

**UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL**  
**ÁREA DE CONHECIMENTO DE CIÊNCIAS EXATAS**  
**E ENGENHARIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE**  
**PROCESSOS E TECNOLOGIAS**

**AVALIAÇÃO DOS PROCESSOS DE ELETRODIÁLISE E**  
**ELETORRECUPERAÇÃO PARA REMOÇÃO DE NÍQUEL DE**  
**EFLUENTES SINTÉTICOS**

**Eduardo Antônio Zanella**

**Eduardo Antônio Zanella**

**AVALIAÇÃO DOS PROCESSOS DE ELETRODIÁLISE E  
ELETORRECUPERAÇÃO PARA REMOÇÃO DE NÍQUEL DE  
EFLUENTES SINTÉTICOS**

Dissertação apresentada no Programa de Pós Graduação em Engenharia de Processos e Tecnologias da Universidade de Caxias do Sul, visando a obtenção de grau de mestre em Engenharia de Processos e Tecnologias.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Camila Baldasso

Coorientadora Prof.<sup>a</sup> Dra. Lilian Vanessa Rossa Beltrami.

Caxias do Sul, 2026

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Universidade de Caxias do Sul  
Sistema de Bibliotecas UCS - Processamento Técnico

Z28a Zanella, Eduardo Antônio

Avaliação dos processos de eletrodialise e eletrorrecuperação para remoção de níquel de efluentes sintéticos [recurso eletrônico] / Eduardo Antônio Zanella. – 2026.

Dados eletrônicos.

Dissertação (Mestrado) - Universidade de Caxias do Sul, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos e Tecnologias, 2026.

Orientação: Camila Baldasso.

Coorientação: Lilian Vanessa Rossa Beltrami.

Modo de acesso: World Wide Web

Disponível em: <https://repositorio.ucs.br>

1. Níquel. 2. Eletroquímica. 3. Eletrodialise. 4. Energia - Consumo. 5. Metais. I. Baldasso, Camila, orient. II. Beltrami, Lilian Vanessa Rossa, coorient. III. Título.

CDU 2. ed.: 669.24:544.6

Catalogação na fonte elaborada pela(o) bibliotecária(o)  
Márcia Servi Gonçalves - CRB 10/1500

**Eduardo Antônio Zanella**

**AVALIAÇÃO DOS PROCESSOS DE ELETRODIÁLISE E  
ELETORRECUPERAÇÃO PARA REMOÇÃO DE NÍQUEL DE  
EFLUENTES SINTÉTICOS**

Dissertação apresentada no Programa de Pós Graduação em Engenharia de Processos e Tecnologias da Universidade de Caxias do Sul, visando a obtenção de grau de mestre em Engenharia de Processos, orientado pela Prof.<sup>a</sup> Dra. Camila Baldasso e co-orientado pela Prof.<sup>a</sup> Dra. Lilian Vanessa Rossa Beltrami.

Dissertação aprovada em 27 de março de 2026.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Camila Baldasso – Universidade de Caxias do Sul

Coorientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Lilian Vanessa Rossa Beltrami – Universidade de Caxias do Sul

Banca Examinadora:

Dr. Matheus Poletto – Universidade de Caxias do Sul

Dr. Wendel Paulo Silvestre – Universidade de Caxias do Sul

Dra. Líliliana Amaral Feris – Universidade Federal do Rio Grande do Sul

## **PUBLICAÇÕES E ACEITES**

### **Anais de congressos**

ZANELLA, E. A.; BELTRAMI, L.V.R. ; BALDASSO, C. Avaliação da corrente limite em função da concentração de níquel no processo de eletrodialise. In: 8º Congresso Internacional de Tecnologia para o Meio Ambiente (CITMA – FIEMA), Bento Gonçalves, Rio Grande do Sul, Brasil, 2025.

ZANELLA, E. A.; BELTRAMI, L.V.R. ; BALDASSO, C. Avaliação dos parâmetros de operação durante processo de eletrodialise para tratamento de uma solução sintética de níquel. In: 8º Congresso Internacional de Tecnologia para o Meio Ambiente (CITMA – FIEMA), Bento Gonçalves, Rio Grande do Sul, Brasil, 2025.

ZANELLA, E. A.; BELTRAMI, L.V.R. ; BALDASSO, C. Eficiência de remoção iônica no processo de eletrodialise para soluções sintéticas contendo níquel. In: Congresso Internacional de Corrosão, 2025, São Paulo. INTERCORR 2025, 2025.

### **Artigos**

ZANELLA, E.A.; BELTRAMI, L.V.R; SILVESTRE, W.P; BALDASSO, C.; “Use of Electrodialysis and Electrorecovery in the Treatment of Nickel-Containing Effluents from Electroplating Industries: A Systematic Review” (Submetido).

## **OUTRAS PUBLICAÇÕES E ACEITES DURANTE O PERÍODO DE MESTRADO**

### **Artigos**

ZANELLA, E. A.; AGUZZOLLI, C.; BALDASSO, C ; SILVESTRE, W. P. Evaluation of Copper Incorporation into Titanium via Ion Plating Diversified: Morphological, Structural, and Preliminary Biological Assessment. **ACS Omega**, p. 9529-9537, 2026

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>17</b>
1.1	OBJETIVO GERAL.....	19
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	19
1.3	MOTIVAÇÃO, INOVAÇÃO E RELEVÂNCIA .....	20
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>22</b>
2.1	PROPRIEDADES E PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA .....	22
2.2	PROCESSOS GALVÂNICOS .....	25
<b>2.2.1</b>	<b>Efluentes gerados na galvanoplastia.....</b>	<b>26</b>
2.2.1.1	Níquel.....	27
2.3	ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	27
<b>2.3.1</b>	<b>Etapas convencionais do tratamento de efluentes .....</b>	<b>28</b>
2.3.1.1	Tratamento primário.....	29
2.3.1.2	Tratamento secundário .....	30
2.3.1.3	Tratamento terciário e desinfecção.....	31
<b>2.3.2</b>	<b>Limitações dos tratamentos convencionais na remoção de metais .....</b>	<b>31</b>
2.4	PROCESSOS ELETROQUÍMICOS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES ...	32
<b>2.4.1</b>	<b>Fundamentos dos processos eletroquímicos.....</b>	<b>33</b>
<b>2.4.2</b>	<b>Eletrodiálise .....</b>	<b>33</b>
2.4.2.1	Reações no processo de eletrodiálise .....	35
2.4.2.2	Fenômenos associados à eletrodiálise .....	36
<b>2.4.3</b>	<b>Eletrorrecuperação .....</b>	<b>39</b>
2.4.3.1	Parâmetros operacionais e de projeto da eletrorrecuperação de níquel.....	41
<b>2.4.4</b>	<b>Estado da Arte .....</b>	<b>42</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>45</b>
3.1	MATERIAIS .....	46
<b>3.1.1</b>	<b>Materiais utilizados para os testes com eletrodiálise .....</b>	<b>46</b>
<b>3.1.2</b>	<b>Materiais utilizados para eletrorrecuperação .....</b>	<b>47</b>
3.2	MÉTODOS.....	47
<b>3.2.1</b>	<b>Sistema de eletrodiálise .....</b>	<b>47</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Determinação da corrente limite para o processo de eletrodiálise .....</b>	<b>49</b>
<b>3.2.3</b>	<b>Análise da variação de parâmetros ao longo do processo de ED.....</b>	<b>49</b>
<b>3.2.4</b>	<b>Quantificação do percentual de remoção de níquel pelo processo de eletrodiálise .....</b>	<b>50</b>
<b>3.2.5</b>	<b>Caracterização química e morfológica das membranas .....</b>	<b>51</b>
<b>3.2.6</b>	<b>Eficiência de Corrente e Consumo de energia do processo de eletrodiálise .....</b>	<b>51</b>
<b>3.2.7</b>	<b>Sistema de eletrorrecuperação .....</b>	<b>51</b>
<b>3.2.8</b>	<b>Quantificação do percentual de remoção de níquel pelo processo de eletrorrecuperação .....</b>	<b>53</b>
<b>3.2.9</b>	<b>Quantificação da massa depositada e balanço de massa do níquel .....</b>	<b>54</b>
<b>3.2.10</b>	<b>Caracterização química e morfológica do material obtido na eletrorrecuperação .....</b>	<b>54</b>
<b>3.2.11</b>	<b>Análise da estrutura cristalina do material obtido na eletrorrecuperação.....</b>	<b>54</b>
<b>3.2.12</b>	<b>Consumo de energia do processo de eletrorrecuperação.....</b>	<b>55</b>
<b>3.2.13</b>	<b>Análise estatística dos dados.....</b>	<b>55</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.</b>	<b>57</b>
4.1	ELETRODIÁLISE .....	57

<b>4.1.1</b>	<b>Corrente limite.....</b>	<b>57</b>
<b>4.1.2</b>	<b>Reações químicas e geração de depósitos nas membranas.....</b>	<b>61</b>
<b>4.1.3</b>	<b>Variação dos parâmetros durante o processo de eletrodialise.....</b>	<b>62</b>
4.1.3.1	Variação da condutividade elétrica.....	63
4.1.3.2	Variação do pH.....	68
4.1.3.3	Variação da resistência aparente.....	71
<b>4.1.4</b>	<b>Remoção de níquel através do processo de eletrodialise.....</b>	<b>72</b>
<b>4.1.5</b>	<b>Consumo de energia do processo de eletrodialise.....</b>	<b>76</b>
<b>4.2</b>	<b>ELETORRECUPERAÇÃO.....</b>	<b>77</b>
<b>4.2.1</b>	<b>Remoção de níquel através do processo de eletrorrecuperação.....</b>	<b>77</b>
<b>4.2.2</b>	<b>Recuperação de níquel através do processo de eletrorrecuperação.....</b>	<b>80</b>
<b>4.2.3</b>	<b>Caracterização química e morfológica dos materiais obtidos por eletrorrecuperação.....</b>	<b>81</b>
<b>4.2.4</b>	<b>Estrutura cristalina dos materiais obtidos por eletrorrecuperação.....</b>	<b>85</b>
<b>4.2.5</b>	<b>Consumo de energia do processo de eletrorrecuperação.....</b>	<b>87</b>
4.3	eletrodialise vs eletrorrecuperação.....	89
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>92</b>
<b>6</b>	<b>SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....</b>	<b>95</b>
	<b>DECLARAÇÃO DO USO DE INTELIGÊNCIA ARTIFICIAL.....</b>	<b>96</b>
	<b>REFERENCIAS.....</b>	<b>97</b>
	<b>APÊNDICE A – DADOS DOS ENSAIOS DE CORRENTE LIMITE.....</b>	<b>104</b>
A.1	SOLUÇÃO DE 50 mg.L <sup>-1</sup> DE NÍQUEL.....	104
A.2	SOLUÇÃO DE 100 mg.L <sup>-1</sup> DE NÍQUEL.....	104
A.3	SOLUÇÃO DE 250 mg.L <sup>-1</sup> DE NÍQUEL.....	105
A.4	SOLUÇÃO DE 500 mg.L <sup>-1</sup> DE NÍQUEL.....	105
	<b>APÊNDICE B – VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA EM FUNÇÃO DO TEMPO.....</b>	<b>106</b>
B.1	SOLUÇÃO DE 50 mg.L <sup>-1</sup> DE NÍQUEL.....	106
B.2	SOLUÇÃO DE 100 mg.L <sup>-1</sup> DE NÍQUEL.....	107
	<b>APÊNDICE C – MAPAS DE COMPOSIÇÃO ELEMENTAR MEMBRANAS CATIÔNICAS.....</b>	<b>108</b>
C.1	MEMBRANA CATIÔNICA ANTES DO PROCESSO DE ELETRODIÁLISE.....	108
C.2	MEMBRANA CATIÔNICA APÓS DO PROCESSO DE ELETRODIÁLISE.....	110
	<b>APÊNDICE D – VARIAÇÃO DO PH EM FUNÇÃO DO TEMPO.....</b>	<b>113</b>
D1.	SOLUÇÃO DE 50 mg.L <sup>-1</sup> DE NÍQUEL.....	113
D2.	SOLUÇÃO DE 100 mg.L <sup>-1</sup> DE NÍQUEL.....	114
	<b>APÊNDICE E – VARIAÇÃO DA RESISTÊNCIA APARENTE EM FUNÇÃO DO TEMPO.....</b>	<b>115</b>
E1.	SOLUÇÃO DE 50 mg.L <sup>-1</sup> DE NÍQUEL.....	115
E2.	SOLUÇÃO DE 100 mg.L <sup>-1</sup> DE NÍQUEL.....	116
	<b>APRENDICE F – DADOS DE DESMINERALIZAÇÃO DO SISTEMA.....</b>	<b>117</b>
F1.	SOLUÇÃO DE 50 mg.L <sup>-1</sup> DE NÍQUEL.....	117
F2.	SOLUÇÃO DE 100 mg.L <sup>-1</sup> DE NÍQUEL.....	118

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Legislações brasileiras relacionadas à qualidade da água e recursos hídricos (O Autor, 2026). .....	24
Quadro 2. Comparativo entre processos (O Autor, 2026).....	91

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Resumo dos processos aplicados por diferentes autores no tratamento de efluentes contendo metais, indicando o contaminante avaliado e os principais resultados obtidos em cada estudo (O Autor, 2026).....	43
Tabela 2. Propriedades membranas catiônica (HDX100) e aniônica (HDX200) (Livinalli, 2021).....	46
Tabela 3. Valores de corrente limite obtidos para cada ensaio .....	59
Tabela 4. Condutividades iniciais e finais, em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , para cada compartimento (O Autor, 2025).....	63
Tabela 5. Valores médios, desvio padrão e CV para as condutividades finais obtidas (O Autor, 2026).....	65
Tabela 6. Concentrações iniciais e finais de níquel na solução de alimentação (O Autor, 2026).....	74
Tabela 7. Concentrações iniciais e finais de níquel no compartimento de concentrado (O Autor, 2026). .....	75
Tabela 8. Valores de eficiência de corrente e consumo de energia no processo de eletrodialise (O Autor, 2026). .....	76
Tabela 9. Concentrações inicial e final de níquel após eletrorrecuperação (O Autor, 2026)...	78
Tabela 10. Médias seguidas pela avaliação de Tukey (O Autor, 2026).....	79
Tabela 11. Massas obtidas pelos depósitos após processo de eletrorrecuperação (O Autor, 2026).....	80
Tabela 12. Eficiência de corrente e consumo específicos de energia médios para as condições avaliadas (O Autor, 2026). .....	88
Tabela A1. Valores experimentais de corrente elétrica (mA) em função da tensão aplicada (V), obtidos nos três ensaios realizados com solução de concentração de $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , utilizados na determinação da corrente limite. (O Autor, 2025).....	104
Tabela A2. Valores experimentais de corrente elétrica (mA) em função da tensão aplicada (V), obtidos nos três ensaios realizados com solução de concentração de $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , utilizados na determinação da corrente limite. (O Autor, 2025). .....	104
Tabela A3. Valores experimentais de corrente elétrica (mA) em função da tensão aplicada (V), obtidos nos três ensaios realizados com solução de concentração de $250\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , utilizados na determinação da corrente limite. (O Autor, 2025). .....	105
Tabela A4. Valores experimentais de corrente elétrica (mA) em função da tensão aplicada (V), obtidos nos três ensaios realizados com solução de concentração de $500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , utilizados na determinação da corrente limite. (O Autor, 2025). .....	105
Tabela B1. Monitoramento da condutividade elétrica, em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ nos compartimentos catódico, central e anódico durante o processo de eletrodialise, apresentando os valores individuais dos ensaios da triplicata para a concentração de $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , bem como média e desvio padrão (O Autor, 2025). .....	106
Tabela B2. Monitoramento da condutividade elétrica, em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ nos compartimentos catódico, central e anódico durante o processo de eletrodialise, apresentando os valores individuais dos ensaios da triplicata para a concentração de $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , bem como média e desvio padrão (O Autor, 2025). .....	107
Tabela D1. Monitoramento do pH nos compartimentos catódico, central e anódico durante o processo de eletrodialise, apresentando os valores individuais dos ensaios da triplicata para a concentração de $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , bem como média e desvio padrão (O Autor, 2025).....	113

Tabela D2. Monitoramento do pH nos compartimentos catódico, central e anódico durante o processo de eletrodialise, apresentando os valores individuais dos ensaios da triplicata para a concentração de 100 mg.L <sup>-1</sup> , bem como média e desvio padrão (O Autor, 2025). .....	114
Tabela E1. Monitoramento da resistência aparente do sistema, em Ω.cm <sup>2</sup> , durante o processo de eletrodialise, apresentando os valores individuais dos ensaios da triplicata para a concentração de 50 mg.L <sup>-1</sup> , bem como média e desvio padrão (O Autor, 2026). .....	115
Tabela E2. Monitoramento da resistência aparente do sistema, em Ω.cm <sup>2</sup> , durante o processo de eletrodialise, apresentando os valores individuais dos ensaios da triplicata para a concentração de 100 mg.L <sup>-1</sup> , bem como média e desvio padrão (O Autor, 2025). .....	116
Tabela F1. Dados de desmineralização do sistema, acompanhados de média e desvio padrão, para soluções contendo 50 mg.L <sup>-1</sup> de níquel (O Autor, 2026). .....	117
Tabela F2. Dados de desmineralização do sistema, acompanhados de média e desvio padrão, para soluções contendo 100 mg.L <sup>-1</sup> de níquel (O Autor, 2026). .....	118

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis em consonância com o trabalho (adaptado de NAÇÕES UNIDAS BRASIL, 2025).....	20
Figura 2. Fluxograma simplificado das etapas convencionais de tratamento aplicadas principalmente a efluentes domésticos e sanitários (Adaptado de Fernandes; Ramísio; Puga, 2024).....	28
Figura 3. Diagrama esquemático de um sistema de eletrodialise (Adaptado Gurreri et al., 2020).....	35
Figura 4. Curva de corrente em função da diferença de potencial para determinação da corrente limite (Adaptado de Bazinet; Geoffroy, 2020).....	38
Figura 5. Diagrama esquemático de um sistema de Eletrorrecuperação (Traduzido de Mohan Mundotiya; Ullah, 2019) .....	40
Figura 6. Fluxograma de materiais e métodos utilizados (O Autor, 2026). .....	45
Figura 7. Representação do processo de dissociação da solução através da eletrodialise em escala laboratorial .....	48
Figura 8. Sistema de eletrodialise utilizado (O Autor, 2025).....	48
Figura 9. Representação do processo de eletrorrecuperação em escala laboratorial (O Autor, 2026).....	52
Figura 10. Sistema de eletrorrecuperação utilizado (O Autor, 2026).....	53
Figura 11. Gráficos de corrente limite obtidos pela médias das corrente (mA) em função da tensão (V) para diferentes concentrações de níquel: a) 50 mg.L <sup>-1</sup> ; b) 100 mg.L <sup>-1</sup> ; c) 250 mg.L <sup>-1</sup> ; d) 500 mg.L <sup>-1</sup> (O Autor, 2026).....	57
Figura 12. Relação entre a concentração de níquel em solução e a corrente limite média obtida no processo de eletrodialise (O Autor, 2026).....	60
Figura 13. Formação de <i>scaling</i> (hidróxido de níquel) na superfície da membrana catiônica para a solução de a) 50 mg.L <sup>-1</sup> e b) 500 mg.L <sup>-1</sup> de níquel (O Autor, 2024).....	62
Figura 14. Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) em função do tempo nos compartimentos anódico, catódico e central para soluções contendo (a) 50 mg.L <sup>-1</sup> ; e (b) 100 mg.L <sup>-1</sup> de níquel (O Autor, 2025). .....	63
Figura 15. Micrografias da membrana catiônica: (a) antes e (b) após o processo de eletrodialise; mapas de distribuição elementar por EDS: (c) antes e (d) após o processo (O Autor, 2025). .....	66
Figura 16. Espectros da composição química das membranas (a) antes e (b) após o processo de eletrodialise (O Autor, 2025).....	67
Figura 17. Variação do pH em função do tempo para as concentrações de (a) 50 e (b) 100 mg.L <sup>-1</sup> de níquel (O Autor, 2025).....	69
Figura 18. Esquema de uma célula de eletrodialise e formação de H <sup>+</sup> e OH <sup>-</sup> (Adaptado de Cerrillo-Gonzalez et al., 2023). .....	70
Figura 19. Variação da resistência aparente do sistema em função do tempo para soluções sintéticas de níquel com concentrações de 50 e 100 mg.L <sup>-1</sup> (O Autor, 2026).....	71
Figura 20. Avaliação da desmineralização da solução de alimentação em função do tempo (O Autor, 2026). .....	73
Figura 21. Microscopias obtidas para depósitos de: 50 mg.L <sup>-1</sup> com densidade de corrente de (a) 200 A.m <sup>-2</sup> ; (b) 300 A.m <sup>-2</sup> e 100 mg.L <sup>-1</sup> com densidade de corrente de (c) 200 A.m <sup>-2</sup> ; (d) 300 A.m <sup>-2</sup> (O Autor, 2026). .....	82
Figura 22. Espectros de composição química obtidas para depósitos de: 50 mg.L <sup>-1</sup> com densidade de corrente de (a) 200 A.m <sup>-2</sup> ; (b) 300 A.m <sup>-2</sup> e 100 mg.L <sup>-1</sup> com densidade de corrente de (c) 200 A.m <sup>-2</sup> ; (d) 300 A.m <sup>-2</sup> (O Autor, 2026).....	83

Figura 23. Micrografias obtidas por MEV e respectivos mapas composicionais por EDS para os materiais recuperados por eletrorecuperação em diferentes condições experimentais. Para cada condição são apresentados: micrografia (coluna esquerda), mapa de distribuição de níquel (coluna central) e mapa de distribuição de oxigênio (coluna direita). As linhas correspondem às seguintes condições: (a–c) solução de 50 mg.L<sup>-1</sup> a 200 A.m<sup>-2</sup>; (d–f) solução de 50 mg.L<sup>-1</sup> a 300 A.m<sup>-2</sup>; (g–i) solução de 100 mg.L<sup>-1</sup> a 200 A.m<sup>-2</sup>; (j–l) solução de 100 mg.L<sup>-1</sup> a 300 A.m<sup>-2</sup> (O autor, 2026)..... 84

Figura 24. Difrátogramas obtidos para depósitos de soluções com concentração de (a) 50 e (b) 100 mg.L<sup>-1</sup> com densidade de corrente de 200 A.m<sup>-2</sup> (O Autor, 2026)..... 86

## LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico;

ANOVA – Analysis of Variance (Análise de Variância);

Cd – cádmio;

CEE – Consumo Específico de Energia;

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente;

Cr – cromo;

Cu – cobre;

CV – Coeficiente de Variação;

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio;

DQO – Demanda Química de Oxigênio;

DRX – Difração de Raios X;

EC – Eficiência de Corrente;

ED – eletrodíálise;

EDS – Espectroscopia de Dispersão de Energia;

ER – Eletrorrecuperação;

EROs – Espécies Reativas de Oxigênio;

EUA – Estados Unidos da América;

Fe – ferro;

GM/MS – Gabinete do Ministro do Ministério da Saúde;

H<sup>+</sup> – íon hidrogênio;

H<sub>2</sub> – gás hidrogênio;

H<sub>2</sub>O – água;

HCl – ácido clorídrico;

ICP-OES – Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente;

LAPAM – Laboratório de Análises e Pesquisas Ambientais;

LCMic – Laboratório Central de Microscopia;

MA – membrana aniônica;

MC – membrana catiônica;

MEV-FEG – Microscópio Eletrônico de Varredura com Emissão de Campo;

NaCl – cloreto de sódio;

Ni – níquel;

NiO – óxido de níquel;

Ni(OH)<sub>2</sub> – hidróxido de níquel;

Ni<sup>2+</sup> – íon níquel;

Ni<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O – sulfato de níquel hepta hidratado;

O<sub>2</sub> – gás oxigênio;

ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis;

OH<sup>-</sup> – hidroxila;

Pb – chumbo;

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos;

PSM – Processo de Separação por Membranas;

SMEWW – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater;

SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> – íon sulfato;

NiO – óxido de níquel;

UCS – Universidade de Caxias do Sul;

Zn – zinco.

## LISTA DE SÍMBOLOS

% – por cento;

$\mu\text{m}$  – micrometro;

$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  – microsiemens por centímetro

A – Ampère;

Å – Angstrom

$\text{A}\cdot\text{m}^{-2}$  – ampère por metro quadrado;

$\text{C}\cdot\text{mol}^{-1}$  – Coulomb por mol;

$\text{cm}^2$  - centímetro quadrado;

g – gramas;

$\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  – grama por litro;

$\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$  – grama por mol;

h – hora;

kV – quilovolt;

$\text{kWh}\cdot\text{g}^{-1}$  – quilowatt hora por grama;

L – litro;

mA – miliampère;

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  – miligrama por litro;

min – minutos;

mL – mililitro;

$\text{mL}\cdot\text{h}\cdot\text{cm}^{-2}$  – mililitro-hora por centímetro quadrado;

$\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  – mol por litro;

MPa – megapascal;

° – grau;

°C – graus Celsius;

s – segundos;

V – volt;

$\Omega\cdot\text{cm}^{-2}$  – ohm por centímetro quadrado;

$\Omega\cdot\text{cm}^2$  – ohm-centímetro quadrado.

## RESUMO

A presença de metais em efluentes industriais representa um importante problema ambiental, devido à sua toxicidade e ao potencial de bioacumulação em ecossistemas aquáticos. Entre esses contaminantes, o níquel destaca-se por sua ampla utilização em processos industriais. Nesse contexto, o desenvolvimento de tecnologias eficientes para a remoção e recuperação desse metal torna-se fundamental para a mitigação de impactos ambientais e para o reaproveitamento de recursos. Este trabalho avaliou o desempenho dos processos de eletrodialise e eletrorrecuperação aplicados à remoção e recuperação de níquel em soluções aquosas sintéticas. Nos ensaios de eletrodialise foram utilizadas soluções contendo 50, 100, 250 e 500 mg.L<sup>-1</sup> de níquel para determinação da corrente limite, enquanto experimentos com 50 e 100 mg.L<sup>-1</sup> foram empregados para avaliação da remoção do metal e do comportamento de parâmetros físico-químicos. Nos ensaios de eletrorrecuperação foram utilizadas soluções com 50 e 100 mg.L<sup>-1</sup> de níquel, aplicando densidades de corrente de 200 e 300 A.m<sup>-2</sup>. Nos experimentos de eletrodialise, as curvas obtidas para determinação da corrente limite apresentaram três regiões características descritas na literatura, sendo observado aumento da corrente limite com o incremento da concentração de níquel em solução. Durante o processo, verificou-se aumento da condutividade nos compartimentos anódico e catódico, e redução no compartimento central, indicando a migração de íons através das membranas. Em relação ao pH, observou-se aumento nos compartimentos catódico e central e redução no anódico, comportamento associado às reações eletroquímicas da água. O processo apresentou elevada eficiência de remoção de níquel, com valores superiores a 99,9 % para soluções de 50 mg.L<sup>-1</sup> e 95 % para soluções de 100 mg.L<sup>-1</sup>. Do ponto de vista energético, a eletrodialise apresentou valores médios de consumo específico de energia de aproximadamente 0,25 kWh.g<sup>-1</sup> para 50 mg.L<sup>-1</sup> e 0,35 kWh.g<sup>-1</sup> para 100 mg.L<sup>-1</sup>, evidenciando elevada eficiência energética do processo mesmo em diferentes concentrações. Nos ensaios de eletrorrecuperação, os valores médios de remoção de níquel variaram entre aproximadamente 53 % e 69 %, dependendo da concentração inicial e da densidade de corrente aplicada, com consumo energético variando entre 0,87 e 2,10 kWh.g<sup>-1</sup> para soluções de 50 mg.L<sup>-1</sup> e entre 0,35 e 0,94 kWh.g<sup>-1</sup> para soluções de 100 mg.L<sup>-1</sup>. Esses resultados indicam uma maior demanda energética da eletrorrecuperação, especialmente em condições de maior densidade de corrente, refletindo a ocorrência de reações paralelas e menor eficiência global do processo. A caracterização dos depósitos indicou a formação de níquel associado a fases oxigenadas, especialmente na forma de hidróxido de níquel, o que também evidencia a ocorrência de reações secundárias durante o processo. De modo geral, a eletrodialise apresentou maior eficiência de remoção e menor consumo energético, enquanto a eletrorrecuperação possibilitou a recuperação do metal na forma sólida. Ambos processos demonstram potencial para o tratamento de efluentes contendo níquel, contribuindo para a redução de impactos ambientais e o reaproveitamento de recursos, se inserindo no contexto do desenvolvimento sustentável, ao promover o uso mais eficiente da água e a minimização da poluição, em consonância com diretrizes dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente relacionadas à qualidade da água e à produção sustentável.

**Palavras-chave:** Processos eletroquímicos, Transporte iônico, Consumo energético, Eficiência de corrente.

## ABSTRACT

The presence of metals in industrial effluents represents a significant environmental concern due to their toxicity and potential for bioaccumulation in aquatic ecosystems. Among these contaminants, nickel stands out due to its widespread use in industrial processes. In this context, the development of efficient technologies for its removal and recovery is essential to mitigate environmental impacts and promote resource reuse. This study evaluated the performance of electrodialysis and electrodeposition processes for the removal and recovery of nickel from synthetic aqueous solutions. In the electrodialysis experiments, solutions containing 50, 100, 250, and 500 mg.L<sup>-1</sup> of nickel were used to determine the limiting current density, while solutions with 50 and 100 mg.L<sup>-1</sup> were used to assess metal removal and physicochemical parameters. For electrodeposition, solutions with 50 and 100 mg.L<sup>-1</sup> were tested under current densities of 200 and 300 A.m<sup>-2</sup>. The electrodialysis results showed typical current–voltage curves with three distinct regions, and an increase in limiting current density with increasing nickel concentration. During the process, conductivity increased in the anodic and cathodic compartments and decreased in the central compartment, indicating ion migration through the membranes. Regarding pH, an increase was observed in the cathodic and central compartments and a decrease in the anodic compartment, associated with water electrolysis reactions. The process achieved high nickel removal efficiencies, exceeding 99.9 % for 50 mg.L<sup>-1</sup> and 95 % for 100 mg.L<sup>-1</sup>. From an energy perspective, electrodialysis showed low specific energy consumption, with average values of approximately 0.25 kWh.g<sup>-1</sup> for 50 mg.L<sup>-1</sup> and 0.35 kWh.g<sup>-1</sup> for 100 mg.L<sup>-1</sup>, demonstrating high energy efficiency even at different concentrations. In electrodeposition experiments, nickel removal ranged from approximately 53 % to 69 %, depending on the initial concentration and applied current density, with energy consumption varying from 0.87 to 2.10 kWh.g<sup>-1</sup> for 50 mg.L<sup>-1</sup> and from 0.35 to 0.94 kWh.g<sup>-1</sup> for 100 mg.L<sup>-1</sup>. These results indicate a higher energy demand for electrodeposition, particularly at higher current densities, due to parallel reactions and lower overall efficiency. Deposit characterization revealed the formation of nickel associated with oxygenated phases, especially nickel hydroxide, indicating the occurrence of secondary reactions. Overall, electrodialysis showed higher removal efficiency and lower energy consumption, while electrodeposition enabled metal recovery in solid form. Both processes demonstrated potential for treating nickel-containing effluents, contributing to environmental impact reduction and resource recovery, and aligning with sustainable development principles by promoting efficient water use and pollution minimization, in accordance with the Sustainable Development Goals (SDGs), particularly those related to water quality and sustainable production.

**Keywords:** Electrochemical processes; Ion transport; Energy consumption; Current efficiency.

## 1 INTRODUÇÃO

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela lei 9433 de 1997, baseia-se nos fundamentos de que a água é um bem de domínio público, e um recurso limitado e dotado de valor econômico (Brasil, 1997). Esses fundamentos refletem uma preocupação crescente com a disponibilidade hídrica, especialmente diante de cenários globais de escassez. Nesse contexto, estudos mostram que 25 países (como Bélgica e região de Flandres, na Europa) enfrentam um estresse hídrico extremamente elevado, ou seja, usam pelo menos 80 % de seus recursos hídricos disponíveis a cada ano, limitando seu abastecimento para toda a população (Dieleman et al., 2024).

Esse cenário é agravado pelo crescimento populacional e urbanização das cidades, que são fatores diretamente associados ao aumento do consumo de água. Empresas de diferentes ramos utilizam desse bem das mais diversas formas, e, muitas vezes, acabam fazendo o seu descarte de forma inadequada (Ribas; Silva, 2022). Segundo o Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos, do ano de 2023, 59 % das empresas participantes das pesquisas realizadas faziam o monitoramento das águas descartadas por elas (*Partnerships and cooperation for water*, 2023).

A indústria metalúrgica, mais especificamente o ramo de galvanoplastia, utiliza em seu processo grandes volumes de água por dia, podendo variar de 10 a 100 m<sup>3</sup> para pequenas e médias empresas, respectivamente (Figueiredo, Sheilla da Silva Melo, 2024) e 0,03 a 1,3 m<sup>3</sup> de água por metro quadrado de superfície tratada (Rees,b et al., 2003). Tais processos demandam de milhares de litros de água, tanto para a preparação dos banhos quanto para as etapas de lavagem, o que resulta na geração de grandes quantidades de efluentes ao longo das operações. Estudos mostram que na China existem aproximadamente 200.000 galvânicas, que produzem anualmente cinco bilhões de metros cúbicos de águas residuais, e mais de 13 milhões de toneladas de lodo. Nos EUA, estima-se a produção de 100.000 t de lodo, enquanto em outros países esse valor fica na faixa de um milhão de toneladas (Guo et al., 2024). No Brasil, estudos de caso mostram uma produção média de seis toneladas de resíduos galvânicos por ano (Mattos, Cleiton dos Santos, 2011).

Carregados de espécies metálicas, muitas vezes esses efluentes acabam sendo despejados em corpos hídricos sem o tratamento adequado (Kim et al., 2022). A elevada concentração de metais presentes nesses efluentes, pode levar a efeitos maléficos, tanto para a saúde humana, quanto ao meio ambiente. Assim, no Brasil, existem resoluções, como é o caso

da CONAMA nº 430, que limitam a quantidade máxima de diferentes íons permitida nos efluentes antes do seu descarte em corpos hídricos (Brasil, 2011).

Um metal bastante utilizado em empresas galvânicas é o níquel, visto que pode fornecer diferentes propriedades quando aplicado na forma de revestimento, como aumento da resistência mecânica e à corrosão, o que o faz ser empregado em variadas áreas, e assim, estar presente em diversos tipos de águas residuais (Yan et al., 2022). Dessa forma, torna-se necessária a utilização de processos que visem à purificação desses efluentes antes de realizar o seu descarte. Por outro lado, financeiramente, uma alternativa interessante seria, além de realizar a remoção dos metais dos efluentes, fazer a recuperação deles, para que possam ser utilizados novamente durante o processo, gerando assim, uma economia com matéria prima (Liu et al., 2023b).

Na perspectiva ambiental, inúmeros estudos têm sido direcionados ao tratamento de efluentes e à remoção de metais. Entre as técnicas tradicionalmente empregadas destacam-se processos convencionais, como floculação, coagulação e filtração. No entanto, a aplicação dessas metodologias está frequentemente associada à formação de lodos contendo metais, o que demanda etapas adicionais de tratamento e disposição. Assim, processos mais avançados vêm ganhando relevância, especialmente aqueles baseados em membranas, como a osmose inversa e a eletrodialise (Yan et al., 2022). Em particular, a utilização de membranas íon-seletivas no processo de eletrodialise tem se mostrado uma alternativa promissora para o tratamento de efluentes galvânicos. Esses materiais possibilitam a remoção de metais dos efluentes, alcançando valores em consonância com as legislações vigentes, assegurando um tratamento mais eficiente antes do descarte e também o reúso dessas águas residuais (Wang et al., 2021a).

Outra técnica empregada na remoção de metais presentes em efluentes, com a vantagem adicional de possibilitar sua posterior recuperação, é a eletrorrecuperação. Nela, ocorrem reações de oxirredução, nas quais os íons metálicos presentes no meio aquoso são reduzidos no cátodo na sua forma metálica, ou como sais e óxidos, sendo assim removidos da solução. A aplicação de uma corrente elétrica constitui a força motriz do processo, fornecendo a energia necessária para converter os metais de sua forma iônica para a forma metálica (Devda et al., 2021). A eletrorrecuperação tem sido amplamente utilizada para a recuperação de metais de alto valor agregado, como o ouro e a prata, permitindo seu reúso e contribuindo para a redução de custos (Liu et al., 2021).

Diante da problemática ambiental envolvida, este trabalho busca avaliar a eficiência de dois processos eletroquímicos (eletrodialise e eletrorrecuperação) aplicados à remoção de níquel em efluentes sintéticos. A escolha por testar ambos os métodos se justifica pela

importância de comparar sua eficiência tanto sob a ótica da remoção de íons de níquel quanto em relação ao consumo energético associado a cada processo. Adicionalmente, a eletrorrecuperação será investigada quanto à viabilidade de recuperação e possível reutilização do material obtido. A partir dos resultados encontrados, pretende-se indicar os prós e contras de cada processo avaliando-os sob diferentes aspectos.

## 1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho técnico e energético dos processos de eletrodialise e eletrorrecuperação na remoção e recuperação de níquel a partir de soluções sintéticas, com vistas à aplicação no tratamento de efluentes industriais galvânicos.

## 1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Determinar o comportamento da densidade de corrente limite em soluções com diferentes concentrações de níquel, considerando sua relação com a disponibilidade iônica;
- b) Avaliar a influência da concentração inicial de níquel na eficiência de remoção do metal durante o processo de eletrodialise;
- c) Compreender a dinâmica das variações de pH e condutividade elétrica nos compartimentos do sistema de eletrodialise ao longo da operação;
- d) Avaliar o comportamento do consumo específico de energia nos processos de eletrodialise e eletrorrecuperação e sua relação com as demais variáveis dos processos;
- e) Analisar a influência da densidade de corrente e da concentração de níquel da solução sobre a eficiência do processo de eletrorrecuperação;
- f) Determinar a eficiência da eletrorrecuperação quanto à remoção e recuperação metálica de níquel;
- g) Identificar as características dos depósitos metálicos obtidos na eletrorrecuperação quanto aos aspectos morfológicos e químicos.
- h) Comparar os processos de eletrodialise e eletrorrecuperação quanto à eficiência de remoção do metal e à respectiva demanda energética.

### 1.3 MOTIVAÇÃO, INOVAÇÃO E RELEVÂNCIA

Para a escolha do tema da dissertação, além da relevância científica, observou-se também os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecidos na Agenda 2030. As principais ODS compreendidas pelo projeto são as de número 3, 6, 9 e 14.

