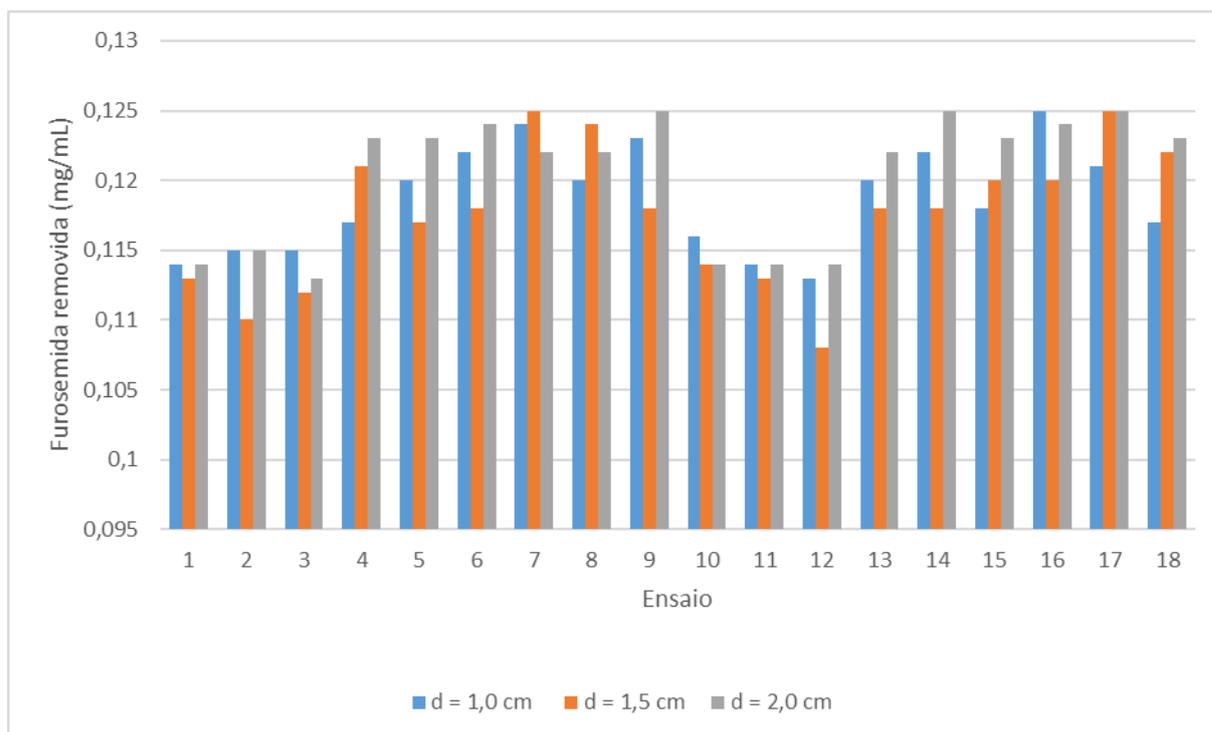
- Para concentrações de 0,1 mg/mL (amostras 1, 3 e 11), os tamanhos das partículas variaram de aproximadamente 601,3 nm a 1626,7 nm. A amostra 3 apresentou um pico elevado (1626,7 nm), sugerindo uma maior formação de agregados em algumas condições.
- Para concentrações de 0,2 mg/mL (amostras 5, 13 e 15), os tamanhos das partículas variaram significativamente, indo de 440,1 nm até 21.611 nm, evidenciando uma forte dependência das condições experimentais.
- Para concentrações de 0,3 mg/mL (amostras 7, 8 e 18), houve uma grande dispersão nos valores, com a amostra 7 atingindo um pico elevado (42.313 nm), possivelmente devido à formação de agregados instáveis.

Comparando com os resultados obtidos para distâncias menores (1,0 cm e 1,5 cm), a distância de 2,0 cm parece favorecer a formação de agregados em algumas amostras, especialmente nas concentrações mais elevadas (0,2 e 0,3 mg/mL).

4.3 REMOÇÃO DE FUROSEMIDA

A partir da curva de calibração demonstrada no Gráfico 1, obtém-se a seguinte equação da reta $y = 27,833x - 0,0071$. Substituindo em “y” o valor das absorbâncias obtidas na leitura do espectrofotômetro, foi possível estimar o valor da concentração de furosemida removida de cada ensaio.

O Gráfico 2, apresenta a concentração de furosemida removida no processo de eletrocoagulação nas três diferentes distancias entre eletrodos analisadas (1,0 cm; 1,5 cm; e 2,0 cm).

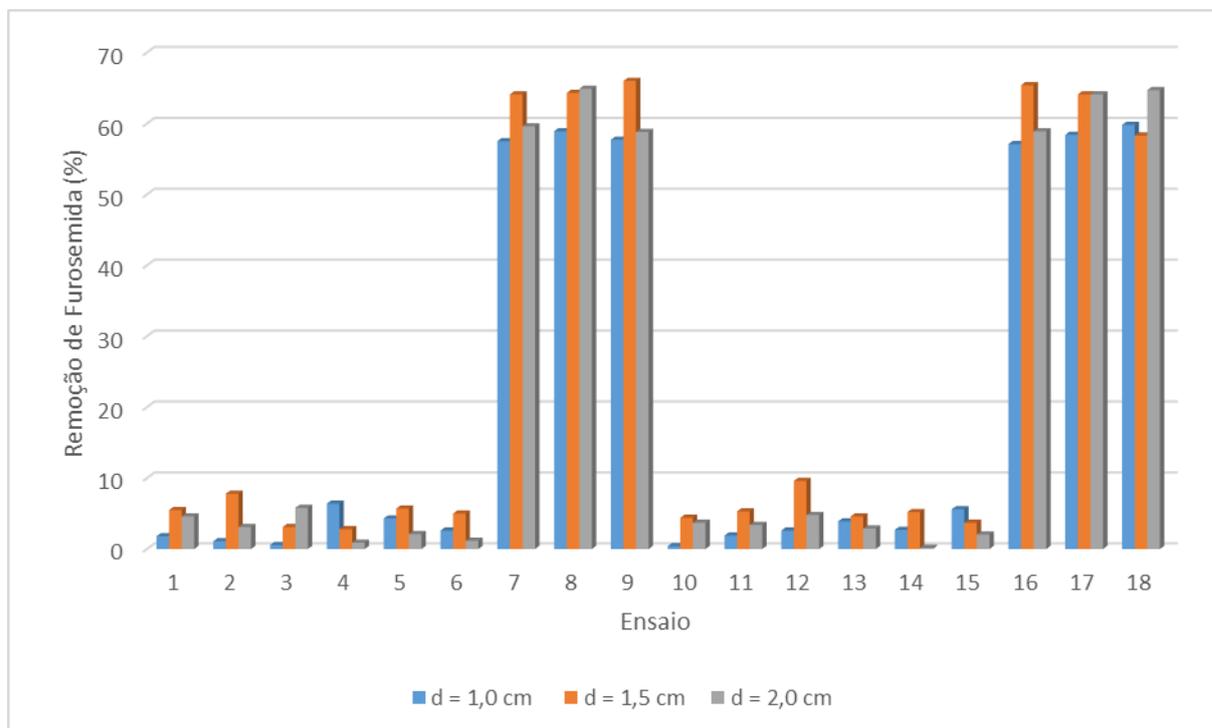
Gráfico 2: Concentração de furosemida removida.

Fonte: Autoria própria (2025).

A remoção do fármaco apresentou comportamento semelhante nos três diferentes ensaios, indicando que a distância entre os eletrodos não influenciou significativamente o resultado. Ainda, pode-se observar que os ensaios 1, 2, 3, 10, 11 e 12 foram os que apresentaram menor resposta de furosemida removida em relação aos outros.

A menor resposta de furosemida removida provavelmente está associada à concentração bruta da solução de todos esses ensaios, a menor do planejamento experimental. Os ensaios 1 e 10 possuem concentração bruta e voltagem aplicada ao processo de eletrocoagulação de (-1;-1), respectivamente. Já os ensaios 2 e 11 apresentam concentração e tempo de (-1,0). Por fim, os ensaios 3 e 12 representam um planejamento experimental de (-1;1). Esses ensaios possuem menor teor da substância absorvida na água disponível para remoção.

O Gráfico 3 evidencia a eficiência de remoção da furosemida levando em conta a concentração removida em relação à concentração total da sua amostra bruta, seguindo o planejamento experimental:

Gráfico 3: Eficiência de remoção de furosemida.

Fonte: Autoria própria (2025).

As maiores porcentagens de remoção ocorreram nos ensaios 7, 8, 9, 16, 17 e 18. Nestes ensaios foram usadas a maior concentração de furosemida nas amostras brutas (0,3 mg/mL). Através do gráfico, pode-se perceber que a variação da distância entre os eletrodos não impactou significativamente na remoção do fármaco analisado, visto que não houve muita discrepância entre os resultados apresentados.

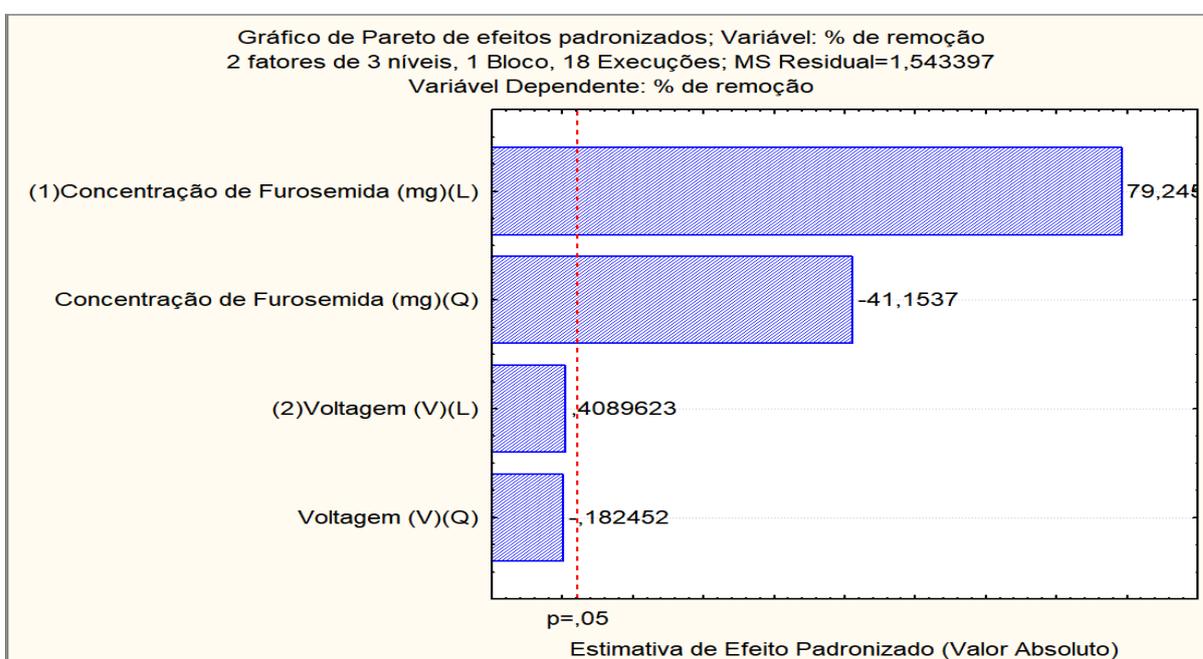
4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para a análise estatística dos ensaios realizados neste trabalho, foi utilizado o Software STATISTICA versão 10 (2011). A partir dele, foi possível gerar os gráficos de Pareto, que indicam as variáveis independentes que mais contribuíram para a remoção da furosemida da amostra. Também foram geradas as tabelas ANOVA, que determinam as variáveis que mostraram desempenho mais significativo para a remoção de furosemida nos ensaios por meio de uma análise de variância, onde cada elemento amostral é independente. Por fim, gerou-se os gráficos de

superfície, que facilitam a leitura do comportamento da remoção de furosemida em relação à concentração da amostra bruta e a variação dos parâmetros da eletrocoagulação.

