



**UFRPE**

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO  
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA RURAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**FELIPE MENDONÇA GUERRA**

**ESTUDO DA TRATABILIDADE DE EFLUENTES LÍQUIDOS GERADOS EM UMA  
INDÚSTRIA DE GALVANOPLASTIA POR DIFERENTES PROCESSOS FÍSICO-  
QUÍMICOS**

**RECIFE  
2024**

**FELIPE MENDONÇA GUERRA**

**ESTUDO DA TRATABILIDADE DE EFLUENTES LÍQUIDOS GERADOS EM UMA  
INDÚSTRIA DE GALVANOPLASTIA POR DIFERENTES PROCESSOS FÍSICO-  
QUÍMICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

**Área de Concentração:** Tecnologia e Gestão do Meio Ambiente

**Linha de Pesquisa:** Controle e Remediação da Poluição

**Orientadora:** Profa. Dra. Rosângela Gomes Tavares

**Coorientador:** Prof. Dr. Gilson Lima da Silva

**RECIFE  
2024**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação Sistema  
Integrado de Bibliotecas da UFRPE Bibliotecário(a):  
Auxiliadora Cunha –CRB-4 1134

G934e Guerra, Felipe Mendonça.  
Estudo da tratabilidade de efluentes líquidos gerados  
em uma indústria de galvanoplastia por diferentes  
processos físico-químicos / Felipe  
Mendonça Guerra. – Recife, 2024.  
90 f.; il.

Orientador(a): Rosângela Gomes Tavares.  
Co-orientador(a): Gilson Lima da Silva.

Dissertação (Mestrado)–Universidade Federal Rural  
de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Ambiental, Recife, BR-PE, 2024.

Inclui referências e anexo(s).

1. Galvanoplastia - Tratamento. 2. Efluente  
industrial. 3. Poluição - Aspectos ambientais. I.  
Tavares, Rosângela Gomes, orient. II. Silva, Gilson  
Lima da, coorient. III. Título

CDD 620.8

**FELIPE MENDONÇA GUERRA**

**ESTUDO DA TRATABILIDADE DE EFLUENTES LÍQUIDOS GERADOS EM UMA  
INDÚSTRIA DE GALVANOPLASTIA POR DIFERENTES PROCESSOS FÍSICO-  
QUÍMICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental, na Área de Concentração de Tecnologia e Gestão do Meio Ambiente – Linha de Pesquisa: Controle e Remediação da Poluição.

Aprovada em \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de 2024

---

Profa. Dra. Rosângela Gomes Tavares (Orientadora)  
Presidente da Banca  
PPEAMB/UFRPE

---

Prof. Dr. Gilson Lima da Silva (Coorientador)  
CAA/UFPE

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Nelson Medeiros de Lima Filho (Membro Externo)  
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

---

Prof. Dr. Alex Souza Moraes (Membro Interno)  
PPEAMB/UFRPE

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus, pela sabedoria recebida e por toda força para realização deste sonho.

Aos meus orientadores, Prof.<sup>a</sup> Rosângela Tavares e Prof. Gilson Lima, por todas as orientações, sugestões, considerações e avaliações necessárias para a realização desta pesquisa. Agradeço, também, por toda paciência, apoio, carinho em todos os momentos e pelos ensinamentos e oportunidades, a mim proporcionados, em vivenciar experiências acadêmicas e científicas enriquecedoras.

Aos meus pais Diana e Marcelo.

À minha esposa Gabriela, meus filhos Vinícius e Letícia.

À Dra. Patrícia Karla Batista (Laboratório de Saneamento Ambiental – UFRPE), por toda ajuda desprendida a mim, pelas orientações, paciência, ensinamentos e contribuições ao trabalho.

À Rossini Batista e Maria Eulália Seródio, por abrir as portas da indústria para realização do trabalho, por disponibilizar a coleta dos efluentes. Ao colaborador Erivonaldo (Neném) por mostrar toda a cadeia de produção e todos os processos.

Aos colegas e amigos que compartilharam diversos momentos ao longo dessa jornada.

Ao colega Marcos Pereira por todas as contribuições na minha dissertação.

Aos Professores do PPEAMB – UFRPE.

## RESUMO

A indústria de revestimentos de metais gera efluentes classificados como altamente perigosos. Atualmente, a geração de elevados volumes de águas residuárias representa um dos grandes problemas ocasionados pela industrialização, principalmente devido os lançamentos com altas concentrações de metais pesados não-biodegradáveis, que acabam gerando impactos significativos no meio ambiente e impõe restrições relacionadas a limites de descarte e medidas de prevenção. O tratamento convencional de efluentes é geralmente baseado no tratamento físico-químico, que busca a neutralização, remoção de cianetos, metais e óleos e graxas. Neste trabalho avaliou-se as alternativas de tratamento físico-químico dos efluentes líquidos gerados nos processos de galvanoplastia oriundos da etapa de polimento de peças, visando a redução da concentração dos metais Cobre (Cu), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) além da remoção de DQO do efluente a partir de ensaios de bancada. Foi realizada a identificação dos processos geradores de efluentes, em seguida a caracterização quantitativa e qualitativa. O estudo foi desenvolvido no Laboratório de Saneamento (LABSAN) da universidade, utilizando três tratamentos: precipitação, coagulação/ floculação e adsorção em carvão ativado. Os ensaios foram realizados em escala de bancada, através de Testes de Jarros (Jar test) e ensaios com equipamento ICP, as amostras que apresentaram menores concentração dos metais pesquisados foram selecionadas para realização dos testes de fitotoxicidade dos efluentes brutos e tratados com sementes de *Solanum lycopersicum*(tomate). No tratamento de precipitação a melhor concentração obtida no tratamento com carbonato de sódio C1T20(concentração 20mg/L e tempo de 20 minutos) e para o hidróxido de sódio C2T40(concentração 30 mg/L e tempo de 40 minutos) e a melhor remoção de zinco de 99,86% de eficiência, no tratamento de coagulação/ floculação o sulfato de alumínio foi mais efetivo que o PAC com melhor eficiência na concentração D350(concentração de 350mg/L) e a melhor remoção foi de 98,67% para concentração de cobre. No tratamento de adsorção não se observou diferenças significativas na redução de DQO e concentração de metais entre o carvão ativado em pó(CAP) e granulado(CAG), e a melhor remoção foi de 99,18% para cobre, 87,71% para níquel e 99,52% para zinco. Quanto aos ensaios de fitotoxicidade foi possível observar que, para o crescimento do hipocótilo, as melhores condições de tratamento foram precipitação com carbonato de sódio(PRE-CA), coagulação com sulfato de alumínio(CO-AS), adsorção com carvão ativado em pó(ADS-CAP) e adsorção com carvão ativado granulado(ADS-CAG), não apresentando diferença entre si ( $p < 0,05$ ). Já para radícula, a melhor condição de crescimento foi observada no tratamento de adsorção ADS-CAG. Vale ressaltar que para ambos os casos o tratamento CO-PAC não foi efetivo para a utilização do crescimento do tomate, apresentando valores de crescimento abaixo do efluente brutos. Os resultados destacam a importância da escolha adequada de técnicas de tratamento e da otimização dos parâmetros operacionais para atender aos padrões ambientais e garantir a eficácia na remoção de poluentes em efluentes industriais.