A ODS de número 6 aborda o tema “água limpa e saneamento”, enquanto a ODS de número 14 refere-se à “vida na água”. Como este trabalho tem como foco o tratamento de águas contaminadas, por meio da remoção de níquel de efluentes, destaca-se a preocupação em garantir seu descarte de forma ambientalmente adequada, contribuindo para a disponibilidade de água limpa. Ao assegurar o lançamento correto dos efluentes em corpos hídricos, busca-se também a preservação dos habitats aquáticos.

De forma análoga, o atendimento aos limites de concentração de íons metálicos em águas residuais, estabelecidos por legislações ambientais, também contribui para o cumprimento do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável de número 3, que trata de “saúde e bem-estar”. O tratamento adequado de efluentes reduz o risco de exposição da população a metais pesados, seja de forma direta ou indireta, prevenindo impactos à saúde humana e contribuindo para a melhoria da qualidade de vida.

Por fim, destaca-se a ODS de número 9, voltada à dimensão econômica, que trata de “indústria, inovação e infraestrutura”. Este trabalho se alinha a tal objetivo ao buscar a avaliação da eficiência de processos eletroquímicos já consolidados, visando sua otimização e a obtenção de resultados comparativos para verificar o que é mais economicamente viável. A Figura 1 apresenta, de forma integrada, as ODS contempladas no desenvolvimento deste estudo e sua relação direta com os objetivos da pesquisa.



**Figura 1.** Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis em consonância com o trabalho (adaptado de NAÇÕES UNIDAS BRASIL, 2025).

Em suma, diante da crescente demanda por soluções eficazes e sustentáveis para o tratamento de efluentes industriais, este trabalho busca avaliar a eficiência da eletrodialise e da eletrorrecuperação na remoção e recuperação de níquel. Além de contribuir para a obtenção de

efluentes livres de espécies metálicas, o reaproveitamento do níquel recuperado poderá representar uma importante economia de recursos, favorecendo a redução de custos com matéria-prima. Mais do que isso, a proposta se insere no contexto da economia circular, promovendo o reuso de materiais e ampliando o ciclo de vida dos metais envolvidos. Assim, espera-se que os resultados obtidos possam contribuir à mitigação dos impactos ambientais e também oferecer alternativas viáveis para a gestão mais inteligente e eficiente de resíduos industriais.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo apresenta a fundamentação teórica que sustenta o desenvolvimento deste estudo, abordando os principais conceitos relacionados ao tratamento de efluentes contendo metais. Inicialmente, são discutidos aspectos associados à qualidade da água, seus parâmetros de avaliação e a legislação ambiental aplicável. Em seguida, são apresentados os processos galvânicos e os efluentes gerados por essa atividade industrial, com destaque para a presença de níquel e seus impactos ambientais. Na sequência, são abordados os métodos convencionais de tratamento de efluentes e suas limitações frente à remoção de contaminantes metálicos. Por fim, são discutidos os fundamentos dos processos eletroquímicos, com ênfase na eletrodialise e na eletrorrecuperação, destacando seus mecanismos, parâmetros operacionais e potencial de aplicação no tratamento de efluentes industriais.

### 2.1 PROPRIEDADES E PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA

A legislação brasileira é bem consolidada ao tratar da água como um bem de domínio público, ao mesmo tempo em que a reconhece como um recurso natural dotado de valor econômico (Brasil, 1997). A comprovação disso se dá quando se observa que ela é essencial para que haja a manutenção da vida, o desenvolvimento social e o funcionamento de atividades produtivas (Brasil, 2007). No entanto, ainda se enfrentam desafios nos campos de gestão, distribuição e qualidade da água (Pereira et al., 2024).

Por ser um bem público, parte-se do princípio de que sua gestão deve ser feita pelo Estado, em nome da coletividade, garantido o acesso aos mais diversos setores, desde o abastecimento humano, até o seu uso em atividades industriais, agrícolas ou geração de energia. Por sua vez, o reconhecimento de seu valor econômico deve orientar políticas que promovam a eficiência do seu uso, com ações que incentivem a redução de desperdícios e a poluição hídrica (Farjalla et al., 2021).

A necessidade de políticas públicas é evidenciada pelo processo de urbanização, que resulta no crescimento populacional e na expansão das atividades industriais. Esse cenário intensifica a utilização dos recursos hídricos (Song et al., 2025), e reforça a importância de estratégias capazes de conciliar o desenvolvimento econômico com a preservação ambiental. Dessa forma, legislações são estabelecidas a fim de classificar os corpos d'água em classes de uso e estabelecer padrões de qualidade, sendo instrumentos fundamentais para garantir que o uso atual não comprometa a disponibilidade hídrica para as futuras gerações (Brasil, 1997).

Com isso, tornam-se necessárias ações e tecnologias voltadas à redução de cargas poluidoras e recuperação de efluentes, especialmente os que são advindos de processos industriais (Kato; Kansha, 2024). Para garantir a efetividade dessas ações, faz-se necessária a definição e o monitoramento de critérios objetivos que permitam avaliar e caracterizar as condições dos corpos hídricos e dos efluentes lançados, os quais são estabelecidos a partir de propriedades e parâmetros específicos de qualidade de água (Lai, 2025).

As fontes de poluição da água podem ser classificadas em naturais, e incluem mudanças climáticas e desastres naturais, ou antropológicos, que envolvem urbanização, atividades industriais e agrícolas, entre outras. Sob essa perspectiva, a avaliação da qualidade da água é fundamental para determinar as estratégias adequadas de uso e tratamento. Para determinar o grau da poluição da água, podem ser utilizados três tipos de parâmetros: físicos, químicos e biológicos. Uma vez realizada a caracterização de acordo com esses parâmetros, as águas podem ser classificadas de acordo com as legislações de cada país (Misman et al., 2023). No Brasil, a PNRH estabelece o enquadramento dos corpos d'água em classes conforme seus usos (Brasil, 1997). Além disso, resoluções específicas definem os padrões e classes para águas doces e subterrâneas, como é o caso das resoluções CONAMA nº 357/2005 e 396/2008, respectivamente (Brasil, 2005, 2008).

Entre os parâmetros físicos podem ser citados a turbidez, temperatura, coloração, gosto, odor, condutividade elétrica, e sólidos dissolvidos e em suspensão. Já os parâmetros químicos abrangem, nutrientes (como nitrogênio amoniacal, nitratos, sulfatos, sulfitos e fósforo), oxigênio dissolvido, demanda biológica e química de oxigênio (DBO e DQO), pH, concentração de metais pesados, presença de substâncias orgânicas, inorgânicas e radioativas, dentre outras (Misman et al., 2023). Os parâmetros físico-químicos são de extrema importância na determinação da qualidade da água, e ao compreendê-los podem ser adotadas estratégias eficazes de monitoramento, gestão e remediação (Zine; Jadhav; Sagar, 2025).

Além desses citados, também existem os parâmetros biológicos, que envolvem a identificação e quantificação de micro-organismos presentes nos corpos hídricos, como bactérias, parasitas, vírus e protozoários (Wen et al., 2020). Eles são amplamente utilizados para detectar potenciais riscos à saúde humana e ambiental e a sua análise, em conjunto com os demais parâmetros, também auxilia a avaliar a qualidade da água, apoiando decisões sobre tratamento, reúso e gestão sustentável dos recursos hídricos (Volf et al., 2025).

Para garantir o monitoramento e a preservação da qualidade dos recursos hídricos, o arcabouço legal brasileiro estabelece um conjunto de normas e legislações que regulamentam o lançamento de efluentes em corpos d'água, considerando parâmetros físicos, químicos e

biológicos como critérios de avaliação. Essas regulamentações contemplam tanto o manejo adequado quanto a necessidade de tratamento prévio dos efluentes, visando minimizar impactos ambientais e evitar a degradação dos ecossistemas aquáticos. Entre essas normas, algumas podem ser observadas no Quadro 1, juntamente com suas principais prerrogativas.

Quadro 1. Legislações brasileiras relacionadas à qualidade da água e recursos hídricos (O Autor, 2026).

Lei nº 6.938/1981 – Política Nacional do Meio Ambiente (Brasil, 1981)	Define princípios e instrumentos para a proteção e recuperação da qualidade ambiental, incluindo os recursos hídricos.
Lei nº 9.433/1997 – Política Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 1997)	Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e define a água como bem público, regulamentando seu uso e gestão.
Lei nº 9.605/1998 – Lei dos Crimes Ambientais (Brasil, 1998)	Estabelece sanções penais e administrativas para danos ambientais, incluindo a poluição dos recursos hídricos.
Lei nº 9.984/2000 – Criação da ANA (Brasil, 2000)	Institui a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, responsável pela gestão dos recursos hídricos federais.
Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005) (Brasil, 2005)	Classifica os corpos de água e estabelece padrões de qualidade para parâmetros físicos, químicos e biológicos.
Lei nº 12.305/2010 – Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010)	Estabelece diretrizes para o gerenciamento de resíduos sólidos, visando à proteção ambiental e dos recursos hídricos.
Resolução CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2011)	Estabelece condições e padrões para o lançamento de efluentes em corpos hídricos.
Portaria GM/MS nº 888/2021 (Brasil, 2021)	Define os padrões de potabilidade e os critérios de controle da qualidade da água para consumo humano.

As indústrias dependem da água para uma variedade de fins, incluindo processos de fabricação, geração de energia, agricultura, mineração, dentre outros. Nesse contexto regulatório, se fazem necessários sistemas de controle e tratamento eficazes dos efluentes gerados, para evitar impactos ambientais e atender às exigências legais de lançamento em

corpos d'água (Singh; Chakraborty; Sehgal, 2023). As indústrias de galvanoplastia exigem atenção especial, pois utilizam grandes volumes de água durante seus processos, e, conseqüentemente, produzem grandes volumes de águas residuais com concentrações substanciais de metais pesados e outros poluentes, exigindo tratamento e gerenciamento desses resíduos líquidos (Kowalik-Klimczak, 2025).

## 2.2 PROCESSOS GALVÂNICOS

Os processos galvânicos são amplamente utilizados nos mais diversos setores industriais, como eletrônica, automotivo e aeroespacial. Se baseiam na deposição eletroquímica de um metal sob uma superfície condutora, formando um revestimento, a fim de melhorar propriedades estéticas, químicas e mecânicas, a exemplo do aumento da resistência a corrosão, condutividade elétrica, dureza e aparência (Boguniewicz-Zabłocka; Corpuz; Naddeo, 2026).

Os principais componentes presentes em um processo galvânico são o eletrólito, eletrodo positivo (anodo), eletrodo negativo (cátodo) e uma fonte de corrente elétrica. Assim, o componente a ser revestido é colocado como cátodo em uma solução eletrolítica contendo sais metálicos. O material utilizado para o revestimento é colocado como ânodo ou, alternativamente, um ânodo inerte pode ser usado se o metal de origem for adicionado ao eletrólito na forma de sal metálico. A intensidade da corrente elétrica que atravessa a solução eletrolítica pode ser controlada, permitindo regular o processo de deposição metálica de acordo com o resultado desejado (Gugua et al., 2024).

Apesar de sua ampla relevância industrial, os processos galvânicos estão associados a um consumo expressivo de água e à produção de efluentes líquidos de elevada complexidade, comumente caracterizados por altas concentrações de metais dissolvidos, presença de cianetos, variações de pH (tanto ácido quanto alcalino) e presença de óleos. Em razão dessas características, esses efluentes representam um desafio para a gestão ambiental, sobretudo diante das exigências legais voltadas à proteção dos recursos hídricos e ao controle da poluição (Kowalik-Klimczak, 2025). Além da necessidade de tratamento adequado antes do descarte, a remoção simultânea de diferentes contaminantes e o gerenciamento dos resíduos gerados durante o tratamento tornam o processo ambientalmente e operacionalmente complexo.

### 2.2.1 Efluentes gerados na galvanoplastia

Os efluentes gerados na galvanoplastia constituem uma das principais preocupações ambientais associadas a esse setor industrial, devido a sua composição complexa e elevado potencial poluidor. Esses efluentes são frequentemente ricos em metais dissolvidos e constantemente lançados em corpos hídricos sem o devido tratamento, representando riscos severos e imediatos tanto ao meio ambiente quanto à saúde humana (Kim et al., 2022).

Alguns dos principais íons metálicos encontrados neles são níquel (Ni), cromo (Cr), cobre (Cu) e chumbo (Pb) (Rajoria; Vashishtha; Sangal, 2021). Esses metais apresentam elevada toxicidade devido à sua natureza não biodegradável, persistência no ambiente e capacidade de bioacumulação e biomagnificação em cadeias tróficas, podendo afetar organismos aquáticos, comprometer a biodiversidade e aumentar a exposição indireta em seres humanos (Ishaq et al., 2023). Essa exposição pode ocasionar efeitos mutagênicos, carcinogênicos e distúrbios nos sistemas renal, neurológico e respiratório (Laoye et al., 2025).

Estudos recentes reportam concentrações elevadas de metais pesados presentes em efluentes gerados por galvânicas. Xu et al. (2025) observaram valores médios (a partir de 144 amostras de efluentes galvânicos) de aproximadamente 36,0 mg.L<sup>-1</sup> para Ni, 22,5 mg.L<sup>-1</sup> para Cu, 73,0 mg.L<sup>-1</sup> para Cr e 36,4 mg.L<sup>-1</sup> para Zn, indicando que os níveis observados frequentemente excedem, os limites de lançamento estabelecidos pelas legislações ambientais. Ajala et al. (2024) realizaram a análise do efluente utilizado em seu trabalho, e encontraram concentrações de 0,6 mg.L<sup>-1</sup> para Pb, 39,66 mg.L<sup>-1</sup> para Cr, 38,13 mg.L<sup>-1</sup> para Ni, 3,65 mg.L<sup>-1</sup> para Zn, 5,93 mg.L<sup>-1</sup> para Fe, 2,06 mg.L<sup>-1</sup> para Cu e 0,044 mg.L<sup>-1</sup> para Cd, valores que também excedem largamente os padrões normativos, como do Brasil, por exemplo. Worku et al. (2023) identificaram Cr próximo de 92 mg.L<sup>-1</sup> em um efluente real utilizado para testes de adsorção.

No Brasil, estudos de caso também evidenciam cenários críticos. O trabalho de Bortot Coelho et al. (2021) reportou concentrações de cromo e zinco de 78 mg.L<sup>-1</sup> e 2178 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, valores que superam amplamente os padrões ambientais nacionais, enquanto outros ensaios com efluentes brasileiros destacaram concentrações significativas de cobre em linhas de niquelação (com valores na faixa de 6 g.L<sup>-1</sup>) (Nepel et al., 2022). Esses dados mostram que, embora os valores variem conforme o processo e o local, os efluentes galvânicos apresentam concentrações de metais que podem ir de alguns até milhares de miligramas por litro, configurando um desafio para o tratamento e a conformidade ambiental.

### 2.2.1.1 Níquel

Entre os metais presentes nos efluentes galvânicos, o níquel merece especial atenção, uma vez que apresenta uma ampla gama de aplicações, podendo ser utilizado para conferir maior resistência à corrosão, dureza, brilho e propriedades estéticas às superfícies em que é depositado. Essa versatilidade torna o recobrimento com níquel essencial para aumentar a durabilidade de ligas metálicas empregadas em setores estratégicos, como automotivo, aeroespacial e eletroeletrônico (Gugua et al., 2024).

No entanto, a liberação de níquel em efluentes representa riscos à saúde humana e ao meio ambiente. Do ponto de vista ambiental, o lançamento de níquel em corpos hídricos pode ocasionar mortalidade de organismos aquáticos, redução dos teores de oxigênio dissolvido e proliferação de algas. Quando presente em corpos d'água, o material tende a se converter em íons hidratados, forma mais tóxica do que os íons metálicos, capaz de interferir nas atividades enzimáticas de microrganismos e de facilitar sua absorção pelos organismos aquáticos (Kumar et al., 2022). Quanto aos riscos aos seres humanos, como esse material tende a se acumular em organismos vivos, quando em contato com o homem (direta ou indiretamente), pode levar a problemas nos rins e pulmões, dermatite, distúrbios gastrointestinais, fibrose pulmonar, e até mesmo ao câncer, uma vez que se trata de um material carcinogênico (Giurlani et al., 2024).

Diante disso, torna-se fundamental adotar tecnologias eficazes para a remoção desse contaminante de efluentes. Além disso, sob a ótica econômica, a recuperação desse metal para reúso nos processos industriais representa uma alternativa vantajosa, reduzindo custos relacionados às matérias-primas utilizadas (Liu et al., 2023b).

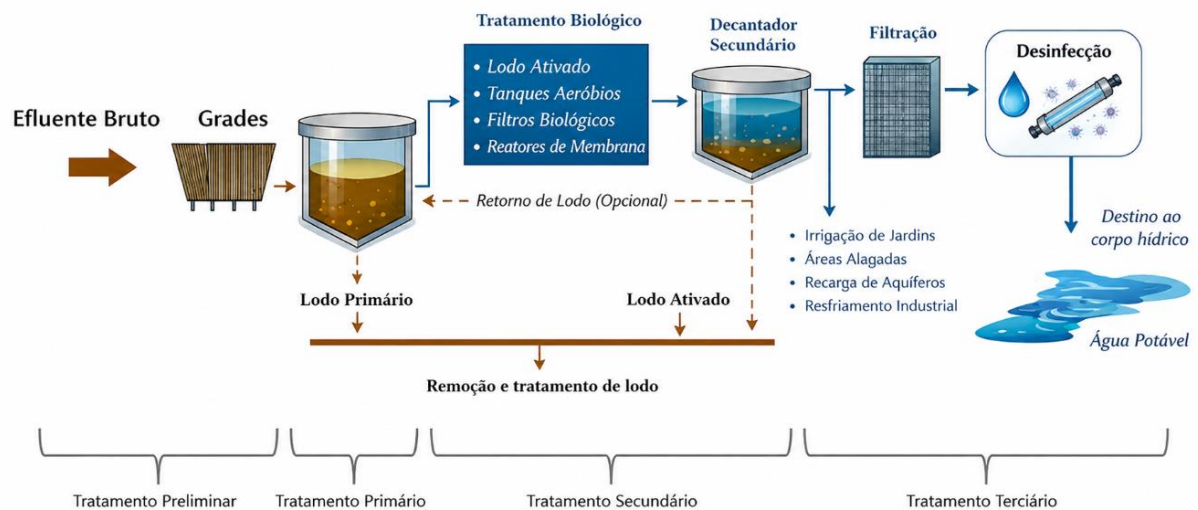
## 2.3 ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

As estações de tratamento de efluentes apresentam um papel fundamental na garantia da qualidade de água e mitigação dos impactos ambientais das águas residuais. Elas têm como principal objetivo remover patógenos, nutrientes e poluentes, visando à proteção dos recursos hídricos e ecossistemas aquáticos. O tratamento é feito por uma sequência de operações físico-químicas e biológicas, variando de acordo com as características e origem dos efluentes, sendo que nos sistemas convencionais o foco se dá na remoção de sólidos, matéria orgânica e contaminantes dos efluentes (Fernandes; Ramísio; Puga, 2024)

### 2.3.1 Etapas convencionais do tratamento de efluentes

Convencionalmente, os processos de tratamento de efluentes possuem diversas etapas que empregam operações unitárias e métodos físicos, químicos e biológicos para remover sólidos, matéria orgânica, nutrientes e contaminantes dos efluentes, tanto domésticos quanto industriais. No tratamento convencional, a primeira etapa, também chamada de preliminar, consiste no emprego de processos físicos como o peneiramento. Nele, o efluente é captado e passa através de peneiras ou grades, a fim de evitar a entrada de trapos, papel, cordas e fibras, minimizando o risco de mau funcionamento de equipamentos das próximas etapas devido à presença de sólidos. São realizados na sequência o tratamento primário, secundário e terciário (Fernandes; Ramísio; Puga, 2024). A Figura 2 traz um esquema de um processo com as etapas convencionais empregadas no tratamento de efluentes.

As etapas apresentadas na Figura 2 representam um modelo convencional de tratamento amplamente aplicado a efluentes domésticos e sanitários, baseado em operações físicas, químicas e biológicas. Embora parte dessas etapas também possa ser empregada em efluentes industriais, como os provenientes da galvanoplastia, a elevada complexidade e presença de metais frequentemente exigem tratamentos complementares ou tecnologias mais avançadas.



**Figura 2.** Fluxograma simplificado das etapas convencionais de tratamento aplicadas principalmente a efluentes domésticos e sanitários (Adaptado de Fernandes; Ramísio; Puga, 2024).

### 2.3.1.1 Tratamento primário

Logo após a remoção de componentes mais grosseiros, realizado pelo tratamento preliminar, vem a fase de tratamento primário. Nela, utilizam-se agentes químicos, como coagulantes e floculantes, combinados a processos físicos de sedimentação por gravidade, visando melhorar a remoção de compostos hidrofóbicos (Fernandes; Ramísio; Puga, 2024).

A coagulação é um método de tratamento que envolve a adição de agentes coagulantes para induzir a desestabilização de partículas coloidais presentes na água, que, em condições normais, permanecem em suspensão devido às forças de repulsão eletrostática, levando à subsequente agregação, com o objetivo de sedimentação e separação por meio de filtração ou flotação por ar. Alguns agentes coagulantes utilizados são sais a base de alumínio, como sulfato e cloreto de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  e  $\text{AlCl}_3$ ), outros à base de ferro, como sulfato férrico ( $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ), sulfato ferroso ( $\text{FeSO}_4$ ), cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3$ ) e diferentes polieletrólitos (Lucas et al., 2025). Durante a coagulação, ocorre a formação de flocos instáveis, resultantes da agregação inicial das partículas desestabilizadas. A eficiência dessa etapa está fortemente associada ao controle do pH e à dosagem adequada do coagulante, uma vez que esses fatores influenciam diretamente as reações químicas envolvidas (Aragaw; Bogale, 2023).

A floculação é a etapa seguinte à coagulação e tem como objetivo favorecer o crescimento e a agregação dos flocos formados, tornando-os maiores, mais densos, e, portanto, mais facilmente removíveis por operações físicas subsequentes, como a decantação. Esse processo ocorre sob condições de agitação lenta e controlada, de modo a favorecer o contato entre as partículas, sendo que agitações de alta intensidade e mistura rápida podem provocar a quebra dos microflocos e reduzir o potencial de recrescimento dos agregados formados (Li; Hu; Wang, 2021). Entre os agentes floculantes utilizados destacam-se polímeros orgânicos sintéticos, como a poliacrilamida, além de floculantes naturais, como quitosana, celulose, alginato de sódio, taninos, gomas naturais e amidos, empregados para favorecer a agregação e sedimentação das partículas suspensas (Lee; Robinson; Chong, 2014).

A sedimentação é um processo físico destinado à separação dos flocos formados nas etapas anteriores por ação da gravidade. Nessa etapa, os flocos sedimentáveis se acumulam no fundo dos decantadores, formando um lodo, enquanto o efluente clarificado permanece na parte superior do sistema. A eficiência desse processo depende de fatores como o tamanho e a densidade dos flocos, a taxa de aplicação hidráulica e o tempo de detenção do efluente no decantador. Um desempenho adequado dessa etapa é essencial para evitar o arraste de sólidos para as próximas etapas, aumentando assim a eficiência global do processo (Lahnsteiner, 2024)

Esses processos possuem limitações, como por exemplo não serem tão eficazes com baixas concentrações de metais. Além disso, o lodo gerado na sedimentação requer manejo e disposição adequados, uma vez que pode conter elevadas concentrações de metais e outros contaminantes, especialmente no tratamento de efluentes industriais. Dessa forma, esses processos podem contribuir parcialmente para remoção de contaminantes, embora, isoladamente, não sejam suficientes para atender a limites legais mais restritivos (Oladimeji et al., 2024).

#### 2.3.1.2 Tratamento secundário

Após as etapas do tratamento primário, caso haja carga orgânica no efluente, ele segue para o tratamento secundário. Nessa etapa, o principal objetivo é a redução do material biodegradável existente, e para isso, utilizam-se de microrganismos para consumir a matéria orgânica dissolvida e em suspensão. Como resultado, é obtido um lodo secundário que se separa pela diferença de densidade, devido ao aumento do número de microrganismos formados (Nunes et al., 2021).

Os processos biológicos empregados no tratamento secundário podem ser classificados, de forma geral, em sistemas aeróbios e anaeróbios. Nos sistemas aeróbios são utilizados microrganismos dependentes de oxigênio para degradar matéria orgânica e converter poluentes em compostos mais simples por meio da respiração aeróbica. Os sistemas aeróbicos podem ser divididos em duas categorias principais: crescimento suspenso e crescimento aderido (Zhen; Ho; Tai, 2025). No primeiro, os microrganismos permanecem dispersos no reator biológico, e degradam a matéria orgânica por meio de processos naturais, favorecidos por condições adequadas de mistura, como ocorre nos sistemas de lodos ativados, reatores em batelada sequencial e lagoas aeradas (Riffat; Husnain, 2022).

Já nos processos de crescimento aderido, os microrganismos se fixam em superfícies inertes presentes no reator, como pedras ou materiais sintéticos. À medida que o efluente escoar por essas estruturas, ocorre o contato com o biofilme formado, promovendo a conversão e a remoção dos compostos orgânicos. Exemplos desses sistemas incluem filtros percoladores, biorres e contactores biológicos rotativos. Os processos de crescimento aderido normalmente apresentam maior eficiência de remoção, elevada concentração microbiana, maior estabilidade operacional e menor geração de lodo quando comparados aos sistemas de crescimento suspenso (Riffat; Husnain, 2022).

Quanto aos processos anaeróbios, esses funcionam em condições de privação de oxigênio, ocorrendo a decomposição de materiais orgânicos complexos em metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). O desempenho dos processos de tratamento biológico depende de fatores como temperatura, pH e concentração de substrato, os quais podem ser ajustados para favorecer a eficiência e a estabilidade operacional do sistema (Zhen; Ho; Tai, 2025).

A presença de metais no lodo biológico pode afetar o desempenho dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica. Os metais apresentam mecanismos de ação tóxica baseando-se principalmente na produção de espécies reativas de oxigênio (EROs), que causam estresse oxidativo, danificam membranas celulares, interagem com proteínas, enzimas, ácidos nucleicos e metabólitos, e interrompem a cadeia de transporte de elétrons. Como resultado, sua influência sobre os microrganismos do lodo resulta em comprometimento da remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo (Matyja et al., 2025).

### 2.3.1.3 Tratamento terciário e desinfecção

Concluídas as etapas de tratamento primário e secundário, o efluente é submetido ao tratamento terciário, no qual são aplicados processos complementares que tem por objetivo a remoção de matéria orgânica residual, nutrientes, turbidez, nitrogênio, fósforo, metais pesados e microrganismos patogênicos, como bactérias e vírus. Essa etapa tem como finalidade principal viabilizar a reutilização ou a reciclagem da água residual tratada, possibilitando sua aplicação em atividades como a irrigação (Koul et al., 2022).

Alguns dos processos utilizados são filtração por membrana e técnicas de oxidação para tornar as águas residuais reutilizáveis. Posteriormente, a água purificada pode ser encaminhada para reservatórios ou destinada a usos compatíveis com os padrões de qualidade estabelecidos. O efluente pode ainda passar pelo processo de desinfecção, etapa final que inclui o uso de desinfetantes como oxidantes químicos, compostos de cloro, ozônio e raios ultravioleta para eliminar as bactérias ou vírus patogênicos remanescentes após o tratamento terciário (Koul et al., 2022).

### 2.3.2 Limitações dos tratamentos convencionais na remoção de metais

Os processos convencionais, apresentam desafios como manutenção, monitoramento, contaminantes emergentes, problemas de eficiência e gestão do descarte de lodo gerado, o que leva a um aumento nos seus custos. As águas residuais têm origem de diversas fontes, como águas pluviais, águas residuais domésticas e industriais e escoamento agrícola, dentre outras.

Cada fonte tem suas particularidades e introduz poluentes variados, desde não perigosos, até perigosos, além de compostos orgânicos e inorgânicos, o que exige abordagens de tratamento personalizadas (Fernandes; Ramísio; Puga, 2024).

Nos efluentes industriais, a presença de metais pesados em concentrações que podem variar desde alguns miligramas por litro até valores na ordem de milhares de miligramas por litro torna necessária a utilização de processos alternativos. Além disso, a complexidade da matriz dos efluentes, caracterizada pela presença simultânea de diferentes espécies químicas, pode dificultar a remoção desses contaminantes por técnicas convencionais. Em alguns casos, variações de pH e a competição com outros íons interferem diretamente na eficiência do processo, podendo resultar em efluentes que ainda não atendem aos padrões de lançamento (Hama Aziz et al., 2023). A partir disso, técnicas mais avançadas têm ganhado destaque, como processos de adsorção (Wang et al., 2021a), utilização de membranas (Silvestre; Baldasso, 2022) e o uso de processos eletroquímicos para o tratamento de efluentes (Acosta-Santoyo et al., 2024).

#### 2.4 PROCESSOS ELETROQUÍMICOS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES

Os processos eletroquímicos têm se destacado como alternativas promissoras para o tratamento de efluentes líquidos, visto que apresentam diversas vantagens em relação a outras abordagens para o tratamento de águas residuais. Essas tecnologias são de fácil aplicação e adaptáveis a fluxos de efluentes variáveis, além de permitirem a eliminação de uma ampla gama de contaminantes. Isso os tornam opções ideais para o tratamento de efluentes de origem industrial, visto que esses apresentam elevada complexidade e concentrações elevadas de contaminantes inorgânicos, como metais dissolvidos (Yadav; Kamsonlian, 2023).

Os requisitos para a escolha do tratamento eletroquímico a ser utilizado dependem do conteúdo e do volume da água a ser tratada, e também dos contaminantes que precisam ser removidos. Diferentemente dos tratamentos convencionais, os processos eletroquímicos permitem maior controle operacional, sendo capazes de se adaptar rapidamente a variações na composição e nos parâmetros físico-químicos do efluente, simplesmente aplicando ou removendo energia elétrica e/ou alterando a densidade da corrente. Além disso, apresentam vantagens como menor necessidade de adição de reagentes químicos e elevada eficiência na remoção de poluentes (Yadav; Kamsonlian, 2023).

### **2.4.1 Fundamentos dos processos eletroquímicos**

Os processos eletroquímicos baseiam-se na utilização de corrente elétrica através de um meio eletrolítico, promovida pela aplicação de uma diferença de potencial entre dois eletrodos: o ânodo e o cátodo. Quando submetido a esse campo elétrico, o sistema passa a apresentar reações de oxidação no ânodo e de redução no cátodo, além da migração de espécies iônicas em direção aos eletrodos de carga oposta (Alkhadra et al., 2022).

No tratamento de efluentes, essas reações podem resultar na remoção de contaminantes por diferentes mecanismos, como a precipitação de metais na forma de hidróxidos, a deposição metálica sobre o cátodo, a oxidação eletroquímica de compostos orgânicos e a separação iônica seletiva por meio de membranas. A eficiência desses processos está diretamente relacionada às propriedades do efluente, como condutividade elétrica, pH e composição iônica, bem como às características dos materiais eletroativos utilizados. A compreensão desses fundamentos é essencial para o entendimento das tecnologias eletroquímicas aplicadas ao tratamento de efluentes (Feng et al., 2016).

Entre as diferentes tecnologias eletroquímicas aplicadas ao tratamento de efluentes, podem ser citadas aquelas baseadas na migração iônica seletiva e na recuperação de metais por reações eletroquímicas controladas. Dessa forma, a eletrodiálise e a eletrorrecuperação assumem papel de destaque, especialmente no tratamento de efluentes contendo metais dissolvidos, como os oriundos de processos galvânicos.

### **2.4.2 Eletrodiálise**

A eletrodiálise (ED) é um processo de separação de membranas que aplica princípios eletroquímicos para o seu funcionamento. Os processos de separação por membranas (PSM) destacam-se não apenas pela sua eficácia na remoção de metais, mas também pelo potencial de recuperação desses elementos, configurando-se como uma alternativa ambientalmente sustentável e interessante (Klishchenko; Chebotarova, 2023).

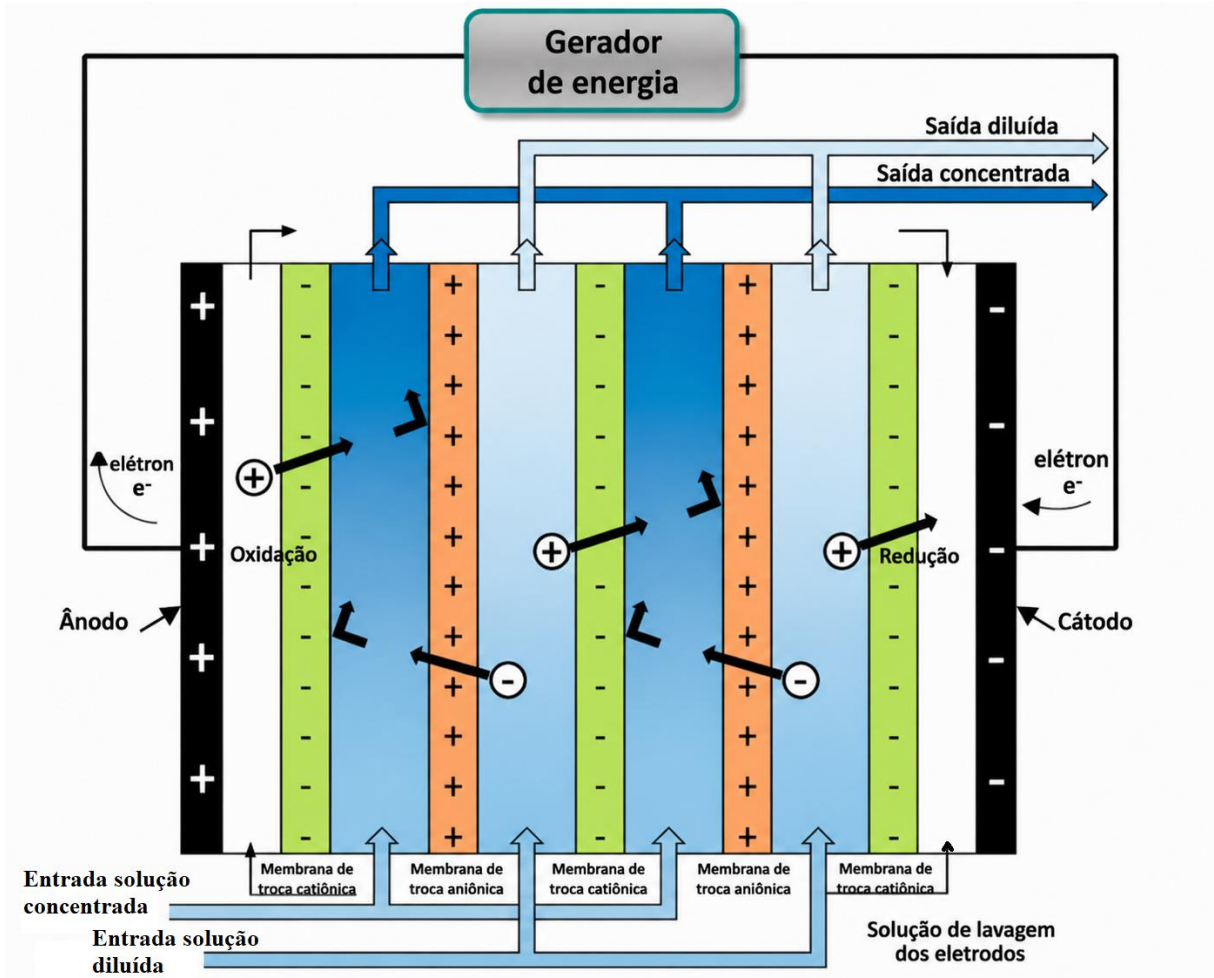
Durante os PSM, a alimentação, na qual está contida uma mistura de diferentes espécies, é submetida à ação de uma força motriz, que pode ser resultante de gradientes de potencial químico ou elétrico, promovendo o transporte seletivo de determinadas partículas através da membrana. Ao final do processo, a alimentação se separa em duas correntes: o permeado, que atravessa a membrana e possui baixa concentração de partículas maiores que o

diâmetro médio dos poros (ou menos afins à membrana); e o concentrado, que retém os componentes que não conseguiram atravessar a barreira seletiva (Mulder, 1996).

A aplicação de membranas íon-seletivas no processo de eletrodialise tem se consolidado como uma alternativa promissora para o tratamento de efluentes provenientes de processos galvânicos. Essa tecnologia possibilita a remoção eficiente de metais presentes em efluentes, alcançando, em muitos casos, eficiências superiores a 99 % para diversos íons metálicos (Arana Juve et al., 2022). Dessa forma, a ED contribui para o atendimento aos limites estabelecidos pelas legislações ambientais vigentes em âmbito global e para o aprimoramento da eficiência dos sistemas de tratamento de efluentes industriais (Wang et al., 2021a).

Esse processo, inicialmente desenvolvido com foco na dessalinização de águas (Al-Amshawee et al., 2020), passou a ser aplicado em outras áreas, como nas indústrias alimentícia, química e no tratamento de águas residuais (Cournoyer; Bazinet, 2023) e efluentes galvânicos em função dos avanços no desenvolvimento de membranas (Babilas et al., 2024). Dentre as principais vantagens da ED, destacam-se o menor consumo de reagentes químicos (Sim et al., 2024) e as condições operacionais, podendo operar a pressão e temperatura ambiente (Zhang et al., 2025).

O princípio de funcionamento da eletrodialise se baseia na aplicação de um campo elétrico como força motriz para promover a migração de íons através de membranas íon-seletivas, que são organizadas entre dois eletrodos posicionados nas extremidades do sistema (Wang et al., 2021a). A seletividade do processo ocorre em virtude das interações eletrostáticas, que promovem a atração ou repulsão de íons, possibilitando a remoção seletiva dos metais desejados. A Figura 3 traz um esquema do processo de ED (Siekierka; Nowicka; Ostrowska, 2023).



**Figura 3.** Diagrama esquemático de um sistema de eletrodialise (Adaptado Gurreri et al., 2020).

Dessa forma, os cátions atravessam as membranas catiônicas (MC), enquanto os ânions perpassam as membranas aniônicas (MA), resultando em compartimentos do tipo concentrado e diluído, respectivamente (Bazinet; Geoffroy, 2020). A seletividade de cada membrana está relacionada aos grupos funcionais que as compõem: as membranas catiônicas contêm grupos carregados negativamente, usualmente grupos sulfônicos, permitindo a passagem de íons positivos (Tekinalp et al., 2023). De maneira contrária, as membranas aniônicas apresentam grupos carregados positivamente, geralmente cátions de amônio quaternário, que favorecem exclusivamente a migração de íons negativos (Paltrinieri et al., 2019).