A Figura 22 mostra o gráfico de Pareto que leva em conta as variáveis independentes de concentração de furosemida e voltagem aplicada ao processo de eletrocoagulação e tem como variável dependente a eficiência de remoção de furosemida dada em porcentagem, utilizando a distância entre os eletrodos de 1,0 cm.

Figura 22: Gráfico de Pareto do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,0 cm.

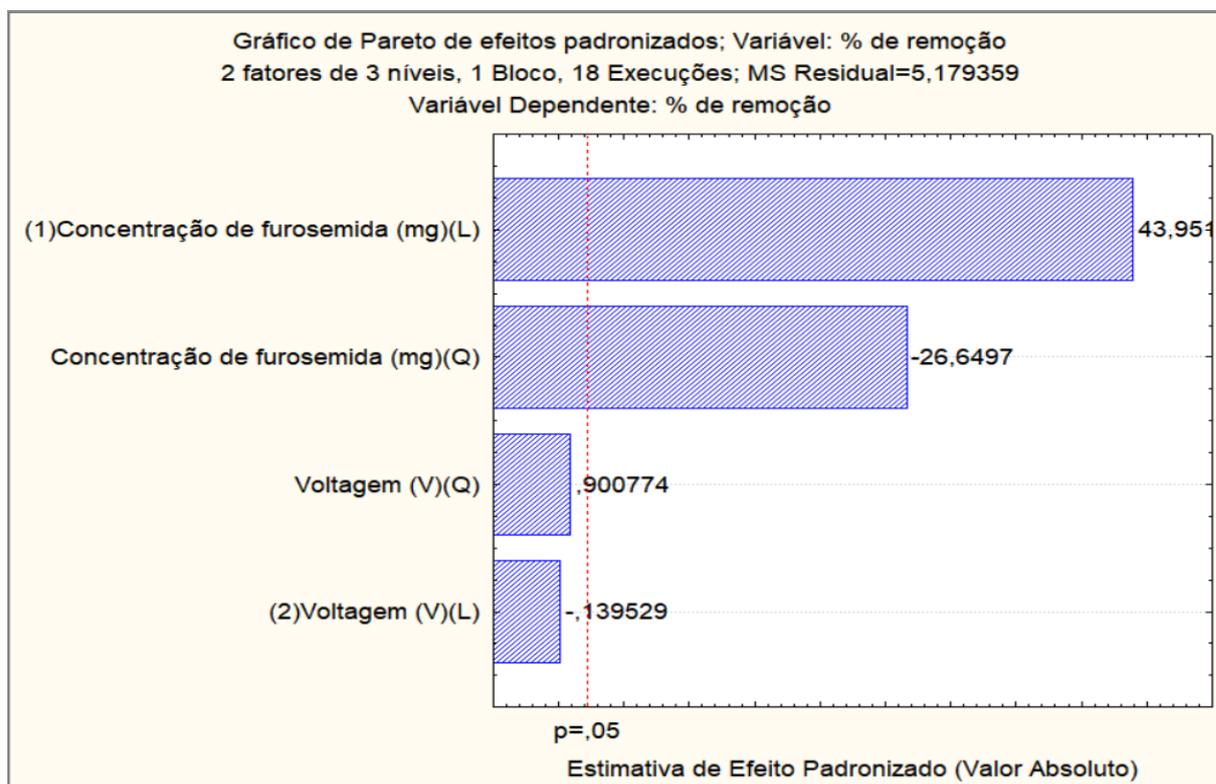


Fonte: Autoria própria (2025).

Conforme ilustra a Figura 22, a concentração de furosemida nos termos lineares e quadráticos foi a única variável significativa para a remoção do contaminante estudado, exercendo papel determinante no processo.

Na Figura 23, tem-se o gráfico de Pareto utilizando as mesmas variáveis, porém para a distância entre os eletrodos de 1,5 cm.

Figura 23: Gráfico de Pareto do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,5 cm.

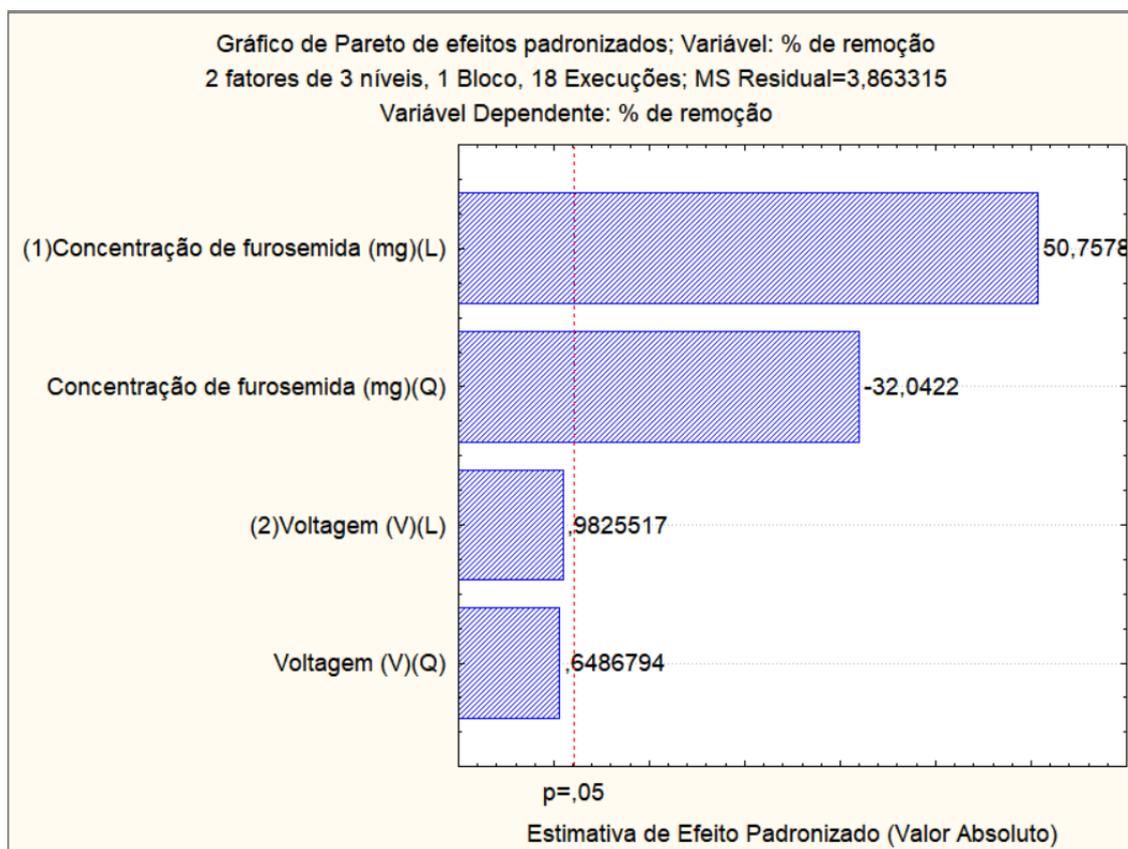


Fonte: Autoria própria (2025).

Bem como no caso anterior, a concentração de furosemida nos termos lineares e quadráticos, foi a variável significativa à remoção de furosemida. Ou seja, a concentração de furosemida bruta da amostra, influenciou a eficiência de remoção no processo de eletrocoagulação.

O mesmo ocorre para o processo de eletrocoagulação utilizando a distância entre os eletrodos de 2,0 cm, conforme ilustra a Figura 24. Indicando assim que, tanto a voltagem aplicada ao sistema quanto a distância entre os eletrodos não apresentaram influência significativa no processo.

Figura 24: Gráfico de Pareto do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 2,0 cm.



Fonte: Autoria própria (2025).

Os resultados estatísticos indicaram que a concentração de furosemida foi a única variável significativamente relevante para a remoção do contaminante, enquanto a voltagem aplicada e a distância entre os eletrodos não apresentaram influência estatisticamente significativa. No entanto, observa-se que os valores da voltagem ficaram próximos à linha de significância, indicando uma possível influência no processo.

Essa hipótese é reforçada pelos resultados das análises de potencial zeta e tamanho de partícula, os quais indicaram variações na estabilidade coloidal e na formação de agregados em função da voltagem aplicada. Assim, embora os dados estatísticos apontem que a voltagem não foi um fator determinante para a eficiência de remoção da furosemida, a relação observada nos outros parâmetros sugere que esse fator pode ter impactado a dinâmica do processo de coagulação e sedimentação. Desta forma, estudos adicionais são recomendados para avaliar com maior profundidade o efeito da voltagem sobre a distribuição e atuação dos coagulantes formados durante a eletrocoagulação.

Nas Figuras 25, 26 e 27 são apresentadas as tabelas ANOVA para as três distâncias entre os eletrodos estudadas (1,0 cm; 1,5 cm; e 2,0 cm), tendo como variáveis independentes a concentração de furosemida (mg/mL) e a voltagem aplicada ao sistema (V) e a porcentagem de remoção de furosemida como variável dependente.

Figura 25: Tabela ANOVA do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,0 cm.

ANOVA; Var.:% de remoção; R-sqr=,99837; Adj:,99787 (Spreadsheet1) 2 3-level factors, 1 Blocks, 18 Runs; MS Residual=1,543397 DV: % de remoção					
Factor	SS	df	MS	F	p
(1)Concentração de Furosemida (mg)(L)	9692,36	1	9692,357	6279,887	0,000000
Concentração de Furosemida (mg)(Q)	2613,94	1	2613,936	1693,626	0,000000
(2)Voltagem (V)(L)	0,26	1	0,258	0,167	0,689225
Voltagem (V)(Q)	0,05	1	0,051	0,033	0,858042
Error	20,06	13	1,543		
Total SS	12326,67	17			

Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 26: Tabela ANOVA do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,5 cm.

ANOVA; Var.:% de remoção; R-sqr=,99511; Adj:,9936 (Spreadsheet1) 2 3-level factors, 1 Blocks, 18 Runs; MS Residual=5,179359 DV: % de remoção					
Factor	SS	df	MS	F	p
(1)Concentração de furosemida (mg)(L)	10005,19	1	10005,19	1931,742	0,000000
Concentração de furosemida (mg)(Q)	3678,42	1	3678,42	710,208	0,000000
(2)Voltagem (V)(L)	0,10	1	0,10	0,019	0,891171
Voltagem (V)(Q)	4,20	1	4,20	0,811	0,384092
Error	67,33	13	5,18		
Total SS	13755,25	17			

Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 27: Tabela ANOVA do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 2,0 cm.