**Palavras-chave:** Galvanoplastia, efluente industrial, tratamento.

## ABSTRACT

The metal coatings industry generates effluents classified as highly dangerous. Currently, the generation of high volumes of wastewater represents one of the major problems caused by industrialization, mainly due to releases with high concentrations of non-biodegradable heavy metals, which end up generating significant impacts on the environment and impose restrictions related to disposal limits and prevention measures. Conventional effluent treatment is generally based on physical-chemical treatment, which seeks neutralization, removal of cyanides, metals and oils and grease. In this work, alternatives for the physical-chemical treatment of liquid effluents generated in the electroplating processes arising from the parts polishing stage were evaluated, aiming to reduce the concentration of the metals Copper (Cu), Nickel (Ni) and Zinc (Zn) in addition to of COD removal from the effluent from bench tests. The processes generating effluents were identified, followed by quantitative and qualitative characterization. The study was developed at the university's Sanitation Laboratory (LABSAN), using three treatments: precipitation, coagulation/flocculation and adsorption on activated carbon. The tests were carried out on a bench scale, using Jar tests and tests with ICP equipment. The samples that presented the lowest concentration of the metals studied were selected to carry out phytotoxicity tests on raw effluents and those treated with *Solanum lycopersicum seeds* (tomato). In the precipitation treatment, the best concentration obtained in the treatment with sodium carbonate C1T20 (concentration 20mg/L and time 20 minutes) and for sodium hydroxide C2T40 (concentration 30 mg/L and time 40 minutes) and the best zinc removal of 99.86% efficiency, in the treatment of coagulation/flocculation aluminum sulfate was more effective than PAC with better efficiency at concentration D350 (concentration 350mg/L) and the best removal was 98.67% for copper concentration. In the adsorption treatment, no significant differences were observed in the reduction of COD and metal concentration between powdered (CAP) and granulated (CAG) activated carbon, and the best removal was 99.18% for copper, 87.71% for nickel and 99.52% for zinc. Regarding the phytotoxicity tests, it was possible to observe that, for the growth of the hypocotyl, the best treatment conditions were precipitation with sodium carbonate (PRE-CA), coagulation with aluminum sulfate (CO-AS), adsorption with activated carbon powder, (ADS-CAP) and adsorption with granulated activated carbon (ADS-CAG), showing no difference between them ( $p < 0.05$ ). As for the radicle, the best growth condition was observed in the ADS-CAG adsorption treatment. It is worth mentioning that for both cases the CO-PAC treatment was not effective for the use of tomato growth, presenting growth values below the gross effluent. The results highlight the importance of appropriately choosing treatment techniques and optimizing operational parameters to meet environmental standards and ensure effective removal of pollutants in industrial effluents.

**Keywords:** Electroplating, industrial effluent, treatment.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> – Rede de coautoria entre os países dos autores .....	25
<b>Figura 2</b> - Rede de coocorrência das palavras-chaves usadas pelos autores .....	26
<b>Figura 3</b> - Rede de rede de citação entre os artigos encontrados nas bases de dados .....	27
<b>Figura 4</b> - Fluxograma da indústria galvânica.....	43
<b>Figura 5</b> - Resultados da concentração de DQO após o processo de tratamento de precipitação utilizando Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio em diferentes concentrações e tempo de processo .....	50
<b>Figura 6</b> - Resultados da concentração de Cobre após o processo de tratamento de precipitação utilizando Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio em diferentes concentrações e tempo de processo .....	51
<b>Figura 7</b> - Resultados da concentração de Níquel após o processo de tratamento de precipitação utilizando Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio em diferentes concentrações e tempo de processo .....	52
<b>Figura 8</b> - Resultados da concentração de Zinco após o processo de tratamento de precipitação utilizando Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio em diferentes concentrações e tempo de processo .....	53
<b>Figura 9</b> - Resultados da concentração de DQO após o processo de tratamento de coagulação utilizando Sulfato de alumínio e Policloreto de alumínio (PAC) em diferentes concentrações e tempo de processo .....	54
<b>Figura 10</b> - Resultados da concentração de Cobre após o processo de tratamento de coagulação utilizando Sulfato de alumínio e Policloreto de alumínio (PAC) em diferentes concentrações e tempo de processo .....	55
<b>Figura 11</b> - Resultados da concentração de Níquel após o processo de tratamento de coagulação utilizando Sulfato de alumínio e Policloreto de alumínio (PAC) em diferentes concentrações e tempo de processo .....	56
<b>Figura 12</b> - Resultados da concentração de Níquel após o processo de tratamento de coagulação utilizando Sulfato de alumínio e Policloreto de alumínio (PAC) em diferentes concentrações e tempo de processo .....	57
<b>Figura 13</b> - Resultados da concentração de DQO após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo .....	58
<b>Figura 14</b> - Resultados da concentração de cobre após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo comparados com a composição do efluente bruto e o padrão de lançamento .....	61
<b>Figura 15</b> - Resultados da concentração de níquel após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo comparados com a composição do efluente bruto e o padrão de lançamento .....	64
<b>Figura 16</b> - Resultados da concentração de zinco após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo comparados com a composição do efluente bruto e o padrão de lançamento .....	67
<b>Figura 17</b> - Montagem do experimento de germinação de sementes .....	72
<b>Figura 18</b> – Germinação absoluta de sementes para o parâmetro Cobre .....	74
<b>Figura 19</b> – Germinação absoluta de sementes para o parâmetro Níquel .....	74
<b>Figura 20</b> – Germinação absoluta de sementes para o parâmetro Zinco .....	75
<b>Figura 21</b> – Avaliação do crescimento de hipocótilo e radícula utilizando o efluente tratado nas melhores condições de cada tratamento em relação ao cobre .....	76

<b>Figura 22</b> – Avaliação do crescimento de hipocótilo e radícula utilizando o efluente tratado nas melhores condições de cada tratamento em relação ao níquel .....	77
<b>Figura 23</b> – Avaliação do crescimento de hipocótilo e radícula utilizando o efluente tratado nas melhores condições de cada tratamento em relação ao zinco .....	78

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Limites de lançamento estabelecidos pelo CONAMA .....	18
<b>Tabela 2</b> – Periódicos associados aos artigos publicados .....	28
<b>Tabela 3</b> – Parâmetros de caracterização dos efluentes .....	45
<b>Tabela 4</b> – Configuração experimental do ensaio de precipitação química.....	46
<b>Tabela 5</b> – Parâmetros do Jar Test - Ensaio de coagulação .....	47
<b>Tabela 6</b> – Caracterização do efluente bruto .....	49
<b>Tabela 7</b> - Resultados da concentração de cobre após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo..	60
<b>Tabela 8</b> - Resultados da concentração de níquel após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo..	63
<b>Tabela 9</b> - Resultados da concentração de zinco após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo	66
<b>Tabela 10</b> - Eficiência dos tratamentos e concentração finais dos metais analisados.....	73

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1</b> - Informações dos artigos obtidos .....	29
---	----