#### 2.4.2.1 Reações no processo de eletrodialise

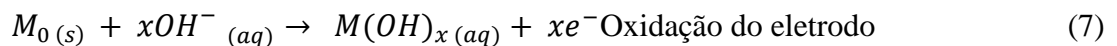
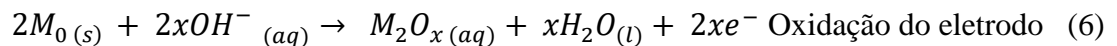
No processo de eletrodialise, a condução da corrente elétrica é realizada pelos eletrodos, que podem ser de diversos materiais ou configurações, a depender do módulo

escolhido. O seu material de fabricação é de extrema importância para o desempenho do sistema, devendo ser escolhidos materiais resistentes à corrosão, como platina e titânio.

Nos eletrodos, ocorrem reações de oxirredução, sendo que no cátodo (-) ocorre a redução, e no ânodo (+) a oxidação. No cátodo, a reação mais frequente é a decomposição da água, com a formação de hidrogênio ( $H_2$ ) e íons hidróxido ( $OH^-$ ). Como há uma maior formação de íons hidróxido ( $OH^-$ ) do que hidrogênio ( $H^+$ ) no meio, isso pode levar à elevação do pH no compartimento catódico. Além disso, pode ocorrer também a deposição do metal de interesse. Essas reações são descritas nas Equações 1, 2 e 3 (Livinalli, 2021).



No ânodo, uma das principais reações possíveis é a dissolução do metal presente no meio, conforme representado na Equação 4. Se há a presença de íons cloreto em solução, pode ocorrer a formação de gás cloro, descrita na Equação 5, a qual pode ser minimizada pela utilização de uma membrana catiônica posicionada próxima ao polo positivo. Além dessas reações, também podem ocorrer reações de oxidação do material constituinte do eletrodo, a depender do material utilizado, além da formação de oxigênio e hidrogênio dissolvidos no meio, conforme exemplificado nas Equações 6 a 9 (Livinalli, 2021).



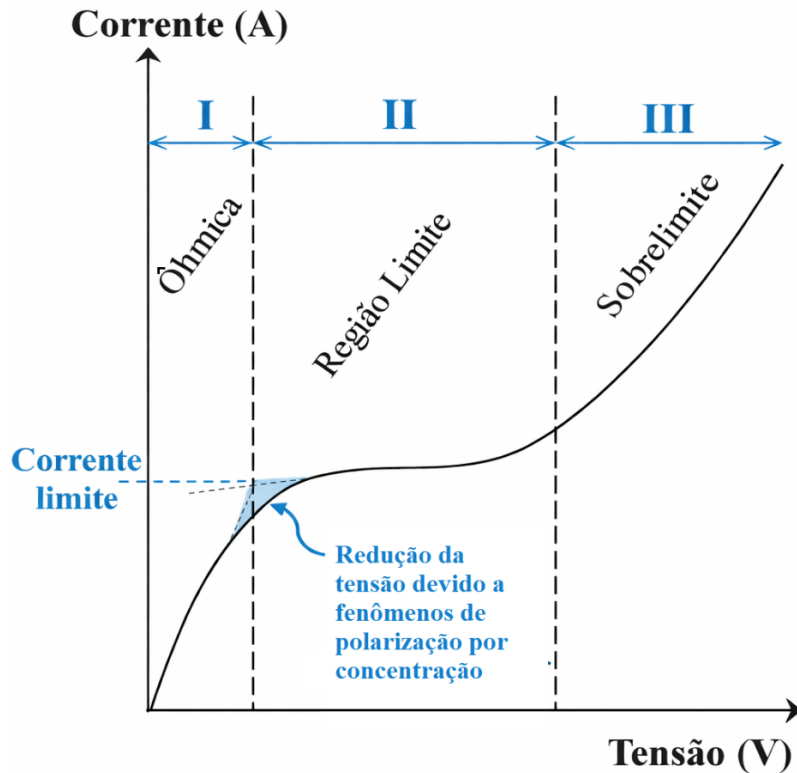
#### 2.4.2.2 Fenômenos associados à eletrodialise

Um cuidado que se deve ter quando se utiliza o processo de eletrodialise é tentar minimizar o fenômeno de polarização. Esse fenômeno consiste de um aglomerado de íons na superfície da membrana em contato com a célula da solução concentrada. Quando esse

fenômeno ocorre, caracteriza-se a região de corrente limite de um sistema. Dessa forma, quando esse limite é atingido, por mais que se aplique um aumento na corrente elétrica do sistema, não ocorrerá um aumento proporcional de transferência de íons, já que o processo está sendo limitado pelo processo de difusão (Zimmermann et al., 2023).

Para monitorar esse parâmetro, existem estudos que auxiliam a encontrar o valor da corrente limite para o sistema. Autores como Cowan e Brown (1959), Spiegler, (1971) e Forgacs et al. (1972) estudaram a relação entre a corrente e a tensão do sistema. Variando-se a tensão ponto a ponto, eles conseguiram observar como a corrente se comportava. As curvas obtidas pelos métodos resultaram em três regiões. Inicialmente, na chamada região ôhmica, a corrente elétrica apresenta aumento proporcional à tensão aplicada, caracterizando um comportamento linear típico do cumprimento da Lei de Ohm, no qual a resistência global do sistema permanece praticamente constante.

À medida que a tensão continua a aumentar, atinge-se uma segunda faixa, conhecida como região limite ou de platô, em que a corrente tende a se estabilizar mesmo com o acréscimo do potencial aplicado. Esse patamar corresponde à densidade de corrente limite, valor máximo a partir do qual a concentração de íons na interface da membrana se torna crítica e passam a ocorrer fenômenos como a dissociação da água. Por fim, ao se ultrapassar essa condição, estabelece-se a região sobrelimite, na qual a corrente volta a crescer com o aumento da tensão. Esta região corresponde a uma ultrapassagem da densidade de corrente limite, durante a qual a energia elétrica é utilizada para dissociar moléculas de água sem participar da separação de solutos. Este regime também é caracterizado pela ocorrência de fenômenos de exaltação e convecção induzida por corrente. A Figura 4 mostra uma representação de um gráfico típico desses fenômenos (Bazinet; Geoffroy, 2020).



**Figura 4.** Curva de corrente em função da diferença de potencial para determinação da corrente limite (Adaptado de Bazinet; Geoffroy, 2020)

Além do efeito de polarização, outros fenômenos que podem ocorrer durante o processo de eletrodialise são o *fouling* e o *scaling*. O primeiro refere-se ao acúmulo indesejado de impurezas e contaminantes no interior ou superfície das membranas, comprometendo assim a sua eficiência operacional. As incrustações comprometem o transporte iônico, fazendo com que seja necessário o aumento de tensão aplicada ao sistema, para que seja mantido o seu desempenho. Como consequência, há elevação do consumo energético e dos custos operacionais. Além disso, a ocorrência contínua desse fenômeno acelera a degradação das membranas de troca iônica, reduzindo sua vida útil e aumentando a necessidade de manutenção ou substituição (Wenten; Bazant; Khoiruddin, 2024).

O *fouling* em membranas de troca iônica pode ocorrer por diferentes mecanismos, podendo ser inorgânico, orgânico, coloidal e biológico. A forma inorgânica está relacionada à formação e deposição de sais pouco solúveis a partir de íons de cálcio, magnésio, bário, sulfato e bicarbonato, que precipitam e se acumulam na superfície da membrana. Já a incrustação orgânica ocorre quando substâncias como proteínas, óleos, compostos aromáticos, carboidratos e ácidos húmicos, aderem à membrana, devido a interações eletrostáticas e hidrofóbicas. No caso da incrustação coloidal, partículas finas em suspensão, como sílica coloidal, óxidos metálicos e minerais argilosos aderem à superfície, formando uma camada que dificulta o

transporte de íons ao aumentar a resistência à difusão. Por fim, o *biofouling* é caracterizado pela adesão e crescimento de microrganismos, com conseqüente formação de biofilmes que impactam negativamente a eficiência e a estabilidade operacional do sistema (Malalagama et al., 2025).

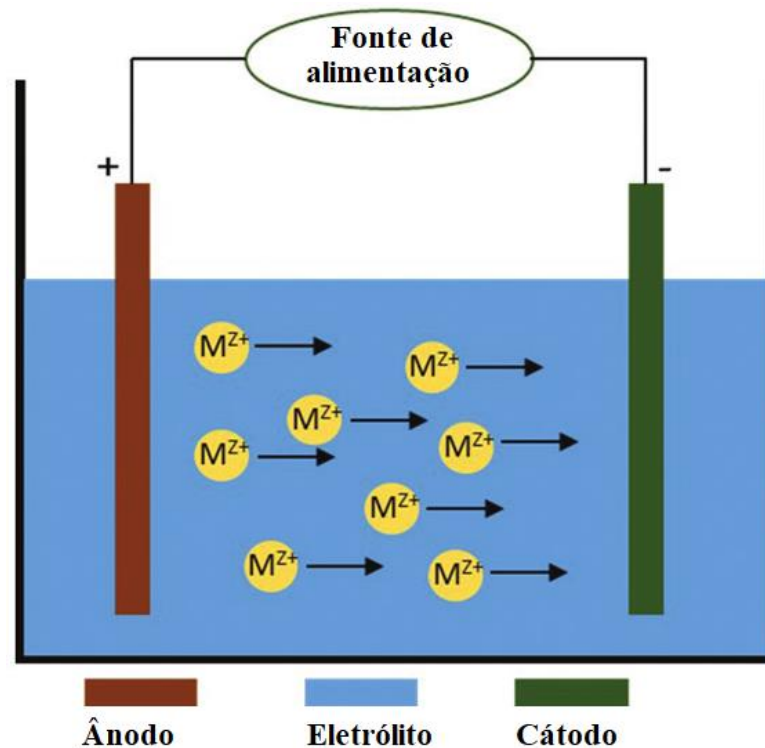
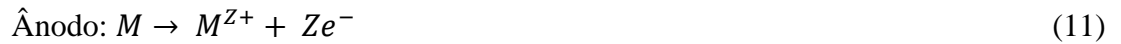
De forma similar, o *scaling* é a precipitação de sais inorgânicos na superfície das membranas quando a quantidade de íons disponíveis em solução é elevada. Esse fenômeno é originado de variações no pH na interface da membrana (Livinalli, 2021). Ambos os fenômenos comprometem a estabilidade operacional, elevam o consumo energético e reduzem a vida útil das membranas, tornando necessário o controle rigoroso das condições operacionais. Assim, a compreensão desses mecanismos é essencial para a otimização do desempenho e da viabilidade econômica dos sistemas de eletrodialise, especialmente no tratamento de efluentes industriais complexos (Malalagama et al., 2025).

### 2.4.3 Eletrorrecuperação

A eletrorrecuperação (também chamada de eletrodeposição em alguns contextos) é uma técnica eletroquímica aplicada tanto para a remoção quanto para a recuperação de metais presentes em efluentes líquidos. O processo baseia-se na aplicação de uma corrente elétrica contínua em uma célula eletrolítica, promovendo reações de oxirredução. Nessas reações, os íons metálicos presentes na solução aquosa são reduzidos, convertendo-se em sua forma metálica (elementar) ou em sais, o que resulta na sua remoção da fase líquida (Devda et al., 2021). Dessa forma, além de reduzir a carga contaminante do efluente, o processo viabiliza o reaproveitamento de metais que possuam valor econômico.

Assim, para o processo de eletrorrecuperação, são necessários uma célula eletrolítica, um eletrólito (solução eletroquímica na qual estão presentes metais ou sais metálicos que se deseja recuperar), eletrodos (um ânodo e um cátodo) e uma fonte de alimentação. A fonte de alimentação é conectada aos terminais dos eletrodos, e a corrente flui através deles. Como resultado, os cátions (íons metálicos  $M^{Z+}$ ) são atraídos para o cátodo e depositados sobre ele. Conforme a deposição ocorre, forma-se uma camada uniforme de metal através do processo de redução. Durante o processo de eletrorrecuperação, as reações químicas representadas pelas Equações 10 e 11 ocorrem no cátodo e no ânodo respectivamente (Mohan Mundotiya; Ullah, 2019). A representação do processo pode ser vista na Figura 5.





**Figura 5.** Diagrama esquemático de um sistema de Eletrorecuperação (Traduzido de Mohan Mundotiya; Ullah, 2019)

Essa tecnologia tem sido amplamente empregada na recuperação de metais de alto valor agregado, como os metais preciosos (ouro e prata), permitindo seu reúso e contribuindo para a redução de custos operacionais (Liu et al., 2021). Além disso, em países que dependem da importação de metais como o níquel, devido à escassez de reservas naturais, a recuperação desses elementos a partir de efluentes industriais representa uma alternativa estratégica, tanto para a diminuição dos gastos com importações quanto para a mitigação dos impactos associados à mineração (Liu et al., 2023b).

O descarte inadequado de efluentes contendo metais pesados, além de representar um risco ao meio ambiente e à saúde humana, resulta na perda de recursos valiosos. Diante desse cenário, a eletrorecuperação destaca-se como uma "tecnologia verde", pois reduz a necessidade de reagentes químicos externos, como precipitantes ou agentes neutralizantes, e possibilita a recuperação direta do metal na forma sólida, possibilitando o reaproveitamento dos metais presentes nas águas residuais geradas por processos industriais, como a galvanoplastia e processos análogos (Li; Hu; Wang, 2021).

#### 2.4.3.1 Parâmetros operacionais e de projeto da eletrorrecuperação de níquel

O desempenho da eletrorrecuperação é influenciado por variáveis operacionais como pH, temperatura, composição da solução, densidade de corrente, regime de agitação e material do eletrodo. Esses parâmetros determinam tanto o consumo de energia do processo quanto as propriedades físico-químicas do depósito metálico obtido (Pissolati, 2017).

Para a eletrorrecuperação de níquel, é necessário um controle rigoroso do pH, sendo o ideal para a recuperação de níquel próximo a faixa de 3,5 a 5,5. Em meios excessivamente ácidos a redução de  $H^+$  com formação de hidrogênio gasoso compete com a redução de  $Ni^{2+}$ , podendo aumentar o consumo de energia e provocar defeitos no depósito, como pites e trincas. Por outro lado, valores de pH elevados favorecem a formação de hidróxido de níquel ( $Ni(OH)_2$ ) no cátodo, comprometendo a pureza e a transferência de carga (Akram et al., 2024; Pandey et al., 2025).

A concentração de  $Ni^{2+}$  e a composição da solução também exercem influência sobre o depósito. Uma maior disponibilidade iônica tende a acelerar a taxa de deposição e pode melhorar a morfologia do depósito. Quanto à presença de impurezas metálicas, inorgânicas ou orgânicas, estas podem alterar a estrutura cristalina, reduzir a eficiência de corrente e gerar defeitos estruturais, tornando indispensável o controle da composição do eletrólito antes da etapa de eletrorrecuperação (Pissolati, 2017).

A densidade de corrente e a temperatura são igualmente determinantes. A densidade de corrente influencia diretamente o tamanho de grão do depósito. Valores elevados assim como meios ácidos, podem levar à liberação de hidrogênio, o que compete com o processo de deposição de níquel e pode reduzir a eficiência da corrente. Além disso, também pode causar aumento da tensão interna e a formação de depósitos ásperos ou pulverulentos, comprometendo a qualidade e a aderência da camada de níquel. Por fim, o aumento da temperatura melhora a condutividade do eletrólito e as taxas de transferência de massa e carga, com as porcentagens de recuperação de níquel aumentando à medida que a temperatura aumenta (Pandey et al., 2025).

A eletrorrecuperação de níquel tem especial relevância em efluentes de galvanoplastia, onde as concentrações de  $Ni^{2+}$  podem variar de dezenas a milhares de miligramas por litro. Em concentrações mais elevadas, a recuperação eletroquímica apresenta melhor eficiência, atingindo valores superiores a 99 % sob condições otimizadas de pH e densidade de corrente (Akram et al., 2024). No entanto, em soluções muito diluídas, com concentrações de  $Ni^{2+}$  abaixo de valores da ordem de  $1 \text{ mg.L}^{-1}$ , técnicas eletroquímicas isoladas, como a deposição catódica,

podem ser insuficientes, conforme mostram os estudos de Wang et al. (2021). Nesses casos, a combinação com outros processos, como a eletrodialise, pode ser necessária para atingir padrões de lançamento mais restritivos.

#### **2.4.4 Estado da Arte**

A Tabela 1 traz alguns resultados de estudos na área de eletrorrecuperação (eletrodeposição) e eletrodialise focando em efluentes galvânicos e/ou contendo níquel como contaminante. Ela sintetiza os contaminantes que foram analisados em cada estudo, os principais resultados obtidos, e o processo utilizado no tratamento

**Tabela 1.** Resumo dos processos aplicados por diferentes autores no tratamento de efluentes contendo metais, indicando o contaminante avaliado e os principais resultados obtidos em cada estudo (O Autor, 2026)

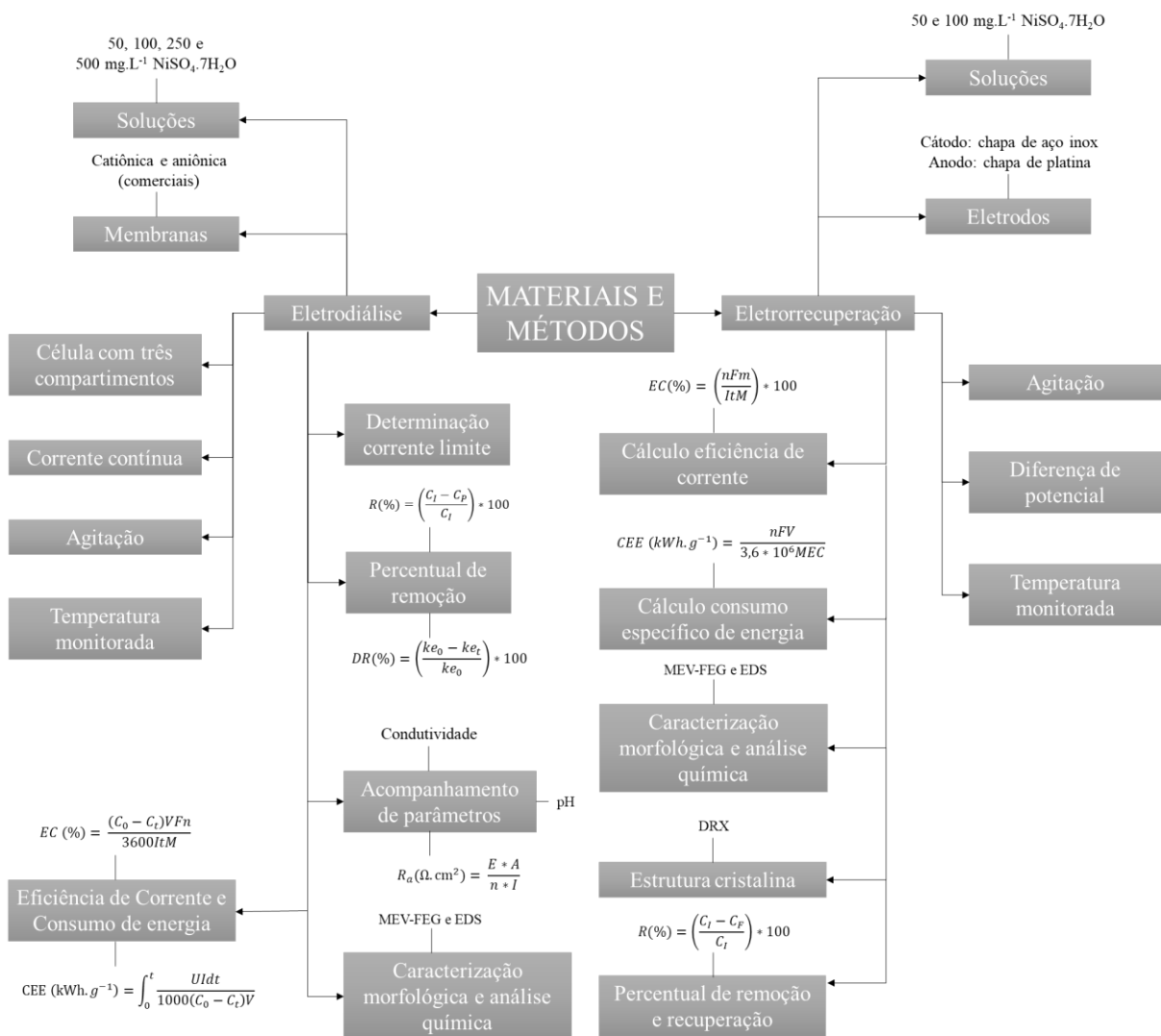
Processo(s) utilizado(s)	Contaminantes estudados	Principais resultados	Referência
Eletrodiálise	Níquel e cromo de soluções sintéticas na concentração de 50 mg.L <sup>-1</sup> de cada metal	Remoção de 97,9 % de cromo e 92,3 % de níquel	Kırmızı; Karabacakoglu, 2023
Eletrodiálise	Lodos de galvanoplastia contendo níquel	Remoção de 100 % do níquel do lodo e recuperação de 93,5 % do metal na forma de Ni(OH) <sub>2</sub>	Liu et al., 2023b
Eletrodeposição e adsorção	Efluentes de galvanoplastia contendo níquel	Não são quantificados os resultados obtidos, autores apenas afirmam que o processo foi eficiente na recuperação de níquel do efluente	Li et al., 2023
Eletrodeposição	Efluente contendo níquel proveniente do revestimento de placas de circuito impresso	Valores de remoção de níquel superior à 99 %	Wang et al., 2021
Eletrodiálise e eletrorrecuperação	Efluente galvânico contendo cobre	Recuperação de 93 a 96 % de cobre	Kim et al., 2022
Eletrodiálise e eletrodeposição	Banho químico esgotado contendo níquel e ácido metafosfórico	Recuperação de 82,34 % de níquel e remoção de 51,61 % de HPO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	Yan et al., 2022
Eletrodiálise e eletrodeposição	Lodo de galvanoplastia contendo níquel	Os valores de concentração de níquel reduziram de 7 g/dm <sup>3</sup> para 2 g/dm <sup>3</sup>	Klishchenko; Chebotarova, 2023
Oxidação eletrocatalítica e eletrodeposição	Diluição de águas residuais de uma fábrica de revestimento químico	Recuperação de 98,88 % de níquel	Akram et al., 2024
Eletro-oxidação e eletrodeposição	Efluentes de enxágue de galvanoplastia de níquel.	Recuperação de 99 % de níquel e remoção de 70 % de amônia	Guan et al., 2017
Eletrodiálise e eletrodeposição	Lodo de galvanoplastia contendo níquel	Remoção de 100 % de níquel do efluente e recuperação de 47,6 % de níquel na forma metálica	Wu et al., 2025

Em síntese, os resultados obtidos apontam para um campo em expansão, marcado por forte produção científica internacional, crescente interdisciplinaridade e diversidade metodológica. A eletroquímica, especialmente na forma de eletrodialise e eletrorrecuperação, destaca-se como uma estratégia promissora para tratar e valorizar efluentes industriais contendo metais pesados como o níquel. O cruzamento entre avanços científicos e demandas ambientais tende a impulsionar ainda mais essa área nos próximos anos.

No entanto, apesar da existência de estudos nessas áreas, ainda existe uma lacuna de pesquisa para avaliar a comparação da eficiência desses métodos. Não foram identificados estudos que comparem diretamente a remoção de íons de níquel por eletrodialise e eletrorrecuperação aplicadas ao mesmo efluente. Embora ambos os processos tenham sido amplamente avaliados de forma individual, ainda são escassas as pesquisas que confrontem sua eficiência em condições equivalentes de tratamento. Assim, investigar comparativamente esses métodos auxilia a preencher uma lacuna científica relevante, ao mesmo tempo em que pode revelar caminhos mais eficazes e sustentáveis para o tratamento de efluentes industriais contendo níquel e outros metais pesados.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia empregada neste estudo foi dividida em duas etapas principais, envolvendo os processos de eletrodialise e eletrorrecuperação aplicados ao tratamento de soluções sintéticas contendo níquel. Inicialmente, foram realizados os ensaios de eletrodialise, contemplando a determinação da corrente limite, o monitoramento de parâmetros operacionais, a avaliação da remoção de níquel e a caracterização das membranas utilizadas. Posteriormente, foram conduzidos os experimentos de eletrorrecuperação, incluindo a avaliação da remoção e recuperação metálica, além da caracterização química, morfológica e estrutural dos depósitos obtidos. Para ambos os processos também foram avaliados os consumos energéticos. A Figura 6 apresenta, de forma esquemática, as principais etapas metodológicas desenvolvidas ao longo do trabalho.



**Figura 6.** Fluxograma de materiais e métodos utilizados (O Autor, 2026).

### 3.1 MATERIAIS

#### 3.1.1 Materiais utilizados para os testes com eletrodialise

Inicialmente, as soluções de alimentação contendo os íons de níquel foram preparadas nas concentrações de 50, 100, 250 e 500 mg.L<sup>-1</sup> (concentração de níquel em solução), a partir de sulfato de níquel (II) hepta-hidratado (NiSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O) 98 % (Carlo Erba®) em água deionizada. As concentrações de Ni<sup>2+</sup> de 50 a 500 mg.L<sup>-1</sup> foram selecionadas com o objetivo de abranger diferentes condições experimentais empregadas em estudos de eletrodialise, permitindo avaliar a influência da concentração iônica sobre o desempenho do processo e simular diferentes composições de efluentes industriais (Gurreri et al., 2020).

Para os compartimentos anódico e catódico foi preparada solução de cloreto de sódio (NaCl), na mesma concentração da solução de alimentação a ser utilizada em cada teste. Para realizar o ajuste da condutividade elétrica no compartimento central (alimentação), utilizou-se de solução de 0,1 mol.L<sup>-1</sup> de ácido clorídrico (HCl). Esse ajuste de condutividade elétrica no compartimento central para valores próximos aos dos compartimentos laterais teve o objetivo de reduzir diferenças de resistência iônica, que poderiam causar polarização de concentração e tornaria a transferência de íons menos eficiente com o aumento da resistência elétrica do sistema (Filingeri et al., 2023).

Para o processo de eletrodialise foram utilizadas duas membranas comerciais, uma catiônica e uma aniônica, dos modelos HDX100 (catiônica) e HDX200 (aniônica), da HIDRODEX®. As suas propriedades são exibidas na Tabela 2 (Livinalli, 2021). Para os eletrodos, foram utilizadas chapas de platina.

**Tabela 2.** Propriedades membranas catiônica (HDX100) e aniônica (HDX200) (Livinalli, 2021)

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>HDX100</b>	<b>HDX200</b>
Área de contato	cm <sup>2</sup>	12,25	12,25
Espessura	µm	740	650
Resistência Elétrica (0,1N NaCl)	Ω.cm <sup>-2</sup>	≤ 20	≤ 20
Permeabilidade de água	mL.h.cm <sup>-2</sup>	≤ 0,1 (abaixo de 2 MPa)	≤ 0,2 (abaixo de 0,035 MPa)

### **3.1.2 Materiais utilizados para eletrorrecuperação**

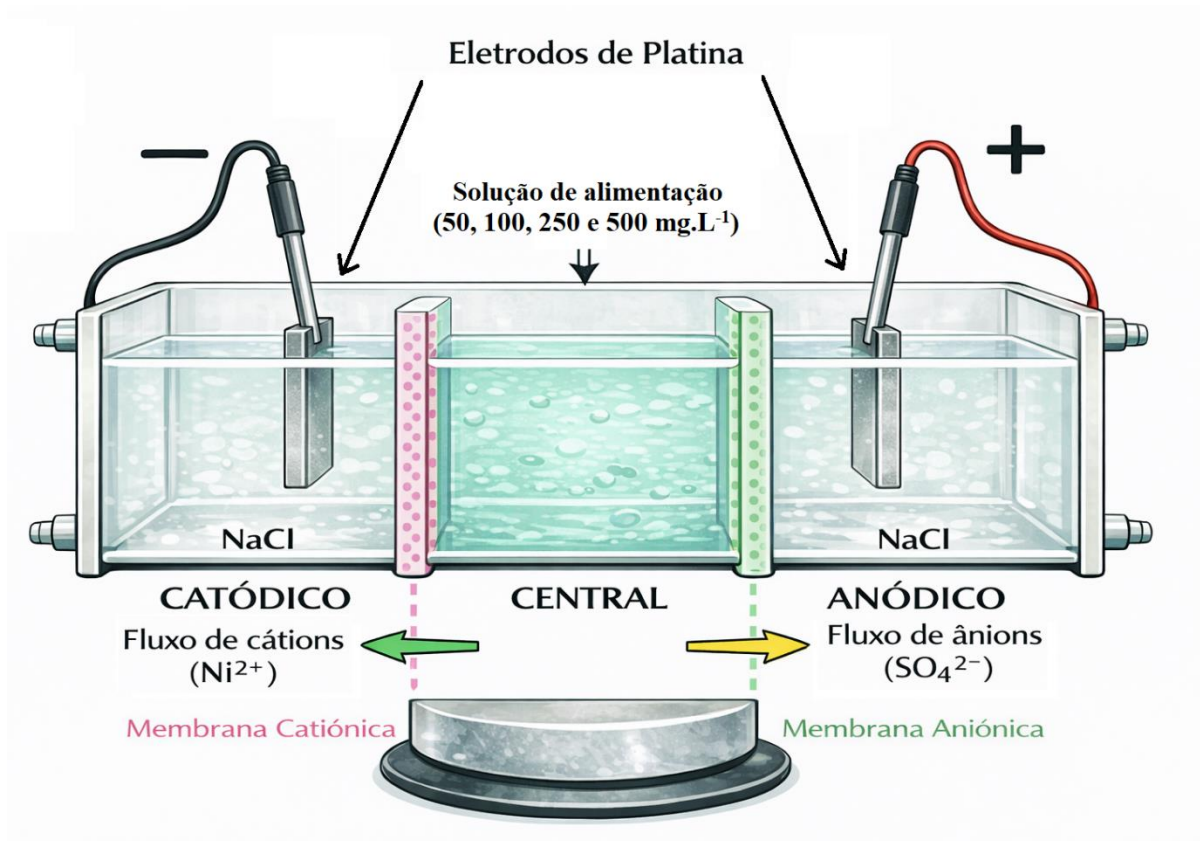
Para o ensaio de eletrorrecuperação foram utilizadas soluções sintéticas de sulfato de níquel (II) heptahidratado com a mesma concentração dos testes realizados no processo de eletrodiálise. A condutividade elétrica das soluções foi ajustada através da adição de solução de ácido clorídrico  $0,1 \text{ mol.L}^{-1}$  até que a condutividade do eletrólito atingisse valores semelhantes aos observados nas soluções de alimentação da eletrodiálise, garantindo condições operacionais semelhantes e minimizando diferenças na resistência elétrica da célula eletroquímica.

Como cátodo foi utilizada uma chapa de aço inoxidável, escolhido devido a sua elevada resistência à corrosão e estabilidade em meios ácidos, além de possuir compatibilidade com a deposição eletroquímica de níquel metálico. Já o ânodo foi constituído por uma chapa de platina, visto que é um material inerte, de forma a não contaminar o eletrólito nem interferir nas reações de deposição no catodo (Pissolati, 2017).

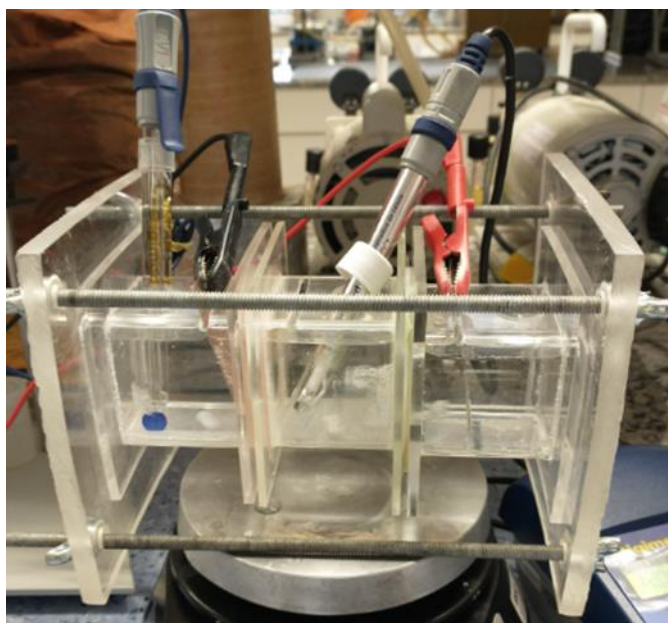
## **3.2 MÉTODOS**

### **3.2.1 Sistema de eletrodiálise**

Os ensaios de eletrodiálise foram feitos em uma célula contendo três compartimentos, o anódico, o catódico e o central, em escala laboratorial, sendo que cada compartimento possuía volume de 125 mL. A Figura 7 e a Figura 8 mostram o processo de dissociação e o sistema real utilizado, respectivamente.



**Figura 7.** Representação do processo de dissociação da solução através da eletrodialise em escala laboratorial (O Autor, 2026).



**Figura 8.** Sistema de eletrodialise utilizado (O Autor, 2025).

Por meio de uma fonte de corrente contínua (300STD, GSR®), foi aplicada uma diferença de potencial (determinada por meio dos testes de corrente limite), nos eletrodos de

platina, posicionados nas extremidades da célula. Os experimentos foram conduzidos até que a condutividade elétrica do compartimento central (solução de alimentação) atingisse valores próximos de zero, indicando a remoção substancial dos íons presentes na solução.

Durante todo o processo, foram monitorados os valores de pH e condutividade no compartimento de alimentação e nas soluções das extremidades (permeado e concentrado), utilizando-se um pHmetro mPA-210 (MS Tecnopon®) e um condutivímetro DM-3P (Digimed®). A temperatura foi monitorada por termômetro e mantida constante em 23(±1) °C, em ambiente controlado. Todos os ensaios foram realizados em triplicata e sob agitação contínua, empregando-se agitador magnético (VELP Scientifica®), a fim de minimizar efeitos de polarização por concentração.

### 3.2.2 Determinação da corrente limite para o processo de eletrodialise

Para a determinação da corrente limite, o método proposto por Cowan e Brown (1959) foi utilizado. Para isso, um gráfico com a relação entre tensão e corrente elétrica foi plotado. Pela construção do gráfico, observa-se que o primeiro ponto de inflexão determina o valor da corrente limite.

Para a obtenção dos dados e construção do gráfico, a diferença de potencial aplicada foi variada em pequenos intervalos, e anotaram-se seus valores, junto com a respectiva corrente elétrica para cada tensão. As anotações foram feitas até se obter o valor de potencial máximo alcançado pela fonte (300 V). Em todas as concentrações avaliadas, os testes foram realizados em triplicata.

### 3.2.3 Análise da variação de parâmetros ao longo do processo de ED

Medições de pH e condutividade foram realizadas em intervalos de 15 min nos três compartimentos, possibilitando a construção de curvas de variação de pH e condutividade em função de tempo. A temperatura durante o processo foi mantida em 23 °C (±1) por controle térmico do ambiente experimental, através de sistema de ar-condicionado ajustado para essa faixa de temperatura, sendo monitorada ao longo dos ensaios com auxílio de um termômetro. Também foi possível determinar a resistência presente no sistema, através da Equação 12.

$$R_a (\Omega \cdot \text{cm}^2) = \frac{E \cdot A}{n \cdot I} \quad (12)$$

Onde  $R_a$  é a resistência aparente em ohm-centímetro quadrado ( $\Omega \cdot \text{cm}^2$ ),  $E$  é a diferença de potencial em Volts (V),  $A$  é a área superficial das membranas em centímetros quadrados ( $\text{cm}^2$ ),  $n$  é o número de pares de membranas e  $I$  é a corrente elétrica aplicada em Ampère (A) (Livinalli, 2021).

### 3.2.4 Quantificação do percentual de remoção de níquel pelo processo de eletrodiálise

A avaliação da remoção de níquel por eletrodiálise foi conduzida apenas para as concentrações definidas com base nos ensaios de determinação da corrente limite, sendo a quantificação realizada por duas abordagens distintas. A primeira foi por meio do acompanhamento da variação da condutividade no compartimento central. Foram feitas análises em intervalos de 15 min, e então, aplicada a Equação 13.

$$DR (\%) = \left( \frac{k_{e_0} - k_{e_t}}{k_{e_0}} \right) * 100 \quad (13)$$

Onde  $DR$  é o percentual de desmineralização,  $k_{e_0}$  e  $k_{e_t}$  são os valores de condutividades iniciais e em determinado tempo de processo respectivamente (Casademont et al., 2009).

A segunda foi feita por meio da análise de concentração de íons de níquel no compartimento de alimentação antes e após o processo de eletrodiálise. Essa análise de concentração foi feita no Laboratório de Análises e Pesquisas Ambientais (LAPAM), na UCS, por meio de metodologia descrita no Standard Methods (SMEWW), para análise de concentração de níquel por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) em miligramas por litro ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ). Uma vez obtidas as concentrações, aplicou-se a Equação 14.

$$R (\%) = \left( \frac{C_I - C_P}{C_I} \right) * 100 \quad (14)$$

Onde  $R$  representa o percentual de remoção de íons de níquel pelas membranas,  $C_I$  corresponde à concentração inicial de íons de níquel na solução de alimentação ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) e  $C_P$  refere-se à concentração final desses íons na alimentação ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) (Zelinski, 2018).

### 3.2.5 Caracterização química e morfológica das membranas

As membranas foram analisadas por meio de Microscopia Eletrônica de Varredura com fonte de emissão de campo, MEV-FEG, (MIRA3, Tescan, República Tcheca), operando com uma tensão de aceleração de 12 kV e ampliação de imagem variando entre 250 a 10000 vezes, antes e após os ensaios de eletrodialise. Os ensaios foram realizados no Laboratório Central de Microscopia (LCMic), na Universidade de Caxias do Sul (UCS). Com o microscópio utilizado foi possível avaliar a morfologia do material antes e após o processo eletroquímico. A análise química das regiões da superfície foi feita por meio de Espectrometria de Raios-X por Dispersão de Energia (EDS), realizada no mesmo laboratório com a finalidade de avaliar as diferenças na composição do material antes e após a eletrodialise.

### 3.2.6 Eficiência de Corrente e Consumo de energia do processo de eletrodialise

A eficiência de corrente (EC) e o consumo específico de energia (CEE) do processo de eletrodialise foram determinados a partir das variações de concentração de níquel no compartimento de alimentação ao longo do tempo experimental em conjunto com outros parâmetros, como mostram as Equações 15 e 16.

$$EC (\%) = \frac{(C_0 - C_t)VF n}{3600ItM} \quad (15)$$

$$CEE (\text{kWh} \cdot \text{g}^{-1}) = \int_0^t \frac{UI dt}{1000(C_0 - C_t)V} \quad (16)$$

Em que  $C_0$  e  $C_t$  correspondem às concentrações de níquel ( $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ) na solução de alimentação no início do experimento em no tempo  $t$ , respectivamente;  $V$  é o volume da solução (L);  $F$  é a constante de Faraday ( $96500 \text{ C} \cdot \text{mol}^{-1}$ );  $n$  é o número de elétrons envolvidos na reação de transporte do  $\text{Ni}^{2+}$  ( $n = 2$ );  $I$  é a corrente média aplicada (A);  $t$  é o tempo de operação (h);  $M$  é a massa molar do níquel ( $\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$ );  $U$  corresponde à diferença de potencial média da célula (V) (Liu et al., 2023a).