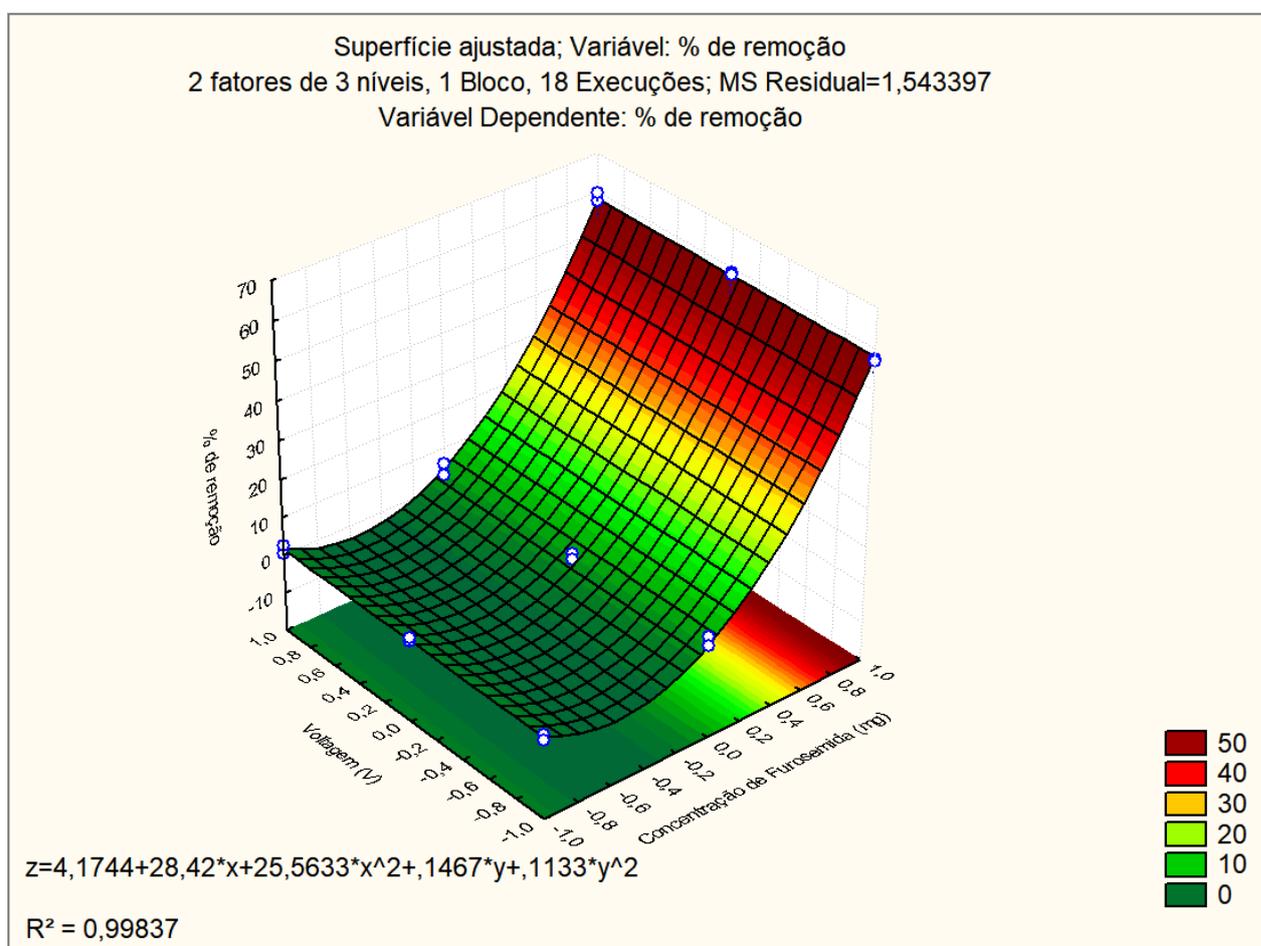
ANOVA; Var.:% de remoção; R-sqr=,99641; Adj:,9953 (Spreadsheet1) 2 3-level factors, 1 Blocks, 18 Runs; MS Residual=3,863315 DV: % de remoção					
Factor	SS	df	MS	F	p
(1)Concentração de furosemida (mg)(L)	9953,28	1	9953,280	2576,357	0,000000
Concentração de furosemida (mg)(Q)	3966,48	1	3966,480	1026,704	0,000000
(2)Voltagem (V)(L)	3,73	1	3,730	0,965	0,343762
Voltagem (V)(Q)	1,63	1	1,626	0,421	0,527839
Error	50,22	13	3,863		
Total SS	13975,34	17			

Fonte: Autoria própria (2025).

De acordo com os dados das Figuras 25, 26 e 27 destacados em vermelho, a tabela ANOVA confirma (considerando $p < 0,05$) que a variável concentração de furosemida foi a única que apresentou efeito significativo para a remoção do contaminante na amostra bruta.

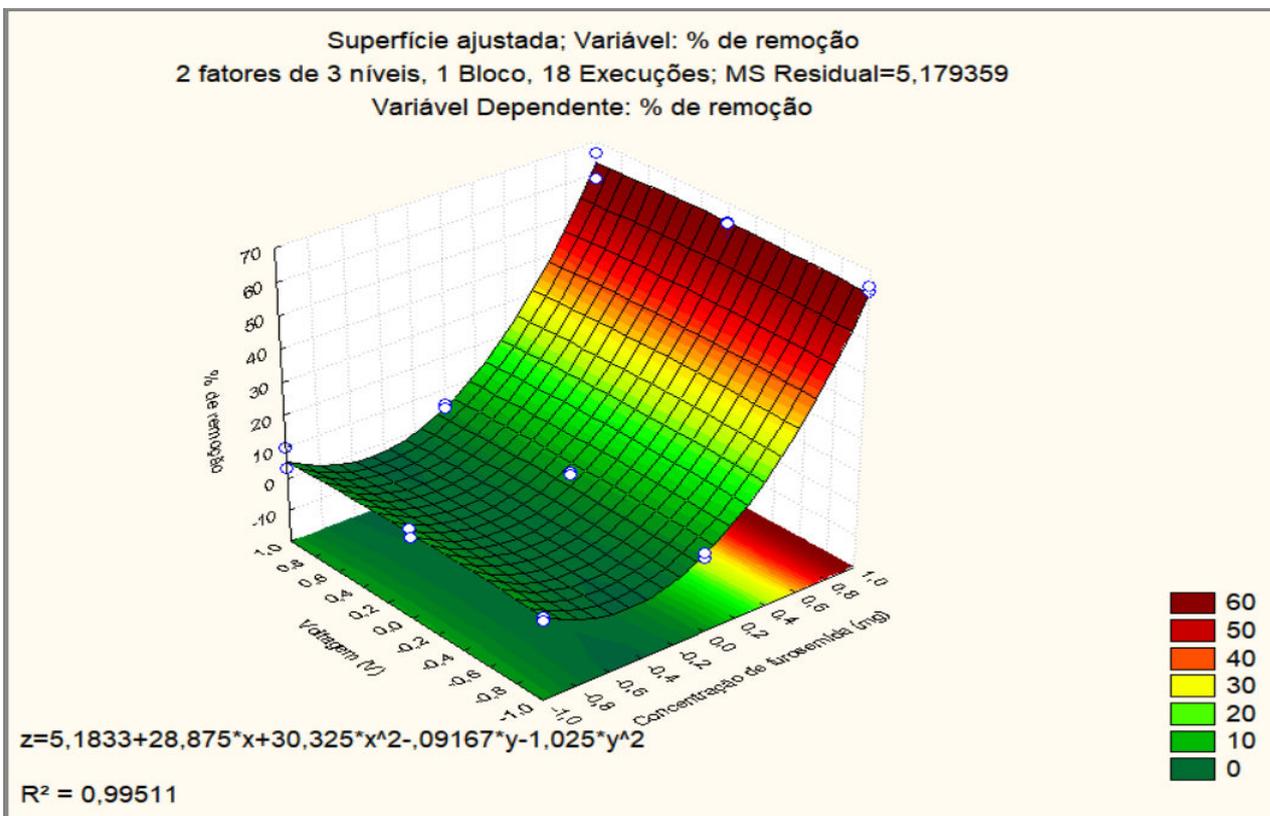
Ainda por meio da análise estatística utilizando o *Software Statistica*, foi possível obter os gráficos de superfície das amostras. Esses gráficos permitem observar o comportamento da remoção de furosemida nas três distâncias entre eletrodos analisadas (1,0 cm; 1,5 cm; e 2,0 cm) em relação aos parâmetros independentes concentração (mg/mL) e voltagem (V), conforme mostram as Figuras 28, 29 e 30:

Figura 28: Gráfico de superfície comportamental do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,0 cm.



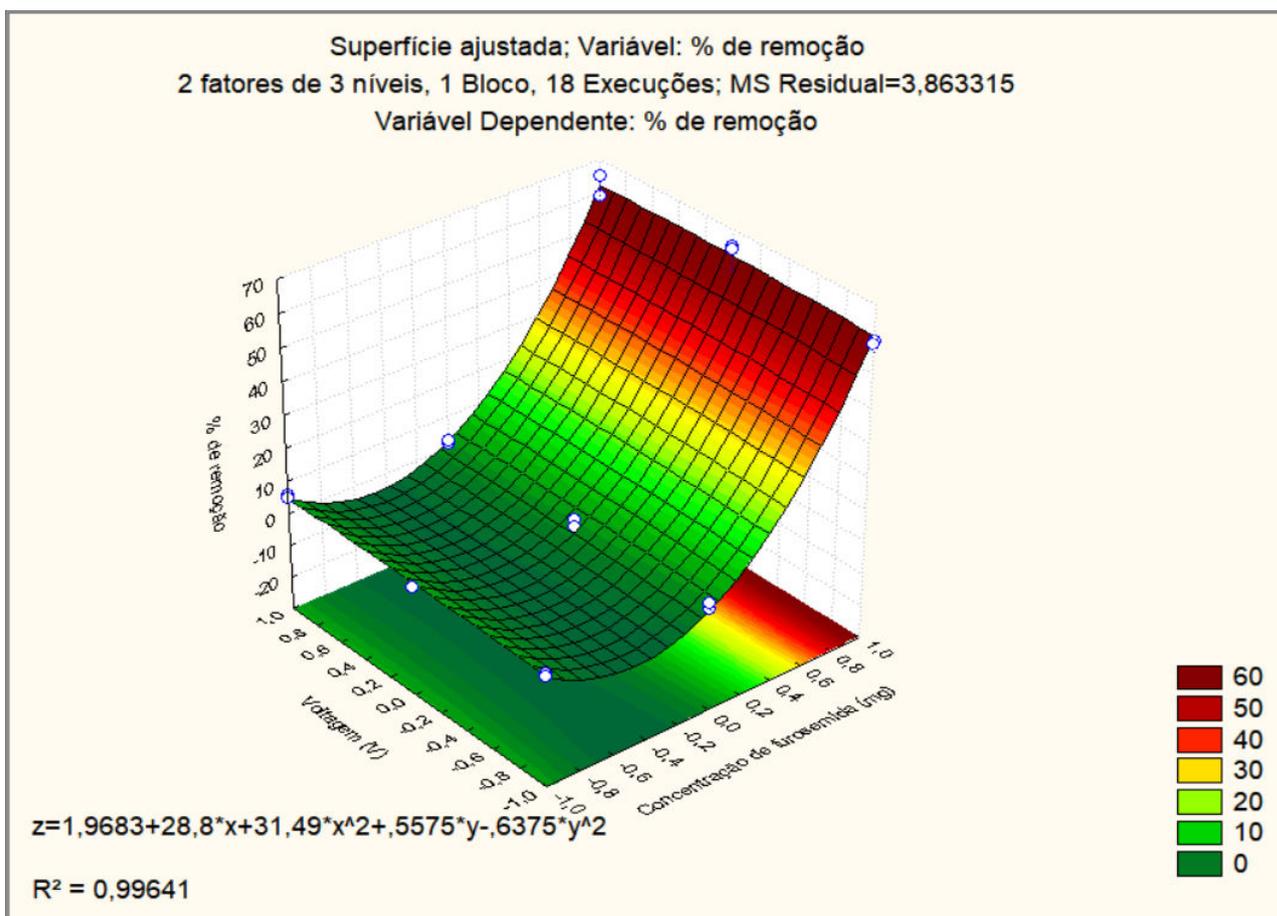
Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 29: Gráfico de superfície comportamental do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 1,5 cm.