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>12</b>
<b>1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS .....</b>	<b>12</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>13</b>
2.1 GERAL .....	13
2.2 ESPECÍFICOS.....	13
<b>3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....</b>	<b>14</b>
3.1 A INDÚSTRIA DE GALVANOPLASTIA.....	14
3.2 EFLUENTES GERADOS EM PROCESSOS DE GALVANOPLASTIA.....	16
<b>3.2.1 Composição dos efluentes .....</b>	<b>16</b>
<b>3.2.2 Tratamento de efluentes .....</b>	<b>17</b>
<b>3.2.3 Legislação ambiental .....</b>	<b>18</b>
3.3 CONSIDERAÇÕES AMBIENTAIS E TECNOLÓGICAS ASSOCIADAS AOS EFLUENTES DE GALVANOPLASTIA.....	19
<b>4 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO.....</b>	<b>20</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>21</b>
<b>CAPÍTULO 2 – ANÁLISE DE TENDÊNCIAS RELACIONADAS AO ESTUDO DO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE GALVANOPLASTIA.....</b>	<b>23</b>
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>23</b>
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>23</b>
2.1 PESQUISA NA BASE DE DADOS.....	24
2.2 ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA.....	24
2.3 REVISÃO SISTEMÁTICA .....	24
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>25</b>
3.1 ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA.....	25
3.2 REVISÃO SISTEMÁTICA .....	28
<b>4 CONCLUSÃO.....</b>	<b>38</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>38</b>
<b>CAPÍTULO 3 – AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTOS FÍSICO-QUÍMICOS PARA EFLUENTES GERADOS EM INDÚSTRIA DE GALVANOPLASTIA .....</b>	<b>42</b>
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>42</b>
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>43</b>
2.1 CARATERIZAÇÃO DO ESTUDO DE CASO.....	43

2.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES.....	45
2.3 ESTUDOS DE TRATABILIDADE DOS EFLUENTES.....	45
<b>2.3.1 Ensaios de precipitação química .....</b>	<b>45</b>
<b>2.3.2 Ensaios de coagulação/floculação.....</b>	<b>46</b>
<b>2.3.3 Ensaios de Adsorção .....</b>	<b>47</b>
<b>2.3.4 Análise dos Dados .....</b>	<b>48</b>
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>48</b>
3.1 CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES GERADOS NOS PROCESSOS .....	48
3.2 AVALIAÇÃO DOS TRATAMENTOS .....	49
<b>3.2.1 Ensaios de precipitação .....</b>	<b>49</b>
<b>3.2.2 Ensaios de coagulação .....</b>	<b>53</b>
<b>3.2.3 Ensaios de adsorção.....</b>	<b>57</b>
<b>4 CONCLUSÃO.....</b>	<b>68</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>69</b>
<b>CAPÍTULO 4 – AVALIAÇÃO DOS EFEITOS TÓXICOS DE EFLUENTES DE GALVANOPLASTIA TRATADOS POR PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS NO DESENVOLVIMENTO DE SEMENTES.....</b>	<b>70</b>
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>70</b>
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>71</b>
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>73</b>
3.1 AVALIAÇÃO DA GERMINAÇÃO ABSOLUTA.....	73
3.2 AVALIAÇÃO DO CRESCIMENTO DO HIPOCÓTILO E DA RADÍCULA .....	75
<b>4 CONCLUSÃO.....</b>	<b>79</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>79</b>
<b>CAPÍTULO 5 – CONCLUSÃO GERAL .....</b>	<b>81</b>
<b>1 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>81</b>
<b>2 RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES .....</b>	<b>81</b>
<b>APENDICE A1 – Tabelas de análise de variância (ANOVA) utilizada nesse trabalho....</b>	<b>83</b>

## CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL

### 1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A indústria desempenha um papel crucial no desenvolvimento econômico, mas também pode ter impactos significativos no meio ambiente, especialmente através da geração de efluentes industriais e, conseqüentemente, poluição ambiental. Os resíduos gerados podem conter substâncias químicas, metais pesados e outros poluentes que, se não forem tratados adequadamente, podem causar danos ao meio ambiente.

Atualmente, a geração de elevados volumes de águas residuárias representa um dos grandes problemas ocasionados pela industrialização, principalmente devido os lançamentos com altas concentrações de metais pesados não-biodegradáveis, que acabam gerando impactos (Leyma et al., 2016; Alguacil et al., 2018; Ying et al., 2018). Nesse contexto, a contaminação das águas residuais por íons de metais pesados como cobre, zinco, chumbo e mercúrio, é ocasionada pelas emissões de indústrias convencionais, tais como mineração, refino, galvanoplastia e fabricação de chips (Xiong et al., 2023).

A galvanoplastia insere-se no contexto supracitado, uma vez que caracteriza-se como o ramo industrial que realiza processos para revestir objetos com camadas de metal, geralmente para melhorar a resistência à corrosão, aumentar a condutividade elétrica, melhorar a estética ou proporcionar outras propriedades desejadas. Nesse sentido, destaca-se que a indústria de galvanoplastia desempenha um papel crucial em diversos setores, incluindo automotivo, eletrônico, joalheria, construção, entre outros.

Porém, é válido ressaltar que, no contexto ambiental, a indústria supracitada pode enfrentar desafios devido ao uso de substâncias químicas tóxicas e metais pesados. Os agentes poluidores decorrentes das atividades estão relacionados à geração de efluentes líquidos e de resíduos sólidos, a emissões gasosas e à utilização de metais tóxicos utilizados para revestimento das peças. Dentre os agentes poluidores das atividades de galvanoplastia destacam-se os gerados nas lavagens das peças, feito entre os banhos (INEA, 2014).

A expressão "metal pesado" remete ao metal que possui densidade relativamente alta variando de 3,5 a 7 g/cm<sup>3</sup> e é considerado tóxico em baixas concentrações. Estão inseridos nesse grupo cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), zinco (Zn), níquel (Ni), cobre (Cu), arsênio (As), tálio (Tl) e cromo (Cr). Tais elementos são amplamente distribuídos na crosta terrestre e não são biodegradáveis pela natureza. Através da água, ar e comida, eles entram no corpo humano. Embora poucos desses elementos tenham um papel essencial para colaborar

com os biosistemas quando presentes nos limites permitidos, em concentrações mais altas, eles podem causar toxicidade e vários casos de riscos para a saúde. A natureza perigosa dos metais pesados é atribuída principalmente à sua bioacumulação (Bashir et al., 2019).

Devido, portanto, aos potenciais riscos ambientais, existem regulamentações rigorosas em muitas regiões para controlar as emissões de poluentes e o descarte de resíduos da indústria de galvanoplastia. Segundo Rocha (2019), devido à natureza da indústria de revestimentos de metais, os resíduos dessa tipologia industrial são classificados como altamente perigosos e impõe restrições relacionadas a limites de descarga e medidas de prevenção. Nesse sentido, o tratamento convencional de efluentes para tipologia industrial é geralmente baseado no tratamento físico-químico com objetivos de neutralização e remoção de cianetos, de metais e de óleos e graxas. Além disso, as tecnologias e métodos destinados ao tratamento dos efluentes, no que tange à adequá-los aos padrões estabelecidos, deve garantir a qualidade dos processos, minimizar riscos à saúde dos usuários e aos equipamentos nos quais possam ser reutilizados (Silva et al, 2015).

Sendo assim, este estudo busca apresentar melhores condições de tratamento de efluentes líquidos gerados no processo de polimento de uma indústria de galvânica através de procedimentos analíticos, baseados nos processos de precipitação, coagulação/floculação e adsorção com carvão ativado, visando a redução da concentração dos metais Cobre (Cu), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) presentes no efluente.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 GERAL**

Avaliar possibilidades e efeitos do tratamento físico-químico aplicado a efluentes gerados no processo de polimento de peças na indústria de galvanoplastia.

### **2.2 ESPECÍFICOS**

- Conhecer o panorama e a evolução da produção científica sobre o tratamento de efluentes gerados em processos de galvanoplastia, a partir da análise bibliométrica de indicadores relacionados;
- Analisar as características qualitativas e quantitativas de efluentes gerados em indústria de galvanoplastia;

- Avaliar a eficiência de tratamentos físico-químicos aplicados aos efluentes gerados no processo analisado;
- Avaliar os efeitos dos tratamentos aplicados aos efluentes de galvanoplastia por meio de testes de fitotoxicidade.