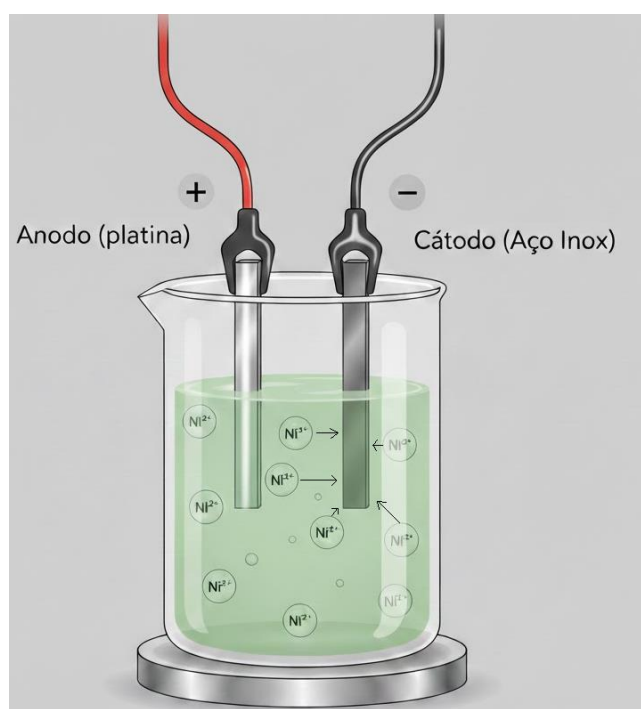
### 3.2.7 Sistema de eletrorrecuperação

Os ensaios de eletrorrecuperação foram realizados utilizando soluções sintéticas de níquel nas mesmas concentrações empregadas nos experimentos de eletrodialise, a fim de permitir a comparação direta entre os processos. O tempo de operação adotado para cada

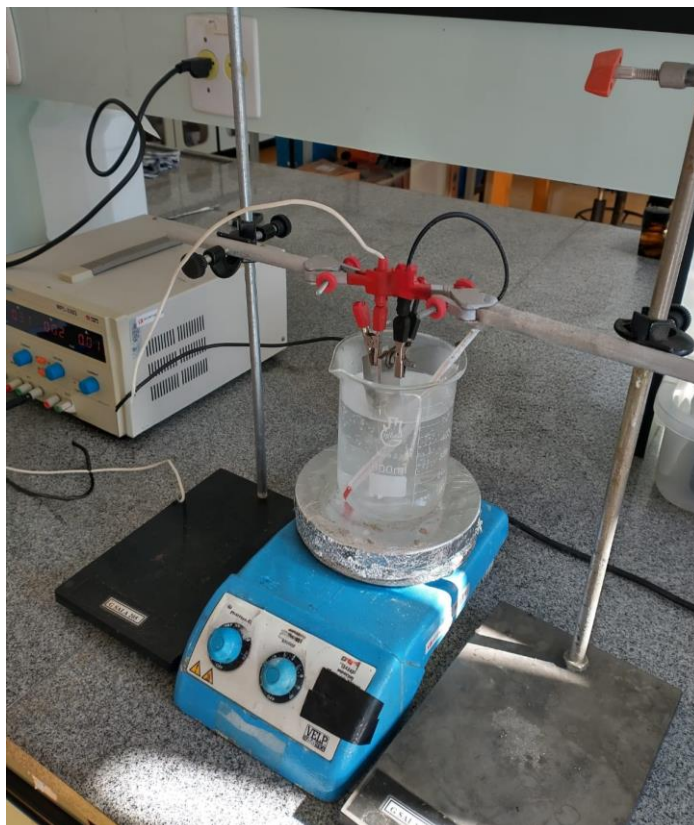
concentração foi equivalente ao respectivo tempo aplicado nos ensaios de eletrodialise, garantindo um critério uniforme de avaliação do desempenho das técnicas.

Para cada ensaio, 500 mL da solução foram transferidos para um béquer, no qual os eletrodos foram posicionados paralelamente e imersos no eletrólito, de modo a permitir a ocorrência das reações de oxirredução. Nos eletrodos foi aplicada corrente contínua, fornecida por meio de uma fonte de alimentação Minipa MPL-3303, operando nas densidades de corrente de 200 e 300 A.m<sup>-2</sup>. Os experimentos foram conduzidos a 60(±1) °C, sob agitação constante, utilizando agitador magnético com aquecimento (VELP Científica®), assegurando homogeneidade do eletrólito e adequada transferência de massa (Pissolati, 2017). A Figura 9 apresenta um esquema ilustrativo do princípio de funcionamento do processo de eletrorrecuperação, destacando a deposição metálica no cátodo a partir da solução eletrolítica. Já a Figura 10 mostra o sistema experimental real utilizado nos ensaios.

Todos os ensaios foram realizados em triplicata. Ao término de cada experimento, o eletrodo contendo o material depositado foi encaminhado à estufa, onde permaneceu por 1 h para completa secagem. Após esse período, o cátodo foi pesado em balança analítica, sendo a massa recuperada determinada pela diferença entre a massa final (cátodo com depósito) e a massa inicial do eletrodo. Posteriormente, o material depositado foi cuidadosamente removido da superfície do cátodo, a fim de possibilitar a realização das análises físico-químicas e morfológicas.



**Figura 9.** Representação do processo de eletrorrecuperação em escala laboratorial (O Autor, 2026).



**Figura 10.** Sistema de eletrorrecuperação utilizado (O Autor, 2026).

### 3.2.8 Quantificação do percentual de remoção de níquel pelo processo de eletrorrecuperação

De forma análoga aos ensaios realizados no teste de eletrodialise, a concentração de íons de níquel presentes em solução foi analisada antes e após o processo de eletrorrecuperação. Assim, a análise de concentração foi feita no LAPAM, por meio de metodologia descrita no Standard Methods (SMEWW), para análise de concentração de níquel por ICP-OES em miligramas por litro ( $\text{mg.L}^{-1}$ ). Uma vez obtidas as concentrações, pôde-se aplicar a Equação 17.

$$R(\%) = \left( \frac{C_I - C_F}{C_I} \right) * 100 \quad (17)$$

Onde R é o percentual de remoção de íons do sistema,  $C_I$  a concentração inicial de níquel em solução ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e  $C_F$  a concentração final, após realizado o teste de eletrorrecuperação ( $\text{mg.L}^{-1}$ ). Dessa forma, foi avaliada a determinação da remoção de níquel em ambos os processos pelo mesmo método de análise, sendo possível avaliar qual deles apresenta uma melhor remoção de íons em solução.

### 3.2.9 Quantificação da massa depositada e balanço de massa do níquel

A massa de material recuperado no cátodo foi determinada por pesagem direta em balança analítica. O eletrodo foi previamente seco e pesado antes do ensaio ( $m_i$ ) e novamente após o processo de eletrorrecuperação ( $m_f$ ). A massa experimental depositada ( $m_{dep}$ ) foi determinada pela diferença entre as massas final e inicial, conforme a Equação 18, onde todas as variáveis estão em miligramas.

$$m_{dep}(mg) = m_f - m_i \quad (18)$$

A massa teórica removida da solução ( $m_{teo}$ ) foi estimada a partir da variação da concentração de níquel da solução, considerando o volume total da solução utilizada (0,5 L), conforme a Equação 19.

$$m_{teo}(mg) = (C_i - C_f) * V \quad (19)$$

Onde  $m_{teo}$  é a massa teórica removida da solução (mg),  $C_i$  a concentração inicial de  $Ni^{2+}$  ( $mg.L^{-1}$ ),  $C_f$  a concentração final de  $Ni^{2+}$  ( $mg.L^{-1}$ ) e  $V$  o volume da solução (L).

Essa análise permitiu verificar a correspondência entre a remoção da fase líquida e a massa efetivamente depositada no eletrodo.

### 3.2.10 Caracterização química e morfológica do material obtido na eletrorrecuperação

Os metais obtidos após o processo de eletrorrecuperação foram analisados via MEV-FEG, (MIRA3, Tescan, República Tcheca), operando com uma tensão de aceleração de 12 kV e ampliação de imagem variando entre 250 a 10000 vezes. A análise foi realizada no LCMic, na UCS e por meio dela foi possível avaliar a morfologia superficial do material. A análise química das regiões da superfície foi feita por meio de EDS, realizada no mesmo laboratório, na UCS.

### 3.2.11 Análise da estrutura cristalina do material obtido na eletrorrecuperação

A estrutura cristalina dos materiais recuperados foi determinada por difração de raios X (DRX). As análises foram realizadas no LCMic da Universidade de Caxias do Sul, utilizando um difratômetro XRD-6000 (Shimadzu®), equipado com fonte de radiação de cobre

(Cu K $\alpha$ ), com comprimento de onda  $\lambda = 1,540598 \text{ \AA}$ . As condições operacionais adotadas foram tensão de 40 kV e corrente de 30 mA.

Os difratogramas foram obtidos no intervalo de varredura de  $5^\circ$  a  $95^\circ$  ( $2\theta$ ), com passo de  $0,02^\circ$  e tempo de integração de 4 s por passo. As medidas foram realizadas em modo de varredura contínua, permitindo a identificação das fases cristalinas presentes nas amostras por meio da comparação dos picos de difração com padrões cristalográficos reportados na literatura.

### 3.2.12 Consumo de energia do processo de eletrorecuperação

O cálculo da eficiência de corrente foi realizado baseado na massa teórica obtida por meio dos depósitos, conforme a Equação 20. Uma vez determinada, foi possível utilizar da eficiência de corrente para realizar o cálculo do consumo específico de energia, conforme Equação 21.

$$EC (\%) = \frac{nFm}{itM} * 100 \quad (20)$$

$$CEE (kWh. g^{-1}) = \frac{nFV}{3,6*10^6 MEC} \quad (21)$$

Em que n representa o número de elétrons envolvidos na reação de redução, F a constante de Faraday ( $96500 \text{ C.mol}^{-1}$ ), M a massa atômica do níquel ( $\text{g.mol}^{-1}$ ), m a massa teórica de níquel no depósito obtido (g), i a corrente total aplicada na célula (A), t o tempo total de deposição (s); V a diferença de potencial utilizada durante o processo (V) e EC a eficiência de corrente encontrada na Equação 20 (Pissolati, 2017).

### 3.2.13 Análise estatística dos dados

Todos os experimentos foram realizados em triplicata para cada condição experimental. Os resultados obtidos foram organizados e expressos como média aritmética acompanhada do desvio padrão. A reprodutibilidade experimental foi avaliada por meio do cálculo do coeficiente de variação (CV), obtido pela razão entre o desvio padrão e a média dos valores experimentais, conforme apresentado na Equação 22.

$$CV (\%) = \frac{s}{\bar{x}} * 100 \quad (22)$$

em que CV corresponde ao coeficiente de variação (%),  $s$  ao desvio padrão das triplicatas e  $\bar{x}$  à média aritmética dos valores obtidos. O coeficiente de variação foi utilizado como indicador da dispersão relativa dos resultados experimentais, sendo que valores reduzidos indicam maior consistência e reprodutibilidade entre os ensaios realizados sob a mesma condição experimental. De acordo com a classificação proposta por Leal et al (2014), valores de CV inferiores a 10 % indicam baixa variabilidade experimental, entre 10 e 20 % variabilidade média, entre 20 e 30 % variabilidade alta e valores superiores a 30 % indicam variabilidade muito alta.

Para os experimentos de eletrodialise, as análises estatísticas foram aplicadas aos parâmetros avaliados, incluindo corrente limite, condutividade elétrica das soluções ao final do processo, remoção de níquel, concentração final de níquel na corrente de concentrado, eficiência de corrente (EC) e consumo específico de energia (CEE). Inicialmente, foi realizada análise estatística descritiva dos resultados obtidos nas triplicatas, com determinação da média aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação. Em seguida, para avaliar a influência da concentração inicial de níquel (50 e 100 mg.L<sup>-1</sup>) sobre os parâmetros avaliados, foi aplicada análise de variância de uma via (One-Way ANOVA), considerando a concentração inicial como fator experimental e os respectivos parâmetros como variáveis resposta. Quando observadas diferenças estatisticamente significativas entre os resultados, foi aplicado o teste de comparações múltiplas de Tukey, adotando-se nível de significância de 5% ( $p < 0,05$ ).

Para os experimentos de eletrorrecuperação, as análises estatísticas foram realizadas considerando duas variáveis operacionais: concentração inicial de níquel (50 e 100 mg.L<sup>-1</sup>) e densidade de corrente aplicada (200 e 300 A.m<sup>-2</sup>). Os parâmetros avaliados incluíram eficiência de remoção de níquel, eficiência de corrente (EC) e consumo específico de energia (CEE). Inicialmente, foi realizada análise descritiva dos dados experimentais, com cálculo da média, desvio padrão e coeficiente de variação das triplicatas. Posteriormente, a influência das variáveis operacionais sobre os parâmetros avaliados foi investigada por meio de análise de variância bifatorial (Two-Way ANOVA), considerando como fatores experimentais a concentração inicial da solução e a densidade de corrente aplicada. Essa abordagem permitiu avaliar simultaneamente os efeitos individuais de cada fator e a possível interação entre eles. Para todos os testes estatísticos foi adotado nível de significância de 5% ( $p < 0,05$ ).

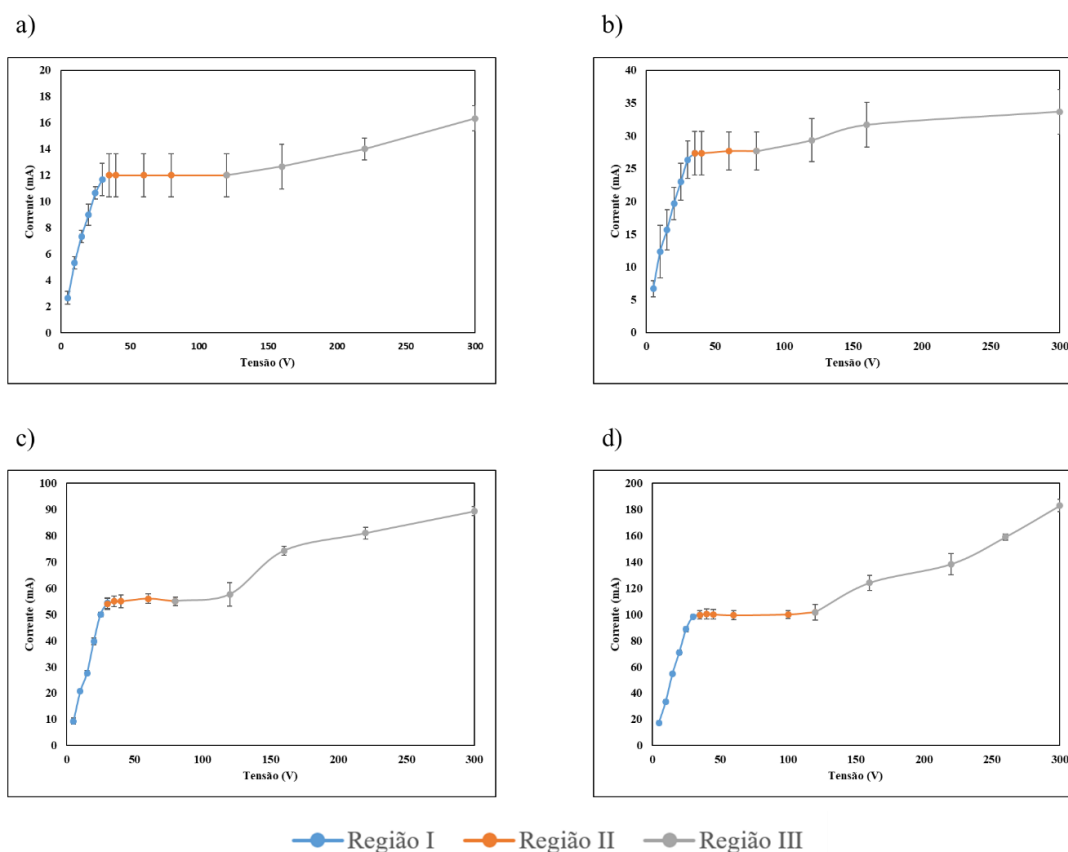
## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.

### 4.1 ELETRODIÁLISE

Os resultados dessa seção dizem respeito aos resultados obtidos de acordo com a metodologia proposta para o processo de eletrodiálise.

#### 4.1.1 Corrente limite

Durante os ensaios de eletrodiálise, foram monitorados os valores de tensão e corrente para cada uma das soluções preparadas. Para cada concentração de níquel, os experimentos de determinação da corrente limite foram feitos em triplicata. A Figura 11 apresenta as curvas corrente–tensão obtidas a partir dos valores médios de corrente para cada tensão aplicada, acompanhados de seus respectivos desvios padrão, calculados com base nas triplicatas realizadas. Nos gráficos, o eixo das abcissas corresponde à tensão aplicada (E), em volts (V), enquanto o eixo das ordenadas representa a corrente elétrica (I), em miliampères (mA). Os valores individuais de corrente obtidos em cada ensaio, para todas as concentrações avaliadas, encontram-se detalhados no Apêndice A.



**Figura 11.** Gráficos de corrente limite obtidos pela médias das corrente (mA) em função da tensão (V) para diferentes concentrações de níquel: a) 50 mg.L<sup>-1</sup>; b) 100 mg.L<sup>-1</sup>; c) 250 mg.L<sup>-1</sup>; d) 500 mg.L<sup>-1</sup> (O Autor, 2026).

As curvas corrente–tensão obtidas para as diferentes concentrações de níquel, mostradas na Figura 11, apresentaram um comportamento típico de sistemas de eletrodialise, sendo possível identificar três regiões distintas, sendo elas: (I) região ôhmica (azul), (II) região de corrente limite (laranja) e (III) região sobre-limitante (cinza) (Bazinet; Geoffroy, 2020).

Na Região I (ôhmica), observou-se aumento aproximadamente linear da corrente com o incremento da tensão aplicada. Nessa fase, a difusão e a migração iônica são os mecanismos predominantes de transporte iônico através da membrana. Nas proximidades da membrana, entretanto, o transporte iônico seletivo produz zonas pobres e ricas em íons. Esse fenômeno é descrito como uma polarização de concentração e tem como consequência a formação de zonas com depleção e concentração de íons. Essa depleção e concentração de íons determinam a condutividade eletrolítica local (Pagáč; Kovář; Slouka, 2022).

À medida que a tensão aplicada continua aumentando, a intensidade da polarização por concentração se acentua, levando a um aumento do consumo de energia para atingir o mesmo grau de dessalinização. Assim, ao atingir determinado valor de tensão, observa-se a formação de um platô de corrente (Região II), caracterizando a corrente limite. Nesse ponto, a concentração de íons na camada de difusão adjacente à membrana tende a se aproximar de zero, estabelecendo um gradiente máximo de concentração (Pagáč; Kovář; Slouka, 2022). A partir desse momento, o transporte passa a ser controlado por difusão, e não mais exclusivamente por migração elétrica. Os valores de corrente limite encontrados para as soluções estudadas são trazidos na Tabela 3. Conforme orientações de outros estudos, a corrente utilizada nos testes de desempenho de eletrodialise foi de 80 % o valor da corrente limite, no sentido de se trabalhar na primeira região da curva corrente-potencial (região ôhmica) (Livinalli, 2021).

Na Região III, correspondente ao regime sobre-limitante, a operação do sistema em densidades de corrente superiores à corrente limite promove um suprimento adicional de contra-íons na superfície da membrana. Esse fenômeno ocorre em função de efeitos como a intensificação do transporte induzido pelo campo elétrico, a convecção gerada pela própria corrente elétrica e a dissociação da água na interface membrana/solução. A dissociação da água leva a produção de íons  $H^+$  e  $OH^-$ , passando a contribuir para a condução elétrica e permitindo que a corrente volte a aumentar. Esses mecanismos, característicos das condições sobre-limitantes, exercem influência importante no desempenho do processo de eletrodialise (Bazinet; Geoffroy, 2020).

**Tabela 3.** Valores de corrente limite obtidos para cada ensaio

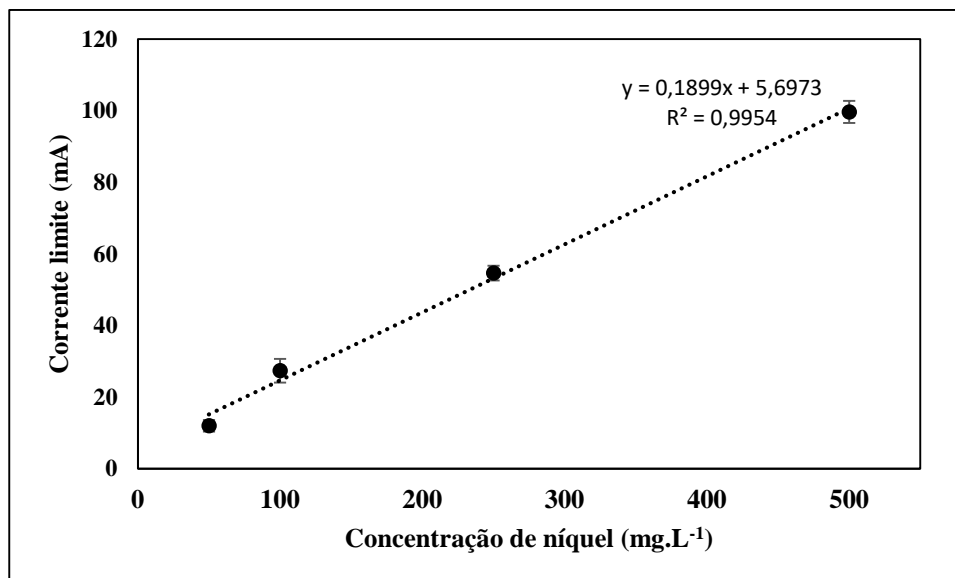
<b>Concentração (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>50</b>	<b>100</b>	<b>250</b>	<b>500</b>
Teste 1 (mA)	10	23	57	104
Teste 2 (mA)	12	28	52	97
Teste 3 (mA)	14	31	55	98
Média (mA)	12,00 ( $\pm 1,63$ )	27,33 ( $\pm 3,30$ )	54,67 ( $\pm 2,05$ )	99,67 ( $\pm 3,09$ )
CV (%)	13,6	12,1	4,0	3,1

De modo geral, observou-se boa repetibilidade experimental, com coeficientes de variação relativamente baixos ou moderados para todas as concentrações avaliadas. Os valores de CV foram de aproximadamente 13,6 %, 12,1 %, 4,0 % e 3,1 % para as concentrações de 50, 100, 250 e 500 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Esses resultados indicam que os ensaios apresentaram variações experimentais reduzidas, evidenciando consistência entre as triplicatas realizadas para cada condição experimental.

É possível observar que os maiores valores de coeficiente de variação foram obtidos para as menores concentrações avaliadas. Esse comportamento está relacionado ao fato de que, em soluções mais diluídas, os valores de corrente limite são menores. Assim, pequenas variações na corrente medida entre os ensaios passam a representar variações relativas mais significativas, resultando em valores superiores de coeficiente de variação. Dessa forma, os CV mais altos observados nessas condições estão associados principalmente à menor magnitude das correntes medidas, e não necessariamente a uma menor reprodutibilidade experimental.

Para verificar se as diferenças observadas nos valores de corrente limite em função da concentração de níquel eram estatisticamente significativas, foi realizada uma análise ANOVA one-way. Os resultados indicaram que a concentração da solução exerceu efeito estatisticamente significativo sobre a corrente limite. Assim sendo, teste de Tukey foi aplicado, e indicou diferenças estatisticamente significativas entre todas as concentrações avaliadas, confirmando que o aumento da concentração inicial de níquel resulta em aumento significativo da corrente limite do sistema.

Uma vez determinados os valores de corrente limite, foi elaborado um gráfico relacionando a concentração de níquel em solução com as respectivas correntes limite médias obtidas para cada condição experimental. Essa relação está apresentada na Figura 12, na qual os pontos representam os valores médios de corrente limite para cada concentração avaliada, enquanto as barras de erro correspondem ao desvio padrão calculado a partir das triplicatas realizadas.



**Figura 12.** Relação entre a concentração de níquel em solução e a corrente limite média obtida no processo de eletrodialise (O Autor, 2026).

Pelos dados obtidos é possível observar que a corrente limite aumenta conforme a concentração de níquel presente em solução aumenta. Esse comportamento é esperado, uma vez que quanto maior a concentração do metal em solução, maior será a quantidade de íons livres e, conseqüentemente, maior será seu transporte quando aplicada a corrente elétrica (Kamcev et al., 2018). Os dados obtidos estão em conformidade com outros estudos. No estudo de Feijoo et al. (2017), os autores observaram que aumento da concentração do metal de estudo em solução (cobalto), levou a um aumento na densidade de corrente limite e menor efeito da polarização por concentração. De forma semelhante, Pärnamäe et al. (2023), verificaram que a densidade de corrente limite aumenta com a elevação da concentração do eletrólito, atribuindo esse comportamento à maior disponibilidade de íons na solução, o que permite sustentar correntes mais elevadas antes que ocorra a depleção iônica na interface membrana/solução.

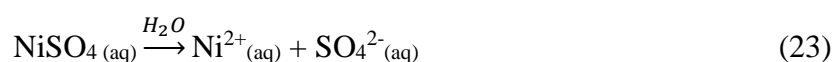
A partir do gráfico obtido, também foi possível observar que a corrente limite apresenta uma relação linear com a concentração de níquel presente em solução, para os valores de concentração das soluções sintetizadas. O valor próximo a 1 do coeficiente de determinação ( $R^2$ ) confirma essa tendência linear e, dessa forma, conhecendo a equação de reta, é possível se determinar a corrente limite para qualquer concentração de níquel compreendida entre o intervalo estudado.

Considera-se que a relação linear encontrada só pode ser utilizada no intervalo de concentrações estudado, pois alguns fatores podem interferir quando as concentrações extrapolam esse intervalo, tanto para mais quanto para menos. Em concentrações muito baixas de níquel, pode haver uma queda na eficiência da eletrodialise, visto que a quantidade de íons

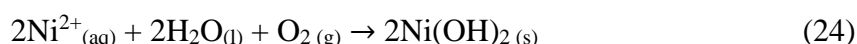
presentes não é suficiente para sustentar um transporte iônico eficiente, o que pode limitar a validade da linearidade observada. Já em concentrações muito altas, a formação de complexos iônicos, precipitação ou mudanças na viscosidade da solução podem alterar o comportamento esperado. Além disso, outras condições, como pH, temperatura e presença de impurezas, podem impactar o transporte iônico e, conseqüentemente, a corrente limite (Benvenuti, 2012).

#### 4.1.2 Reações químicas e geração de depósitos nas membranas

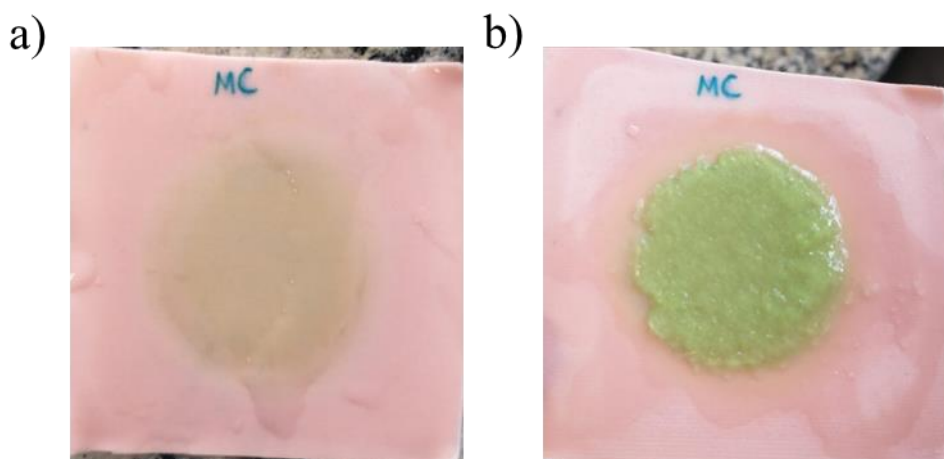
No processo de eletrodialise, além do transporte iônico, que ocorre devido a aplicação da diferença de potencial no sistema, podem ocorrer reações químicas secundárias que influenciam o desempenho do sistema. A solução de sulfato de níquel (II) utilizada na alimentação sofre dissociação em meio aquoso, liberando íons  $\text{Ni}^{2+}$  e  $\text{SO}_4^{2-}$  na solução, conforme a reação trazida pela Equação 23.



Durante a operação do sistema, especialmente sob condições de polarização elevada ou em regiões próximas à corrente limite e sobre-limitante, podem ocorrer variações locais de pH na interface membrana/solução, associadas à dissociação da água. O aumento local do pH favorece a formação de hidróxidos metálicos pouco solúveis (Liu; She, 2024), como o hidróxido de níquel, conforme representado na Equação 24:



A formação dessas espécies pouco solúveis tem como resultado a precipitação de compostos inorgânicos na superfície das membranas, fenômeno chamado de *scaling*. A formação desse precipitado foi visualmente observada na membrana catiônica durante os ensaios experimentais, conforme ilustrado na Figura 13. Esse depósito sólido provoca aumento da resistência elétrica do sistema e uma diminuição da condutividade e capacidade de troca iônica da membrana. Dessa forma, a ocorrência de *scaling* leva à diminuição da eficiência de dessalinização e ao aumento do consumo de energia durante o processo de eletrodialise (Liu; She, 2024).



**Figura 13.** Formação de *scaling* (hidróxido de níquel) na superfície da membrana catiônica para a solução de a) 50 mg.L<sup>-1</sup> e b) 500 mg.L<sup>-1</sup> de níquel (O Autor, 2024).

Nas concentrações de 250 e 500 mg.L<sup>-1</sup> observou-se uma maior intensidade de precipitação, e isso pode ser atribuído à maior disponibilidade de íons Ni<sup>2+</sup> na solução e, conseqüentemente, maior precipitação. Concentrações mais elevadas aumentam a probabilidade de supersaturação local na interface da membrana, o que favorece a nucleação e formação de precipitados (Rolf et al., 2022). Além disso, em altas densidades de corrente, o aumento do pH local intensifica a formação de hidróxidos metálicos, agravando o fenômeno de incrustação (Liu; She, 2024).

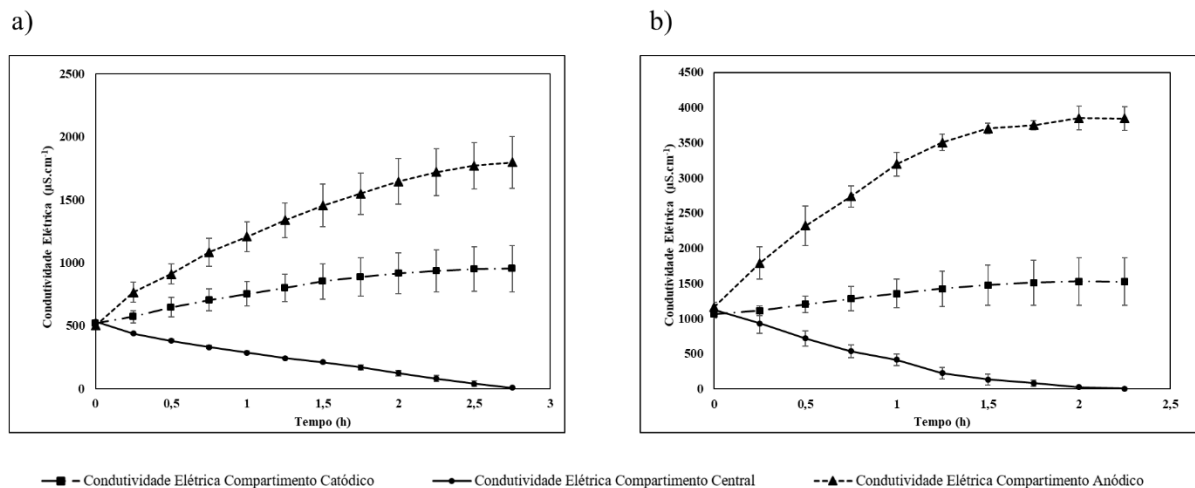
Considerando que a deposição foi maior nas soluções com concentrações mais elevadas de níquel, optou-se por conduzir as etapas subsequentes do estudo utilizando apenas as soluções de 50 e 100 mg.L<sup>-1</sup> de níquel. Essa estratégia visou minimizar a formação de *scaling*, reduzir interferências associadas ao aumento da resistência elétrica e evitar distorções nos resultados relacionadas à intensificação da polarização por concentração.

#### **4.1.3 Variação dos parâmetros durante o processo de eletrodialise**

Para avaliar o comportamento do sistema ao longo da operação e compreender os fenômenos envolvidos no transporte iônico, foram monitorados os seguintes parâmetros operacionais durante os ensaios de eletrodialise: variação da condutividade elétrica, do pH e da resistência do sistema. Esses parâmetros fornecem informações relevantes sobre a eficiência de remoção de íons, a ocorrência de polarização por concentração e possíveis alterações nas interfaces membrana/solução. A sua análise permite interpretar o desempenho do processo e identificar limitações associadas ao transporte de massa.

#### 4.1.3.1 Variação da condutividade elétrica

O monitoramento da condutividade elétrica ao longo da eletrodialise permitiu avaliar indiretamente a dinâmica de transporte iônico entre os compartimentos do sistema. Como a condutividade elétrica está diretamente relacionada à concentração de íons dissolvidos, esse parâmetro constitui um importante indicador da eficiência de remoção iônica (Choi, 2025). Os ensaios foram realizados em triplicata para as concentrações de 50 e 100 mg.L<sup>-1</sup> de níquel, sendo os resultados apresentados na Figura 14 na forma de médias acompanhadas de seus respectivos desvios padrão, em que “a” corresponde às médias das triplicatas para os ensaios com 50 mg.L<sup>-1</sup> e “b” para 100 mg.L<sup>-1</sup>. O Apêndice B traz os valores de condutividade elétrica obtidos durante todos os testes. A Tabela 4 apresenta os valores de condutividade inicial (C<sub>i</sub>) e final (C<sub>f</sub>), expressos em microsiemens por centímetro, para cada teste e compartimento.



**Figura 14.** Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) em função do tempo nos compartimentos anódico, catódico e central para soluções contendo (a) 50 mg·L<sup>-1</sup>; e (b) 100 mg·L<sup>-1</sup> de níquel (O Autor, 2025).

**Tabela 4.** Condutividades iniciais e finais, em  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , para cada compartimento (O Autor, 2025).

	C <sub>i</sub> catódico	C <sub>f</sub> catódico	C <sub>i</sub> central	C <sub>f</sub> central	C <sub>i</sub> anódico	C <sub>f</sub> anódico
<b>Teste 1</b> <b>(50 mg.L<sup>-1</sup>)</b>	523	1204	532	5,45	501	2070
<b>Teste 2</b> <b>(50 mg.L<sup>-1</sup>)</b>	508	881	547	5,12	501	1749
<b>Teste 3</b> <b>(50 mg.L<sup>-1</sup>)</b>	530	771	522	3,7	502	1571
<b>Teste 1</b> <b>(100 mg.L<sup>-1</sup>)</b>	1143	1991	1209	2,17	1234	4060
<b>Teste 2</b> <b>(100 mg.L<sup>-1</sup>)</b>	1003	1363	1064	3,11	1082	3800
<b>Teste 3</b> <b>(100 mg.L<sup>-1</sup>)</b>	1046	1201	1106	4,2	1184	3640

De modo geral, observa-se comportamento cinético semelhante entre as triplicatas, assim como para as diferentes concentrações avaliadas, indicando boa reprodutibilidade experimental quanto à tendência do processo. Em todos os ensaios verificou-se uma redução progressiva da condutividade elétrica no compartimento central, e um aumento nos compartimentos anódico e catódico.

No compartimento central, a condutividade elétrica reduziu de valores iniciais entre 522 e 547  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , na solução com concentração de 50  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , e entre 1064 e 1209  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , na solução com concentração de 100  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , para valores finais inferiores a 6  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , em todos os ensaios. Essa redução está relacionada à transferência de cátions através da membrana de troca catiônica e de ânions através da membrana de troca aniônica, indicando uma remoção de espécies iônicas da solução de alimentação, caracterizando a eficiência do processo de desmineralização promovido pela eletrodialise (An et al., 2023).

Nos compartimentos laterais (catódico e anódico), observou-se aumento da condutividade elétrica ao longo do tempo, resultado do transporte de íons provenientes do compartimento central. No compartimento catódico, esse aumento está associado principalmente à migração dos cátions  $\text{Ni}^{2+}$  através da membrana catiônica. No compartimento anódico, os valores obtidos foram superiores aos do compartimento catódico, e se devem a um deslocamento maior de ânions  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{Cl}^-$  do compartimento central para o anódico, através da membrana aniônica (Livinalli, 2021).

Embora o perfil das curvas tenha sido semelhante em todos os testes, verificou-se que entre a realização de cada teste, o aumento da condutividade elétrica nos compartimentos laterais foi progressivamente menor em cada teste (Teste 1 > Teste 2 > Teste 3), tanto para 50  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  quanto para 100  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Esse comportamento indica que, apesar da manutenção da tendência de transporte iônico, houve redução gradual da intensidade do fluxo iônico ao longo da realização sequencial dos experimentos (Liu et al., 2024).

Essa diminuição progressiva está associada à formação de incrustações, especialmente incrustações internas (*fouling*), nas membranas. A deposição de espécies pouco solúveis no interior da membrana provoca aumento da resistência elétrica do sistema, reduzindo parcialmente a eficiência de transporte iônico nos ensaios subsequentes. Esse efeito é visível quando se comparam os valores finais de condutividade entre as triplicatas, observando-se menores incrementos nos testes que foram realizados por último, em relação aos primeiros realizados (Liu et al., 2024). A tabela 5 traz os resultados das médias e desvio-padrão para as condutividades finais obtidas em todos os compartimentos, acompanhado do CV para cada condição experimental.