Fonte: Autoria própria (2022).

Figura 30: Gráfico de superfície comportamental do processo de eletrocoagulação para a distância entre os eletrodos de 2,0 cm.



Fonte: Autoria própria (2025).

O intervalo empregado para a tensão aplicada ao processo de eletrocoagulação no gráfico varia de (-1;0;1), assim como demonstrado no planejamento experimental citado na metodologia, e o mesmo se aplica ao parâmetro de concentração de furosemida. Representada pelo eixo y, a eficiência de remoção de furosemida (%) tende a aumentar de acordo com a concentração da amostra bruta, no eixo z. Enquanto que a tensão (eixo x) não influencia significativamente no processo. Esse resultado sugere que a eficiência do processo está diretamente relacionada à carga inicial do poluente na solução.

No que se refere à interpretação dos gráficos de superfície comportamental, observa-se que a eficiência de remoção da furosemida, representada pelo eixo y, apresenta uma relação positiva com a concentração inicial da amostra bruta, representada pelo eixo z. Isso indica que, à medida que a concentração da solução de furosemida aumenta, a eficiência do processo também tende a crescer. Esse

comportamento pode ser explicado pelo aumento na disponibilidade de partículas coloidais na solução, que favorecem a formação de flocos maiores e mais densos, facilitando sua remoção por sedimentação. Esse efeito é particularmente evidente em sistemas de eletrocoagulação, onde a concentração inicial do contaminante pode influenciar diretamente a interação com as espécies coagulantes formadas.

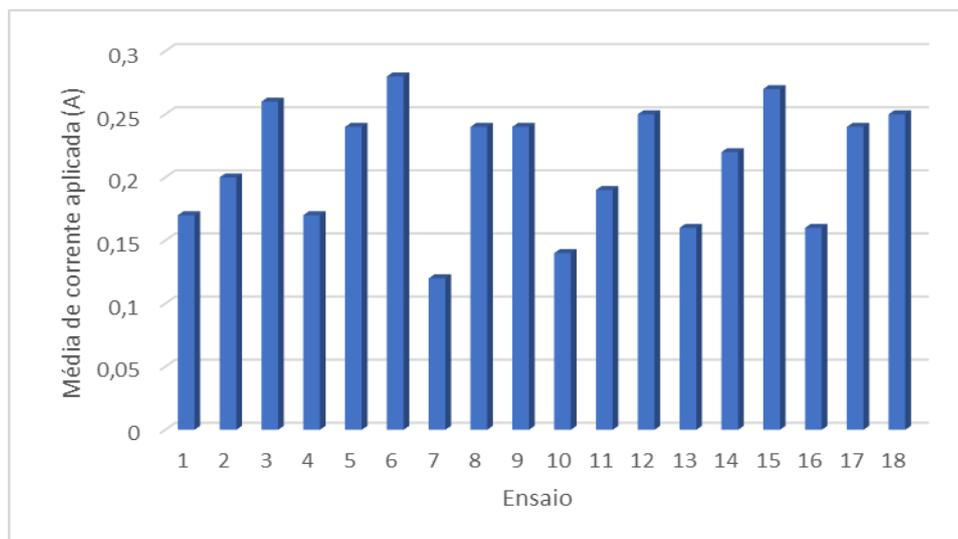
Conforme mostram as Figuras 28, 29 e 30, o software gera uma equação modelo para cada gráfico de superfície analisado, o que permite descobrir um valor específico do percentual de remoção (mg/mL). Além disso, consegue-se observar também os coeficientes de determinação dos gráficos (R^2), que foi acima de 0,99 para as três distâncias analisadas. Esse valor pode variar de 0 a 1, o que permite avaliar o quão esclarecedor é o modelo proposto de acordo com as variáveis utilizadas, ou seja, quanto mais próximo de 1 é o valor de R^2 , mais correto é o modelo.

O melhor valor de coeficiente de determinação obtido pelos gráficos de superfície foi para a distância entre os eletrodos de 1,0 cm ($R^2 = 0,99837$), seguido pela distância entre eletrodos de 2,0 cm ($R^2 = 0,99641$) e 1,5 cm ($R^2 = 0,99511$), respectivamente.

4.5 CORRENTE ELÉTRICA

Através do cálculo da média das correntes aplicadas em cada ensaio, foi possível determinar o valor de corrente que foi utilizado em cada ensaio nos diferentes valores de espaçamento entre os eletrodos, conforme mostram os Gráficos 4, 5 e 6:

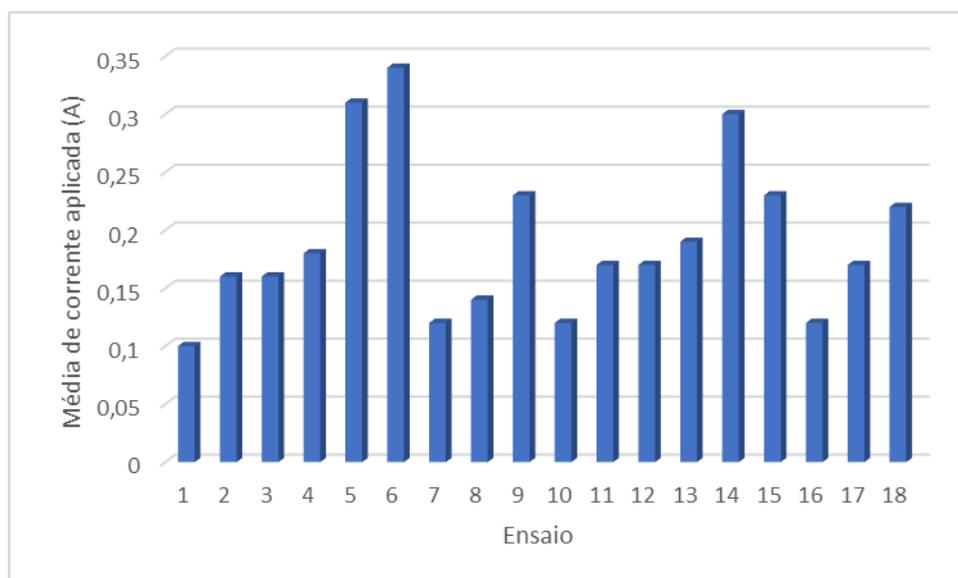
Gráfico 4: Média de corrente aplicada em cada ensaio de eletrocoagulação com distância entre os eletrodos de 1,0 cm.



Fonte: Autoria própria (2025).

No Gráfico 4, observa-se que os ensaios realizados com a menor distância entre os eletrodos (1,0 cm) apresentaram as maiores médias de corrente elétrica ao longo do processo de eletrocoagulação. Esse efeito foi mais evidente nos ensaios 3, 6, 9, 15 e 18, onde a voltagem aplicada foi de 3V, resultando em um fluxo de corrente mais intenso. Esse comportamento é esperado, pois a menor distância entre os eletrodos reduz a resistência elétrica da solução, permitindo uma maior passagem de corrente.

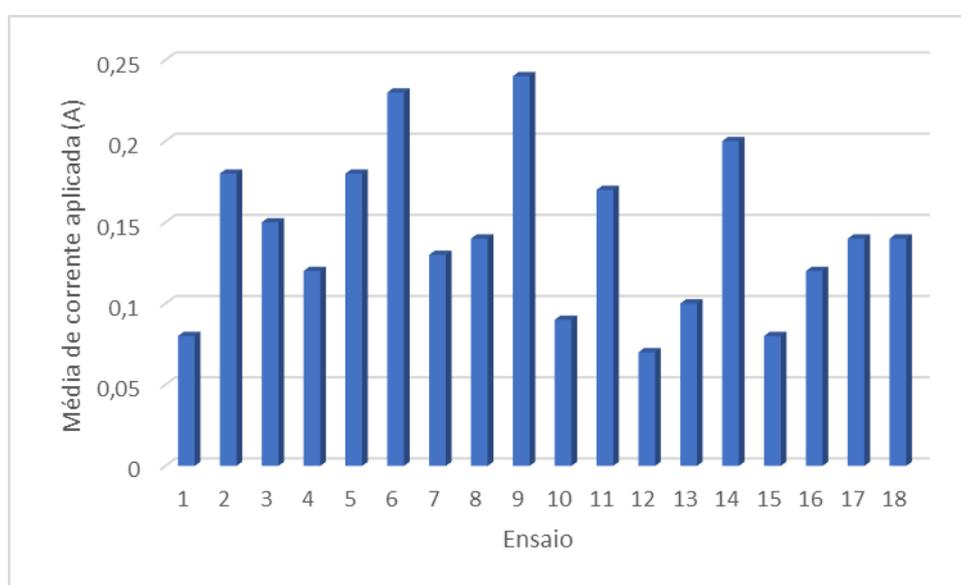
Gráfico 5: Média de corrente aplicada em cada ensaio de eletrocoagulação com distância entre os eletrodos de 1,5 cm.



Fonte: Autoria própria (2025).

No Gráfico 5, referente à distância entre os eletrodos (1,5 cm), os valores médios de corrente foram menores quando comparados à menor distância (1,0 cm), mas ainda superiores aos obtidos na maior distância (2,0 cm). A tendência observada sugere que o aumento na separação entre os eletrodos levou a um aumento da resistência elétrica do meio, diminuindo a intensidade da corrente elétrica aplicada ao sistema. No entanto, ainda é possível identificar que os ensaios com maior voltagem aplicada (3V) mantiveram uma corrente relativamente elevada.

Gráfico 6: Média de corrente aplicada em cada ensaio de eletrocoagulação com distância entre os eletrodos de 2,0 cm.



Fonte: Autoria própria (2025).

O Gráfico 6 mostra a relação entre corrente elétrica e a maior distância entre os eletrodos (2,0 cm). Neste caso, os valores médios de corrente foram os mais baixos entre todos os ensaios realizados, independentemente da voltagem aplicada. Essa redução ocorre devido ao aumento da resistência elétrica do meio, dificultando o fluxo da corrente elétrica e resultando em um consumo de energia menor.