### **3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

#### **3.1 A INDÚSTRIA DE GALVANOPLASTIA**

A galvanoplastia é um processo eletroquímico utilizado na indústria para revestir objetos metálicos com uma camada fina de outro metal, geralmente visando melhorar suas propriedades estéticas, de resistência à corrosão, condutividade elétrica, entre outras características. A indústria de galvanoplastia desempenha um papel significativo em diversos setores, incluindo eletrônica, automotivo, joalheria, metalurgia e muitos outros (Alves; Seo, 2014).

A galvanoplastia é fundamentada no princípio da eletrodeposição, um processo eletroquímico no qual íons metálicos são reduzidos e depositados sobre um substrato condutor. Esse substrato pode ser peças metálicas, plásticos condutores ou outros materiais. O processo ocorre em um banho eletrolítico contendo íons metálicos dissolvidos, geralmente na forma de sais metálicos. Esse banho é composto por eletrólitos que conduzem eletricidade e ajudam na transferência de íons para a peça a ser revestida (Lisboa; Barin, 2009).

Nos materiais metálicos, a galvanoplastia pode ser realizada com variados objetivos, que vão desde o aprimoramento da resistência química até a melhoria da resistência mecânica, além de alterações nas propriedades físicas ou meramente por razões estéticas. A escolha do tipo de galvanoplastia está sempre relacionada ao metal utilizado para revestir uma determinada peça (Antonetti et al., 2021). Dentre estes, destacam-se a cromagem, a niquelagem e a zincagem (galvanização a quente).

A cromagem é um processo de galvanoplastia no qual o cromo é depositado sobre a superfície de uma peça. O revestimento de cromo confere resistência à corrosão, dureza superficial e um acabamento brilhante, sendo comumente utilizado em peças automotivas, acessórios e utensílios domésticos. Uma das utilizações da cromagem consiste em revestir ferramentas ou peças para prolongar sua durabilidade, uma vez que a substituição dos componentes pode ser dispendiosa. No entanto, a alta dureza superficial do revestimento pode

potencialmente causar o surgimento de trincas, o que poderia comprometer sua integridade devido à degradação superficial (Antonetti et al., 2021).

A cromagem por imersão é uma técnica tradicional para revestimento com cromo, que envolve a preparação das peças através de banhos quimicamente controlados. Esses banhos têm a capacidade de remover impurezas (desengraxe) e metais desgastados da base (decapagem e ativação), com todas essas etapas intercaladas por lavagens. Em seguida, as peças são submersas em um tanque contendo uma solução que contém aditivos e o metal a ser depositado. Os principais componentes empregados no processo de cromagem por imersão consistem no cromo trivalente e no cromo hexavalente, também conhecido como cromo duro, dada a sua maior estabilidade. Contudo, uma das principais preocupações associadas a esse método reside na produção de resíduos, tanto líquidos quanto gasosos, e na geração de subprodutos perigosos (Dentinho, 2015; Antonetti et al, 2021).

O processo de niquelagem na galvanoplastia é um método utilizado para revestir objetos metálicos com uma camada de níquel, geralmente para melhorar sua resistência à corrosão, aumentar sua durabilidade, melhorar sua aparência ou facilitar a adesão de tintas e revestimentos posteriores. O objeto é então imerso em um banho eletrolítico contendo íons de níquel. O níquel é depositado na superfície do objeto através da passagem de corrente elétrica pelo banho eletrolítico (Antonetti et al, 2021).

A galvanização a quente é um processo em que peças de aço são revestidas com zinco para proteção contra a corrosão. Nesse processo, o metal é submetido a um processo de decapagem, onde é mergulhado em ácido para remover qualquer camada de óxido presente na superfície. Após a decapagem, a superfície do metal é revestida com um fluxo de zinco. O fluxo ajuda a remover quaisquer resíduos de óxido remanescentes e facilita a adesão do zinco (Pietrelli; Ferro; Vocciane, 2018).

O metal preparado é então mergulhado em um banho de zinco fundido a uma temperatura de aproximadamente 450 °C. O tempo de imersão varia dependendo da espessura do revestimento desejado e do tipo de aço utilizado. Durante esse processo, o zinco fundido reage com a superfície do metal, formando ligas de zinco-ferro que são altamente resistentes à corrosão. Após a imersão, o metal revestido de zinco é retirado do banho e resfriado. Isso permite que o revestimento de zinco solidifique e se fixe firmemente na superfície do metal base (Ferreira et al., 2020).

## 3.2 EFLUENTES GERADOS EM PROCESSOS DE GALVANOPLASTIA

A atividade de galvanoplastia gera uma quantidade significativa de efluentes, constituídos por soluções aquosas contendo diversos compostos químicos provenientes dos banhos de revestimento e processos de limpeza.

O tratamento e os efeitos tóxicos de efluentes gerados na indústria de galvanoplastia são áreas críticas que exigem atenção cuidadosa. A implementação de práticas de tratamento eficazes e a adoção de tecnologias inovadoras são essenciais para mitigar os impactos ambientais negativos associados a essa indústria. Além disso, a conformidade rigorosa com a legislação ambiental é crucial para garantir a sustentabilidade a longo prazo das operações de galvanoplastia.

### 3.2.1 Composição dos efluentes

Os efluentes de galvanoplastia geralmente contêm uma variedade de substâncias químicas, algumas das quais podem ser prejudiciais ao meio ambiente se não forem tratadas adequadamente. Dentre as substâncias comuns encontradas em efluente galvânicos, tem-se os metais pesados, os ácidos, os alcalinos, os surfactantes, os solventes e os cianetos.

Os principais poluentes encontrados nos efluentes líquidos galvânicos, por tipo de processo, são o cromo VI, cromo III, cianeto, ferro, zinco, cobre, níquel, estanho para os processos de galvanização; fosfatos, ferro, zinco, cianeto e cromo III nos processos de fosfatização; e alumínio, estanho, níquel e fluor nos processos de anodização (CPRH, 2001).

Os efluentes líquidos oriundos da atividade de galvanoplastia apresentam na sua composição: metais tóxicos, principalmente o cromo, zinco, cádmio e outros; ânions tóxicos, especialmente cianetos, sulfuretos e fluoretos; óleo solúvel (mistura de óleos minerais, sintéticos e água); resíduos alcalinos concentrados, contaminados por óleos e graxas (banhos desengraxantes); acidez e/ou alcalinidade pronunciada; substâncias potencialmente tóxicas consideradas carcinogênicas, principalmente se houver a presença de hidrocarbonetos aromáticos polinucleares (componente de diversos solventes orgânicos); compostos fenólicos derivados do benzeno e de seus núcleos condensados (INEA, 2014).

Muitos metais pesados estão presentes no meio ambiente em grandes quantidades, como Cádmio, Chumbo, Arsênico, Mercúrio e Níquel, que causam uma grave preocupação ambiental global. São mais tóxicos para as plantas e para os seres humanos, pois se misturam

com o solo, causam retardo no crescimento das plantas, reduzem o valor nutritivo, afetam a fotossíntese e também os metais pesados apresentam efeitos nocivos aos seres humanos (Bharti et al., 2022).