**Tabela 5.** Valores médios, desvio padrão e CV para as condutividades finais obtidas (O Autor, 2026).

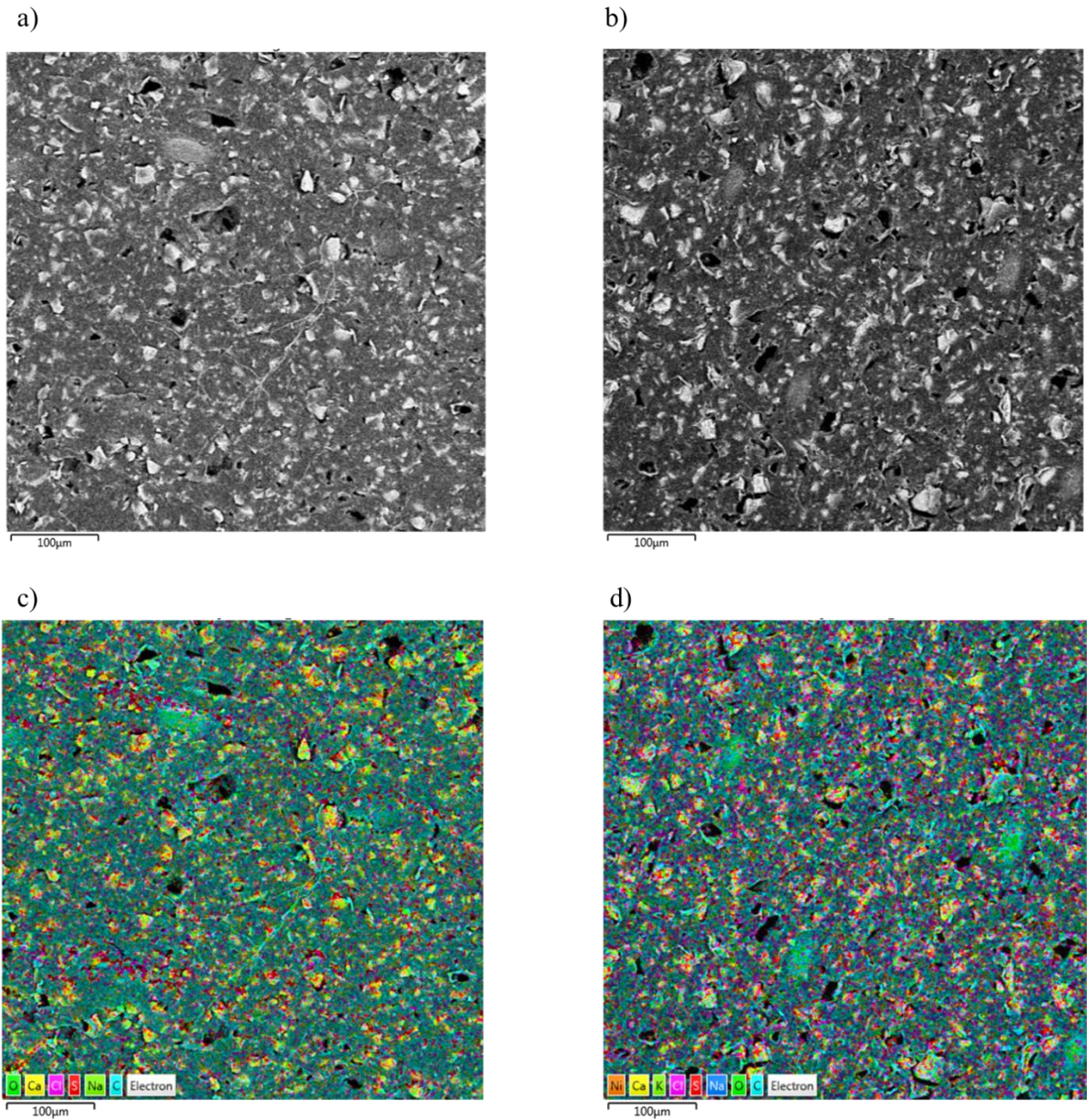
Condição	Condutividade final média ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	Desvio Padrão	CV (%)
Catódico - 50 mg.L <sup>-1</sup>	952	183,76	19,30
Central - 50 mg.L <sup>-1</sup>	4,76	0,76	15,96
Anódico - 50 mg.L <sup>-1</sup>	1796,67	206,48	11,49
Catódico - 100 mg.L <sup>-1</sup>	1518,33	340,71	22,44
Central - 100 mg.L <sup>-1</sup>	3,16	0,83	26,25
Anódico - 100 mg.L <sup>-1</sup>	3833,33	173,08	4,52

Os valores obtidos mostram que apesar de as variações obtidas nas condutividades finais nos compartimentos anódico e catódico, os coeficientes de variação obtidos para esses compartimentos não foram elevados. Esse comportamento pode ser explicado pela maior magnitude das condutividades medidas. Como o coeficiente de variação representa uma medida relativa de dispersão em relação à média, valores médios elevados tendem a reduzir o impacto relativo das variações observadas entre os ensaios, resultando em valores moderados de CV.

Por outro lado, no compartimento central, os valores de condutividade final obtidos entre as triplicatas foram bastante próximos entre si, indicando boa consistência experimental em termos absolutos. Entretanto, como as condutividades nessa região são muito inferiores, pequenas variações absolutas entre os ensaios acabam representando variações relativas mais expressivas, refletindo-se em valores mais elevados de coeficiente de variação. Isso evidencia uma limitação inerente à interpretação do coeficiente de variação em conjuntos de dados com magnitudes muito distintas, uma vez que essa métrica pode amplificar a percepção de variabilidade quando aplicada a valores médios reduzidos.

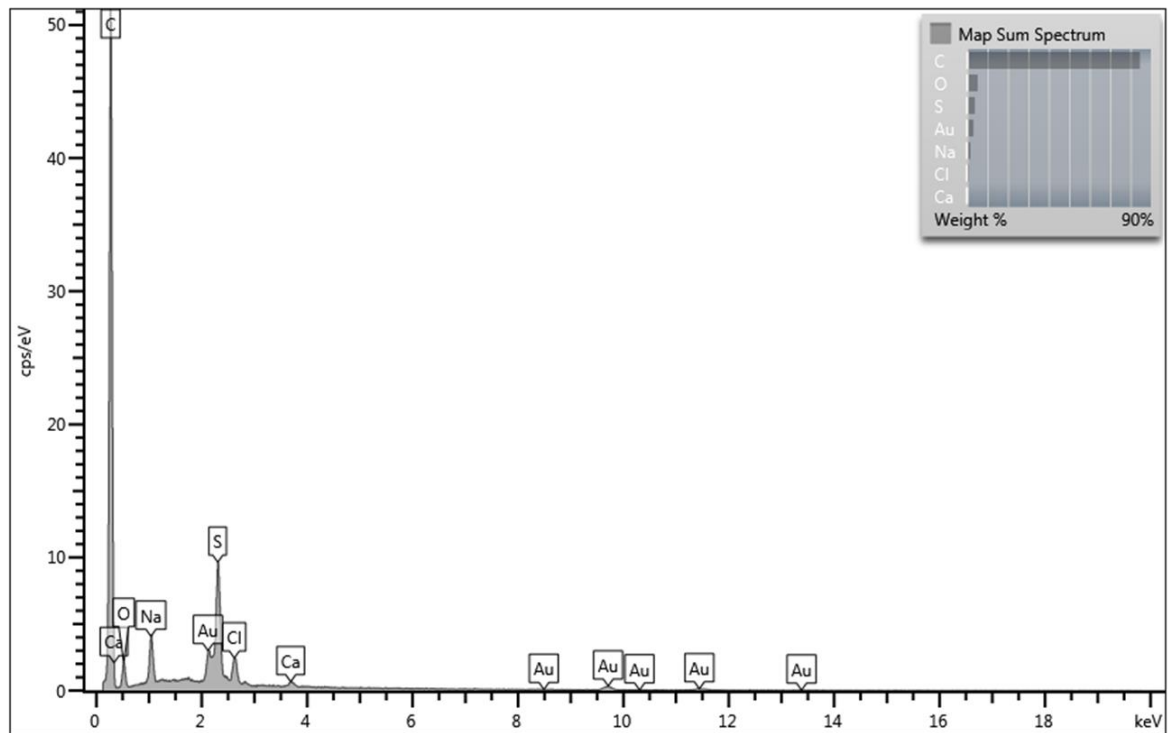
A fim de comprovar a ocorrência de *fouling* nas membranas, foram conduzidas análises microscópicas e de composição química antes e após os experimentos de eletrodialise. A comparação entre os resultados permitiu avaliar modificações morfológicas, presença de depósitos superficiais e alterações na composição química associadas à incorporação de espécies provenientes da solução eletrolítica. A Figura 15 apresenta as micrografias obtidas por MEV das membranas catiônicas antes e após o processo de eletrodialise, bem como os respectivos mapas de distribuição elementar obtidos por EDS. Os mapas individuais para cada elemento identificado encontram-se no Apêndice C. Os espectros EDS da membrana catiônica

antes e após o processo estão apresentados na Figura 16, possibilitando a identificação qualitativa dos elementos detectados e a comparação entre eles.

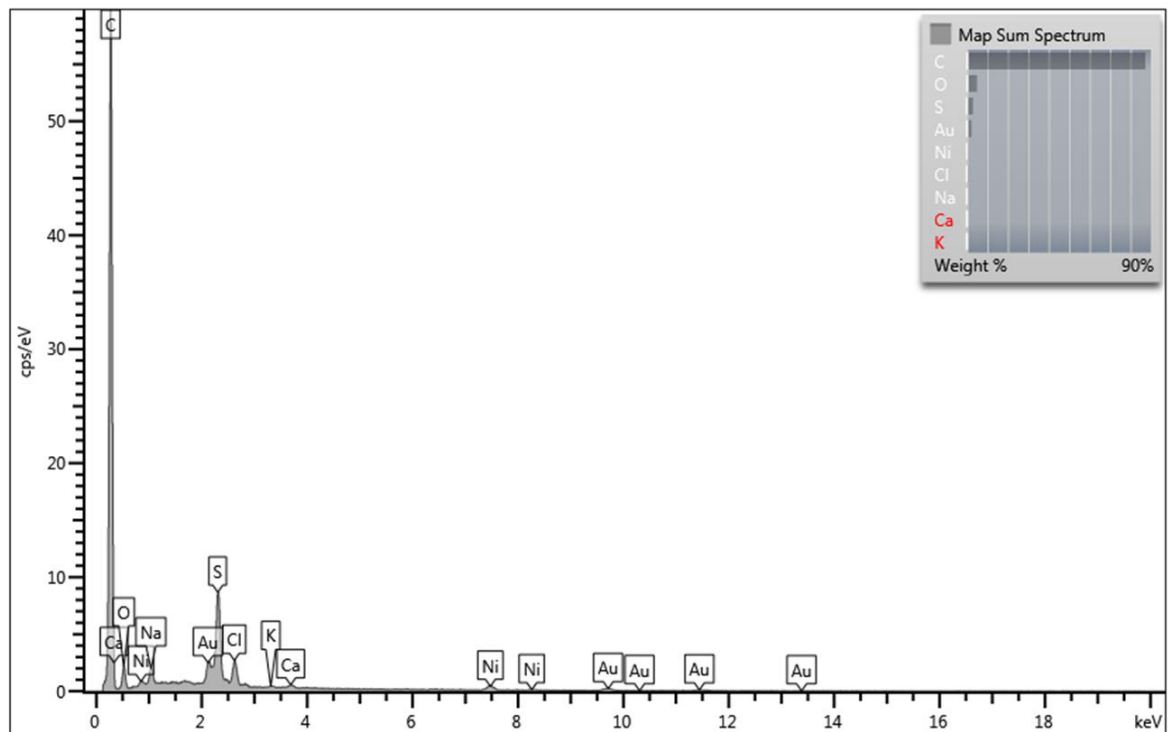


**Figura 15.** Micrografias da membrana catiônica: (a) antes e (b) após o processo de eletrodialise; mapas de distribuição elemental por EDS: (c) antes e (d) após o processo (O Autor, 2025).

a)



b)



**Figura 16.** Espectros da composição química das membranas (a) antes e (b) após o processo de eletrodialíse (O Autor, 2025).

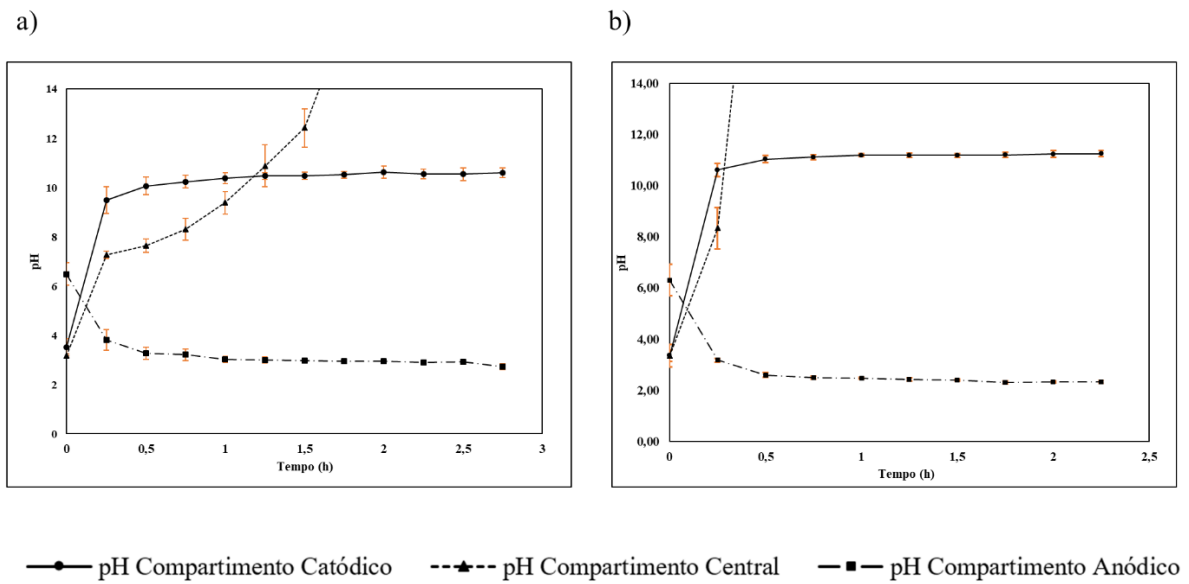
A partir das análises de mapeamento elementar e dos espectros de energia dispersiva verificou-se que, antes do processo de eletrodialise, as membranas catiônicas não apresentavam níquel em sua composição. No entanto, após os ensaios, foi identificada a presença desse metal na estrutura da membrana, o que comprova que ele foi incorporado a ela durante o processo. Esses resultados caracterizam a ocorrência de *fouling* e/ou *scaling* na membrana catiônica.

As análises referentes às membranas aniônicas não foram apresentadas, visto que sua composição original já contém elementos como cloro, enxofre e oxigênio. Considerando que os principais íons transportados por essas membranas durante os ensaios foram cloreto e sulfato, não é possível distinguir, por meio da análise elementar, eventual deposição adicional dessas espécies na estrutura da membrana. Ainda assim, análises por MEV-EDS também foram realizadas nessas membranas, não sendo observada a presença de níquel em sua superfície, indicando que o metal não foi transportado ou depositado nessa região, devido aos efeitos de repulsão eletrostática associados à membrana aniônica.

Entretanto, a redução progressiva da condutividade elétrica observada nos ensaios sequenciais de eletrodialise sugere aumento da resistência do sistema, o que pode estar associado à ocorrência de incrustações também nas membranas aniônicas. Apesar da possível ocorrência de incrustações, o baixo valor da condutividade elétrica no compartimento central ao final do processo indica que o processo foi eficaz na remoção de íons metálicos em ambas as concentrações avaliadas.

#### 4.1.3.2 Variação do pH

Assim como a condutividade elétrica, o pH dos compartimentos foi monitorado a cada 15 min ao longo dos ensaios. A Figura 17 apresenta a variação do pH em função do tempo para os compartimentos catódico, central e anódico, considerando os valores médios das triplicatas e seus respectivos desvios padrão. O gráfico à esquerda corresponde aos ensaios realizados com soluções na concentração de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  de níquel, enquanto o da direita à concentração de  $100 \text{ mg.L}^{-1}$ . Os valores individuais obtidos em cada teste encontram-se apresentados no Apêndice D.



**Figura 17.** Variação do pH em função do tempo para as concentrações de (a) 50 e (b) 100 mg.L<sup>-1</sup> de níquel (O Autor, 2025).

O monitoramento do pH ao longo do processo permite identificar alterações decorrentes do transporte iônico seletivo e da possível dissociação da água nas interfaces das membranas, especialmente sob condições próximas à corrente limite. Dessa forma, a análise da variação desse parâmetro em relação ao tempo fornece informações relevantes sobre os fenômenos eletroquímicos e de polarização que ocorrem no sistema (Atlas et al., 2022).

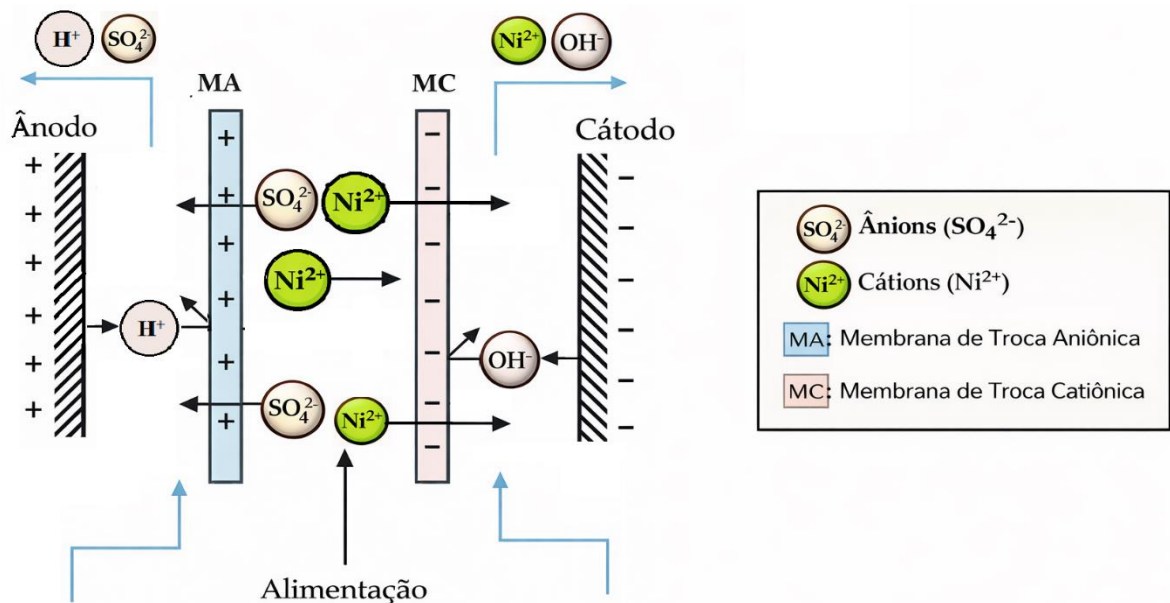
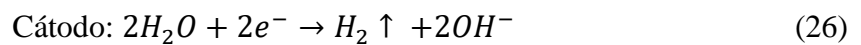
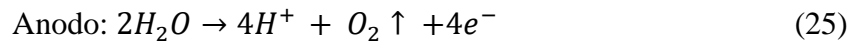
De maneira geral, observou-se boa reprodutibilidade entre as triplicatas, com baixos desvios padrão. Diferentemente da condutividade elétrica, cuja variação indicou perda progressiva de desempenho associada ao *fouling*, os perfis de pH apresentaram o mesmo comportamento entre os seis ensaios realizados, permitindo inferir que eventuais incrustações não exerceram influência significativa sobre tal parâmetro.

No compartimento catódico, verificou-se aumento acentuado do pH já nos primeiros 15 min de operação, passando de valores iniciais entre 3,12 e 3,98 para aproximadamente 9–10. Essa elevação rápida está associada à formação de íons hidroxila (OH<sup>-</sup>) no compartimento. Após essa etapa inicial, o sistema atingiu regime quase estacionário, com estabilização do pH entre 10,3 e 11,4 até o final dos ensaios, indicando equilíbrio dinâmico entre geração de OH<sup>-</sup>, migração iônica e transporte através das membranas (Cerrillo-Gonzalez et al., 2023; González et al., 2025).

No compartimento anódico, observou-se comportamento oposto. A redução do pH se deu nos primeiros 15 min de operação, seguida de estabilização em valores entre 2,2 e 3,0. A redução do pH está associada a formação de íons hidrogênio no compartimento anódico (H<sup>+</sup>),

sendo posteriormente limitada pelo transporte desses íons através das membranas e pela resistência do sistema (Cerrillo-Gonzalez et al., 2023)

Dessa forma, em soluções aquosas, como é o caso da utilizada, essas variações de pH e formação de íons hidroxila e hidrônio estão relacionadas a eletrólise da água. No ânodo ocorre oxidação da água, o que tende a tornar o meio ácido, enquanto no cátodo ocorre a sua redução, que leva à sua alcalinização (Cerrillo-Gonzalez et al., 2023). As reações de oxirredução são vistas nas Equações 25 e 26, e um esquema pode ser visualizado na Figura 18.



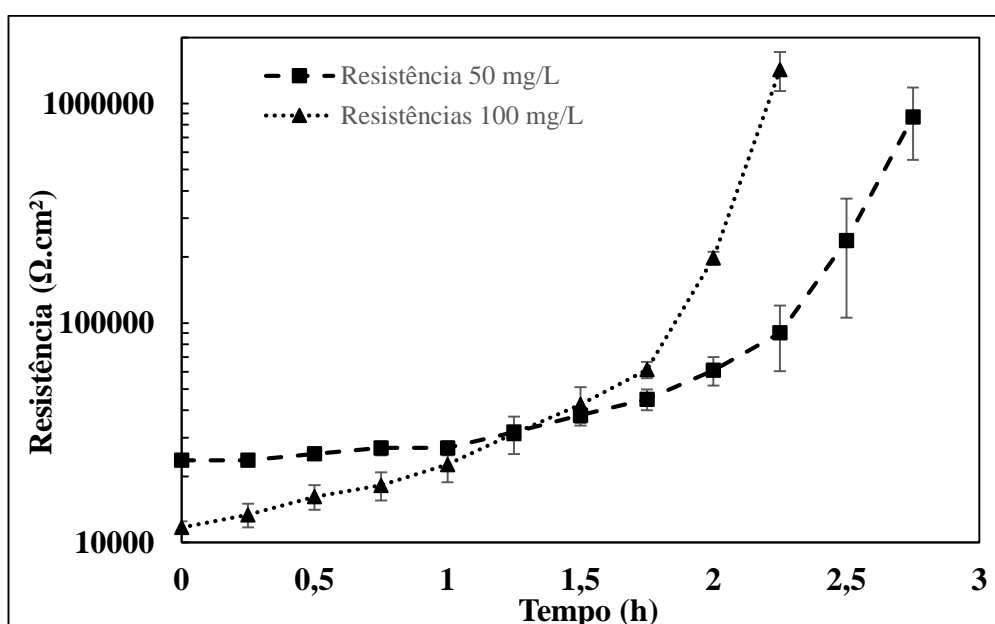
**Figura 18.** Esquema de uma célula de eletrodialise e formação de  $H^+$  e  $OH^-$  (Adaptado de Cerrillo-Gonzalez et al., 2023).

No compartimento central, inicialmente, observou-se aumento gradual do pH, seguido por elevação acentuada após aproximadamente 60–90 minutos de operação, nos ensaios para  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  de níquel. Comparativamente, nos ensaios com  $100 \text{ mg.L}^{-1}$ , a elevação do pH no compartimento central ocorreu de forma mais rápida do que nos ensaios com  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , sugerindo que a maior concentração inicial de íons intensifica os efeitos de migração eletroquímica, polarização e limitação de transporte no sistema (Zimmermann et al., 2023). Em vários pontos, os valores registrados ultrapassaram a faixa convencional de medição do eletrodo ( $\text{pH} > 14$ ), atingindo leituras superiores a 30.

Eletrodos de vidro apresentam limitações em meios de elevada alcalinidade, especialmente devido ao chamado erro alcalino, associado à interferência de íons alcalinos, na resposta do sensor. Portanto, esses valores de pH registrados acima 14 devem ser interpretados com cautela. Nessas condições, a seletividade do eletrodo ao íon hidrogênio é comprometida, podendo ocorrer desvios na leitura. Assim, os valores extremamente elevados não devem ser considerados como pH absoluto real da solução, mas sim como indicativo de um meio intensamente alcalino, dentro das limitações operacionais do equipamento de medição (Graham; Jaselskis; Moore, 2013).

#### 4.1.3.3 Variação da resistência aparente

A resistência aparente do sistema é um parâmetro fundamental para avaliar o desempenho da eletrodialise, pois está diretamente associada à polarização por concentração (Al-Amshawee; Yunus, 2024). Os gráficos da resistência aparente em função do tempo estão apresentados na Figura 19, em escala logarítmica, na qual os pontos representam as médias das triplicatas e as barras de erro indicam o desvio padrão. Os valores obtidos nas triplicatas podem ser encontrados no Apêndice E. De modo geral, observa-se que, para ambas as concentrações avaliadas, ocorre inicialmente uma região de relativa estabilidade da resistência, seguida por aumento progressivo e, posteriormente, crescimento acentuado ao longo do tempo de operação.



**Figura 19.** Variação da resistência aparente do sistema em função do tempo para soluções sintéticas de níquel com concentrações de 50 e 100  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (O Autor, 2026).

Para a solução contendo  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  de níquel, a resistência mantém-se praticamente estável durante a primeira hora de ensaio. Nessa fase inicial da eletrodialise há grande quantidade de íons disponíveis em solução, e com isso, a resistência interna do sistema é menor. A partir de aproximadamente 1,5 h, verifica-se aumento gradual da resistência, tornando-se mais pronunciado após cerca de 2,0 h de operação. Esse comportamento pode ser atribuído à redução progressiva da concentração de íons no compartimento central, que promove o espessamento da camada de difusão e intensifica a polarização de concentração, aumentando assim a resistência do sistema (Yasin; Wen, 2025).

Para a solução de  $100 \text{ mg.L}^{-1}$  de níquel observa-se uma resistência inicial menor do que na concentração de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ . Isso se justifica devido a maior quantidade de íons disponíveis, que leva à uma maior condutividade elétrica, e por consequência, menor resistência. No entanto, observa-se um aumento da resistência de forma mais rápida e acentuada, devido a corrente empregada ser maior, o que intensifica o fluxo migratório de íons e favorece o estabelecimento mais rápido de gradientes de concentração na interface membrana-solução. Como consequência, a polarização por concentração se desenvolve mais rapidamente, resultando em uma elevação mais rápida da resistência aparente (Raka et al., 2021).

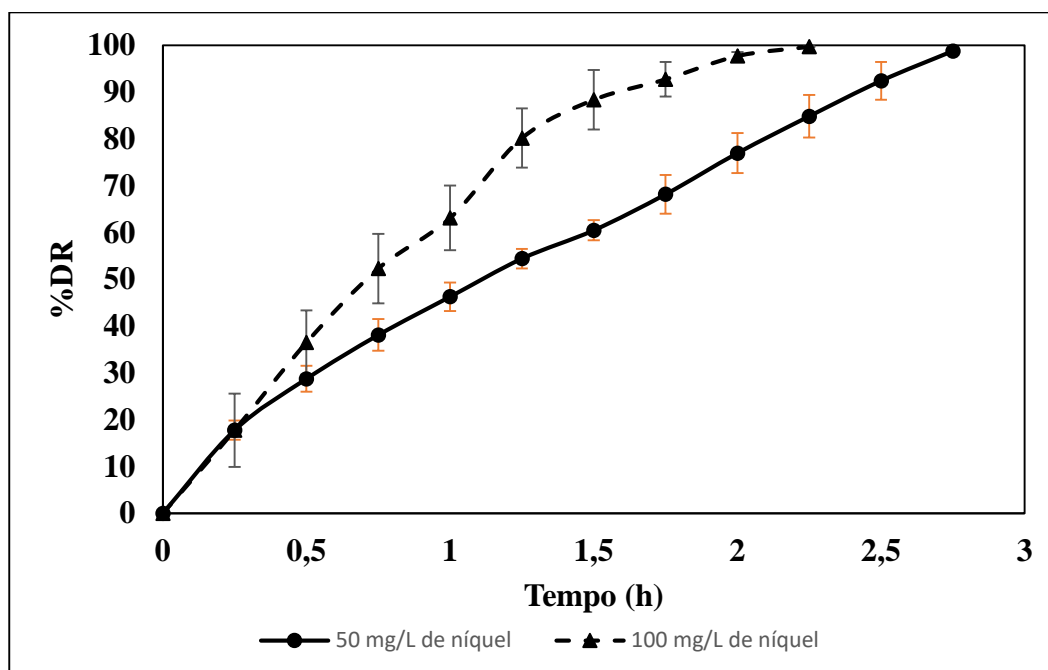
Mesmo operando abaixo da corrente limite teórica (no caso dos ensaios realizados operou-se a 80 % da corrente limite), a diminuição local da concentração na interface pode aproximar o sistema de condições limitantes, elevando a resistência ôhmica global. As barras de erro indicam baixa dispersão nos tempos iniciais, demonstrando boa reprodutibilidade experimental; entretanto, nos estágios finais, observa-se aumento do desvio padrão, sugerindo maior sensibilidade do sistema a pequenas variações experimentais sob regime de polarização mais intensa.

#### **4.1.4 Remoção de níquel através do processo de eletrodialise**

A remoção de níquel da solução de alimentação foi avaliada por duas abordagens complementares. A primeira foi feita por meio do acompanhamento da desmineralização do compartimento de alimentação, utilizando a variação da condutividade elétrica ao longo do tempo, de acordo com a Equação 13. A segunda se deu por meio da quantificação direta da concentração de níquel, avaliada por ICP-OES, comparando-se as concentrações inicial e final de cada ensaio através da Equação 14.

A desmineralização do sistema ao longo do tempo é apresentada na Figura 20, e mostra o desempenho do processo de eletrodialise na remoção de espécies iônicas da solução de

alimentação. Os dados utilizados na construção das curvas encontram-se no Apêndice F. Nas curvas obtidas, cada ponto representa a média dos resultados obtidos nas triplicatas para cada concentração avaliada, enquanto as barras de erro correspondem ao desvio padrão. Observa-se que, para ambas as concentrações, as curvas de %DR apresentam comportamento crescente com o tempo, indicando a progressiva transferência iônica do compartimento de alimentação para os compartimentos adjacentes (Livinalli, 2021).



**Figura 20.** Avaliação da desmineralização da solução de alimentação em função do tempo (O Autor, 2026).

Para a concentração de  $100 \text{ mg.L}^{-1}$ , é possível observar que a taxa de desmineralização é mais elevada nas etapas iniciais do processo, atingindo valores próximos ao máximo em tempos menores quando comparado à solução de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ . Esse comportamento está associado à maior disponibilidade de íons em solução, o que aumenta a condutividade elétrica inicial e favorece o transporte iônico, intensificando a eficiência do processo nas fases iniciais (Raka et al., 2021). Apesar dessa diferença cinética, ambas as concentrações atingiram níveis de desmineralização ao final dos ensaios com valores próximos a 100 %, demonstrando a elevada capacidade do sistema em remover íons da solução de alimentação.

A análise complementar por ICP-OES confirma essa tendência, evidenciando quantitativamente remoções de níquel superiores a 99 % para a maioria dos ensaios. Nos testes com  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , as concentrações finais de níquel na alimentação foram reduzidas para valores de  $0,03\text{--}0,04 \text{ mg.L}^{-1}$ . Já para os ensaios com  $100 \text{ mg.L}^{-1}$ , embora o primeiro teste tenha apresentado remoção praticamente completa (99,99 %), os testes subsequentes mostraram

reduções ligeiramente menores (94,09 % e 92,17 %). A Tabela 6 traz as concentrações iniciais e finais de níquel no compartimento de alimentação.

**Tabela 6.** Concentrações iniciais e finais de níquel na solução de alimentação (O Autor, 2026).

	Níquel		% Remoção	Média (%)
	C <sub>i</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	C <sub>f</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )		
Teste 1 50 mg.L <sup>-1</sup>	53,7	0,04	99,93	
Teste 2 50 mg.L <sup>-1</sup>	53,7	0,03	99,94	99,93(±0,0088)
Teste 3 50 mg.L <sup>-1</sup>	53,7	0,04	99,93	
Teste 1 100 mg.L <sup>-1</sup>	104,6	<0,01	99,99	
Teste 2 100 mg.L <sup>-1</sup>	104,6	6,18	94,09	95,42 (±3,3274)
Teste 3 100 mg.L <sup>-1</sup>	104,6	8,19	92,17	

Em relação à análise estatística, a avaliação das triplicatas indicou elevada reprodutibilidade experimental, especialmente para a concentração de 50 mg.L<sup>-1</sup>, que apresentou coeficiente de variação inferior a 0,01%. Para 100 mg.L<sup>-1</sup>, embora tenha sido observada maior dispersão entre os ensaios, o coeficiente de variação ainda permaneceu relativamente baixo (3,42 %), indicando consistência satisfatória entre os experimentos. A comparação estatística entre as concentrações por meio de ANOVA indicou que não houve diferença estatisticamente significativa na eficiência de remoção de níquel entre as concentrações avaliadas ao nível de significância de 5%, mesmo a remoção média tendo sido ligeiramente maior para a solução de 50 mg.L<sup>-1</sup>. Esses resultados indicam que o processo de eletrodialise foi altamente eficiente para a remoção de níquel em ambas condições estudadas, apresentando consistência nos testes realizados.

A diminuição progressiva da eficiência nos ensaios, especialmente para a condição de 100 mg.L<sup>-1</sup> é consistente com o comportamento observado na condutividade final do sistema, a qual se mostrou gradualmente menor à medida que novos testes eram realizados. Esse fenômeno pode ser interpretado como um indicativo do desenvolvimento de *fouling* nas membranas, que promove maior resistência ao transporte iônico (Dammak et al., 2021).

Também foi avaliada a concentração de íons de níquel no compartimento concentrado, conforme mostra a Tabela 7. Essa análise está alinhada com a interpretação anterior, pois se observa que a concentração de níquel no compartimento concentrado ao final dos ensaios

diminuiu conforme os testes eram feitos. Esse comportamento sugere que, embora o sistema ainda promovesse significativa remoção da alimentação, a transferência efetiva de íons para o concentrado foi progressivamente limitada, possivelmente devido aos íons ficarem aderidos aos poros da membrana, causando assim a sua incrustação (Strathmann, 2010).

**Tabela 7.** Concentrações iniciais e finais de níquel no compartimento de concentrado (O Autor, 2026).

	Níquel		Média (mg.L <sup>-1</sup> )
	C <sub>i</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	C <sub>f</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	
Teste 1 50 mg.L <sup>-1</sup>	0,01	5,58	
Teste 2 50 mg.L <sup>-1</sup>	0,01	2,82	3,19(±1,823)
Teste 3 50 mg.L <sup>-1</sup>	0,01	1,16	
Teste 1 100 mg.L <sup>-1</sup>	0,02	12,4	
Teste 2 100 mg.L <sup>-1</sup>	0,02	5,33	6,537 (±4,379)
Teste 3 100 mg.L <sup>-1</sup>	0,02	1,88	

A concentração final de níquel na corrente de concentrado apresentou variações consideráveis entre os ensaios realizados em triplicata para ambas as concentrações iniciais avaliadas. Para a solução contendo 50 mg.L<sup>-1</sup>, os valores finais obtidos variaram entre 1,16 e 5,58 mg.L<sup>-1</sup>, resultando em coeficiente de variação de aproximadamente 57 %. Já para a concentração inicial de 100 mg.L<sup>-1</sup>, os valores finais variaram entre 1,88 e 12,4 mg.L<sup>-1</sup>, com coeficiente de variação de aproximadamente 67 %.

Esses valores indicam elevada dispersão entre os resultados experimentais, o que pode estar associado a variações no transporte iônico ao longo do processo de eletrodialise, possivelmente relacionadas a fenômenos como polarização por concentração nas superfícies das membranas ou a geração de *fouling* no interior das membranas entre os testes. Segundo Dammak et al. (2021), esses fenômenos podem aumentar a resistência elétrica do sistema e reduzir a eficiência do transporte iônico. Estratégias como maior controle das condições hidrodinâmicas, procedimentos mais rigorosos de limpeza das membranas e operação em condições mais afastadas da corrente limite podem contribuir para minimizar esses efeitos e melhorar a reprodutibilidade experimental.

#### 4.1.5 Consumo de energia do processo de eletrodialise

A eficiência de corrente e o consumo específico energético foram calculados pelas Equações 15 e 16, respectivamente, e podem ser encontrados na Tabela 8.

**Tabela 8.** Valores de eficiência de corrente e consumo de energia no processo de eletrodialise (O Autor, 2026).

	EC	Média	CV	CEE	Média	CV
	(%)	(%)	(%)	(kWh.g <sup>-1</sup> )	(kWh.g <sup>-1</sup> )	(%)
Teste 1 50 mg.L <sup>-1</sup>	22,7			0,2177		
Teste 2 50 mg.L <sup>-1</sup>	23,7	23,57 <sup>a</sup>	2,84	0,3103	0,2536 <sup>a</sup>	16,01
Teste 3 50 mg.L <sup>-1</sup>	24,3	(±0,67)		0,2327	(±0,0406)	
Teste 1 100 mg.L <sup>-1</sup>	26,8			0,3118		
Teste 2 100 mg.L <sup>-1</sup>	25,2	25,67 <sup>b</sup>	3,16	0,3673	0,3532 <sup>b</sup>	8,43
Teste 3 100 mg.L <sup>-1</sup>	25,0	(±0,81)		0,3806	(±0,0298)	

<sup>a,b</sup>: Médias seguidas por letras diferentes na mesma coluna indicam diferença estatisticamente significativa entre as condições avaliadas pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância ( $p < 0,05$ ).

A eficiência de corrente (EC) apresentou valores na faixa de 22,7 a 26,8 %, indicando que apenas uma fração da corrente aplicada foi efetivamente utilizada no transporte dos íons Ni<sup>2+</sup> através das membranas. Esse comportamento pode ser explicado por perdas associadas principalmente à dissociação da água e ao transporte competitivo de íons como H<sup>+</sup> e OH<sup>-</sup>, que resulta em uma baixa eficiência de corrente (Liu et al., 2023a).

Observou-se um aumento da EC com a elevação da concentração inicial de níquel de 50 para 100 mg.L<sup>-1</sup>. A eficiência de corrente está diretamente relacionada a quantidade de íons removidos, como mostra a Equação 15. Dessa forma, na solução mais concentrada há uma maior disponibilidade de íons a serem removidos do sistema, favorecendo assim o transporte iônico pelas membranas e aumentando a eficiência de corrente (Liu et al., 2023a).

Quanto ao consumo energético específico (CEE), observa-se pela Equação 16 que ele é inversamente proporcional à massa de níquel removida. Assim, considerando que maiores concentrações iniciais favoreceram a remoção de Ni<sup>2+</sup>, seria esperado que os ensaios conduzidos com 100 mg.L<sup>-1</sup> apresentassem menores valores de CEE. No entanto, o comportamento observado foi oposto e isso ocorre porque o CEE também é diretamente

proporcional à tensão aplicada (Liu et al., 2023a). Nos ensaios com 100 mg.L<sup>-1</sup> foram utilizadas tensões médias mais elevadas, resultando em maior energia consumida ao longo do processo. Dessa forma, o aumento da energia fornecida superou o efeito da maior remoção de massa, levando a valores mais altos de consumo energético específico.