Os resultados obtidos confirmam a relação inversa entre a distância entre os eletrodos e a intensidade da corrente elétrica. Quanto menor a distância entre os eletrodos, menor será a resistência elétrica do meio e maior será o fluxo de corrente. Isso explica por que os ensaios com 1,0 cm tiveram valores de corrente mais altos e os ensaios com 2,0 cm tiveram as menores médias de corrente.

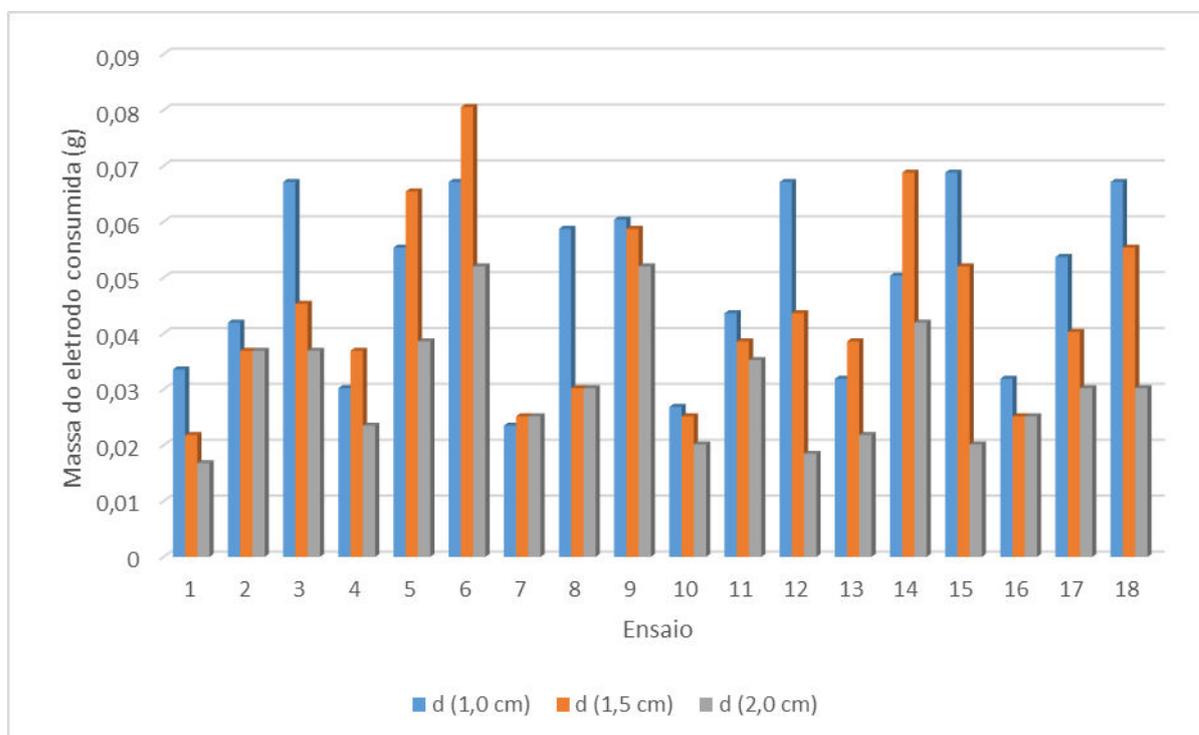
Além disso, os ensaios realizados com 3V obtiveram os maiores valores de corrente em todas as distâncias avaliadas, indicando que a tensão aplicada também influenciou a intensidade da corrente elétrica no processo. Esse fator é crucial para a otimização da eletrocoagulação, pois influencia diretamente o consumo de energia do sistema e a eficiência da remoção do contaminante. Portanto, definir um equilíbrio entre a distância entre os eletrodos e a tensão aplicada é essencial para um processo eficiente e economicamente viável.

4.6 ANÁLISE DO CUSTO OPERACIONAL

4.6.1 Desgaste dos eletrodos

O cálculo do desgaste dos eletrodos foi realizado utilizando a Equação 2 (3.5.1), e o Gráfico 7 apresenta os valores obtidos para as três diferentes distâncias entre os eletrodos utilizadas no processo de eletrocoagulação.

Gráfico 7: Desgaste dos eletrodos (g) de acordo com cada ensaio



Fonte: Autoria própria (2025).

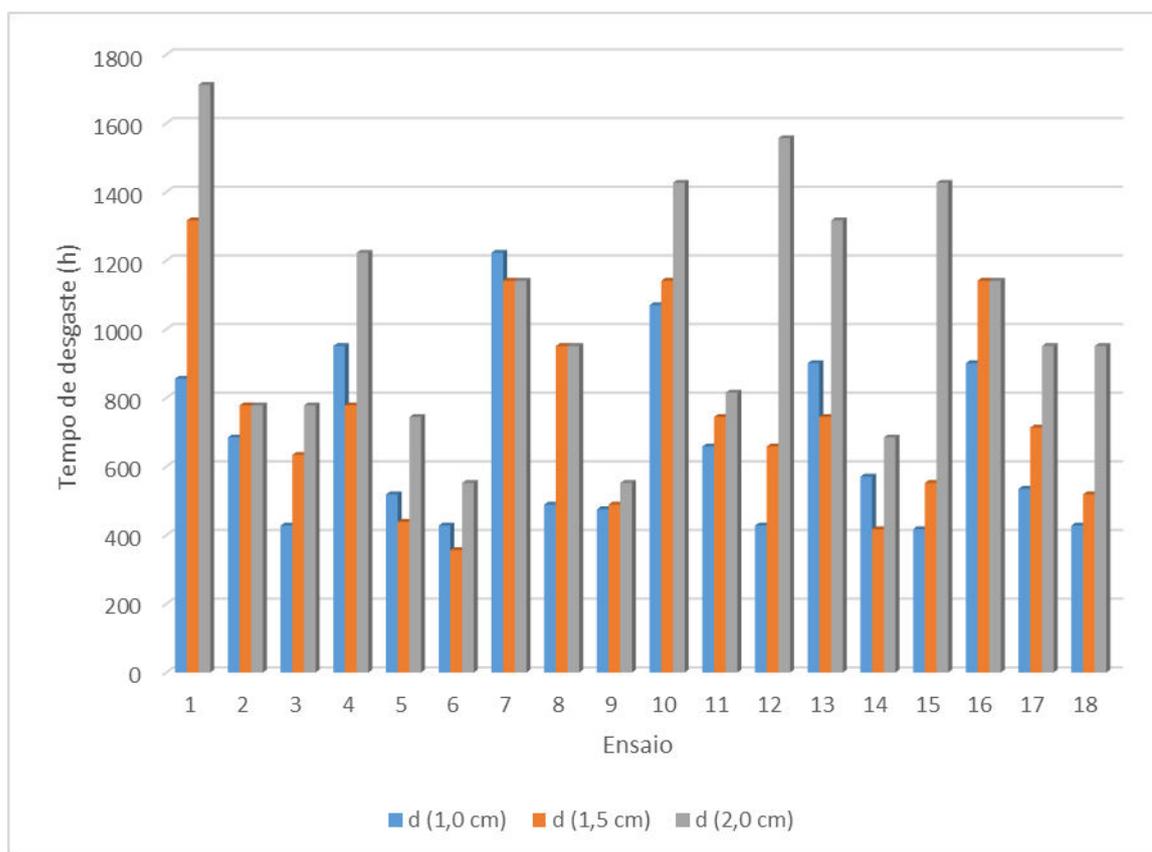
De maneira geral, a menor distância apresentou uma maior massa de eletrodos consumida (g). Isso indica que houve maior gasto de energia na formação

dos coagulantes para remover a furosemida, uma vez que os ensaios com menor distância entre os eletrodos apresentaram maiores valores de corrente elétrica. Quanto maior a corrente elétrica, maior o consumo do eletrodo e, conseqüentemente, maiores são os gastos de energia e custo de operação.

4.6.2 Tempo de desgaste dos eletrodos

O tempo de desgaste dos eletrodos (h) foi obtido com base na Equação 3 (3.5.2) que leva em consideração a massa da colmeia utilizada no processo de eletrocoagulação. O resultado pode ser observado no Gráfico 8 a seguir:

Gráfico 8: Tempo de desgaste dos eletrodos (h) de acordo com cada ensaio



Fonte: Autoria própria (2025).

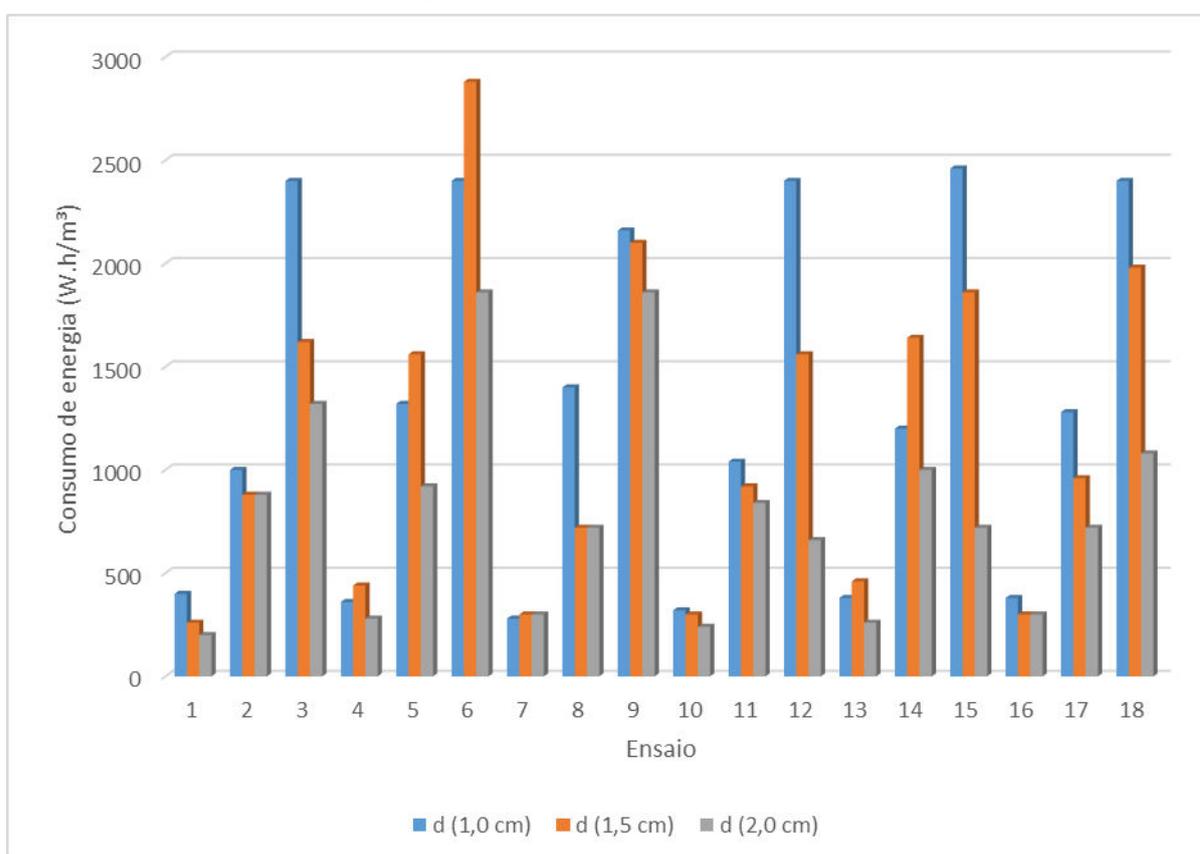
Analisando o gráfico, é possível observar que quanto maior a distância entre os eletrodos, mais tempo eles levam para se desgastar. Os ensaios que apresentaram maiores valores de desgaste, ou seja, desgastam mais rapidamente

com o tempo, foram aqueles com menor distância entre os eletrodos e maior valor de voltagem aplicada ao sistema (3, 6, 9, 12, 15 e 18).