### **3.2.2 Tratamento de efluentes**

É importante ressaltar que os efluentes da galvanoplastia podem ser altamente poluentes e requerem tratamento adequado antes de serem descartados no meio ambiente. O tratamento pode incluir processos físico-químicos, como precipitação, filtração, neutralização, e também processos biológicos, como biodegradação microbiana. O controle e o tratamento adequados dos efluentes são essenciais para minimizar o impacto ambiental da indústria de galvanoplastia. Além disso, regulamentos ambientais locais e nacionais devem ser seguidos rigorosamente para garantir a conformidade.

Os resíduos líquidos resultantes do processo de galvanoplastia requerem tratamento em Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) com o intuito de diminuir ou eliminar as concentrações de metais-traço presentes, conforme estabelecido pela legislação ambiental. Em geral, nos processos de tratamento dos efluentes, os metais-traço solúveis são precipitados inicialmente e, em seguida, separados através de técnicas como decantação, sedimentação ou, em certas circunstâncias, por meio de filtragem (Figueirêdo et al., 2021).

O tratamento de águas residuais de galvanoplastia com métodos químicos refere-se ao processo de dosagem reagentes químicos para formar algum precipitado insolúvel, separando o sólido do líquido e remoção de poluentes das águas residuais. De acordo com diferentes mecanismos de tratamento, o processo por meio de produtos químicos é uma técnica que é dividida em método de precipitação, método de oxidação, método de redução, neutralização método e método de flutuação de gás (Zhou et al., 2014).

Vaz et al. (2010) avaliaram diferentes coagulantes e a ação no tratamento de efluentes de galvanoplastia. No estudo, observou-se que os coagulantes testados (cloreto férrico, sulfato de alumínio, quitosana e sementes de moringa, Tanfloc SG e Acquapol mostraram-se eficientes na remoção da cor e turbidez do efluente de galvanoplastia, exceto para o cloreto férrico que não apresentou uma boa remoção de cor.

Já o tratamento biológico de metais pesados em águas residuais possui algumas vantagens como operação simples, forte adaptabilidade e nenhuma poluição secundária, mas também existem suscetibilidades, como a eficiência de remoção facilmente afetada pelo meio ambiente, ciclos de processamento mais longos, incapacidade de lidar com altos níveis de efluentes de metais pesados, etc., o que também limitou sua aplicação até certo ponto. No

entanto, o método biológico ainda é um campo promissor onde devem-se buscar biorreatores e organismos mais estáveis e eficazes (Wang, 2018).

### 3.2.3 Legislação ambiental

A legislação ambiental aplicada aos efluentes galvânicos é fundamental para garantir a proteção do meio ambiente e da saúde humana diante dos impactos gerados por esses resíduos industriais. Além das Leis gerais de crime ambiental e de políticas de meio ambiente, no contexto dos efluentes gerados em atividades de galvanoplastia destacam-se as resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e normativas legais estabelecidas pelos órgãos gestores estaduais.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece os critérios e padrões de lançamento de efluentes, definindo parâmetros de qualidade para corpos hídricos receptores. Para efluentes galvânicos, são estabelecidos limites máximos de concentração para metais pesados, como cromo, zinco, níquel, entre outros (Tabela 1). Nesse sentido, efluentes galvânicos devem atender aos padrões estabelecidos nesta resolução para garantir a qualidade ambiental, uma vez que é enfatizado que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos.

**Tabela 1** – Limites de lançamento estabelecidos pelo CONAMA

Parâmetros inorgânicos	Valores máximos
Arsênio total	0,5 mg/L As
Bário total	5 mg/L Ba
Boro total	5 mg/L B
Cádmio total	0,2 mg/L Cd
Chumbo total	0,5 mg/L Pb
Cianeto total	1 mg/L CN
Cianeto livre	0,2 mg/L CN
Cobre dissolvido	1 mg/L Cu
Cromo hexavalente	0,1 mg/L Cr+6
Cromo trivalente	1 mg/L Cr+3
Estanho total	4 mg/L Sn
Ferro dissolvido	15 mg/L Fe
Fluoreto total	10 mg/L F
Manganês dissolvido	1 mg/L Mn
Mercurio total	0,01 mg/L Hg
Níquel total	2 mg/L Ni
Nitrogênio amoniacal total	20 mg/L N
Prata total	0,1 mg/L Ag
Selênio total	0,30 mg/L Se
Sulfeto	1 mg/L S
Zinco total	5 mg/L Zn

Fonte: Adaptado de CONAMA (2011)

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece os padrões de qualidade para as águas superficiais e define as classes dos corpos hídricos, determinando os usos preponderantes e as respectivas concentrações máximas permitidas de substâncias poluentes.

No âmbito do Estado de Pernambuco, pode-se destacar a regulamentação ambiental estabelecida pela Agência Estadual de Meio Ambiente – CPRH, por meio das normativas nº 2.001 e nº 2.006, que direcionam, respectivamente, os aspectos em relação ao controle de cargas orgânicas em efluentes em efluentes líquidos industriais e os parâmetros mais significativos para efeito do monitoramento de descarga de efluentes tratados em corpo receptor.

Essa fundamentação legal e normativa estabelece as bases para a gestão ambiental dos efluentes galvânicos, visando à minimização dos impactos ambientais e à promoção da sustentabilidade no setor industrial. Empresas que operam com processos galvânicos devem cumprir rigorosamente essas normas, adotando medidas de controle e tratamento de efluentes para garantir a conformidade com a legislação ambiental.

### 3.3 CONSIDERAÇÕES AMBIENTAIS E TECNOLÓGICAS ASSOCIADAS AOS EFLUENTES DE GALVANOPLASTIA

Os efluentes da indústria de galvanoplastia frequentemente contêm substâncias químicas nocivas, como metais pesados, ácidos e outros compostos tóxicos. Estes resultam das etapas de pré-tratamento mecânico e químico, eletrodeposição, lavagens e pós-tratamento. Esses poluentes têm o potencial de contaminar corpos d'água, causando danos aos ecossistemas aquáticos e à vida selvagem. Além disso, a exposição prolongada a esses poluentes pode representar riscos à saúde humana, com impactos negativos sobre o sistema nervoso, fígado, rins e outros órgãos (Barros, 2016).

A toxicidade e conseqüente ameaça à saúde humana pelos metais pesados são função da concentração e da bioacumulação. Estes elementos são graves fatores para o ambiente, representando efeitos humanos significativos. Os metais pesados recebem um interesse significativo em todo o mundo, devido aos seus efeitos tóxicos, mesmo em concentrações muito baixas. Alguns metais pesados, porém em doses baixas, são micronutrientes essenciais para as plantas (por exemplo, Cu, Cr, Ni, Zn), mas em doses elevadas podem causar distúrbios metabólicos e inibição do crescimento para a maioria das espécies de plantas (Brhateria; Daca, 2017).

Inúmeras técnicas são capazes de analisar alterações no meio ambiente, sendo que algumas incluem organismos vivos, os bioindicadores. Estes podem responder fisiológico, metabólico e/ou etologicamente as mudanças no meio ambiente, sendo, pois espécies que indicam a ocorrência de modificações dos parâmetros ambientais. São de grande importância, pois sinalizam alterações imperceptíveis sem instrumentos ou aferições laboratoriais, podendo ser alertas a futuros danos aos habitats. Desta forma, o monitoramento das águas residuais é um aspecto importante da gestão ambiental (Guimarães, 2014).

Gryczak et al. (2018) afirmam que a necessidade de testes rápidos e sensíveis para o diagnóstico da qualidade de água e solos reflete-se no mundo todo. Bioindicadores têm sido aplicados em ensaios eficazes de toxicidade aguda, complementando os parâmetros físico-químicos de efluentes ou lixiviados.