Essa relação evidencia que melhorias na eficiência de transporte iônico nem sempre se traduzem em menor consumo energético, visto que o CEE depende tanto da energia elétrica fornecida quanto da massa efetivamente removida. De forma geral, os resultados demonstram que o desempenho da eletrodialise resulta de um equilíbrio entre disponibilidade iônica, resistência do sistema e intensidade do campo elétrico aplicado. Enquanto concentrações iniciais mais elevadas favorecem o transporte seletivo de Ni<sup>2+</sup>, o aumento da tensão de operação pode comprometer a eficiência energética do processo.

Quanto aos coeficientes de variação, para a eficiência de corrente foram relativamente baixos, sendo 2,84 % e 3,16 % para as concentrações de 50 e 100 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, indicando boa reprodutibilidade dos testes. Já para o consumo específico de energia, esses valores foram de 16,01 % e 8,43 %, indicando que variações sensíveis durante o processo (como tensão ou corrente) podem causar uma maior variabilidade no resultado de consumo de energia.

Apesar de os valores das EC terem sido muito semelhantes entre ambas concentrações estudadas, ao realizar a análise de ANOVA foi possível verificar que houve diferença estatisticamente significativa para as diferentes condições. De forma semelhante, a análise de ANOVA do CEE resultou na mesma conclusão. Ou seja, os resultados obtidos indicam que, nas condições experimentais avaliadas, a variação da concentração inicial de níquel exerceu influência estatisticamente significativa sobre a eficiência de corrente e o consumo específico de energia do processo de eletrodialise.

## 4.2 ELETORRECUPERAÇÃO

Os resultados dessa seção dizem respeito aos resultados obtidos de acordo com a metodologia proposta para o processo de eletrorrecuperação.

### 4.2.1 Remoção de níquel através do processo de eletrorrecuperação

A eficiência do processo de eletrorrecuperação foi avaliada a partir da variação da concentração de níquel em solução antes e após os ensaios eletroquímicos, conforme Equação 17, sendo os testes realizados em triplicata para soluções com concentrações iniciais nominais

de 50 e 100 mg.L<sup>-1</sup>, sob densidades de corrente de 200 e 300 A.m<sup>-2</sup>. Considerando que cada ensaio foi realizado com volume fixo de 500 mL de solução, as análises foram conduzidas com base no balanço de massa efetivamente removida da fase líquida. A Tabela 9 traz os resultados de concentração obtidos antes e após o processo, via ICP-OES, para as condições citadas.

**Tabela 9.** Concentrações inicial e final de níquel após eletrorrecuperação (O Autor, 2026).

Concentração nominal (mg.L <sup>-1</sup> )	Densidade de corrente (A.m <sup>-2</sup> )	Ni inicial (mg.L <sup>-1</sup> )	Ni final (mg.L <sup>-1</sup> )	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	Remoção (%)	Média (%)
50	200	53,6	21,3		60,26	
			14,7	17,1	72,57	68,10
			15,3	(±2,98)	71,45	(±5,56)
50	300	45,5	15,2		66,61	
			19,7	16,8	56,69	63,02
			15,6	(±2,04)	65,75	(±4,49)
100	200	108,4	37,5		65,41	
			32,6	33,8	69,93	68,82
			31,3	(±2,67)	71,13	(±2,46)
100	300	108,7	51,2		52,89	
			46,0	50,6	57,68	53,42
			54,7	(±3,57)	49,68	(±3,29)

Os resultados demonstram a eficiência do processo de eletrorrecuperação na remoção de níquel, evidenciada pela redução da concentração do metal ao longo dos ensaios, com valores finais inferiores aos iniciais após o tratamento eletroquímico. Para as soluções de menor concentração (50 mg.L<sup>-1</sup>), os percentuais médios de remoção foram elevados e relativamente semelhantes para as duas densidades de corrente aplicadas. Esse comportamento sugere que, nesse regime de concentração, o sistema não se encontrava limitado pela disponibilidade de

espécies iônicas e nem por restrições de transferência de massa, permitindo que a deposição eletroquímica ocorresse de forma eficiente mesmo sob menor densidade de corrente (Kamel; Bastaweesy, 2024).

Por outro lado, para as soluções de  $100 \text{ mg.L}^{-1}$ , observou-se comportamento distinto, com maior sensibilidade às condições operacionais. Embora a densidade de corrente de  $200 \text{ A.m}^{-2}$  tenha proporcionado elevada remoção, o aumento para  $300 \text{ A.m}^{-2}$  não resultou em melhoria proporcional do desempenho, verificou-se incremento na concentração residual média do metal ao final do processo. Esse comportamento indica que o aumento da densidade de corrente não favoreceu exclusivamente a redução eletroquímica de  $\text{Ni}^{2+}$  a  $\text{Ni}^0$ , mas também a ocorrência de reações paralelas, como a liberação de hidrogênio, o que compete com o processo de deposição de níquel e pode reduzir a eficiência da corrente, conforme descrito pela literatura (Pandey et al., 2025).

As análises estatísticas do CV para as diferentes condições nos ensaios de ER apresentaram valores relativamente baixos, todos variando de aproximadamente 4 a 8 %, indicando boa reprodutibilidade experimental. A influência das variáveis operacionais sobre a remoção de níquel foi posteriormente avaliada por meio de análise de variância bifatorial. Os resultados indicaram que a densidade de corrente exerceu efeito estatisticamente significativo sobre a eficiência de remoção de níquel. Por outro lado, a concentração inicial da solução não apresentou influência estatisticamente significativa dentro das condições experimentais avaliadas. Adicionalmente, não foi observada interação estatisticamente significativa entre os fatores estudados, indicando que o efeito da densidade de corrente foi semelhante para ambas as concentrações iniciais analisadas. Teste de Tukey foi realizado ao nível de significância de 5 % e a Tabela 10 traz o resultado das médias acompanhadas pelas letras, onde as mesmas letras indicam que não houve diferença estatisticamente significativa entre resultados.

**Tabela 10.** Médias seguidas pela avaliação de Tukey (O Autor, 2026).

Condição	Média (%)	CV (%)	Letras
$50 \text{ mg.L}^{-1} / 200 \text{ A.m}^{-2}$	68,10	8,16	A
$50 \text{ mg.L}^{-1} / 300 \text{ A.m}^{-2}$	63,02	7,12	AB
$100 \text{ mg.L}^{-1} / 200 \text{ A.m}^{-2}$	68,82	3,57	A
$100 \text{ mg.L}^{-1} / 300 \text{ A.m}^{-2}$	53,42	6,16	B

Observa-se que as condições operadas com densidade de corrente de  $200 \text{ A.m}^{-2}$  apresentaram as maiores médias de remoção e foram classificadas no grupo estatístico “A”,

independentemente da concentração inicial de níquel. Por outro lado, o aumento da densidade de corrente para 300 A.m<sup>-2</sup> resultou em redução da eficiência média de remoção, sendo a condição de 50 mg.L<sup>-1</sup> classificada como “AB”, indicando comportamento intermediário, enquanto a condição de 100 mg.L<sup>-1</sup> foi classificada como “B”. Esse resultado sugere que, nas condições avaliadas, a densidade de corrente de 200 A.m<sup>-2</sup> apresentou desempenho mais favorável para a remoção de níquel, enquanto o aumento para 300 A.m<sup>-2</sup> não promoveu melhoria no processo e, especialmente para a solução mais concentrada, esteve associado à redução significativa da eficiência.

#### 4.2.2 Recuperação de níquel através do processo de eletrorecuperação

A massa de material recuperado foi determinada por pesagem direta do eletrodo antes e após os ensaios. A Tabela 11 apresenta os valores obtidos nas triplicatas e as respectivas médias.

**Tabela 11.** Massas obtidas pelos depósitos após processo de eletrorecuperação (O Autor, 2026).

Condição	Repetição	Repetição 2	Repetição	Média depósito	Média massa teórica
	1 (mg)	(mg)	3 (mg)	(mg)	(mg)
50 mg/L – 200 A.m <sup>-2</sup>	29,3	31,5	32,5	31,1 (±1,34)	18,3 (±1,5)
50 mg/L – 300 A.m <sup>-2</sup>	43,8	44,9	43,5	44,1 (±0,60)	14,3 (±1,0)
100 mg/L – 200 A.m <sup>-2</sup>	56,1	60,3	63,0	59,8 (±2,84)	37,3 (±1,3)
100 mg/L – 300 A.m <sup>-2</sup>	60,4	62,7	53,5	58,9 (±3,91)	29,0 (±1,8)

Observa-se que o aumento da concentração inicial resultou em maiores massas depositadas, evidenciando a influência da disponibilidade de Ni<sup>2+</sup> na taxa global de recuperação. Nos testes com 50 mg.L<sup>-1</sup>, o aumento da densidade de corrente promoveu um maior depósito de massa. Entretanto, para 100 mg.L<sup>-1</sup>, o aumento de 200 para 300 A.m<sup>-2</sup> não resultou em ganho proporcional.

A redução da concentração de íons em solução após os testes de eletrorecuperação, determinada por ICP-OES, não pode ser atribuída exclusivamente à deposição de níquel metálico puro no cátodo. Isso porque, em todos os testes realizados, a massa experimental recuperada foi superior à massa teórica estimada com base na variação de concentração da solução.

Esse resultado indica que a remoção de íons de níquel da fase líquida não corresponde integralmente à deposição metálica. Estudos têm demonstrado que a eletrodeposição de níquel em meio aquoso frequentemente resulta na formação de depósitos mistos, cuja proporção depende das condições eletroquímicas e termodinâmicas empregadas. Tao et al. (2018) verificaram que nanopartículas eletrodepositadas apresentam composição que continha  $\text{Ni}^0$ ,  $\text{NiO}$  e  $\text{Ni(OH)}_2$ , o que mostra que processos simultâneos podem ocorrer durante a deposição. Assim, a redução da concentração de  $\text{Ni}^{2+}$  em solução não implica necessariamente na formação exclusiva de níquel metálico.

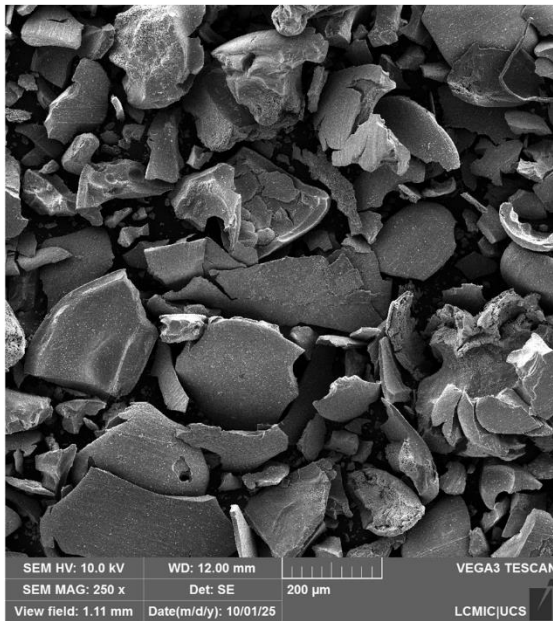
Dessa forma, os resultados apontam que na eletrorrecuperação ocorreram basicamente dois processos concomitantemente: (i) redução eletroquímica direta de  $\text{Ni}^{2+}$  a  $\text{Ni}^0$ ; e (ii) precipitação catódica de compostos de níquel (Tao et al., 2018). Essa distinção é necessária para que se interprete corretamente o desempenho do processo, pois a redução de concentração de níquel da solução não corresponde necessariamente à deposição metálica. Assim, a natureza química do material recuperado será explorada nas próximas seções.

#### **4.2.3 Caracterização química e morfológica dos materiais obtidos por eletrorrecuperação**

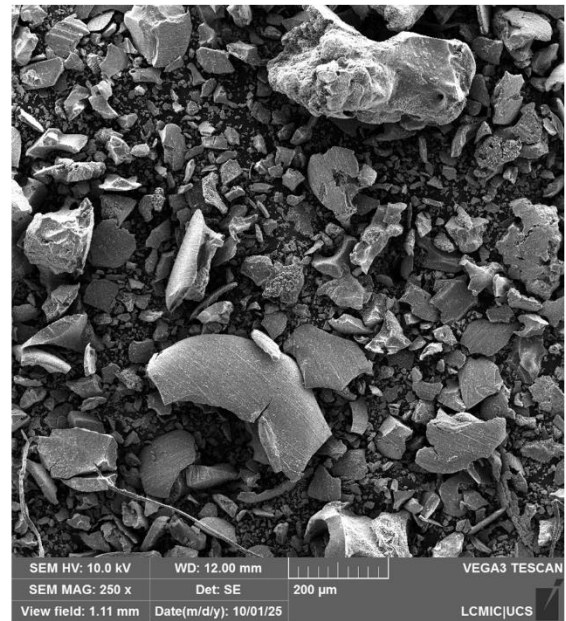
A morfologia e composição dos depósitos obtidos nos ensaios de eletrorrecuperação foram avaliadas por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) acoplada à Espectroscopia por Dispersão de Energia (EDS), com o objetivo de compreender a natureza do material formado e correlacioná-la com os resultados de remoção e recuperação já apresentados.

As micrografias obtidas indicaram que os depósitos obtidos apresentam morfologia heterogênea, com aspecto não compacto e irregular. É possível observar a formação de aglomerados e regiões com crescimentos não uniformes, provavelmente associados a processos de nucleação e precipitação na interface eletrodo-solução. Isso sugere que o mecanismo de deposição não é predominantemente de metal puro, pois se fosse, as camadas produzidas seriam mais densas e contínuas (Boukhouiete; Boumendjel; Sobhi, 2021). A Figura 21 traz as micrografias obtidas para os materiais depositados.

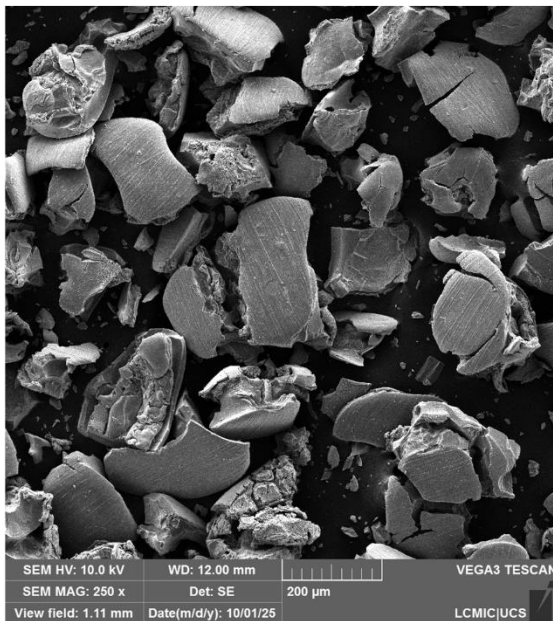
a)



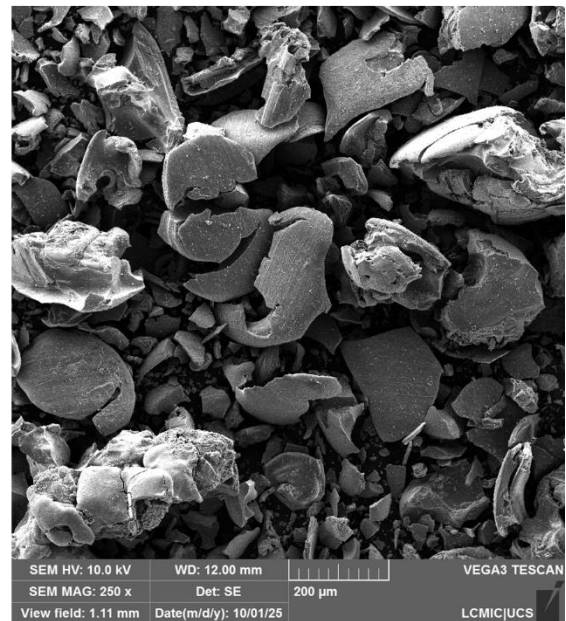
b)



c)



d)

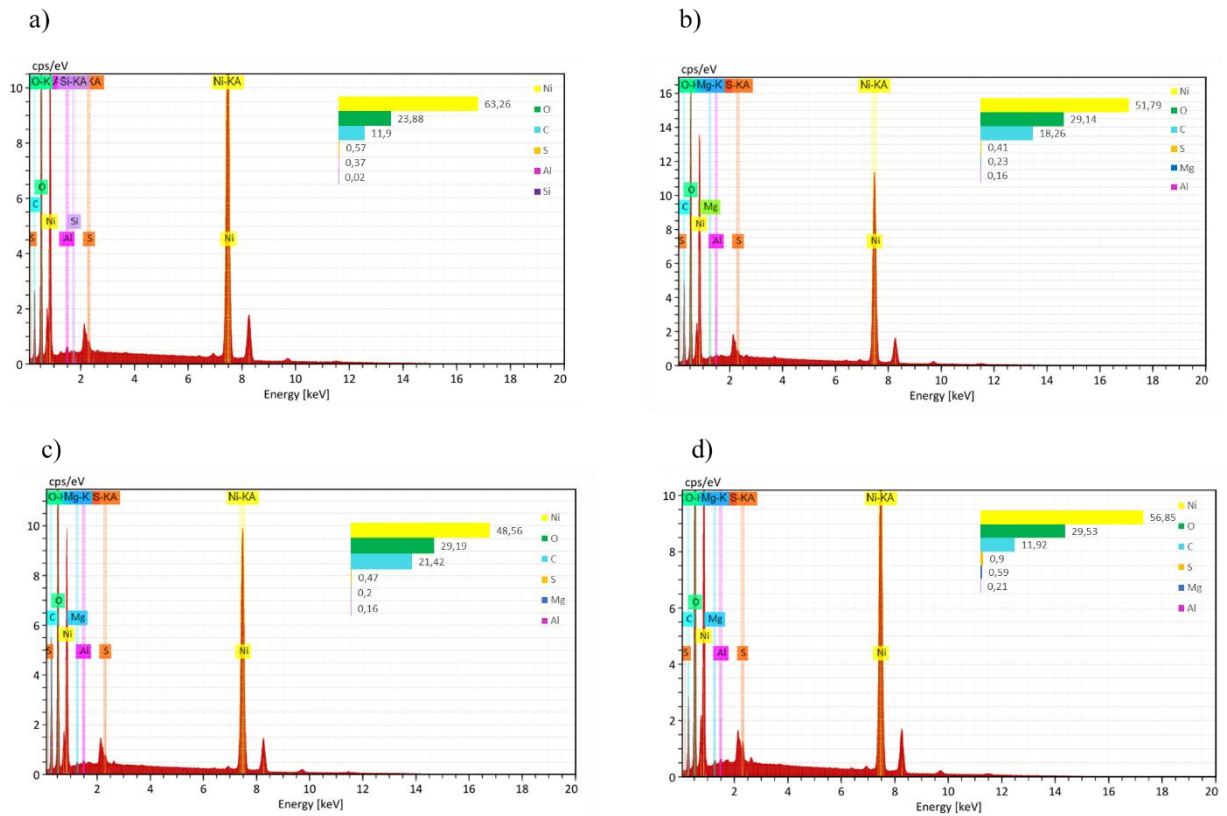


**Figura 21.** Microscopias obtidas para depósitos de: 50 mg.L<sup>-1</sup> com densidade de corrente de (a) 200 A.m<sup>-2</sup>; (b) 300 A.m<sup>-2</sup> e 100 mg.L<sup>-1</sup> com densidade de corrente de (c) 200 A.m<sup>-2</sup>; (d) 300 A.m<sup>-2</sup> (O Autor, 2026).

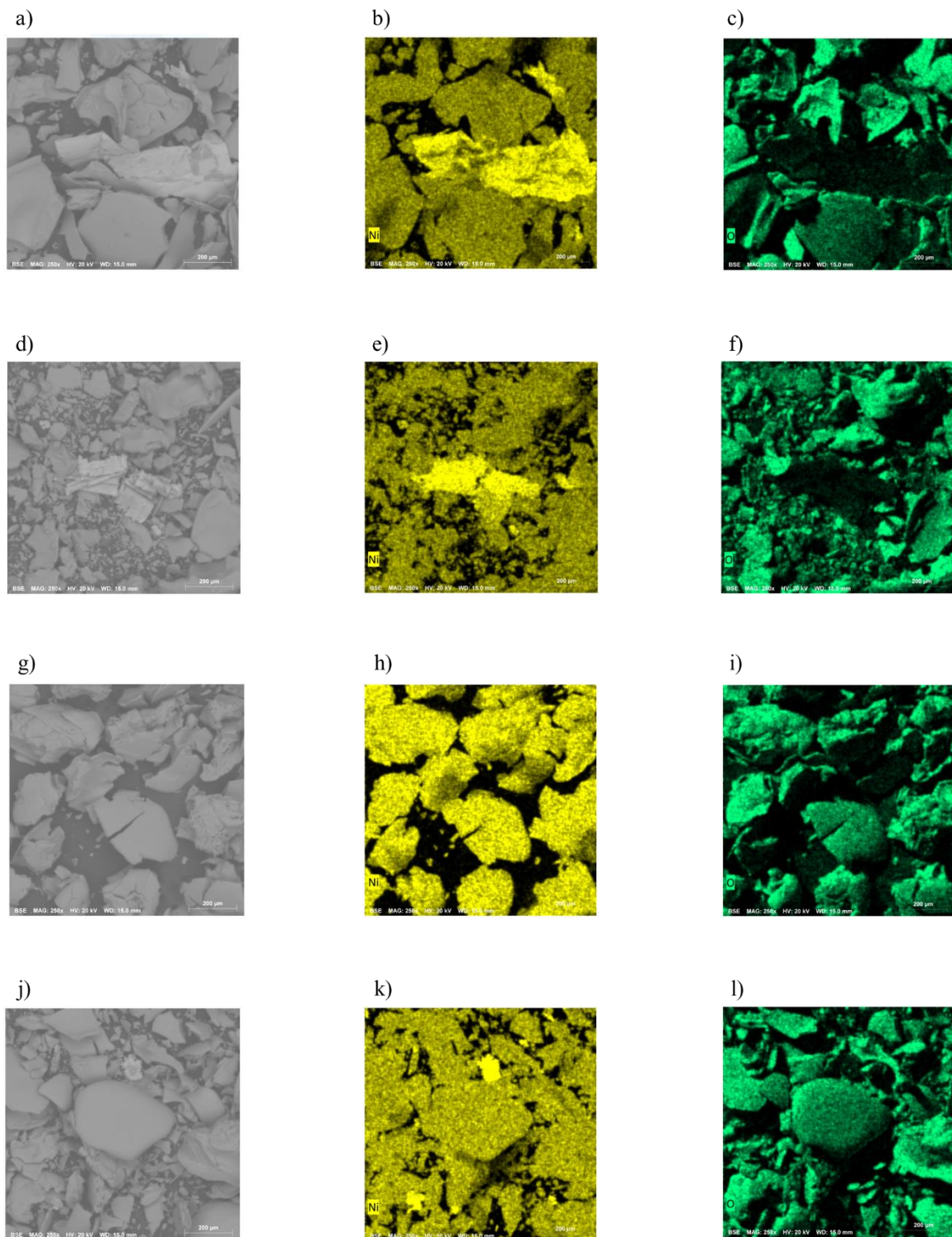
Ao se comparar as densidades de corrente utilizadas, observa-se que quando empregados valores maiores há maior irregularidade superficial. Isso se deve ao fato de densidades de corrente mais altas aumentarem a taxa de deposição, porém, em contrapartida, reduzirem o controle sobre do processo de deposição. Assim, a rápida deposição representa um risco para o controle do crescimento cristalino e a uniformidade da distribuição de partículas

dentro da matriz (Boukhouiete; Boumendjel; Sobhi, 2021). Além disso, a textura observada é compatível com formação de hidróxidos metálicos precipitados, que tipicamente apresentam morfologia lamelar ou granular pouco definida, diferindo substancialmente do aspecto esperado para níquel metálico eletrodepositado (Tan; Srinivasan; Choi, 2005).

Os mapas e espectros obtidos por meio da análise de EDS evidenciaram a presença majoritária de níquel e oxigênio, além de traços de outros elementos. Isso confirma que o material formado não é predominantemente metálico, mas sim, composto por espécies oxigenadas. A Figura 22 traz os espectros obtidos, enquanto a Figura 23 traz as micrografias seguidas dos mapas para os elementos de níquel e oxigênio.



**Figura 22.** Espectros de composição química obtidas para depósitos de: 50 mg.L<sup>-1</sup> com densidade de corrente de (a) 200 A.m<sup>-2</sup>; (b) 300 A.m<sup>-2</sup> e 100 mg.L<sup>-1</sup> com densidade de corrente de (c) 200 A.m<sup>-2</sup>; (d) 300 A.m<sup>-2</sup> (O Autor, 2026).



**Figura 23.** Micrografias obtidas por MEV e respectivos mapas composicionais por EDS para os materiais recuperados por eletrorecuperação em diferentes condições experimentais. Para cada condição são apresentados: micrografia (coluna esquerda), mapa de distribuição de níquel (coluna central) e mapa de distribuição de oxigênio (coluna direita). As linhas correspondem às seguintes condições: (a–c) solução de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $200 \text{ A.m}^{-2}$ ; (d–f) solução de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $300 \text{ A.m}^{-2}$ ; (g–i) solução de  $100 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $200 \text{ A.m}^{-2}$ ; (j–l) solução de  $100 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $300 \text{ A.m}^{-2}$  (O autor, 2026).

A análise dos mapas elementares mostra distribuição relativamente homogênea de níquel e oxigênio na superfície analisada, sugerindo que a formação das fases oxigenadas ocorre

de maneira generalizada e não apenas em regiões localizadas. Além disso, a proporção elevada de oxigênio observada nas análises vai ao encontro da hipótese de formação de hidróxidos e/ou óxidos de níquel.

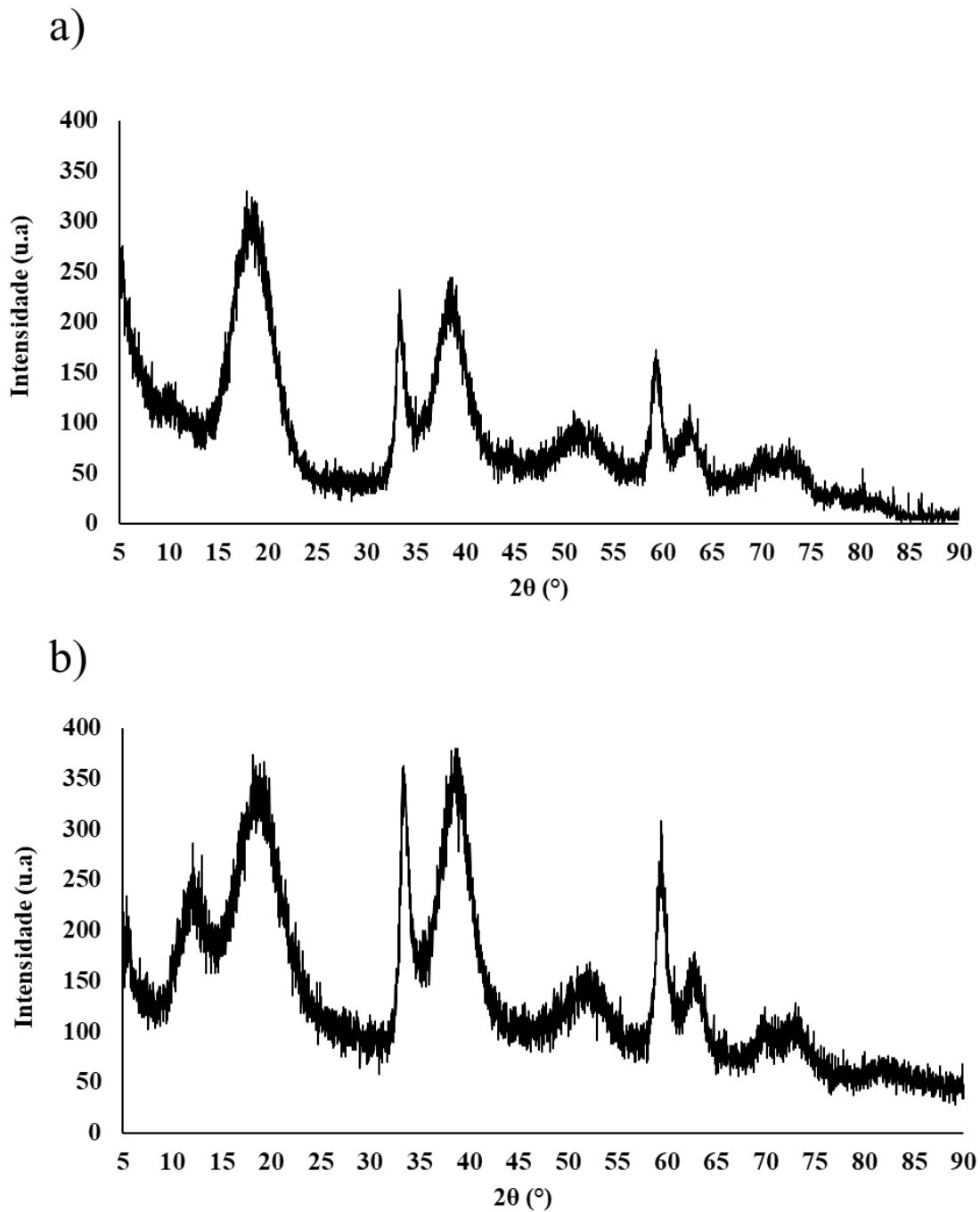
Esses resultados são de extrema importância para interpretar os dados de remoção e recuperação apresentados anteriormente. Conforme discutido na seção anterior, a massa de material depositado em todos os ensaios foi superior àquela teoricamente prevista considerando apenas a redução eletroquímica de  $\text{Ni}^{2+}$  para  $\text{Ni}^0$ . A presença significativa de oxigênio detectada por EDS fornece explicação direta para esse resultado, pois a formação de hidróxido de níquel  $\text{Ni}(\text{OH})_2$  ou sua posterior conversão parcial em óxido ( $\text{NiO}$ ) implica incorporação de massa adicional ao depósito.

#### **4.2.4 Estrutura cristalina dos materiais obtidos por eletrorrecuperação**

A estrutura cristalina dos materiais recuperados foi investigada por DRX, com o objetivo de identificar as fases formadas durante o processo de eletrorrecuperação e complementar as análises químicas e morfológicas já discutidas. Não foi possível realizar essa análise para todas as condições experimentais avaliadas anteriormente, devido a massa de material depositado em cada ensaio individual ser relativamente baixa. Isso inviabilizou a obtenção de quantidades suficientes de amostra para análise difratométrica para todos os parâmetros testados, visto que a técnica de DRX requer uma massa mínima representativa para garantir intensidade adequada dos picos e boa relação sinal-ruído.

Assim, optou-se por selecionar duas condições específicas para essa análise, sendo elas concentração de níquel em solução de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  com densidade de corrente de  $200 \text{ A.m}^{-2}$  (ER1) e  $100 \text{ mg.L}^{-1}$  com densidade de corrente de  $200 \text{ A.m}^{-2}$  (ER2). A escolha dessas condições se deu para que a densidade de corrente fosse a mesma, o que permitiu avaliar o efeito da concentração inicial de níquel sobre a natureza do material depositado. Além disso, conforme demonstrado nas análises de MEV-EDS, essas duas condições apresentaram a maior diferença composicional em termos de teor de níquel e oxigênio, com aproximadamente 63 % em massa de níquel para a primeira e 48 % em massa para a segunda.

Essa diferença na razão Ni/O indicou potencial variação na proporção de fases oxigenadas, tornando essas amostras as mais adequadas para investigação estrutural comparativa. Os difratogramas obtidos para as condições citadas são apresentados na Figura 24.



**Figura 24.** Difractogramas obtidos para depósitos de soluções com concentração de (a) 50 e (b) 100 mg.L<sup>-1</sup> com densidade de corrente de 200 A.m<sup>-2</sup> (O Autor, 2026).

De maneira geral, ambos os padrões apresentam picos relativamente largos, intensidade moderada e ausência de reflexões extremamente agudas e intensas. Essas características indicam que os materiais formados apresentam baixa cristalinidade, sendo constituídos por fases amorfas ou semicristalinas (Cullity; Stock, 2014). Esse fato é comprovado pela ausência de picos de difração de raios X em 44°, 51° e 76°, indexados às reflexões de Bragg (111), (200) e (220) da estrutura cúbica do níquel, respectivamente

(Jayaseelan et al., 2014). A sua ausência confirma que a deposição metálica pura não foi o mecanismo predominante de remoção do níquel nas condições avaliadas.

Os principais picos observados situam-se aproximadamente nas regiões de 18–20°, 33–35°, 38–40°, 59–62°, e podem ser indexados aos planos cristalográficos (001), (100), (101), e (110) do  $\beta$ -Ni(OH)<sub>2</sub> hexagonal, respectivamente. Os picos obtidos foram semelhantes em ambos parâmetros avaliados, indicando que o material depositado foi praticamente o mesmo para as duas condições. O único pico que se diferenciou entre as análises foi para a condição com maior concentração (ER2), que também apresentou um pico em aproximadamente 12,5°, tendo relação à  $\alpha$ -Ni(OH)<sub>2</sub> totalmente hidratado (Karaman et al., 2025).

Apesar de apresentarem picos nas mesmas posições, ao comparar os difratogramas observa-se que ER2 apresenta intensidade relativamente maior nas regiões associadas às fases oxigenadas do que ER1. Essa diferença está de acordo com os resultados de EDS, que indicaram maior teor de oxigênio na amostra ER2. Assim, a relação entre menor percentual de Ni metálico e maior teor de oxigênio obtidos pelas análises de EDS, e maior intensidade relativa das fases oxigenadas no DRX, indicam que o aumento da concentração inicial de níquel favorece a formação de compostos que não são puramente metálicos.

Dessa forma, os resultados obtidos por DRX corroboram as análises apresentadas nas seções anteriores, confirmando mais uma vez que a remoção de níquel da solução não ocorreu exclusivamente por redução eletroquímica a Ni<sup>0</sup>. Além disso, a análise indica que o material recuperado consiste predominantemente em hidróxidos de níquel de baixa cristalinidade.

#### **4.2.5 Consumo de energia do processo de eletrorrecuperação**

A eficiência de corrente (EC) e o consumo específico de energia (CEE) foram calculados a partir da massa de níquel teórica recuperada nos ensaios de eletrorrecuperação, utilizando as Equações 20 e 21. Os resultados são apresentados na Tabela 12, sendo os valores apresentados como média, acompanhadas de desvio padrão, dos ensaios realizados em triplicata.

**Tabela 12.** Eficiência de corrente e consumo específicos de energia médios para as condições avaliadas (O Autor, 2026).

Concentração (mg.L <sup>-1</sup> )	Densidade de corrente (A.m <sup>-2</sup> )	EC (%)	CV para a EC (%)	CEE (kWh.g <sup>-1</sup> )	CV para o CEE (%)
50	200	2,02 (±0,16) <sup>b</sup>	7,92	0,87 (±0,07) <sup>b</sup>	8,05
50	300	1,08 (±0,10) <sup>c</sup>	9,26	2,10 (±0,20) <sup>a</sup>	9,52
100	200	4,33 (±0,15) <sup>a</sup>	3,46	0,35 (±0,02) <sup>c</sup>	5,71
100	300	2,22 (±0,14) <sup>b</sup>	6,31	0,94 (±0,05) <sup>b</sup>	5,32

<sup>a,b,c</sup>: Médias seguidas por letras diferentes na mesma coluna indicam diferença estatisticamente significativa entre as condições avaliadas pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância ( $p < 0,05$ ).

De maneira geral, observa-se que a eficiência de corrente praticamente dobrou com o aumento da concentração inicial de níquel na solução. Ao se utilizar densidade de corrente de 200 A.m<sup>-2</sup>, a eficiência média passou de aproximadamente 2,0 % para cerca de 4,3 %, enquanto para a densidade de corrente de 300 A.m<sup>-2</sup> passou de aproximadamente 1,1 % para cerca de 2,2 %, quando a concentração foi elevada de 50 para 100 mg.L<sup>-1</sup>. Esse comportamento pode ser atribuído à maior disponibilidade de íons Ni<sup>2+</sup> no eletrólito, o que favorece o transporte de massa até a superfície catódica e aumenta a fração da corrente efetivamente utilizada na reação de deposição metálica (Ren et al., 2012).

A densidade de corrente também exerceu influência significativa sobre os resultados obtidos. Observou-se redução da eficiência de corrente quando a densidade de corrente foi aumentada de 200 para 300 A.m<sup>-2</sup> para ambas as concentrações estudadas. Em altas densidades de corrente, a baixa eficiência pode ser atribuída à predominância da reação de redução do hidrogênio. Assim, ao se utilizar baixas densidades de correntes há uma maior eficiência da corrente catódica, sendo que o seu aumento adicional leva à diminuição da taxa de deposição e da porcentagem em massa de Ni no depósito (Yang; Deng, 2011).

Os valores de consumo específico de energia apresentaram tendência inversa à eficiência de corrente. As menores demandas energéticas foram observadas onde houve maior eficiência de corrente, e de forma oposta, o maior consumo energético se deu onde houve menor eficiência de corrente. Os valores médios foram de aproximadamente 0,35 kWh.g<sup>-1</sup> a 2,10 kWh.g<sup>-1</sup>, para a melhor e pior condição em termos energéticos, respectivamente.

Esse comportamento está diretamente relacionado à relação entre eficiência de corrente e consumo energético. Em sistemas de eletrorecuperação, quanto maior a fração da

corrente que é efetivamente utilizada na deposição do metal, menor tende a ser a quantidade de energia requerida por unidade de massa recuperada. Assim, os resultados obtidos indicam que condições operacionais envolvendo maior concentração de metal na solução e menores densidades de corrente favorecem simultaneamente a eficiência de corrente e o desempenho energético do processo de eletrorrecuperação de níquel.

A análise estatística da variabilidade entre os ensaios realizados indicou boa reprodutibilidade experimental para os parâmetros avaliados. Para a eficiência de corrente, os coeficientes de variação variaram entre aproximadamente 3 % e 9 %, indicando baixa dispersão entre os resultados obtidos nas mesmas condições experimentais. De forma semelhante, os valores de consumo específico de energia também apresentaram coeficientes de variação relativamente baixos, indicando consistência nos resultados experimentais obtidos. Com isso, conclui-se que sob as mesmas condições operacionais o comportamento do processo será consistente, evidenciando boa repetibilidade experimental do sistema de eletrorrecuperação.