4.6.3 Consumo de energia elétrica

De acordo com a Equação 4 (3.5.3), o consumo de energia elétrica depende dos valores de tensão, corrente, tempo de tratamento e volume do efluente tratado. Com esses dados, foi possível calcular o consumo de energia elétrica para cada ensaio realizado e os resultados são apresentados no Gráfico 9:

Gráfico 9: Consumo de energia elétrica ($W.h/m^3$) do sistema de acordo com cada ensaio.



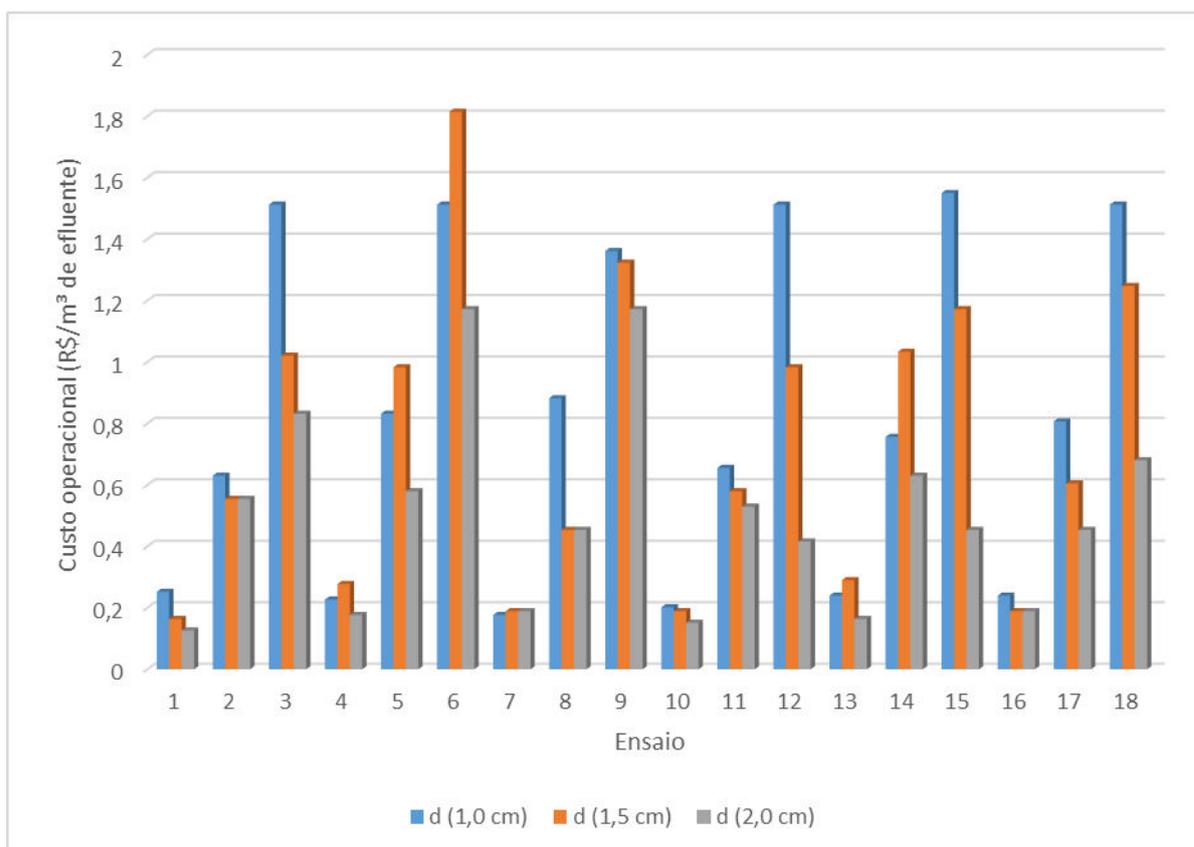
Fonte: Autoria própria (2025).

Como era de se esperar, o consumo de energia elétrica foi maior nos ensaios onde foi aplicado o maior valor de tensão (3 V), sendo eles os ensaios 3, 6, 9, 12, 15 e 18. Além disso, de maneira geral, as menores distâncias entre os eletrodos apresentaram maior média de consumo de energia também. A concentração de furosemida utilizada não influenciou nos resultados obtidos.

4.6.4 Custo de operação do sistema

Através da Equação 5 (3.5.4) foi possível determinar o custo de operação do sistema de eletrocoagulação estudado (Gráfico 10). Esse valor leva em consideração o consumo de energia e o consumo do eletrodo.

Gráfico 10: Custo de operação (R\$/m³ de efluente tratado) do sistema de acordo com cada ensaio.



Fonte: Autoria própria (2025).

Confirmando os resultados do consumo de energia elétrica, o Gráfico 10 mostra que os maiores custos de operação ocorreram nos ensaios com maior valor de voltagem aplicada ao sistema. Analisando de maneira geral, os ensaios realizados com a menor distância entre os eletrodos apresentaram maior média de custo também.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo demonstrou a eficiência do processo de eletrocoagulação na remoção da furosemida de soluções aquosas sintéticas, considerando diferentes distâncias entre eletrodos, voltagens aplicadas e concentrações iniciais do medicamento. Os resultados indicaram que a concentração inicial de furosemida foi a variável mais determinante para a remoção do contaminante, enquanto a voltagem e a distância entre os eletrodos não tiveram influência estatisticamente significativa na eficiência do processo. Esse comportamento pode ser atribuído à maior disponibilidade de moléculas do fármaco para interação com os coagulantes formados, favorecendo a agregação e sedimentação.

A análise do potencial zeta confirmou sua relevância na estabilidade coloidal da solução. Valores mais negativos indicaram maior repulsão eletrostática e estabilidade coloidal, enquanto valores próximos de zero favoreceram a coagulação e a remoção do medicamento. A relação entre potencial zeta e tamanho de partícula foi evidente, pois amostras com menor estabilidade coloidal continham partículas significativamente maiores, refletindo a formação de agregados coagulados. Além disso, maiores distâncias entre os eletrodos favoreceram a aglomeração das partículas, influenciando o tamanho médio das mesmas.

A análise estatística, por meio dos gráficos de Pareto e ANOVA, reforçou a predominância da concentração inicial de furosemida como principal fator para a eficiência do processo, demonstrando que a variação da voltagem e a distância entre os eletrodos não impactou significativamente a remoção do medicamento. No entanto, os resultados das análises físico-químicas indicam que a voltagem aplicada pode influenciar a distribuição das cargas na solução, afetando a estabilidade coloidal e a dinâmica da coagulação.

Em relação ao custo operacional, as menores distâncias entre os eletrodos resultaram em maior consumo energético e desgaste dos eletrodos, elevando os custos do processo. A configuração mais eficiente, que maximizou a remoção da furosemida sem comprometer as previsões econômicas, foi concentração inicial de 0,3 mg/mL, voltagem de 3V e distância entre os eletrodos de 1,5 cm. Essa condição promoveu a formação de flocos maiores e mais densos, facilitando a remoção do contaminante e equilibrando a eficiência do tratamento com o consumo de energia.

Diante dos resultados obtidos, conclui-se que a eletrocoagulação é uma alternativa eficiente para a remoção da furosemida em soluções aquosas, especialmente em concentrações mais elevadas do fármaco. Para otimização do processo em escalas reais, recomenda-se a avaliação de parâmetros adicionais, como pH, condutividade do meio e diferentes materiais de eletrodos. Estudos futuros também devem investigar a aplicação da técnica em efluentes reais, considerando as interações entre a furosemida e a matriz do meio no qual está inserida.

6 REFERÊNCIAS

- AKTAS, O; ÇEÇEN, F. **Bioregeneration no factivated carbon: A review.***International. Biodeterioration & Biodegradation*. v.59. p. 257–272, 2007.
- AMÉRICO, J. H. P.; ISIQUE, W. D.; MINILLO. A.; CARVALHO, S. L.; TORRES, N. H. **Fármacos em uma estação de tratamento de esgoto na região Centro-oeste do Brasil e os riscos aos recursos hídricos.** *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v.17, n.3, p.61-67, 2012.
- AN, C.; HUANG, G.; YAO YAO; ZHAO, S. **Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: A review.** *Science of The Total Environment*, v. 579, p. 537-556, 2017.
- Association of Official Analytical Chemists; *Official Methods of Analysis*, Arlington: AOAC, 1995.
- Anexo XX, originário da **Portaria MS/GM n. 2.914/2011**. MINISTÉRIO DA SAÚDE – MS. Portaria de Consolidação MS n. 5, de 3 de outubro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Disponível em: <https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida----o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>. Acesso em: 25 jul. 2022.
- ANGELIS, D.F. et al. **Eletrólise de resíduos poluidores. I – Efluente de uma indústria iofilizadora de condimentos.** *Revista Química Nova*. Santa Catarina, n.1, v.21, p. 20-24. 1998.
- ANKLEY, G. T.; BROOKS, B. W.; HUGGETT, D. B.; SUMPTER, J. P. **Repeating History: pharmaceuticals in the environment.** *Environmental Science & Technology*, Easton, v. 15, p. 8211-8217, 2007.
- AQUINO, S.; BRANDT, E. C. C. **Removal of pharmaceuticals and endocrine disrupters sewage treatment plants; literature review.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, p. 187-204, 2013.
- BECK, Ulrich, U. A reinvenção da política: rumo a uma teoria de modernização reflexiva. In: BECK, Ulrich; GIDDENS, Anthony; LASH, Scott (Orgs.). **Modernização reflexiva: política, tradição e estética na ordem social moderna**. Trad. Magda Lopes. São Paulo: Universidade Estadual Paulista, 1997.
- BEHLING, L. **Aplicação do processo de eletrocoagulação – peroxidação (ECP) no tratamento de fármacos em efluente sintético.** Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de pós-graduação da Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS Erechim, Rio Grande do Sul, 2021.
- BESSE, J. P.; GARRIC, J. **Human pharmaceuticals in surface Waters implementation of a prioritization methodology and application to the French situation.** *Toxicology Letters*, v. 176, n. 2, p. 104-123, 2008.

BISOGNIN, R. P.; WOLFF, D. B.; CARISSIMI, E. **Revisão sobre fármacos no ambiente.** *Revista DAE*, n. 20, v. 66, p. 78-95, 2018.

BOLONG, N., ISMAIL, A.F., SALIM, M.R. **A Review of the Effects of Emerging Contaminants in Wastewater and Options for Their Removal.** *Desalination* 239(1-3):229-246. 2009.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm>. Acesso em: 18 ago. 2022.