A busca por alternativas sustentáveis e práticas para lidar com os efluentes gerados na indústria de galvanoplastia tem levado ao interesse crescente no reuso desses efluentes. O reuso pode ser uma estratégia eficaz para mitigar os impactos ambientais e reduzir a demanda por recursos hídricos. No entanto, é fundamental compreender os potenciais efeitos tóxicos dos efluentes mesmo após o tratamento para garantir a segurança tanto do meio ambiente quanto da saúde pública.

Von Sperling (2005) afirma que a água em razão das suas propriedades de solvente e à sua capacidade de transportar partículas, incorpora a si diversas impurezas, as quais definem a qualidade da água. A qualidade da água sofre influência das ações antrópicas e conseqüentemente dos usos e ocupações do solo na bacia hidrográfica. Após contaminação a água pode ainda passar por processos de tratamento e retornar as suas características originais com possibilidades de ser reutilizada para fins diversos.

A ferramenta do reuso pode ser interpretada como uma maneira de reaproveitamento da água servida, que abrange desde a simples recirculação de água de enxágue da máquina de lavar roupas aos vasos sanitários, até uma remoção em alto nível de poluentes para lavagem de carros, regas de jardins ou outras aplicações mais específicas, podendo se estender para além do limite do sistema local e suprir a demanda industrial ou outra demanda da área próxima (Rocha, 2019).

#### **4 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO**

Além da presente Introdução, este trabalho de Dissertação está estruturado em mais quatro capítulos, sendo organizado da seguinte forma:

- O **Capítulo 2** apresenta um levantamento bibliométrico e sistemático em relação a fatores que têm contribuído para o desenvolvimento de estudos com foco no tratamento de efluentes de galvanoplastia;
- O **Capítulo 3** evidencia os resultados relacionados às características de efluentes gerados em indústria de galvanoplastia e à eficiência de tratamentos físico-químicos aplicados aos efluentes gerados no processo analisado;
- O **Capítulo 4** destaca os resultados da avaliação dos efeitos dos tratamentos aplicados aos efluentes de galvanoplastia por meio de testes de fitotoxicidade;
- O **Capítulo 5** enfatiza as principais conclusões, considerações finais, recomendações e sugestões acerca do estudo.

## REFERÊNCIAS

ALVES, Lucas Campaner; SEO, Emília Satoshi Miyamaru. Caracterização do resíduo sólido proveniente do processo galvânico para valoração econômica ambiental. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, p. 423-434, 2014.

ANTONETTI, Evandro et al. Análise dos processos de cromagem, niquelagem, zincagem e estanhagem. **Brazilian Journal of Development**. Curitiba: Vol. 7, n. 10, p. 96828-96839, 2021.

BHATERIA, Rachna; DHAKA, Renu. Impact of electroplating effluent on growth of *Triticum aestivum* and *Hordeum vulgare*. **Environmental Technology & Innovation**, v. 8, p. 389-398, 2017.

DENTINHO, Manuel Vacas de Carvalho Ponce. **Melhoramento de um Processo de Cromagem de Segmentos de Pistão**. 2015. 74 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Mecânica, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2015.

FERREIRA, Maria Eliana Camargo et al. Redução do consumo de água através de proposições de práticas de produção mais limpa para indústria de galvanização. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 566-581, 2020.

FIGUEIRÊDO, Sheilla da Silva Melo et al. Panorama das indústrias galvânicas de Juazeiro do Norte, Ceará: com ênfase nos teores de metais-traço nos efluentes e resíduos sólidos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, p. 1111-1121, 2021.

LISBOA, A.; BARIN, C. S. Electrodeposition of Noble Metallic Alloys for Production of Jewels and Leafed Jewels. **UNOPAR Cient Ciênc ExatasTecnol**, v. 8, n. 1, p. 27-33, 2009.

GRYCZAK, Marcelo et al. Sementes de *Lactuca sativa* como bioindicador de toxicidade em resíduos de construção civil. **Tecnologia e Ambiente**, v. 24, p. 233-242, 2018.

PIETRELLI, L.; FERRO, S.; VOCCIANTE, M. Raw materials recovery from spent hydrochloric acid-based galvanizing wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 341, p. 539–546, 2018.

VAZ, Luiz Gustavo de Lima et al. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Eclética Química**, v. 35, p. 45-54, 2010.

## **CAPÍTULO 2 – ANÁLISE DE TENDÊNCIAS RELACIONADAS AO ESTUDO DO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE GALVANOPLASTIA**

### **1 INTRODUÇÃO**

A galvanoplastia pode ser descrita como o processo de depositar diversas camadas metálicas sobre um objeto através da aplicação dos princípios fundamentais que reagem ao fenômeno da eletrólise, como reações de oxidação e redução. Os agentes poluidores decorrentes da atividade de galvanoplastia são relacionados à geração de efluentes líquidos e de resíduos sólidos, a emissões gasosas e à utilização de metais tóxicos utilizados para revestimento das peças. O efluente gerado pelo processo de galvanização além de possuir concentrações elevadas de metais pesados, detém surfactantes, substâncias orgânicas e tóxicas, e é considerado um dos resíduos mais poluidores e com tratamento mais dificultoso (Innocenzi et al., 2020).

Devido ao cenário de desenvolvimento de pesquisas voltadas para o tratamento de efluentes de galvanoplastia, acredita-se que é fundamental examinar e compreender de maneira ampla as tendências de progresso nas pesquisas correlatas, o que proporciona percepções para a elaboração de estudos futuros sobre o tema. Nesse contexto, acredita-se que a aplicação da análise bibliométrica pode contribuir significativamente para impulsionar tais investigações, uma vez que esta tem emergido como uma ferramenta de destaque na avaliação de dados científicos e na identificação das direções de pesquisa dentro de um determinado campo de conhecimento, área de estudo ou tema específico (Araujo; Santos; Tavares, 2023).

Devido à necessidade de avaliar os diferentes tratamentos para os mais diversos processos de galvanoplastia, este capítulo tem como intuito apresentar uma revisão sistemática juntamente com uma análise bibliométrica das pesquisas mais recentes (2019-2023) para um melhor entendimento do assunto. O objetivo é conhecer o panorama e a evolução da produção científica sobre o tratamento de efluentes gerados em processos de galvanoplastia, a partir da análise bibliométrica de indicadores relacionados.

### **2 MATERIAL E MÉTODOS**

O trabalho foi subdividido em três fases, seguindo a metodologia de Aragão Júnior e Oliveira Júnior (2021): pesquisa nas bases de dados; meta-análise; e revisão sistemática.

## 2.1 PESQUISA NA BASE DE DADOS

A pesquisa foi realizada usando as bases de dados Scopus e Web Of Science através do portal da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Os artigos a serem selecionados foram submetidos à metodologia de Principais Itens para Relatar Revisões (PRISMA), que é composta de quatro etapas: Identificação, Seleção, Elegibilidade e Inclusão. (Page et al., 2021).

Para a etapa de Identificação, a *string* de busca a seguir foi utilizada em ambas as bases de dados: (“electroplating” OR “galvanic treatment”) AND (“wastewater” OR “effluent”) AND “reuse” AND “treatment” com a pesquisa sendo realizada até novembro de 2023. Um total de 114 artigos foram encontrados ao serem removidas as duplicatas entre as duas bases de dados. Na etapa de Seleção, foram excluídos os artigos de revisão, os papéis de conferência, livros e capítulos de livros do montante, restando dessa forma 45 documentos.