Os resultados da análise de variância bifatorial (Two-Way ANOVA) mostraram que tanto a concentração inicial de níquel, quanto a densidade de corrente exerceram influência estatisticamente significativa sobre a eficiência de corrente. Além disso, quanto a interação entre os fatores, através da análise de ANOVA, concluiu-se que há interação entre variáveis.

#### 4.3 ELETRODIÁLISE VS ELETORRECUPERAÇÃO

A avaliação comparativa entre os processos de eletrodialise (ED) e eletrorrecuperação (ER) permite compreender suas diferentes aplicações no tratamento de efluentes contendo níquel. Embora ambos sejam processos eletroquímicos baseados na aplicação de corrente elétrica, os mecanismos envolvidos e os resultados obtidos apresentam diferenças em termos de eficiência de remoção, consumo energético e possibilidade de recuperação do metal.

Nos experimentos de eletrodialise, observou-se elevada eficiência na remoção de níquel da solução. Os resultados indicaram remoção superior a 99,9 e 95 % para soluções contendo 50 e 100 mg.L<sup>-1</sup> de níquel, respectivamente. Esse desempenho está associado ao transporte seletivo de íons através das membranas catiônicas e aniônicas do sistema, promovendo a migração do Ni<sup>2+</sup> da solução de alimentação para o compartimento de concentrado.

Além da elevada eficiência de remoção, a eletrodialise apresentou baixo consumo específico de energia. Esses resultados indicam que o processo apresenta boa eficiência energética para o tratamento de soluções diluídas, característica relevante para aplicações em

efluentes industriais. Entretanto, durante os ensaios, foram observados fenômenos associados ao processo, como variações de pH e formação de depósitos de hidróxido de níquel nas membranas, indicando a ocorrência de polarização por concentração e possíveis efeitos de *scaling*, além de incrustações internas da membrana, o que acarreta em perda de vida útil e custos atrelados ao processo.

Por outro lado, o processo de eletrorrecuperação apresentou eficiência de remoção de níquel inferior quando comparado à eletrodialise. Os valores obtidos dependeram dos parâmetros aplicados (concentração inicial da solução e da densidade de corrente aplicada). A diferença de remoção entre processos está no fato de que, na eletrorrecuperação, a remoção do metal depende diretamente das reações eletroquímicas de redução do  $\text{Ni}^{2+}$  no cátodo, processo que pode ser limitado pelo transporte de massa e pela ocorrência de reações paralelas, como a evolução de hidrogênio.

Apesar da menor eficiência de remoção de níquel da solução, a eletrorrecuperação apresenta uma vantagem relevante, que é a possibilidade de recuperação do metal. Nos experimentos realizados, foram obtidos depósitos contendo níquel associados a fases oxigenadas, sugerindo a formação de compostos como óxidos ou hidróxidos de níquel ao longo do processo. Esse comportamento pode estar relacionado às condições operacionais empregadas e à ocorrência de reações paralelas no sistema eletroquímico. No entanto, mediante o adequado controle dos parâmetros operacionais, é possível direcionar o processo para a obtenção de depósitos com maior pureza.

Dessa forma, a eletrorrecuperação apresenta potencial para aplicações industriais voltadas à recuperação de metais a partir de efluentes. Do ponto de vista energético, os resultados também evidenciam diferenças importantes entre os dois processos. A eletrodialise apresentou menor consumo específico de energia quando comparada à eletrorrecuperação. Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de que, na eletrodialise, a energia elétrica é utilizada principalmente para promover o transporte iônico através das membranas, enquanto na eletrorrecuperação a energia é consumida diretamente nas reações eletroquímicas que ocorrem nos eletrodos. Quando a eficiência de corrente diminui devido a reações paralelas, uma parcela significativa da energia aplicada deixa de contribuir efetivamente para a recuperação do metal, aumentando o consumo energético do processo.

Assim sendo, a análise comparativa dos resultados indica que os processos apresentam características complementares no tratamento de soluções contendo níquel. A eletrodialise mostrou-se particularmente eficiente para a remoção do metal de soluções diluídas, apresentando elevada eficiência de separação e menor consumo energético. Em contrapartida,

a eletrorrecuperação demonstrou potencial para a recuperação do metal removido da solução, possibilitando sua obtenção na forma sólida. Esses resultados sugerem que a integração de ambos os processos pode representar uma estratégia promissora para o tratamento de efluentes contendo metais, permitindo simultaneamente a purificação da solução e a recuperação de recursos metálicos. O Quadro 2 traz um comparativo entre os dois processos estudados,

**Quadro 2.** Comparativo entre processos (O Autor, 2026).

<b>Aspecto</b>	<b>Eletrodialise (ED)</b>	<b>Eletrorrecuperação (ER)</b>
Princípio do processo	Migração seletiva de íons através de membranas sob campo elétrico	Redução eletroquímica de íons metálicos no cátodo
Objetivo principal	Remoção de íons da solução	Recuperação do metal
Eficiência de remoção de Ni	>99,9 % (50 mg.L <sup>-1</sup> ) e >95 % (100 mg.L <sup>-1</sup> )	~53–69 %
Produto obtido	Corrente de permeado com baixa concentração de Ni + alimentação livre de carga iônica + corrente de concentrado com íons metálico	Depósito sólido contendo níquel + derivados oxigenados
Consumo específico de energia	~0,25–0,35 kWh.g <sup>-1</sup>	~0,35–2,10 kWh.g <sup>-1</sup>
Fenômenos observados	Polarização por concentração, variação de pH e <i>scaling/fouling</i> nas membranas	Reações paralelas e evolução de hidrogênio
Vantagens	Alta eficiência de remoção e menor consumo energético	Possibilidade de recuperação do metal
Limitações	Formação de depósitos nas membranas; necessidade de controle operacional; custos associados às membranas; disposição da corrente de concentrado	Eficiência de remoção e qualidade do depósito dependentes de parâmetros operacionais

## 5 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, foi possível avaliar o desempenho dos processos de eletrodiálise e eletrorrecuperação aplicados à remoção e recuperação de níquel em soluções aquosas, considerando diferentes condições operacionais e concentrações iniciais do metal. A análise dos resultados permitiu responder aos objetivos propostos e compreender o comportamento dos sistemas estudados.

No processo de eletrodiálise, durante a determinação da corrente limite, foram gerados gráficos para as diferentes concentrações, nos quais, consistentemente, observaram-se três regiões distintas, em conformidade com os métodos descritos na literatura. Os dados obtidos experimentalmente demonstram que o aumento da concentração de níquel em solução resulta em um incremento na corrente limite do sistema de eletrodiálise, devido à maior disponibilidade de íons na solução, o que intensifica o transporte iônico quando a força motriz (corrente elétrica) é aplicada. Assim, quanto maior a concentração de metal presente em solução, maior será o gasto energético para realização do processo, uma vez que será necessária uma maior quantidade de corrente aplicada. Esse fator foi comprovado na avaliação do consumo energético do processo. Além disso, foi identificado um padrão linear na relação entre a corrente limite e a concentração de íons metálicos.

No decorrer do processo de eletrodiálise foi possível observar variação nos parâmetros de pH e condutividade em todos os compartimentos. Tanto no compartimento catódico quanto anódico houve um aumento da condutividade, enquanto no central houve uma redução, indicando a transferência de íons desse último para os demais. Quanto ao pH, houve um aumento no compartimento catódico e central, indicando a formação de íons hidroxila e redução no anódico, devido a formação de íons hidrônio. Em todos os testes foi possível observar um percentual de desmineralização de quase 100 % no compartimento central, indicando que os íons presentes em solução foram transferidos para os demais compartimentos.

Para todos os testes o comportamento do pH foi o mesmo, chegando em valores próximos para cada compartimento em todos os testes para as diferentes concentrações. Já para a condutividade, apesar de o comportamento e a tendência de valores terem sido os mesmos em todos os testes, houve uma redução da condutividade final para os compartimentos anódico e catódico conforme os testes eram feitos. Isso está atrelado a formação de *fouling* no interior das membranas.

Em relação à determinação do percentual de remoção de níquel utilizando-se o processo de eletrodiálise, verificou-se que ele foi eficiente na remoção do metal da solução de

alimentação para as concentrações avaliadas. Observou-se que a remoção de níquel foi influenciada pela concentração inicial da solução. Nos testes de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  os valores obtidos para concentração final de níquel ficaram na faixa de  $0,03\text{-}0,04 \text{ mg.L}^{-1}$ , indicando uma remoção média superior a 99,9 % enquanto que nos testes com concentração de  $100 \text{ mg.L}^{-1}$  a eficiência de remoção foi diminuindo conforme os testes eram realizados, provavelmente devido ao *fouling* das membranas, mas ainda assim com uma remoção média superior a 95 %.

Comparativamente, os valores de níquel ao final do processo de eletrorrecuperação foram maiores. Para as soluções com concentração de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  as taxas de remoção médias foram de 68,10 e 63,02 % para as densidades de corrente de 200 e  $300 \text{ A.m}^{-2}$ , respectivamente, enquanto para a concentração de  $100 \text{ mg.L}^{-1}$  foram de 68,82 e 53,42 % para as mesmas densidades de corrente. Esses resultados indicam que o aumento da densidade de corrente não favorece exclusivamente a redução eletroquímica de íons de níquel à sua forma elementar. É possível observar que através da comparação entre processos, a eletrodialise se mostra mais eficaz na remoção de íons em solução.

No que se refere ao consumo específico de energia, os resultados também mostraram diferenças entre os processos avaliados. No processo de eletrodialise, o consumo energético foi relativamente baixo e apresentou valores médios de aproximadamente  $0,25 \text{ kWh.g}^{-1}$  para soluções com concentração inicial de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  e cerca de  $0,35 \text{ kWh.g}^{-1}$  para soluções com  $100 \text{ mg.L}^{-1}$  de níquel. Esses resultados indicam boa eficiência energética do processo para a remoção do metal da solução.

Para o processo de eletrorrecuperação o consumo energético se mostrou bastante dependente da concentração de íons em solução. Para os ensaios com concentração de níquel de  $50 \text{ mg.L}^{-1}$ , os resultados para o consumo energético foram de 0,87 e  $2,10 \text{ kWh.g}^{-1}$  para as densidades de corrente de 200 e  $300 \text{ A.m}^{-2}$ , respectivamente. Já para a concentração de  $100 \text{ mg.L}^{-1}$  os valores obtidos foram de 0,35 e  $0,94 \text{ kWh.g}^{-1}$  para as mesmas densidades de corrente citadas, indicando que uma maior disponibilidade de íons de níquel no eletrólito favorece o transporte de massa até a superfície catódica.

A caracterização química e morfológica dos depósitos metálicos obtidos na eletrorrecuperação indicou a formação de depósitos contendo níquel, porém, com presença abundante de fases oxigenadas. Esses resultados corroboram com a massa depositada no cátodo, que para todos os testes, foi superior a massa teórica esperada através do cálculo levando em conta as concentrações iniciais e finais de níquel em solução, indicando que não foi depositado apenas níquel metálico no cátodo.

Dessa forma, conclui-se que a eletrodialise se mostrou mais eficiente do ponto de vista energético e para a remoção de níquel da solução, ao passo que a eletrorrecuperação apresenta a vantagem adicional de possibilitar a recuperação do metal, mesmo que não na sua forma pura. Nesse contexto, a combinação ou integração desses processos pode representar uma alternativa promissora para o tratamento de efluentes contendo metais, permitindo simultaneamente a remoção de contaminantes e o reaproveitamento de recursos metálicos.

Os resultados demonstram que ambos os processos apresentam potencial para aplicação no tratamento de efluentes industriais contendo metais, especialmente no contexto da galvanoplastia. A associação entre remoção de contaminantes e recuperação de recursos metálicos contribui não apenas para a redução de impactos ambientais, mas também para estratégias voltadas à economia circular e ao reaproveitamento de matérias-primas.

Por fim, este trabalho contribui para o avanço do estado da arte relacionado à aplicação de processos eletroquímicos no tratamento de efluentes contendo níquel, fornecendo informações sobre comportamento operacional, eficiência de remoção, consumo energético e características dos materiais obtidos. Os resultados obtidos também se alinham aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável relacionados à água limpa e saneamento, saúde e bem-estar, indústria, inovação e infraestrutura e preservação da vida aquática, reforçando a importância do desenvolvimento de tecnologias mais eficientes e sustentáveis para o tratamento de águas residuais industriais.

## 6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A partir dos resultados obtidos neste trabalho, algumas oportunidades de aprofundamento podem ser exploradas em estudos futuros, a fim de se ampliar a compreensão dos processos avaliados e contribuir para sua aplicação em escala industrial.

Uma primeira possibilidade consiste na realização de estudos voltados à viabilização de métodos de limpeza das membranas utilizadas no sistema de eletrodialise, visto que, no presente trabalho foi observada redução na eficiência do processo ao longo da operação, possivelmente associada à ocorrência de *fouling*. A investigação de diferentes estratégias de limpeza pode contribuir para a remoção de incrustações e depósitos formados nas membranas, aumentando sua vida útil e reduzindo custos operacionais relacionados à sua substituição.

Outra possibilidade de estudo é a avaliação do desempenho dos processos de eletrodialise e eletrorrecuperação em efluentes reais, pois eles normalmente possuem uma composição química muito mais complexa, contendo outros íons dissolvidos, matéria orgânica e variações de pH. A presença desses componentes pode influenciar tanto o transporte iônico nas membranas de eletrodialise quanto a eficiência da deposição metálica no processo de eletrorrecuperação.

Também se recomenda a realização de estudos voltados para a otimização das condições operacionais, especialmente no processo de eletrorrecuperação, investigando outras densidades de corrente e diferentes geometrias e materiais para os eletrodos. Essas variáveis podem influenciar a eficiência de recuperação do metal, a morfologia dos depósitos e o consumo específico de energia do processo.

Estudos futuros também podem explorar a integração entre os processos de eletrodialise e eletrorrecuperação, avaliando a possibilidade de utilizar a eletrodialise como etapa de concentração do metal antes da eletrorrecuperação. Essa estratégia pode contribuir para aumentar a eficiência da recuperação metálica e reduzir o consumo energético global do sistema.

Por fim, recomenda-se a avaliação do desempenho desses processos em escala piloto ou semi-industrial, para que sejam avaliados aspectos relacionados à estabilidade operacional, durabilidade das membranas, manutenção do sistema e viabilidade técnica e econômica para aplicações em escala industrial.

## **DECLARAÇÃO DO USO DE INTELIGÊNCIA ARTIFICIAL**

Neste trabalho, foi utilizada a ferramenta de inteligência artificial ChatGPT como apoio na elaboração de algumas imagens representativas e na reescrita de trechos do texto, com o objetivo de melhorar a clareza e a fluidez da redação. Ressalta-se que o uso dessa ferramenta não envolveu a geração de conteúdo técnico-científico original, sendo todo o embasamento teórico, análise dos resultados e interpretações de responsabilidade exclusiva do autor.

## REFERENCIAS

- ACOSTA-SANTOYO, Gustavo *et al.* A review on recent environmental electrochemistry approaches for the consolidation of a circular economy model. **Chemosphere**, v. 346, p. 140573, jan. 2024.
- AJALA, E. O. *et al.* Adsorption of lead and chromium ions from electroplating wastewater using plantain stalk modified by amorphous alumina developed from waste cans. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 6055, 13 mar. 2024.
- AKRAM, Muhammad *et al.* Highly efficient nickel recovery from industrial wastewater via synergistic electrodeposition and electrocatalytic oxidation technique. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 12, n. 3, p. 112830, jun. 2024.
- AL-AMSHAWEE, Sajjad *et al.* Electrodialysis desalination for water and wastewater: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 380, p. 122231, jan. 2020.
- AL-AMSHAWEE, Sajjad Khudhur Abbas; YUNUS, Mohd Yusri Bin Mohd. Electrodialysis membrane with concentration polarization – A review. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 201, p. 645–678, jan. 2024.
- ALKHADRA, Mohammad A. *et al.* Electrochemical Methods for Water Purification, Ion Separations, and Energy Conversion. **Chemical Reviews**, v. 122, n. 16, p. 13547–13635, 24 ago. 2022.
- AN, Byung Min *et al.* Behavior of solutes and membrane fouling in an electrodialysis to treat a side-stream: Migration of ions, dissolved organics and micropollutants. **Desalination**, v. 549, p. 116361, mar. 2023.
- ARAGAW, Tadele Assefa; BOGALE, Fekadu Mazengiaw. Role of coagulation/flocculation as a pretreatment option to reduce colloidal/bio-colloidal fouling in tertiary filtration of textile wastewater: A review and future outlooks. **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, p. 1142227, 20 abr. 2023.
- ARANA JUVE, Jan-Max *et al.* Electrodialysis for metal removal and recovery: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 435, p. 134857, maio 2022.
- ATLAS, I. *et al.* Spatial variations of pH in electrodialysis stacks: Theory. **Electrochimica Acta**, v. 413, p. 140151, maio 2022.
- BABILAS, Dorota *et al.* Application of electrodialysis enhanced with complex formation integrated with electrolysis for treatment of electroplating wastewaters as a new approach to the selective copper recovery. **Chemical Engineering Journal**, v. 494, p. 152707, ago. 2024.
- BAZINET, Laurent; GEOFFROY, Thibaud R. Electrodialytic Processes: Market Overview, Membrane Phenomena, Recent Developments and Sustainable Strategies. **Membranes**, v. 10, n. 9, p. 221, 2 set. 2020.
- BENVENUTI, TATIANE. **Avaliação da eletrodialise no tratamento de efluentes de processos de eletrodeposição de níquel**. Dissertação—Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2012.
- BOGUNIEWICZ-ZABŁOCKA, Joanna; CORPUZ, Mary V. A.; NADDEO, Vincenzo. Physicochemical Treatment of Electroplating Wastewater: Efficiency Evaluation and Process Optimization. **Processes**, v. 14, n. 2, p. 182, 6 jan. 2026.
- BORTOT COELHO, Fabrício E. *et al.* Treatment of a wastewater from a galvanizing industry containing chromium(VI) and zinc(II) by liquid surfactant membranes technique. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 56, n. 3, p. 289–302, 23 fev. 2021.
- BOUKHOUIETE, Amel; BOUMENDJEL, Saliha; SOBHI, Nour-El-Houda. Effect of current density on the microstructure and morphology of the electrodeposited nickel coatings. **TURKISH JOURNAL OF CHEMISTRY**, v. 45, n. 5, p. 1599–1608, 19 out. 2021.
- BRASIL. Lei N° 6.938, de 31 de agosto de 1981. . 1981.
- BRASIL. Lei N° 9.433, de 8 de janeiro de 1997. . 1997.

- BRASIL. Lei Nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. . 1998.
- BRASIL. Lei Nº 9.984, de 17 de julho de 2000. . 2000.
- BRASIL. Resolução CONAMA Nº 357 de 17 de março de 2005. . 2005.
- BRASIL. Lei Nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. . 2007.
- BRASIL. Resolução CONAMA Nº 396 de 3 de abril de 2008. . 2008.
- BRASIL. Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. . 2010.
- BRASIL. Resolução CONAMA Nº 430 de 13 de maio de 2011. . 2011.
- BRASIL. PORTARIA GM/MS Nº 888, DE 4 DE MAIO DE 2021. . 2021.
- CASADEMONT, Christophe *et al.* Electrodialysis of model salt solution containing whey proteins: Enhancement by pulsed electric field and modified cell configuration. **Journal of Membrane Science**, v. 328, n. 1–2, p. 238–245, fev. 2009.
- CERRILLO-GONZALEZ, Maria Del Mar *et al.* Metal Recovery from Wastewater Using Electrodialysis Separation. **Metals**, v. 14, n. 1, p. 38, 28 dez. 2023.
- CHOI, Jae-Hwan. Investigation of water transport phenomena in electrodialysis for high-concentration brine production. **Desalination and Water Treatment**, v. 322, p. 101096, abr. 2025.
- COURNOYER, Aurore; BAZINET, Laurent. Electrodialysis Processes an Answer to Industrial Sustainability: Toward the Concept of Eco-Circular Economy?—A Review. **Membranes**, v. 13, n. 2, p. 205, 7 fev. 2023.
- COWAN, Donald A.; BROWN, Jerry H. Effect of Turbulence on Limiting Current in Electrodialysis Cells. **Industrial & Engineering Chemistry**, v. 51, n. 12, p. 1445–1448, dez. 1959.
- CULLITY, B. D.; STOCK, Stuart R. **Elements of X-ray diffraction**. 3. ed., new internat. ed ed. Harlow: Pearson Education, 2014.
- DAMMAK, Lasâad *et al.* A Review on Ion-Exchange Membrane Fouling during the Electrodialysis Process in the Food Industry, Part 1: Types, Effects, Characterization Methods, Fouling Mechanisms and Interactions. **Membranes**, v. 11, n. 10, p. 789, 16 out. 2021.
- DEVDA, Viralkunvar *et al.* Recovery of resources from industrial wastewater employing electrochemical technologies: status, advancements and perspectives. **Bioengineered**, v. 12, n. 1, p. 4697–4718, jan. 2021.
- DIELEMAN, Lien *et al.* Water Value Ambivalence: A Qualitative Exploration of the Multitude of Water Values. **Water**, v. 16, n. 9, p. 1236, 26 abr. 2024.
- FARJALLA, Vinicius F. *et al.* Turning Water Abundance Into Sustainability in Brazil. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, p. 727051, 8 dez. 2021.
- FEIJOO, Gustavo Coelho *et al.* INFLUÊNCIA DA CONCENTRAÇÃO E DO PH NA DENSIDADE DE CORRENTE LIMITE DE UM SISTEMA DE MEMBRANAS DE TROCA IÔNICA POR ELETRODIÁLISE PARA SEPARAÇÃO DE COBALTO (II). In: 72º CONGRESSO ANUAL DA ABM. **ABM Proceedings**. São Paulo: Editora Blucher, out. 2017. Disponível em: <<http://abmproceedings.com.br/ptbr/article/influencia-da-concentracao-e-do-ph-na-densidade-de-corrente-limite-de-um-sistema-de-membranas-de-troca-ionica-por-eletrodialise-para-separacao-de-cobalto-ii>>. Acesso em: 20 fev. 2026
- FENG, Yujie *et al.* Electrochemical technologies for wastewater treatment and resource reclamation. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 2, n. 5, p. 800–831, 2016.
- FERNANDES, José; RAMÍSIO, Paulo J.; PUGA, Hélder. A Comprehensive Review on Various Phases of Wastewater Technologies: Trends and Future Perspectives. **Eng**, v. 5, n. 4, p. 2633–2661, 15 out. 2024.

- FILINGERI, Antonia *et al.* Current distribution along electro dialysis stacks and its influence on the current-voltage curve: behaviour from near-zero current to limiting plateau. **Desalination**, v. 556, p. 116541, jun. 2023.
- FORGACS, C. *et al.* Polarization at ion-exchange membranes in electro dialysis. **Desalination**, v. 10, n. 2, p. 181–214, abr. 1972.
- GIURLANI, Walter *et al.* What Is the Current State of Sustainability in the Decorative Electroplating Industry? A Close Look at New Practices and Advances. **Sustainability**, v. 16, n. 13, p. 5821, 8 jul. 2024.
- GONZÁLEZ, Alonso *et al.* The Development and Analysis of a Preliminary Electro dialysis Process for the Purification of Complex Lithium Solutions for the Production of  $\text{Li}_2\text{CO}_3$  and  $\text{LiOH}$ . **Membranes**, v. 15, n. 2, p. 50, 5 fev. 2025.
- GRAHAM, Daniel J.; JASELSKIS, Bruno; MOORE, Carl E. Development of the Glass Electrode and the pH Response. **Journal of Chemical Education**, v. 90, n. 3, p. 345–351, 12 mar. 2013.
- GUAN, Wei *et al.* Electrooxidation of nickel-ammonia complexes and simultaneous electrodeposition recovery of nickel from practical nickel-electroplating rinse wastewater. **Electrochimica Acta**, v. 246, p. 1230–1236, ago. 2017.
- GUGUA, Emmanuel Chukwuebuka *et al.* Electroplating in the modern era, improvements and challenges: A review. **Hybrid Advances**, v. 7, p. 100286, dez. 2024.
- GUO, Song *et al.* Approaches for the Treatment and Resource Utilization of Electroplating Sludge. **Materials**, v. 17, n. 7, p. 1707, 8 abr. 2024.
- GURRERI, Luigi *et al.* Electro dialysis Applications in Wastewater Treatment for Environmental Protection and Resources Recovery: A Systematic Review on Progress and Perspectives. **Membranes**, v. 10, n. 7, p. 146, 9 jul. 2020.
- HAMA AZIZ, Kosar Hikmat *et al.* Heavy metal pollution in the aquatic environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. **RSC Advances**, v. 13, n. 26, p. 17595–17610, 2023.
- ISHAQ, Sarwat *et al.* Heavy metal toxicity arising from the industrial effluents repercussions on oxidative stress, liver enzymes and antioxidant activity in brain homogenates of *Oreochromis niloticus*. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 19936, 15 nov. 2023.
- JAYASEELAN, Chidambaram *et al.* Effect of sub-acute exposure to nickel nanoparticles on oxidative stress and histopathological changes in Mozambique tilapia, *Oreochromis mossambicus*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 107, p. 220–228, set. 2014.
- KAMCEV, Jovan *et al.* Salt concentration dependence of ionic conductivity in ion exchange membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 547, p. 123–133, fev. 2018.
- KAMEL, Moatasem M.; BASTAWEESY, Ali M. Removal of Chromium ions ( $\text{Cr}^{6+}$ ) and Nickel ions ( $\text{Ni}^{2+}$ ) from Simulated Industrial Wastewater Using Flow-by-Porous Electrode. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 235, n. 8, p. 480, ago. 2024.
- KARAMAN, Onur *et al.* High-energy X-ray irradiation-induced functionalization of  $\text{Ni}(\text{OH})_2$  for enhanced supercapacitor electrodes. **Scientific Reports**, v. 15, n. 1, p. 29194, 9 ago. 2025.
- KATO, Shoma; KANSHA, Yasuki. Comprehensive review of industrial wastewater treatment techniques. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, n. 39, p. 51064–51097, 7 ago. 2024.
- KIM, Joohyun *et al.* Metal ion recovery from electro dialysis-concentrated plating wastewater via pilot-scale sequential electrowinning/chemical precipitation. **Journal of Cleaner Production**, v. 330, p. 129879, jan. 2022.
- KIRMIZI, Senem; KARABACAĞLU, Belgin. Performance of electro dialysis for  $\text{Ni}(\text{II})$  and  $\text{Cr}(\text{VI})$  removal from effluents: effect of process parameters on removal efficiency, energy consumption and current efficiency. **Journal of Applied Electrochemistry**, v. 53, n. 10, p. 2039–2055, out. 2023.

- KLISHCHENKO, R.; CHEBOTAROVA, R. Removal of Nickel from Electroplating Wastewater by a Combination of Electrodialysis and Electrodeposition. **Journal of Water Chemistry and Technology**, v. 45, n. 4, p. 378–382, ago. 2023.
- KOUL, Bhupendra *et al.* Insights into the Domestic Wastewater Treatment (DWWT) Regimes: A Review. **Water**, v. 14, n. 21, p. 3542, 4 nov. 2022.
- KOWALIK-KLIMCZAK, Anna. Removal of Heavy Metals from Galvanic Industry Wastewater: A Review of Different Possible Methods. **Sustainability**, v. 17, n. 19, p. 8562, 24 set. 2025.
- KUMAR, Pankaj *et al.* Environmental and human health implications of metal(loid)s: Source identification, contamination, toxicity, and sustainable clean-up technologies. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p. 949581, 26 ago. 2022.
- LAHNSTEINER, Josef (ORG.). **Handbook of water and used water purification: with 742 figures and 212 tables**. Cham: Springer, 2024.
- LAI, JianWun. Research on prediction algorithm of effluent quality and development of integrated control system for waste-water treatment. **Scientific Reports**, v. 15, n. 1, p. 19257, 2 jun. 2025.
- LAOYE, Babafemi *et al.* Heavy Metal Contamination: Sources, Health Impacts, and Sustainable Mitigation Strategies with Insights from Nigerian Case Studies. **F1000Research**, v. 14, p. 134, 11 jul. 2025.
- LEAL, Dhv; FARIA FILHO, De De; OLIVEIRA, Emb. Classification of the coefficients of variation of parameters evaluated in Japanese quail experiments. **Revista Brasileira de Ciência Avícola**, v. 16, n. 2, p. 97–100, jun. 2014.
- LEE, Chai Siah; ROBINSON, John; CHONG, Mei Fong. A review on application of flocculants in wastewater treatment. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 92, n. 6, p. 489–508, nov. 2014.
- LI, Ming; HU, Kaitang; WANG, Jin. Study on optimal conditions of flocculation in deinking wastewater treatment. **Journal of Engineering and Applied Science**, v. 68, n. 1, p. 35, dez. 2021.
- LI, Shuai *et al.* Recovery of nickel from actual electroplating wastewater by integrated electrodeposition with adsorption pretreatment technique. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 172, p. 417–424, abr. 2023.
- LIU, Hong; SHE, Qianhong. Scaling-Enhanced Scaling during Electrodialysis Desalination. **ACS ES&T Engineering**, v. 4, n. 5, p. 1063–1072, 10 maio 2024.
- LIU, Jian *et al.* Electrochemical analysis of ion-exchange membranes fouling during electrodialysis treatment of real shale gas flowback water. **Journal of Membrane Science**, v. 706, p. 122954, jul. 2024.
- LIU, Yaoxing *et al.* Recovery of nickel in the form of Ni(OH)<sub>2</sub> from plating wastewater containing Ni-EDTA using bipolar membrane electrodialysis. **Chemosphere**, v. 310, p. 136822, jan. 2023a.
- LIU, Yaoxing *et al.* Nickel recovery from electroplating sludge via bipolar membrane electrodialysis. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 637, p. 431–440, maio 2023b.
- LIU, Yuan *et al.* Overview of recent developments of resource recovery from wastewater via electrochemistry-based technologies. **Science of The Total Environment**, v. 757, p. 143901, fev. 2021.
- LIVINALLI, NATHÁLIA. **Estudo Da Performance De Processos De Separação Por Membranas Para Remoção De Manganês E Ferro De Águas**. Trabalho de Conclusão de Curso—Caxias do Sul: Universidade de Caxias do Sul, 2021.
- LUCAS, Marco S. *et al.* Industrial Wastewater Treatment by Coagulation–Flocculation and Advanced Oxidation Processes: A Review. **Water**, v. 17, n. 13, p. 1934, 27 jun. 2025.

- MALALAGAMA, Theekshana *et al.* Sustainable and low-cost drinking water production via electro dialysis by addressing membrane fouling mechanisms to optimize cleaning strategies. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 11, n. 11, p. 2734–2746, 2025.
- MATYJA, Konrad *et al.* The influence of metal ion mixtures on the activity of activated sludge. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 22, n. 6, p. 4017–4025, mar. 2025.
- MISMAN, Nurafifa Akmal *et al.* Water pollution and the assessment of water quality parameters: a review. **Desalination and Water Treatment**, v. 294, p. 79–88, maio 2023.
- MOHAN MUNDOTIYA, Brij; ULLAH, Wahdat. Morphology Controlled Synthesis of the Nanostructured Gold by Electrodeposition Techniques. *In: SONE, Masato; MASU, Kazuya (Orgs.). Novel Metal Electrodeposition and the Recent Application. [S.l.]: IntechOpen, 2019.*
- MULDER, Marcel. **Basic Principles of Membrane Technology**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1996.
- NEPEL, Thayane Carpanedo De Morais *et al.* Copper removal kinetic from electroplating industry wastewater using pulsed electrodeposition technique. **Environmental Technology**, v. 43, n. 4, p. 469–477, 10 fev. 2022.
- NUNES, Nuno *et al.* Review of Sewage Sludge as a Soil Amendment in Relation to Current International Guidelines: A Heavy Metal Perspective. **Sustainability**, v. 13, n. 4, p. 2317, 20 fev. 2021.
- OLADIMEJI, T. E. *et al.* Review on the impact of heavy metals from industrial wastewater effluent and removal technologies. **Heliyon**, v. 10, n. 23, p. e40370, dez. 2024.
- PAGÁČ, Jan; KOVÁŘ, Petr; SLOUKA, Zdeněk. Electric Potential Profiles in a Model Single-Path Electrodialysis Unit. **Membranes**, v. 12, n. 11, p. 1136, 12 nov. 2022.
- PALTRINIERI, Laura *et al.* Functionalized Anion-Exchange Membranes Facilitate Electrodialysis of Citrate and Phosphate from Model Dairy Wastewater. **Environmental Science & Technology**, v. 53, n. 5, p. 2396–2404, 5 mar. 2019.
- PANDEY, Annu *et al.* Carbon fibres as electrodes for the recovery of nickel from industrial wastewater. **RSC Applied Interfaces**, v. 2, n. 4, p. 1031–1040, 2025.
- PÄRNAMÄE, Ragne *et al.* Origin of Limiting and Overlimiting Currents in Bipolar Membranes. **Environmental Science & Technology**, v. 57, n. 26, p. 9664–9674, 4 jul. 2023.
- Partnerships and cooperation for water**. Paris, France: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 2023.
- PEREIRA, Alessandro Rhadamek Alves *et al.* Desenvolvimento sustentável e os recursos hídricos no Brasil. **OBSERVATÓRIO DE LA ECONOMÍA LATINOAMERICANA**, v. 22, n. 8, p. e6254, 13 ago. 2024.
- PISSOLATI, NATHÁLIA. **Eletrorrecuperação de níquel: efeito de variáveis operacionais e características do eletrólito na eficiência energética do processo e na qualidade do produto utilizando catodos de aço inoxidável ou titânio**. Dissertação—Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2017.
- RAJORIA, Sonal; VASHISHTHA, Manish; SANGAL, Vikas K. Review on the treatment of electroplating industry wastewater by electrochemical methods. **Materials Today: Proceedings**, v. 47, p. 1472–1479, 2021.
- RAKA, Yash Dharmendra *et al.* The Influence of Concentration and Temperature on the Membrane Resistance of Ion Exchange Membranes and the Levelised Cost of Hydrogen from Reverse Electrodialysis with Ammonium Bicarbonate. **Membranes**, v. 11, n. 2, p. 135, 16 fev. 2021.
- REN, Xiu-lian *et al.* Electrodeposition conditions of metallic nickel in electrolytic membrane reactor. **Transactions of Nonferrous Metals Society of China**, v. 22, n. 2, p. 467–475, fev. 2012.

- RIBAS, Felipe Brondani Teixeira; SILVA, William Leonardo Da. Biossorção: uma revisão sobre métodos alternativos promissores no tratamento de águas residuais. **Matéria (Rio de Janeiro)**, v. 27, n. 2, p. e13212, 2022.
- RIFFAT, Rumana; HUSNAIN, Taqsim. **Fundamentals of Wastewater Treatment and Engineering**. 2. ed. London: CRC Press, 2022.
- ROLF, Julianne *et al.* Inorganic Scaling in Membrane Desalination: Models, Mechanisms, and Characterization Methods. **Environmental Science & Technology**, v. 56, n. 12, p. 7484–7511, 21 jun. 2022.
- SIEKIERKA, Anna; NOWICKA, Justyna; OSTROWSKA, Marta. Mechanism of selective transportation of metal ions across chelating membranes in electrodialysis. **Chemical Engineering and Processing - Process Intensification**, v. 189, p. 109408, jul. 2023.
- SIM, Gyudae *et al.* Recent advances in electrodialysis technologies for recovering critical minerals from unconventional sources. **Chemical Engineering Journal**, v. 497, p. 154640, out. 2024.
- SINGH, Bikram Jit; CHAKRABORTY, Ayon; SEHGAL, Rippin. A systematic review of industrial wastewater management: Evaluating challenges and enablers. **Journal of Environmental Management**, v. 348, p. 119230, dez. 2023.
- SONG, Yongjun *et al.* The impact of rapid urbanization on water resources based on INLA. **Frontiers in Environmental Science**, v. 13, p. 1628308, 1 out. 2025.
- SPIEGLER, K. S. Polarization at ion exchange membrane-solution interfaces. **Desalination**, v. 9, n. 4, p. 367–385, dez. 1971.
- STRATHMANN, H. Electrodialysis, a mature technology with a multitude of new applications. **Desalination**, v. 264, n. 3, p. 268–288, dez. 2010.
- TAN, Yiwei; SRINIVASAN, Shalini; CHOI, Kyoung-Shin. Electrochemical Deposition of Mesoporous Nickel Hydroxide Films from Dilute Surfactant Solutions. **Journal of the American Chemical Society**, v. 127, n. 10, p. 3596–3604, 1 mar. 2005.
- TAO, Shasha *et al.* Electrodeposition of Nickel Nanoparticles for the Alkaline Hydrogen Evolution Reaction: Correlating Electrocatalytic Behavior and Chemical Composition. **ChemSusChem**, v. 11, n. 5, p. 948–958, 9 mar. 2018.
- TEKINALP, Önder *et al.* Cation Exchange Membranes and Process Optimizations in Electrodialysis for Selective Metal Separation: A Review. **Membranes**, v. 13, n. 6, p. 566, 30 maio 2023.
- VOLF, Goran *et al.* Explaining and Predicting Microbiological Water Quality for Sustainable Management of Drinking Water Treatment Facilities. **Sustainability**, v. 17, n. 15, p. 6659, 22 jul. 2025.
- WANG, Chao *et al.* Removal of low concentrations of nickel ions in electroplating wastewater by combination of electrodialysis and electrodeposition. **Chemosphere**, v. 263, p. 128208, jan. 2021a.
- WANG, Rui *et al.* An innovative method for fractionally removing high concentrations of Ni<sup>2+</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, TP, COD, and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N from printed-circuit-board nickel plating wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 260, p. 118241, abr. 2021b.
- WEN, Xiaotong *et al.* Microbial Indicators and Their Use for Monitoring Drinking Water Quality—A Review. **Sustainability**, v. 12, n. 6, p. 2249, 13 mar. 2020.
- WENTEN, I. G.; BAZANT, Martin Z.; KHOIRUDDIN, K. Mitigating electrodialysis membrane fouling in seawater desalination. **Separation and Purification Technology**, v. 345, p. 127228, out. 2024.
- WORKU, Zemene *et al.* Adsorption of chromium from electroplating wastewater using activated carbon developed from water hyacinth. **BMC Chemistry**, v. 17, n. 1, p. 85, 24 jul. 2023.