BRASIL. Lei n. 5.991, de 17 de dezembro de 1973. **Dispõe sobre o controle sanitário do comércio de drogas, medicamentos, insumos farmacêuticos e correlatos, e dá outras providências.** Disponível em: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra;jsessionid=C929F7735341FFB852FF6CA26C981F9D.proposicoesWeb2?codteor=491873&filename=LegislacaoCitada+-PL+1719/2007>. Acesso em: 18 ago. 2022.

BRASIL. Lei n. 6.259, de 30 de outubro de 1975. **Dispõe sobre a organização das ações de Vigilância Epidemiológica, sobre o Programa Nacional de Imunizações, estabelece normas relativas à notificação compulsória de doenças, e dá outras providências.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6259.htm>. Acesso em: 18 ago. 2022.

BRASIL. Lei n. 6.360, de 23 de setembro de 1976. **Dispõe sobre a Vigilância Sanitária a que ficam sujeitos os Medicamentos, as Drogas, os Insumos Farmacêuticos e Correlatos, Cosméticos, Saneantes e Outros Produtos, e dá outras Providências.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6360.htm>. Acesso em: 18 ago. 2022.

BRASIL. Lei n. 6.437, de 20 de agosto de 1977. **Configura infrações à legislação sanitária federal, estabelece as sanções respectivas, e dá outras providências.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6437.htm>. Acesso em: 18 ago. 2022.

BRASIL. Lei n. 8.080, de 19 de setembro de 1990. **Dispõe sobre as condições para a promoção, proteção e recuperação da saúde, a organização e o funcionamento dos serviços correspondentes e dá outras providências.** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L8080.htm>. Acesso em: 18 ago. 2022.

BRASIL. Portaria GM/MS n. 888, de 4 de maio de 2021. **Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/GM/MS, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.** Disponível em: <https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_24_05_2021_rep.html#:~:text=da%20SVS%2FMS,-,Art.,e%20demais%20disposi%C3%A7%C3%B5es%20deste%20Anexo.>. Acesso em: 18 ago. 2022.

BRATER, D.C., ELLISON, M.D.D. **Mechanism of action of diuretics**. Nov, 2020.

BRITO, N. B.; SILVA, V. B. M. **Processo oxidativo avançado e sua aplicação ambiental**. *Revista Eletrônica de Engenharia Civil*, v. 1, n. 2, p. 36-47, 2012.

CAMPOS, M. H. S. **Desenvolvimento de procedimento amperométrico em batelada para potencial determinação de furosemida em fluidos biológicos utilizando eletrodo de papel grafitizado**. Monografia (Bacharel em Química Industrial) Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2021.

CANOTILHO, José Joaquim Gomes. **Direito constitucional e teoria geral da Constituição**. 7. ed. Coimbra: Almedina, 2012.

CAREGHINI, A.; MASTORGIO, A. F.; SAPONARO, S.; SEZENNA, E. **Bisphenol A, nonylphenols, benzophenones and benzotriazoles in soils, groundwater, surface water, sediments and food: a review**. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, p. 5711-5741, 2015.

CARTAXO, A.S.B., ALBUQUERQUE M, M.V.C, SILVA, M.C.C.P., RODRIGUES, R.M.M., RAMOS, R.O., SATIRO, J.R., LOPES, W.S. **Contaminantes emergentes presentes em águas destinadas ao consumo humano: ocorrência, implicações e tecnologias de tratamento**. *Braz. J. of Develop.*, Curitiba, v. 6, n. 8, p. 61814-61827 aug. 2020.

CHOU, W. L. et al. **Electrochemical removal of salicylic acid from aqueous solutions using aluminum electrodes**. *Desalination*, [S.I.], v. 271, p. 55–61, 2011

CHRISTIAN, T.; SCHNEIDER, R. J.; FÄRBER, H. A.; SKUTLAREK, D.; MEYER, M. T.; GOLDBACH, H. E. **Determination of antibiotic residues in manure, soil, and surface waters**. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, Berlim, v. 31, n.1, p.36-44, 2003.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; RESENDE, M. O. O. **Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação**. *Química Nova*, v. 27, n. 3, p. 387-392, 2004.

DIAS, A. C. V.; GOMES, F. W.; BILA, D. M.; SANTANNA, G. L.; DEZOTTI, M. **Analysis of estrogenic activity in environmental Waters in Rio de Janeiro state (Brazil) using the yeast estrogen screen**. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 120, p. 41-47, 2015.

DIAS, I.L.T.; NETO, G.O.; MARTINS, J.L.S. **Metodologias analíticas para determinação da furosemida**. *Lecta*, v.22, n. 1/2, p.19-26, jan./dez.2004.

DONINI, J. C.; KAN, J.; SZYNKARCZUK, J.; HASSAN, T. A.; KAR, K. L. **Operational cost of electrocoagulation.** *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, v. 72, ed. 6, p. 1007 – 1012, 1994.

EMAMJOMEH, M. M.; SIVAKUMAR, M. **Review of pollutants removed by electrocoagulation and eletrocoagulation/flotation processes.** *Journal of Environmental Management*, v. 90, p. 1663-1679, 2009.

EMERICK, T.; VIEIRA, J. L.; SILVEIRA, M. H. L.; JOÃO, J. J. **Ultrasound-assisted electrocoagulation process applied to the treatment and reuse of swine slaughterhouse wastewater.** *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 8, ed. 6, 2020.

ERICKSON, B., E. **Analyzing the ignored environmental contaminants.** *Environ. Sci. Technol.*, 36: 140A-145^a, 2002.

FENT, K.; WESTON, A. A.; CAMINADA, D. **Ecotoxicology of human pharmaceuticals.** *Aquatic Toxicology*, v. 76, n. 2, p. 122-159, 2006.

FERNANDES, T. F.; SOUZA, C. C. N.; ALEXANDRE, G. B.; SILVA, J. N. **Estudo e monitoramento tecnológico do tratamento de efluentes por eletrocoagulação.** *Cadernos de Prospecção*, v. 12, n. 2, p. 388-398, Salvador-BA, 2019.

FLAHERTY, C. M.; DODSON, S. I. **Effects of pharmaceuticals on Daphnia survival, growth, and reproduction.** *Chemosphere*, Oxford, v. 61, p. 200–207, 2005.

FORNARI, T. M. M. **Aplicação da técnica de eletro-floculação no tratamento de efluentes de curtume.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Toledo-PR, 2008.

FOUREAUX, A.F.S., REIS, E.O., SANTOS, L.V.S., LANGE, L. C., AMARAL., M.C.S., IV-045 - **Análise da ocorrência de fármacos no rio doce e avaliação da retenção desses compostos por nanofiltração.** ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental 1 AESABESP - Associação dos Engenheiros da Sabesp. 2017.

Furosemida [bula]. São Paulo: **Aché Laboratórios Farmacêuticos**; 2017.

GÓMEZ-MORTE, T.; GÓMEZ-LÓPEZ, V. M.; LUCAS-ABELLÁN, C.; MARTÍNEZ-ALCALÁ, I.; AYUSO, M.; MARTÍNEZ-LÓPEZ, S.; MONTEMURRO, N.; PÉREZ, S.; BARCELÓ, D.; FINI, P.; COSMA, P.; CERÓN-CARRASCO, J. P.; FORTEA, M. I.; NÚÑEZ-DELICADO, E.; GABALDÓN, J. A. **Removal and toxicity evaluation of a diverse group of drugs from water by a cyclodextrin polymer/pulsed light system.** *Journal of Hazardous Materials*, n. 402, 2021.

GUYTON, A.C, HALL J.E. **Tratado de Fisiologia Médica.** 11a ed. Rio de Janeiro: Elsevier; 2006.

HERNANDO, M.D.; MEZCUA, M.; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R.; BARCELÓ, D. **Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments.** *Talanta*, London, v. 69, p. 334–342, 2006.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores IBGE.** Estatística da Produção Pecuária abr.-jun. 2021. Brasil, 2021. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/2380/epp_2021_2tri.pdf>. Acesso em: 01/11/2021.

KASSINOS, D.; VARNAVA, N; MICHAEL, C.; PIERA, P. **Homogeneous oxidation of aqueous solutions of atrazine and fenitrothion through dark and photo-Fenton reactions.** *Chemosphere*, v. 74, n. 6, p. 866-872, 2009.

KEMPER, N. **Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial.** *Ecological Indicators*, Kiel, v. 8, n.1, p.1-13, 2008.

KHALIFA, O.; BANAT, F.; SRINIVASAKANNAN, C.; ALMARZOOQI, F.; HASAN, S. W. **Ozonation-assisted electro-membrane hybrid reactor for oily wastewater treatment: A methodological approach and Synergy effects.** *Journal of Cleaner Production*, v. 289, 2021.

KOBYA, M.; HIZ, H.; SENTURK, E.; AYDINER, C.; DEMIRBAS, E. **Treatment od potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation.** *Desalination*, v. 190, n. 1-3, p. 201-211, 2006.

KOERICH, P.; GILSON, I. K.; VIEIRA, M. G.; BARBOSA, S. C.; SILVA, M. R. V.; PRIMEL, E. G.; RADUNZ, A. L.; CABRERA, L. C. **Determinação de contaminantes emergentes no rio Lontra (salto do Lontra- paraná).** *Biodiversidade*, v. 20, n. 1, p. 106-121, 2021.

KUMAR, P. R.; CHAUDHARI, S.; KHILAR, K. C.; MAHAJAN, S. P. **Removal of arsenic from water by electrocoagulation.** *Chemosphere*, v. 55, p. 1245-1252, 2004.

LIU, Z. HUA; KANJO, Y.; MIZUTANI, S. **Removal mechanisms for endocrine disrupting compounds (EDCs) in wastewater treatment -physical means, biodegradation, and chemical advanced oxidation:A review.** *Science of the Total Environment*, v. 407, n. 2, p. 731–748, 2009

LUO Y., GUO W., NGO H. H., NGHIEM L. D., HAI F. I., ZHANG J., LIANG S., WANG X. C. **A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment.** *Sci Total Environ.* 2014 Mar 1;473-474:619-41. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.065. Epub 2014 Jan 4. PMID: 24394371.

MARTELLI, A., LONGO, M.A.T., SERIANI, C. **Aspectos clínicos e mecanismo de ação das principais classes farmacológicas usadas no tratamento da hipertensão arterial sistêmica.** *Estud Biol.* 2008 jan/dez;30(70/71/72):149-56.

MARTINDALE, W. H. *The extra pharmacopoeia*, 30. ed. London: Pharmaceutical Press, 1991. p. 815-818.

MASSARO, F. C. **Estudos ecológicos e ecotoxicológicos de espécies nativas de Hydra (Cnidaria: Hydrozoa)**. 2011. 502 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011. mediante uso de reator filtro prensa do tipo eletrólito polimérico sólido no tratamento de efluentes aquosos simulados contendo fármacos de relevância ambiental. 2015. 127 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. Diamantina, 2015.

MENESES, J. M. M.; VASCONCELOS, R. F.; FERNANDES, T. F.; ARAÚJO, G. T. **Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais**. *Química Nova*, v. 35, n. 2, p. 235-240, 2012.

MERCK. Index. 11 ed. **Rahway**, 1989, p. 674.

MOLLAH, M. Y. A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A. G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D. L. **Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation**. *Journal of Hazardous Materials*, v. 114, p. 199-210, 2004.

MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. D. **Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios**. *Química Nova*, v. 40, n. 9, p. 1094-1110, 2017.

NAIDU, R. et al. **Emerging contaminants in the environment: Risk-based analysis for better management**. *Chemosphere*, v. 154, p. 350-357, 2016.

OLIVEIRA, J. T. **Estudo da eficiência de eletrodos com e sem filmes depositados por nitreção aplicados ao tratamento de efluentes têxteis utilizando a tecnologia de eletrocoagulação**. Dissertação (Mestrado em Química) – Programa de Pós-Graduação em Química. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza-CE, 2017.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE – OMS. **Constituição da Organização Mundial da Saúde (OMS/WHO)**. Biblioteca Virtual de Direitos Humanos, Universidade de São Paulo. Disponível em: <<http://www.direitoshumanos.usp.br/index.php/OMS-Organiza%C3%A7%C3%A3o-Mundial-da-Sa%C3%BAde/constituicao-da-organizacao-mundial-da-saude-omswho.html>>. Acesso em: 18 ago. 2022.

PALAHOUANE, B.; DROUICHE, N.; AOUDJ, S.; BENSADOK, K. **Cost-effective electrocoagulation process for the remediation of fluoride from pretreated photovoltaic wastewater**. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 22, p. 127-131, 2015.

PELEGRINO, R. L.; DI IGLIA, R. A.; SANCHES, C. G.; AVACA, L. A.; BERTAZZOLI, R. **Comparative study of commercial oxide electrodes performance in**

electrochemical degradation of organics in aqueous solutions. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 13, ed. 1, p. 60-65, 2002.

REGITANO, J. B.; LEAL, R. M. P. **Comportamento e impacto ambiental de antibióticos usados na produção animal brasileira.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 34, p. 601-616, 2010.

RICHARDSON, S. D.; KIMURA, S. Y. **Water analysis: emerging contaminants and current issues.** *Analytical Chemistry*, 88 (1), p. 546-582, 2016.

RODRIGUES, M. C.; BRITO, R. S.; SINOTI, A. L. L.; SOUZA, M. A. A. **Tratamento eletrolítico de efluentes de reatores anaeróbios.** In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa-PB, 2001.

ROSE, B.D. Diuretics. **Kidney Int** 1991; 39:336.

SANTIAGO, A. A. A. Aplicação do processo oxidativo avançado eletroquímico (poe) SILVA, F. P.; BOTTON, J. P.; SOUZA, S. N. M.; HACHISUCA, A. M. M. **Parâmetros físico-químicos na operação de biodigestores para suinocultura.** *Revista Tecnológica*, ed. esp., p. 33-41, 2015.

SOARES, Alexandra F. Saraiva; LEAO, M. M. D. **Contaminação do mananciais por micropoluentes e a precária remoção desses contaminantes nos tratamentos convencionais de água para potabilização.** *De Jure (Belo Horizonte)*, v. 14, p. 36-85, 2015.

SOUZA, A. R. C. **Remoção do fármaco cloridrato de ciprofloxacina em solução pelo processo de eletrocoagulação.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de pós-graduação em Engenharia Química. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Toledo-PR, 2016.

SPRICIGO, R.; BOTELHO, K.; CONSIGLIERI, V.; SERRA, C. **Obtenção e avaliação de complexos de inclusão de furosemida com β -ciclodextrina e hidroxipropil β ciclodextrina: efeitos sobre as propriedades de dissolução do fármaco.** *Latin American Journal of Pharmacy*. São Paulo, v. 27, n. 25, p. 645-653. 2008.

STACKELBERG, Paul E. et al. **Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds.** *Science of the Total Environment*, v. 377, n. 2-3, p. 255-272, May 2007. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.095>.

SUTHERSAN, S; QUINNAN, J; HORST, J.; ROSS, I.; KALVE, E.; BELL, C.; PANCRAS, T. **Advances in remediation solitions making strides in the management of “emerging cntaminants”.** *Groundwater Monitoring & Remediation*, v. 36, n. 1, p. 15-25, 2006.

SUTTON, R.A. Disorders of renal calcium excretion. **Kidney Int** 1983; 23:665.

TEIXEIRA, C.P. E JARDIM, W.F. Caderno Temático volume 03 – **Processos oxidativos avançados – Conceitos teóricos**. Universidade Estadual de Campinas; Unicamp, Instituto de Química; Laboratório de Química Ambiental, 2004.

THEODORO, P. S. **Utilização da eletrocoagulação no tratamento de efluentes da indústria galvânica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2010.

TORRES, N.H.; ROMANHOLO FERREIRA, L.F.; AMERICO, J. H. P.; FREGUGLIA, R. M. O.; MOURA-ANDRADE, G. C. R.; TORNISIELO, V. L. **Analysis and occurrence of residues of the hormones estriol, 17alpha-ethinylestradiol and 17beta-estradiol in urban water supply by HPLC-DAD**. *IOSRJEN Journal of Engineering*, v. 2, p. 984-989, 2012.

VALCÁRCEL, Y.; ALONSO, S. G.; RODRÍGUEZ-GIL, J. L.; MAROTO, R. R.; GIL, A.; CATALÁ, M. **Analysis of the presence of cardiovascular and analgesic/anti-inflammatory/antipyretic pharmaceuticals in river - and drinking - water of he Madrid Region in Spain**. *Chemosphere*, Oxford, v. 2, p. 1062–1071, 2011.

WIENDL, W. G. **Processos eletrolíticos no tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 1998, 367 p.

YAN, S.; SUBRAMAIAN, S. B.; TYAGI, R. D.; SURAMPALLI, R. Y.; ZHANG, T. C. **Emerging Contaminants of Environmental Concern: Source, Transport, Fate and Treatment**. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management*, v. 14, n. 1, p. 2-20, 2010.

YOUSIF, E., MUAIAD, F. ADIL, H. **Synthesis and Characterization of Fe (II), Mn (II), Co (II), Hg (II) and Cr (III) Complexes of (Benzothiazol-2-ylsulfanyl)-Acetic Acid Ligand**. *Journal of Al Nahrain University*, 14, 44-49. 2010.

ZHU, H. et al. **Polyacrylamide grafted cellulose as an eco-friendly flocculant. Key factors optimization of flocculation to surfactant effluent**. *Carbohydrate Polymers*, [S.1], v. 135, p.145-152. 2016.

7 APENDICES

7.1 APENDICE A - RESULTADOS DO PLANEJAMENTO FATORIAL DAS CONCENTRAÇÃO DE FUROSEMIDA E VOLTAGEM APLICADAS PARA O TRATAMENTO DA ÁGUA DE ESTUDO ATRAVÉS DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO PARA A DISTÂNCIA ENTRE OS ELETRODOS DE 1,0 CM.

Planejamento Estatístico			Resposta	Eficiência
Ensaio	Concentração de Furosemida (mg/mL)	Voltagem (V)	Furosemida (abs)	RF (%)
4	0 (0,2)	-1 (1)	3267	6,4
18	1 (0,3)	1 (3)	3263	59,8
8	1 (0,3)	0 (2)	3341	58,9
15	0 (0,2)	1 (3)	3296	5,6
17	1 (0,3)	0 (2)	3378	58,4
7	1 (0,3)	-1 (1)	3450	57,5
1	-1 (0,1)	-1 (1)	3176	1,8
3	-1 (0,1)	1 (3)	3216	0,56
14	0 (0,2)	0 (2)	3396	2,7
12	-1 (0,1)	1 (3)	3151	2,6
2	-1 (0,1)	0 (2)	3198	1,1
10	-1 (0,1)	-1 (1)	3221	0,4
11	-1 (0,1)	0 (2)	3171	1,9
16	1 (0,3)	-1 (1)	3483	57,1
9	1 (0,3)	1 (3)	3434	57,7
13	0 (0,2)	-1 (1)	3352	3,9
5	0 (0,2)	0 (2)	3340	4,3
6	0 (0,2)	1 (3)	3400	2,6

7.2 APENDICE B - RESULTADOS DO PLANEJAMENTO FATORIAL DAS
 CONCENTRAÇÃO DE FUROSEMIDA E VOLTAGEM APLICADAS PARA O
 TRATAMENTO DA ÁGUA DE ESTUDO ATRAVÉS DO PROCESSO DE
 ELETROCOAGULAÇÃO PARA A DISTÂNCIA ENTRE OS ELETRODOS DE
 1,5 CM.

Planejamento Estatístico			Resposta	Eficiência
Ensaio	Concentração de Furosemida (mg/mL)	Voltagem (V)	Furosemida (abs)	RF (%)
4	0 (0,2)	-1 (1)	3359	2,8
18	1 (0,3)	1 (3)	3386	58,3
8	1 (0,3)	0 (2)	3452	64,3
15	0 (0,2)	1 (3)	3328	3,7
17	1 (0,3)	0 (2)	3473	64,1
7	1 (0,3)	-1 (1)	3469	64,1
1	-1 (0,1)	-1 (1)	3154	5,5
3	-1 (0,1)	1 (3)	3133	3,1
14	0 (0,2)	0 (2)	3277	5,2
12	-1 (0,1)	1 (3)	3016	9,6
2	-1 (0,1)	0 (2)	3076	7,8
10	-1 (0,1)	-1 (1)	3188	4,4
11	-1 (0,1)	0 (2)	3159	5,3
16	1 (0,3)	-1 (1)	3345	65,4
9	1 (0,3)	1 (3)	3292	66,0
13	0 (0,2)	-1 (1)	3297	4,6
5	0 (0,2)	0 (2)	3261	5,7
6	0 (0,2)	1 (3)	3285	5,0

7.3 APENDICE C - RESULTADOS DO PLANEJAMENTO FATORIAL DAS
 CONCENTRAÇÃO DE FUROSEMIDA E VOLTAGEM APLICADAS PARA O
 TRATAMENTO DA ÁGUA DE ESTUDO ATRAVÉS DO PROCESSO DE
 ELETROCOAGULAÇÃO PARA A DISTÂNCIA ENTRE OS ELETRODOS DE
 2,0 CM.

Planejamento Estatístico			Resposta	Eficiência
Ensaio	Concentração de Furosemida (mg/mL)	Voltagem (V)	Furosemida (abs)	RF (%)
4	0 (0,2)	-1 (1)	3424	0,9
18	1 (0,3)	1 (3)	3419	64,7
8	1 (0,3)	0 (2)	3396	64,9
15	0 (0,2)	1 (3)	3415	2,04
17	1 (0,3)	0 (2)	3469	64,1
7	1 (0,3)	-1 (1)	3400	59,6
1	-1 (0,1)	-1 (1)	3182	4,6
3	-1 (0,1)	1 (3)	3143	5,8
14	0 (0,2)	0 (2)	3480	0,17
12	-1 (0,1)	1 (3)	3176	4,8
2	-1 (0,1)	0 (2)	3195	3,1
10	-1 (0,1)	-1 (1)	3176	3,7
11	-1 (0,1)	0 (2)	3188	3,4
16	1 (0,3)	-1 (1)	3458	58,9
9	1 (0,3)	1 (3)	3472	58,8
13	0 (0,2)	-1 (1)	3385	2,9
5	0 (0,2)	0 (2)	3413	2,1
6	0 (0,2)	1 (3)	3446	1,15