A etapa de Elegibilidade consiste na leitura dos títulos e resumos de cada um dos artigos selecionados pela etapa anterior. Após isso, um montante de 25 artigos foi filtrado. A última etapa, Inclusão, os artigos restantes foram lidos na íntegra, ocorrendo a eliminação de um deles, resultando num corpo de 24 trabalhos.

## 2.2 ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA

O software VOSviewer foi usado na análise qualitativa dos artigos para a elaboração de redes de bibliometria. O programa usa cores diferentes para separar os grupos formados (clusters); cada um dos círculos representa uma unidade da análise selecionada, com seu valor representado pelo diâmetro; e as linhas que interligam os círculos representam a força de ligação entre eles através da sua espessura. Dessa forma, as redes de coautoria entre autores por país de origem, de coocorrência entre palavras-chaves dos autores, de citação entre os artigos selecionados e de citação entre os periódicos em que os artigos foram selecionados para extrair inferências relevantes do corpo dos artigos.

## 2.3 REVISÃO SISTEMÁTICA

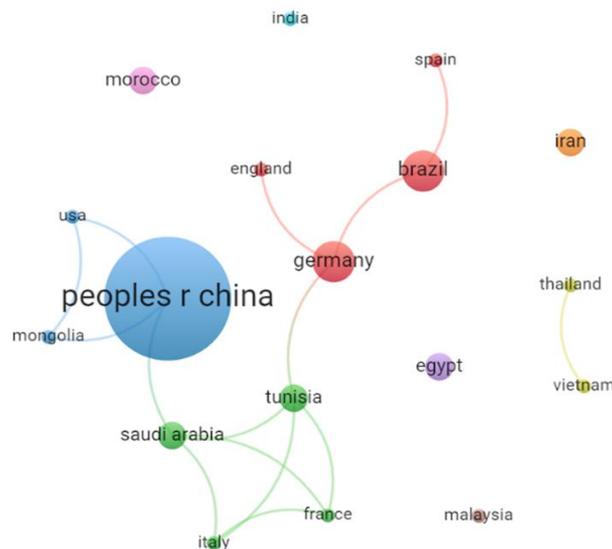
Os dados referentes à publicação foram usados na análise sistemática, apresentando os principais objetivos do trabalho, os metais pesados do estudo e as principais conclusões de cada um dos artigos selecionados.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA

A Figura 1 expõe as redes de coautoria entre os países de origem dos autores. Nesta análise, o tamanho dos círculos representa a quantidade de documentos com autores do respectivo país.

**Figura 1** – Rede de coautoria entre os países dos autores



Fonte: O Autor, 2023

O país com o maior número de artigos com autores nativos é a China, com um total de 9 trabalhos, realizados com autores dos Estados Unidos, Arábia Saudita e Mongólia. Na quantidade de citações acumuladas, o VOSviewer apontou que os trabalhos com pesquisadores chineses apresentaram maior quantidade, totalizando 82 citações. O volume considerável de autores chineses empenhados nessa temática é reflexo do extenso uso da galvanoplastia no país, onde gerados anualmente mais de 10 milhões de toneladas de lodo de galvanoplastia (Yong, Hua e Jianhang, 2021).

A Tunísia foi o país com o maior número de ligações de coautoria (4 ligações) com outros países, com seus autores produzindo artigos juntamente com pesquisadores da Alemanha, Arábia Saudita, Itália e França. Os autores da Tailândia e do Vietnã apenas produziram um artigo entre si: o trabalho de Ho et al. (2023) que tratou do tratamento de

efluentes industriais de alta dureza no Vietnã. Os países Índia, Marrocos, Irã, Egito e Malásia não produziram artigos com pesquisadores de outros países, tendo seus trabalhos realizados apenas com pesquisadores nativos.

A rede de coocorrência das palavras-chaves usadas pelos autores está disposta na Figura 2. O VOSviewer identificou 98 palavras-chaves acumuladas no conjunto dos artigos. Para a nível visual, foi usado um critério de um número mínimo de ocorrência de duas vezes para as palavras-chaves, reduzindo o montante para um total de 12. As palavras-chaves com o maior número de ocorrências foram “wastewater treatment” (6 vezes), adsorption (5 vezes), electrocoagulation (4 vezes), “electroplating wastewater” (4 vezes). O termo “heavy metals removal” foi a palavra-chave que foi usada mais vezes com as demais, tendo ligações com “ion-exchange membrane”, “copper ions”, electrodialysis, electrocoagulation, wastewater e “electroplating wastewater”.

**Figura 2** - Rede de coocorrência das palavras-chaves usadas pelos autores



Fonte: O Autor, 2023

O VOSviewer também gerou a rede de citação entre os artigos encontrados nas bases de dados. Dos 24 artigos, apenas 8 continham ligações de citação, como mostra a Figura 3.

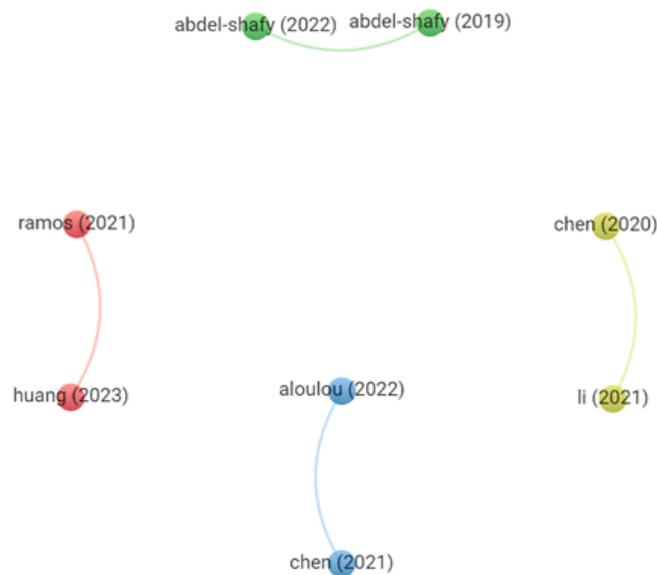
O artigo de Abdel-Shafy et al. (2022) citou o artigo de Abdel-Shafy et al. (2019), formando o cluster de cor verde. O primeiro buscou com o auxílio da eletrocoagulação tratar efluentes de galvanoplastia de resistência elevada, enquanto o segundo usou o processo de eletrocoagulação em meio a cloreto férrico e/ou alumínio, com diferentes eletrodos (alumínio solúvel e carbono solúvel).

No cluster vermelho o trabalho de Ramos et al. (2021) foi citado por Huang et al. (2023). O segundo busca avaliar diferentes alternativas de tratamento para a recuperação de níquel e cobre, enquanto que o primeiro busca separar os íons metálicos da parte líquida do efluente através da dessorção.

O cluster amarelo é composto pela ligação de citação entre Chen et al. (2020) e Li et al. (2021). O primeiro teve como foco o uso de água super-resfriada para a separação da parte sólida da líquida de um efluente através da centrifugação, enquanto que o segundo avaliou um tratamento sulfidogênico à base de enxofre para a recuperação de íons de cobre.

O trabalho de Aloulou et al. (2022) citou o trabalho de Chen et al. (2021), formando o cluster azul. O primeiro buscou definir uma condição otimizada de tratamento para obter a máxima remoção dos metais pesados usando ultrafiltração, enquanto que o segundo teve como foco estudar o uso de uma solução iônica para recuperação de íons de zinco.