- WU, Xiaoyun *et al.* Nickel recovery as nickel foil from electroplating sludge using a combination of bipolar membrane electrodialysis and electrodeposition. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 13, n. 3, p. 116447, jun. 2025.
- XU, Zibo *et al.* Reducing environmental burden of electroplating wastewater treatment by ternary cooperation of zero-valence iron, manganese, and graphitic biochar. **Communications Materials**, v. 6, n. 1, p. 47, 15 mar. 2025.
- YADAV, Saurabh; KAMSONLIAN, Suantak. A review of electrochemical methods for treatment of wastewater. **Materials Today: Proceedings**, v. 78, p. 36–39, 2023.
- YAN, Kai *et al.* An efficient Two-Chamber Electrodeposition-Electrodialysis combination craft for nickel recovery and phosphorus removal from spent electroless nickel plating bath. **Separation and Purification Technology**, v. 295, p. 121283, ago. 2022.
- YANG, Yu-Yang; DENG, Bin. Preparation of Ni-Co Alloy Foils by Electrodeposition. **Advances in Chemical Engineering and Science**, v. 01, n. 02, p. 27–32, 2011.
- YASIN, Mustefa Ahmed; WEN, Chen Shou. Effective Separation of  $\text{Li}^+/\text{Mg}^{2+}$  Using Cation Exchange Membrane from Brine and Water Under Electrodialysis. **International Journal Of Scientific Advances**, v. 6, n. 3, 2025.
- ZELINSKI, RICARDO. **Avaliação Do Emprego De Processos De Separação Por Membranas Em Uma Central De Tratamento De Efluentes Galvânicos**. Dissertação—Caxias do Sul: Universidade de Caxias do Sul, 2018.
- ZHANG, Yu *et al.* Optimization and Scale-Up of a Two-Level Electrodialysis Process for the Concentration of Lithium Chloride with High Energy Efficiency. **Membranes**, v. 15, n. 9, p. 283, 22 set. 2025.
- ZHEN, Lim Mei; HO, Yeek Chia; TAI, Yuan-Liang. Comprehensive Analysis of Aerobic and Anaerobic Biological Treatments in Industrial Wastewater: Mechanisms, Advantages, and Critical Limitations. **International Journal of Biomass and Renewables**, v. 14, n. 1, p. 31, 30 abr. 2025.
- ZIMMERMANN, Pauline *et al.* Limiting current density as a selectivity factor in electrodialysis of multi-ionic mixtures. **Desalination**, v. 558, p. 116613, jul. 2023.
- ZINE, Aruna; JADHAV, Vikrant; SAGAR, Shelke. A Review on the Physico-Chemical Parameters for testing of Water. n. 978, 2025.

## APÊNDICE A – DADOS DOS ENSAIOS DE CORRENTE LIMITE

### A.1 SOLUÇÃO DE 50 mg.L<sup>-1</sup> DE NÍQUEL

**Tabela A1.** Valores experimentais de corrente elétrica (mA) em função da tensão aplicada (V), obtidos nos três ensaios realizados com solução de concentração de 50 mg.L<sup>-1</sup>, utilizados na determinação da corrente limite. (O Autor, 2025).

Tensão (V)	Corrente Teste 1 (mA)	Corrente Teste 2 (mA)	Corrente Teste 3 (mA)	Média	Desvio Padrão
5	2	3	3	2,67	0,47
10	5	6	5	5,33	0,47
15	7	8	7	7,33	0,47
20	8	10	9	9,00	0,82
25	10	11	11	10,67	0,47
30	10	12	13	11,67	1,25
35	10	12	14	12,00	1,63
40	10	12	14	12,00	1,63
60	10	12	14	12,00	1,63
80	10	12	14	12,00	1,63
120	10	12	14	12,00	1,63
160	11	12	15	12,67	1,70
220	14	13	15	14,00	0,82
300	17	15	17	16,33	0,94

### A.2 SOLUÇÃO DE 100 mg.L<sup>-1</sup> DE NÍQUEL

**Tabela A2.** Valores experimentais de corrente elétrica (mA) em função da tensão aplicada (V), obtidos nos três ensaios realizados com solução de concentração de 100 mg.L<sup>-1</sup>, utilizados na determinação da corrente limite. (O Autor, 2025).

Tensão (V)	Corrente Teste 1 (mA)	Corrente Teste 2 (mA)	Corrente Teste 3 (mA)	Média	Desvio Padrão
5	7	5	8	6,67	1,25
10	10	9	18	12,33	4,03
15	14	13	20	15,67	3,09
20	19	17	23	19,67	2,49
25	21	21	27	23,00	2,83
30	23	26	30	26,33	2,87
35	23	28	31	27,33	3,30
40	23	28	31	27,33	3,30
60	24	28	31	27,67	2,87
80	24	28	31	27,67	2,87
120	25	30	33	29,33	3,30
160	27	33	35	31,67	3,40
300	29	35	37	33,67	3,40

### A.3 SOLUÇÃO DE 250 mg.L<sup>-1</sup> DE NÍQUEL

**Tabela A3.** Valores experimentais de corrente elétrica (mA) em função da tensão aplicada (V), obtidos nos três ensaios realizados com solução de concentração de 250 mg.L<sup>-1</sup>, utilizados na determinação da corrente limite. (O Autor, 2025).

Tensão (V)	Corrente Teste 1 (mA)	Corrente Teste 2 (mA)	Corrente Teste 3 (mA)	Média	Desvio Padrão
5	11	8	9	9,33	1,25
10	21	20	21	20,67	0,47
15	29	27	27	27,67	0,94
20	41	38	40	39,67	1,25
25	51	49	50	50,00	0,82
30	57	52	54	54,33	2,05
35	57	52	55	54,67	2,05
40	57	51	55	54,33	2,49
60	56	52	56	54,67	1,89
80	57	53	55	55,00	1,63
120	63	52	58	57,67	4,50
160	76	72	75	74,33	1,70
220	84	79	80	81,00	2,16
300	91	87	90	89,33	1,70

### A.4 SOLUÇÃO DE 500 mg.L<sup>-1</sup> DE NÍQUEL

**Tabela A4.** Valores experimentais de corrente elétrica (mA) em função da tensão aplicada (V), obtidos nos três ensaios realizados com solução de concentração de 500 mg.L<sup>-1</sup>, utilizados na determinação da corrente limite. (O Autor, 2025).

Tensão (V)	Corrente Teste 1 (mA)	Corrente Teste 2 (mA)	Corrente Teste 3 (mA)	Média	Desvio Padrão
5	18	16	18	17,33	0,94
10	32	33	35	33,33	1,25
15	53	55	56	54,67	1,25
20	73	71	69	71,00	1,63
25	91	86	89	88,67	2,05
30	100	97	98	98,33	1,25
35	104	97	98	99,67	3,09
40	106	98	97	100,33	4,03
45	105	97	98	100,00	3,56
60	104	96	98	99,33	3,40
100	104	97	99	100,00	2,94
120	110	97	98	101,67	5,91
160	132	122	118	124,00	5,89
220	148	139	128	138,33	8,18
260	162	159	156	159,00	2,45
300	188	184	177	183,00	4,55

## APÊNDICE B – VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA EM FUNÇÃO DO TEMPO

### B.1 SOLUÇÃO DE 50 mg.L<sup>-1</sup> DE NÍQUEL

**Tabela B1.** Monitoramento da condutividade elétrica, em  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  nos compartimentos catódico, central e anódico durante o processo de eletrodialise, apresentando os valores individuais dos ensaios da triplicata para a concentração de 50 mg.L<sup>-1</sup>, bem como média e desvio padrão (O Autor, 2025).

t (h)	Cond cat 1	Cond cat 2	Cond cat 3	média cátodo	desv pad cat	Cond central 1	Cond central 2	Cond central 3	média central	desv pad central	Cond an 1	Cond an 2	Cond an 3	média anodo	desv pad an
0	523	508	530	520,33	9,18	532	547	522	533,67	10,27	501	501	502	501,33	0,47
0,25	637	546	528	570,33	47,71	425	448	443	438,67	9,88	876	721	697	764,67	79,33
0,5	751	624	567	647,33	76,91	366	382	392	380,00	10,71	1015	895	823	911,00	79,20
0,75	821	683	609	704,33	87,85	317	325	348	330,00	13,14	1231	1055	966	1084,00	110,11
1	885	724	650	753,00	98,11	280	277	302	286,33	11,15	1368	1172	1084	1208,00	118,70
1,25	944	770	684	799,33	108,15	241	236	252	243,00	6,68	1524	1300	1193	1339,00	137,92
1,5	1041	803	708	850,67	140,06	215	200	217	210,67	7,59	1686	1396	1281	1454,33	170,41
1,75	1094	842	730	888,67	152,22	188,2	142,4	177,8	169,47	19,60	1758	1531	1354	1547,67	165,35
2	1139	861	751	917,00	163,27	140,7	93	133,8	122,50	21,05	1872	1633	1432	1645,67	179,85
2,25	1163	876	767	935,33	167,02	102,3	48,4	90,7	80,47	23,16	1955	1706	1501	1720,67	185,63
2,5	1192	879	778	949,67	176,25	64,9	13,13	42,6	40,21	21,20	2010	1742	1560	1770,67	184,83
2,75	1204	881	774	953,00	182,78	5,45	5,12	8,78	6,45	1,65	2070	1749	1573	1797,33	205,76

Onde:

- Cond cat: condutividade elétrica no compartimento catódico, em  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ;
- Cond central: condutividade elétrica no compartimento central (alimentação), em  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ;
- Cond an: condutividade elétrica no compartimento anódico, em  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ;

acompanhados de numeral arábico para indicar à qual teste da triplicata cada valor está relacionado e seguidos pelos valores das médias para cada compartimento e seu respectivo desvio padrão.

B.2 SOLUÇÃO DE 100 mg.L<sup>-1</sup> DE NÍQUEL**Tabela B2.** Monitoramento da condutividade elétrica, em  $\mu\text{S.cm}^{-1}$  nos compartimentos catódico, central e anódico durante o processo de eletrodialise, apresentando os valores individuais dos ensaios da triplicata para a concentração de 100 mg.L<sup>-1</sup>, bem como média e desvio padrão (O Autor, 2025).

t (h)	Cond cat 1	Cond cat 2	Cond cat 3	média cátodo	desv pad cat	Cond central 1	Cond central 2	Cond central 3	média central	desv pad central	Cond an 1	Cond an 2	Cond an 3	média anodo	desv pad an
0	1143	1003	1046	1064,00	58,55	1209	1064	1106	1126,33	60,92	1234	1082	1184	1166,67	63,25
0,25	1211	1062	1069	1114,00	68,65	1128	816	848	930,67	140,15	1644	1615	2110	1789,67	226,82
0,5	1368	1147	1098	1204,33	117,45	871	672	611	718,00	111,02	2130	2110	2720	2320,00	282,96
0,75	1518	1209	1124	1283,67	169,29	627	574	412	537,67	91,46	2600	2660	2950	2736,67	152,83
1	1636	1263	1173	1357,33	200,44	483	461	302	415,33	80,64	2960	3270	3350	3193,33	168,19
1,25	1774	1306	1196	1425,33	250,60	339	200	139	226,00	83,69	3340	3590	3580	3503,33	115,57
1,5	1875	1347	1204	1475,33	288,57	234	124,5	42,1	133,53	78,60	3650	3810	3650	3703,33	75,42
1,75	1957	1363	1211	1510,33	321,88	133,2	90,5	24,6	82,77	44,67	3770	3819	3662	3750,33	65,59
2	2000	1372	1217	1529,67	338,54	31,2	32,6	12,8	25,53	9,02	4070	3822	3660	3850,67	168,60
2,25	1991	1377	1207	1525,00	336,74	2,17	3,11	4,2	3,16	0,83	4060	3817	3655	3844,00	166,44

Onde:

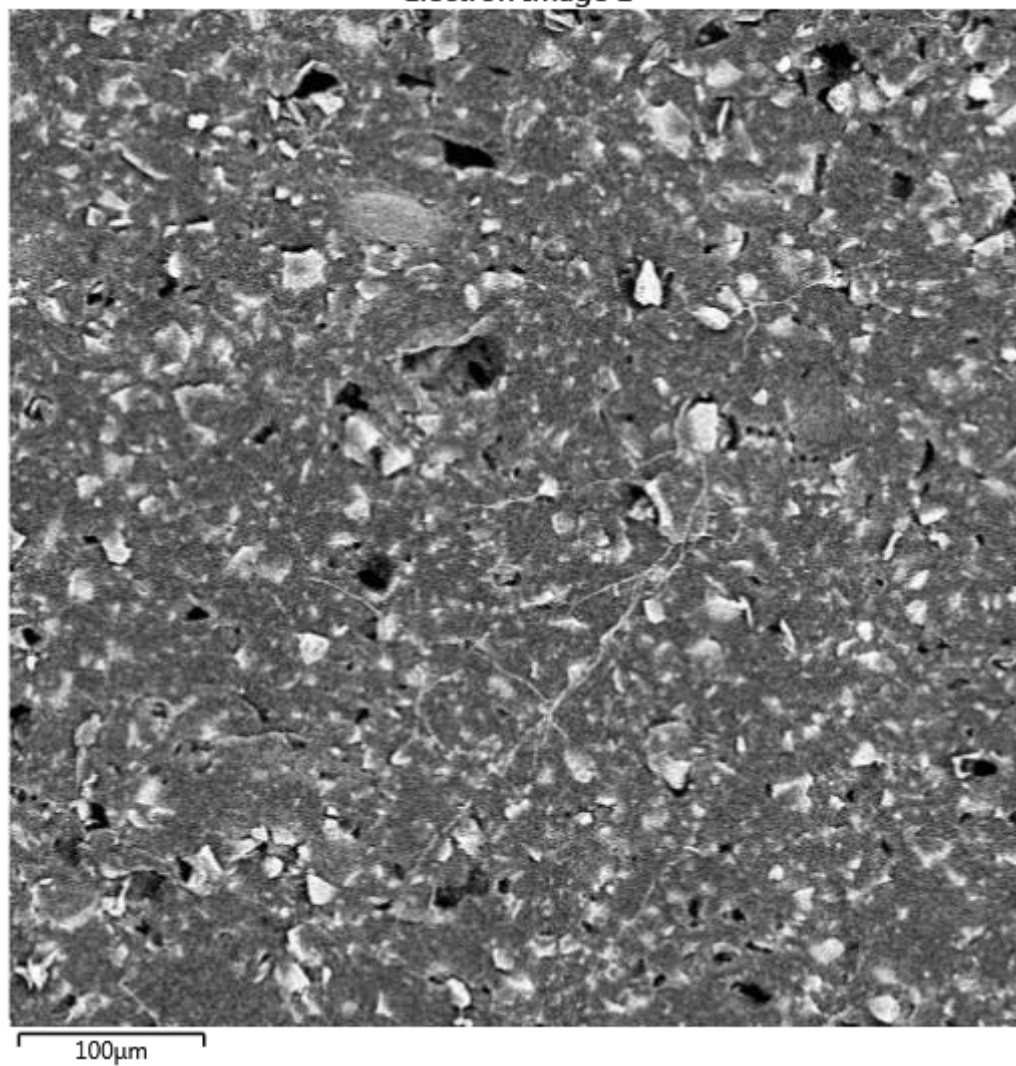
- Cond cat: condutividade elétrica no compartimento catódico, em  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ;
- Cond central: condutividade elétrica no compartimento central (alimentação), em  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ;
- Cond an: condutividade elétrica no compartimento anódico, em  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ;

acompanhados de numeral arábico para indicar à qual teste da triplicata cada valor está relacionado e seguidos pelos valores das médias para cada compartimento e seu respectivo desvio padrão.

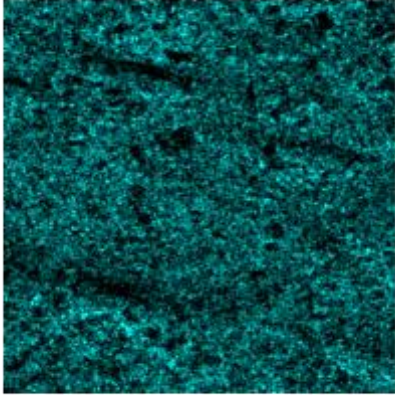
## APÊNDICE C – MAPAS DE COMPOSIÇÃO ELEMENTAR MEMBRANAS CATIÔNICAS

### C.1 MEMBRANA CATIÔNICA ANTES DO PROCESSO DE ELETRODIÁLISE

Electron Image 1

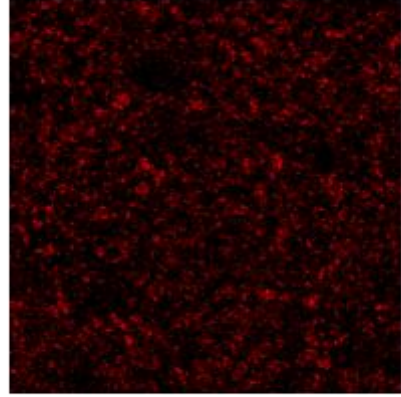


C K $\alpha$ 1\_2



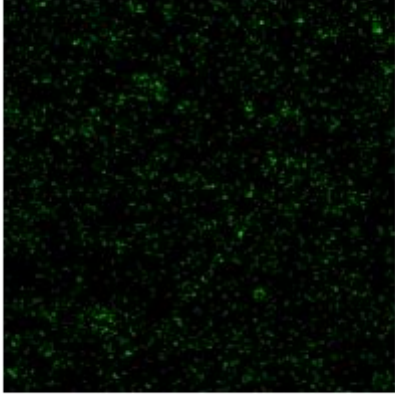
100 $\mu$ m

S K $\alpha$ 1



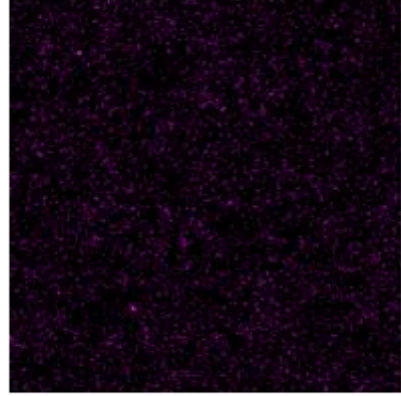
100 $\mu$ m

O K $\alpha$ 1



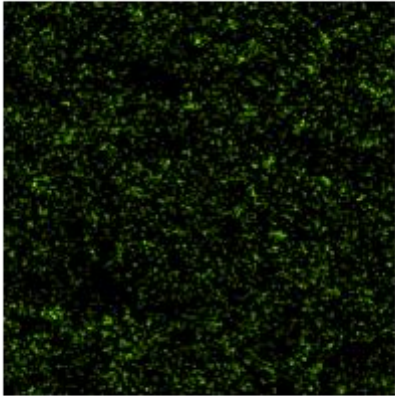
100 $\mu$ m

Cl K $\alpha$ 1



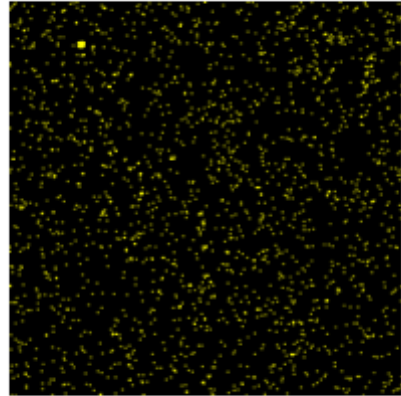
100 $\mu$ m

Na K $\alpha$ 1\_2



100 $\mu$ m

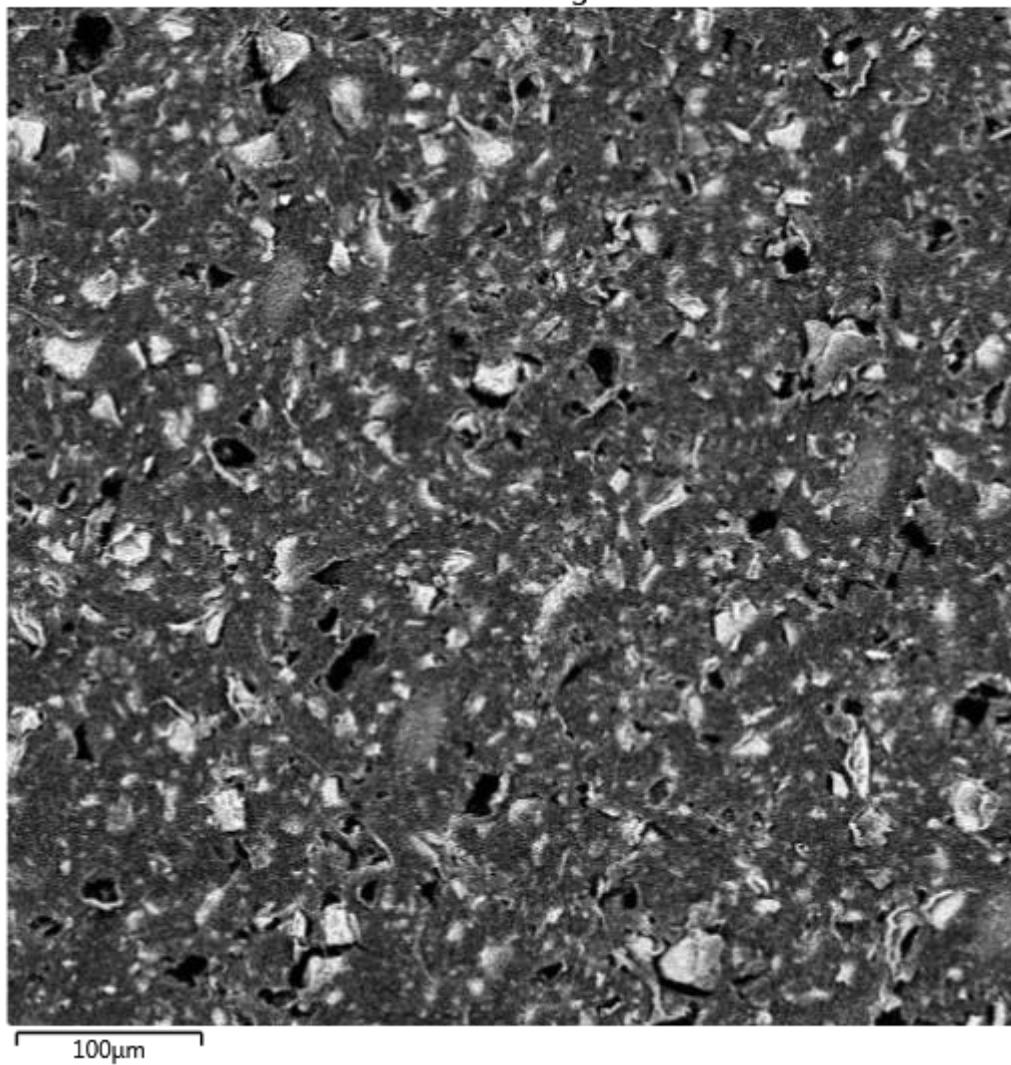
Ca K $\alpha$ 1

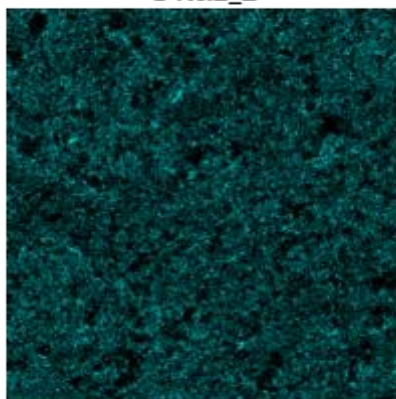


100 $\mu$ m

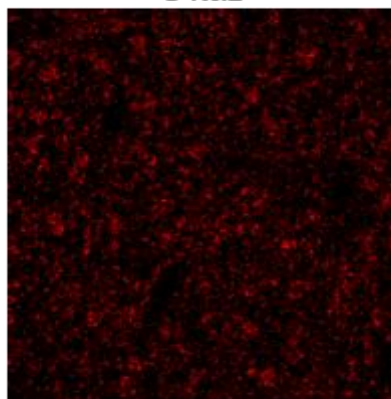
## C.2 MEMBRANA CATIONICA APÓS DO PROCESSO DE ELETRODIÁLISE

Electron Image 3

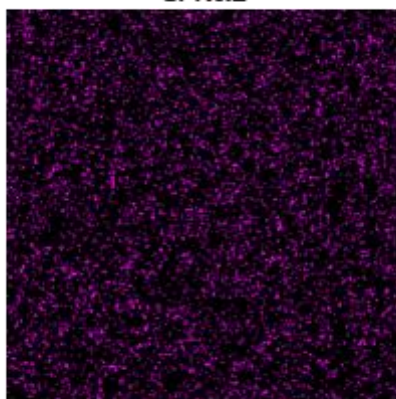


C K $\alpha$ 1\_2

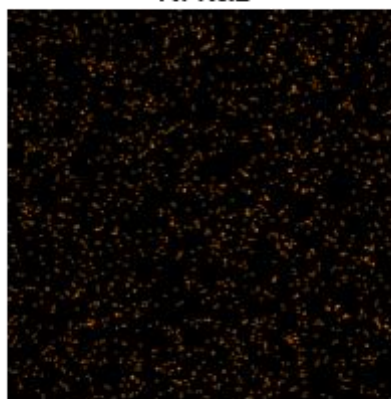
100μm

S K $\alpha$ 1

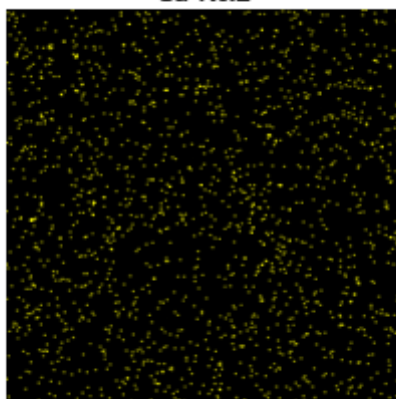
100μm

Cl K $\alpha$ 1

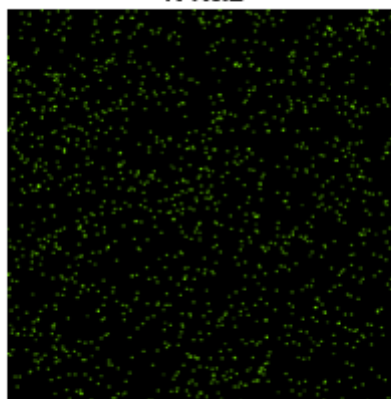
100μm

Ni K $\alpha$ 1

100μm

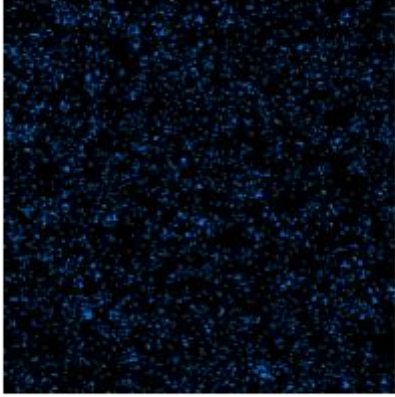
Ca K $\alpha$ 1

100μm

K K $\alpha$ 1

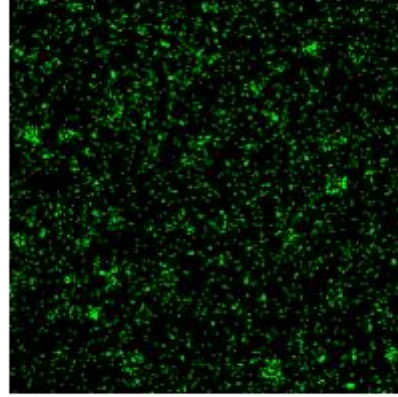
100μm

Na K $\alpha$ 1\_2



100 $\mu$ m

O K $\alpha$ 1



100 $\mu$ m

## APÊNDICE D – VARIAÇÃO DO PH EM FUNÇÃO DO TEMPO

### D1. SOLUÇÃO DE 50 mg.L<sup>-1</sup> DE NÍQUEL

**Tabela D1.** Monitoramento do pH nos compartimentos catódico, central e anódico durante o processo de eletrodialise, apresentando os valores individuais dos ensaios da triplicata para a concentração de 50 mg.L<sup>-1</sup>, bem como média e desvio padrão (O Autor, 2025).

t (h)	pH cat 1	pH cat 2	pH cat 3	média cátodo	desv pad cát	pH central 1	pH central 2	pH central 3	média central	desv pad central	pH an 1	pH an 2	pH an 3	média anodo	desv pad an
0	3,98	3,4	3,16	3,51	0,34	3,18	3,27	3,06	3,17	0,09	5,88	6,58	7,01	6,49	0,47
0,25	10,01	9,73	8,74	9,49	0,54	7,25	7,1	7,47	7,27	0,15	3,49	3,54	4,42	3,82	0,43
0,5	10,52	10,03	9,66	10,07	0,35	7,87	7,79	7,27	7,64	0,27	2,94	3,3	3,55	3,26	0,25
0,75	10,53	10,28	9,91	10,24	0,25	8,93	8,07	7,93	8,31	0,44	2,98	3,13	3,52	3,21	0,23
1	10,63	10,42	10,1	10,38	0,22	9,66	9,74	8,74	9,38	0,45	2,84	3,06	3,16	3,02	0,13
1,25	10,61	10,52	10,27	10,47	0,14	10,38	12,07	10,2	10,88	0,84	2,87	2,97	3,15	3,00	0,12
1,5	10,66	10,5	10,28	10,48	0,16	12,31	13,43	11,51	12,42	0,79	2,95	2,93	3,05	2,98	0,05
1,75	10,69	10,52	10,34	10,52	0,14	16,04	16,69	17,28	16,67	0,51	2,94	2,9	3,01	2,95	0,05
2	10,74	10,87	10,28	10,63	0,25	27,11	35,31	25,71	29,38	4,23	2,92	2,87	3,03	2,94	0,07
2,25	10,79	10,55	10,32	10,55	0,19	35,3	35,43	33,78	34,84	0,75	2,92	2,85	2,93	2,90	0,04
2,5	10,88	10,49	10,26	10,54	0,26	35,3	35,47	35	35,26	0,19	2,93	2,8	3,02	2,92	0,09
2,75	10,77	10,72	10,33	10,61	0,20	35,3	35,47	34,9	35,22	0,24	2,89	2,68	2,6	2,72	0,12

Onde:

- pH cat: pH no compartimento catódico;
- pH central: pH no compartimento central (alimentação);
- pH an: pH no compartimento anódico;

acompanhados de numeral arábico para indicar à qual teste da triplicata cada valor está relacionado e seguidos pelos valores das médias para cada compartimento e seu respectivo desvio padrão.

D2. SOLUÇÃO DE 100 mg.L<sup>-1</sup> DE NÍQUEL**Tabela D2.** Monitoramento do pH nos compartimentos catódico, central e anódico durante o processo de eletrodialise, apresentando os valores individuais dos ensaios da triplicata para a concentração de 100 mg.L<sup>-1</sup>, bem como média e desvio padrão (O Autor, 2025).

t (h)	pH cat 1	pH cat 2	pH cat 3	média cátodo	desv pad cát	pH central 1	pH central 2	pH central 3	média central	desv pad central	pH an 1	pH an 2	pH an 3	média anodo	desv pad an
0	3,65	3,3	3,12	3,36	0,22	3,97	3,07	3,01	3,35	0,44	5,44	6,59	6,87	6,30	0,62
0,25	10,32	10,56	10,96	10,61	0,26	8,79	7,19	9,01	8,33	0,81	3,1	3,18	3,27	3,18	0,07
0,5	11,24	10,92	10,93	11,03	0,15	21,77	26,37	28,95	25,70	2,97	2,6	2,71	2,48	2,60	0,09
0,75	11,24	11,1	11	11,11	0,10	31,11	35,53	35,82	34,15	2,16	2,49	2,57	2,43	2,50	0,06
1	11,26	11,13	11,16	11,18	0,06	34,57	35,64	35,82	35,34	0,55	2,51	2,43	2,49	2,48	0,03
1,25	11,27	11,08	11,21	11,19	0,08	35,87	35,61	35,84	35,77	0,12	2,44	2,36	2,49	2,43	0,05
1,5	11,27	11,1	11,19	11,19	0,07	35,87	35,64	35,84	35,78	0,10	2,37	2,37	2,46	2,40	0,04
1,75	11,32	11,07	11,2	11,20	0,10	35,87	35,64	35,82	35,78	0,10	2,29	2,26	2,39	2,31	0,06
2	11,41	11,09	11,21	11,24	0,13	35,87	35,64	35,82	35,78	0,10	2,34	2,28	2,36	2,33	0,03
2,25	11,39	11,11	11,23	11,24	0,11	35,87	35,62	35,82	35,77	0,11	2,29	2,27	2,41	2,32	0,06

Onde:

- pH cat: pH no compartimento catódico;
- pH central: pH no compartimento central (alimentação);
- pH an: pH no compartimento anódico;

acompanhados de numeral arábico para indicar à qual teste da triplicata cada valor está relacionado e seguidos pelos valores das médias para cada compartimento e seu respectivo desvio padrão.

## APÊNDICE E – VARIAÇÃO DA RESISTÊNCIA APARENTE EM FUNÇÃO DO TEMPO

### E1. SOLUÇÃO DE 50 mg.L<sup>-1</sup> DE NÍQUEL

**Tabela E1.** Monitoramento da resistência aparente do sistema, em  $\Omega.cm^2$ , durante o processo de eletrodialise, apresentando os valores individuais dos ensaios da triplicata para a concentração de 50 mg.L<sup>-1</sup>, bem como média e desvio padrão (O Autor, 2026).

t (h)	E teste 1 (V)	I teste 1 (A)	Resistência 1 ( $\Omega.cm^2$ )	E teste 2 (V)	I teste 2 (A)	Resistência 2 ( $\Omega.cm^2$ )	E teste 3 (V)	I teste 3 (A)	Resistência 3 ( $\Omega.cm^2$ )	Médias Resistências	Desv Pad
0	20	0,01	24500	18	0,01	22050	20	0,01	24500	23683,33	1154,94
0,25	20	0,01	24500	18	0,01	22050	20	0,01	24500	23683,33	1154,94
0,5	20	0,01	24500	22	0,01	26950	20	0,01	24500	25316,67	1154,94
0,75	20	0,01	24500	22	0,01	26950	24	0,01	29400	26950,00	2000,42
1	20	0,01	24500	22	0,01	26950	24	0,01	29400	26950,00	2000,42
1,25	24	0,01	29400	26	0,01	31850	28	0,01	34300	31850,00	2000,42
1,5	28	0,01	34300	31	0,01	37975	34	0,01	41650	37975,00	3000,62
1,75	31	0,01	37975	39	0,01	47775	40	0,01	49000	44916,67	4933,91
2	41	0,01	50225	59	0,01	72275	49	0,01	60025	60841,67	9020,38
2,25	53	0,01	64925	108	0,01	132300	60	0,01	73500	90241,67	29945,06
2,5	72	0,01	88200	300	0,009	408333,33	123	0,007	215250	237261,11	131617,39

E2. SOLUÇÃO DE 100 mg.L<sup>-1</sup> DE NÍQUEL**Tabela E2.** Monitoramento da resistência aparente do sistema, em  $\Omega.cm^2$ , durante o processo de eletrodialise, apresentando os valores individuais dos ensaios da triplicata para a concentração de 100 mg.L<sup>-1</sup>, bem como média e desvio padrão (O Autor, 2025).

t (h)	E teste 1 (V)	I teste 1 (A)	Resistência 1 ( $\Omega.cm^2$ )	E teste 2 (V)	I teste 2 (A)	Resistência 2 ( $\Omega.cm^2$ )	E teste 3 (V)	I teste 3 (A)	Resistência 3 ( $\Omega.cm^2$ )	Médias Resistências	Desv Pad
0	19	0,022	10579,55	22	0,022	12250,00	22	0,022	12250,00	11693,18	787,46
0,25	20	0,022	11136,36	25	0,022	13920,45	27	0,022	15034,09	13363,64	1639,23
0,5	24	0,022	13363,64	30	0,022	16704,55	33	0,022	18375,00	16147,73	2083,42
0,75	26	0,022	14477,27	35	0,022	19488,64	37	0,022	20602,27	18189,39	2663,95
1	31	0,022	17261,36	44	0,022	24500,00	47	0,022	26170,45	22643,94	3866,67
1,25	41	0,022	22829,55	62	0,022	34522,73	66	0,022	36750,00	31367,42	6105,28
1,5	55	0,022	30625,00	88	0,022	49000,00	86	0,022	47886,36	42503,79	8411,87
1,75	99	0,022	55125,00	109	0,022	60693,18	122	0,022	67931,82	61250,00	5243,17
2	300	0,02	183750,00	300	0,019	193421,05	300	0,017	216176,47	197782,51	13592,54
2,25	300	0,002	1837500,00	300	0,003	1225000,00	300	0,003	1225000,00	1429166,67	288735,27

## APRENDICE F – DADOS DE DESMINERALIZAÇÃO DO SISTEMA

### F1. SOLUÇÃO DE 50 mg.L<sup>-1</sup> DE NÍQUEL

**Tabela F1.** Dados de desmineralização do sistema, acompanhados de média e desvio padrão, para soluções contendo 50 mg.L<sup>-1</sup> de níquel (O Autor, 2026).

t (h)	Cond central 1	Cond central 2	Cond central 3	%DR1	%DR2	%DR3	Média	Desvio Padrão
0	532	547	522	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,25	425	448	443	20,11	18,10	15,13	17,78	2,04
0,5	366	382	392	31,20	30,16	24,90	28,76	2,76
0,75	317	325	348	40,41	40,59	33,33	38,11	3,38
1	280	277	302	47,37	49,36	42,15	46,29	3,04
1,25	241	236	252	54,70	56,86	51,72	54,43	2,10
1,5	215	200	217	59,59	63,44	58,43	60,48	2,14
1,75	188,2	142,4	177,8	64,62	73,97	65,94	68,18	4,13
2	140,7	93	133,8	73,55	83,00	74,37	76,97	4,27
2,25	102,3	48,4	90,7	80,77	91,15	82,62	84,85	4,52
2,5	64,9	13,13	42,6	87,80	97,60	91,84	92,41	4,02
2,75	5,45	5,12	8,78	98,98	99,06	98,32	98,79	0,33

F2. SOLUÇÃO DE 100 mg.L<sup>-1</sup> DE NÍQUEL**Tabela F2.** Dados de desmineralização do sistema, acompanhados de média e desvio padrão, para soluções contendo 100 mg.L<sup>-1</sup> de níquel (O Autor, 2026).

t (h)	Cond central 1	Cond central 2	Cond central 3	%DR1	%DR2	%DR3	Média	Desvio padrão
0	1209	1064	1106	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,25	1128	816	848	6,70	23,31	23,33	17,78	7,83
0,5	871	672	611	27,96	36,84	44,76	36,52	6,86
0,75	627	574	412	48,14	46,05	62,75	52,31	7,43
1	483	461	302	60,05	56,67	72,69	63,14	6,90
1,25	339	200	139	71,96	81,20	87,43	80,20	6,36
1,5	234	124,5	42,1	80,65	88,30	96,19	88,38	6,35
1,75	133,2	90,5	24,6	88,98	91,49	97,78	92,75	3,70
2	31,2	32,6	12,8	97,42	96,94	98,84	97,73	0,81
2,25	2,17	3,11	4,2	99,82	99,71	99,62	99,72	0,08