**Figura 3** - Rede de rede de citação entre os artigos encontrados nas bases de dados



Fonte: O Autor, 2023

Na Tabela 2 é apresentado a relação dos periódicos originais de cada artigo. A partir disso, é notável o item Membranes que tem 3 artigos publicados. Segundamente, Chemical Engineering Journal com 2 artigos representa o segundo periódico com maior número de artigos publicados. Os demais periódicos apenas apresentaram uma unidade de frequência dos artigos avaliados neste estudo.

**Tabela 2** – Periódicos associados aos artigos publicados

<b>Periódico</b>	<b>Artigos publicados</b>
Membranes	3
Chemical Engineering Journal	2
Separation And Purification Technology	1
Water Practice And Technology	1
Egyptian Journal Of Chemistry	1
Water Research	1
Chemosphere	1
Polymers	1
Journal Of Environmental Engineering	1
Materials Today Communications	1
Resources Conservation & Recycling Advances	1
Materials Research Express	1
Environmental Pollution	1
Water Science And Technology	1
Journal Of Hazardous Materials	1
Desalination And Water Treatment	1
Journal Of Sustainable Metallurgy	1
Environmental Technology	1
Journal Of Environmental Chemical Engineering	1
Journal Of Environmental Management	1
Moroccan Journal Of Chemistry	1

Fonte: O Autor, 2023

### 3.2 REVISÃO SISTEMÁTICA

O Quadro 1 apresenta os objetivos e resultados principais dos artigos além do metal pesquisado avaliado na pesquisa.

**Quadro 1 - Informações dos artigos obtidos**

<b>REFERÊNCIA</b>	<b>OBJETIVO PRINCIPAL</b>	<b>METAL</b>	<b>TECNOLOGIA/ PROCESSO DE TRATAMENTO</b>	<b>PRINCIPAIS RESULTADOS</b>
Chen et al. (2020)	Utilização da tecnologia de produção dinâmica de gelo com água superresfriada (SWDIM) para congelar e cristalizar águas residuais de lavagem de galvanoplastia, seguida por separação centrífuga para separar as fases sólidas e líquidas.	Cobre, níquel e zinco	Adsorção, eletrocoagulação, precipitação química, adsorção, extração, separação por membrana, eletrodeposição	Taxa de remoção de soluto da água derretida do gelo excedeu 90%. Aproximadamente 0,14 vol das águas residuais originais podem ser reutilizadas para o banho de galvanoplastia.
Abdel et al. (2022)	Emprego do processo de eletrocoagulação para tratamento de efluentes de galvanoplastia de alta resistência.	Cobre, níquel e zinco	Eletrocoagulação(co agulação química)	A água tratada final pode ser reutilizada para processos de enxágue na indústria de galvanoplastia e/ou descarga sem qualquer efeito prejudicial ao meio ambiente.
Abdel et al. (2019)	O objetivo do presente estudo é o tratamento de efluentes reais de galvanoplastia. Para este propósito, águas residuais de galvanoplastia sintéticas e reais foram examinadas usando eletrodos de alumínio solúvel e eletrodo de carbono insolúvel juntamente com cloreto férrico e/ou alúmen como coagulantes.	Cobre, níquel e zinco	Eletrocoagulação(co agulação química)	Taxa de remoção atingiu 80%, 76,6% e 93,4% para Zn, Cu e Ni respectivamente e usando eletrodo de carbono e cloreto férrico a taxa de remoção alcançada foi de 81,6%, 77,3% e 94,4. % sucessivamente.
Engstler et al. (2022)	Este estudo apresenta uma abordagem para recuperação e reciclagem direta de metal a partir de água de enxágue simulada, composta por um eletrólito de galvanoplastia utilizado na indústria, utilizando osmose reversa (RO).	Cromo	Osmose reversa	Foi possível depositar camadas de cromo em tons frios sob uma ampla faixa de densidades de corrente relevantes, demonstrando a reutilização do concentrado da água de enxágue obtido por OR.

Li et al.(2021)	Neste estudo, portanto, um sistema de tratamento sulfidogênico à base de enxofre em escala piloto foi recentemente desenvolvido e aplicado para o tratamento de águas residuais de galvanoplastia carregadas de Cu usando esgoto doméstico como fonte de carbono.	Cobre	Tratamento sulfidogênico à base de enxofre	Durante a operação de 175 dias, > 99,9% de Cu <sup>2+</sup> (ou seja, 5.580 e 1.187 mg Cu/L para dois tipos de águas residuais de galvanoplastia) foi removido eficientemente pelo sulfeto de hidrogênio biogênico produzido através da redução de S-0.
Lin et al.(2023)	Neste estudo, o complexo de hidróxido ferroso/férrico (FHC) foi sintetizado para melhorar a eficiência de transferência de elétrons para remoção de Cr (VI); entretanto, o efeito do tipo de intercamada na remoção de Cr (VI) e os possíveis mecanismos de remoção foram bem investigados.	Cromo(IV)	Tratamento com complexo hidróxido ferroso/férrico(FHC).	Experimentos em escala piloto revelaram que o custo químico e o rendimento de lodo durante o processo FHC diminuíram 71,3% e 54,1%, respectivamente, em comparação com aqueles no processo NaHSO <sub>3</sub> .
Badsha et al.(2022)	Utilização de um compósito de hidrogel de dupla função, preparado a partir de um par de compósitos de hidrogel catiônicos e aniônicos através de um método fácil, foi testado em lote e em uma coluna de leito fluidizado para tratar um efluente de galvanoplastia simulado.	Metais catiônicos e aniônicos	Compósito de hidrogel dupla função utilizado em coluna de leito fluidizado	A aplicação do compósito de dupla função em um reator de leito fluidizado tem se mostrado muito promissora para a remoção simultânea de pós-galvanoplastia. metais catiônicos e aniônicos.

Rahman et al.(2020)	Utilização de adsorventes orgânicos para tratamento de efluentes de galvanoplastia. Os adsorventes são derivados de Juta.	Cobalto, cromo, níquel e chumbo.	Adsorção(celulose extraída da juta)	Ambos os ligantes mostraram excelente capacidade de remoção de metais das águas residuais industriais, já que 98% do cobre pode ser removido das águas residuais de galvanoplastia e outros metais (cobalto, cromo, níquel e chumbo) também podem ser removidos até 90%.
Ho et al.(2023)	Utilização de processo integrado em 2 fases (ou seja, experimentos baseados em laboratório e operação no local) com três etapas de tratamento, incluindo processo de oxidação avançada (AOP) relacionado a Fenton, coagulação e filtração por osmose reversa de ferida espiral (SPRO).	Metais pesados	Oxidação avançada( relacionada a FENTON), coagulação e filtração por osmose reversa.	Durante 5 meses de operação na ETAR sob condições efectivas definidas, foi obtida uma elevada eficiência de remoção de DQO superior a 99%. A concentração de metais pesados no efluente atendeu aos níveis de descarga permitidos.
Liang et al.(2023)	Uma produção em massa de haste polimérica unidimensional de Fe/S com 200 nm de diâmetro e 300 nm de comprimento foi desenvolvida sob condições atmosféricas com FeCl <sub>3</sub> e Na <sub>2</sub> S/NaOH para tratamento de efluentes de galvanoplastia.	Zinco, cobre.	Utilização de haste polimérica unidimensional.	As hastes longas mostraram eficiências superiores de remoção de Zn/Cu (quase 100%) de águas residuais reais de galvanoplastia, em comparação com hastes curtas e outros reagentes, por exemplo, dietilditiocarbamato e sulfato férrico polimérico.

Huang et al.(2023)	A recuperação de metal de águas residuais de galvanoplastia apresenta uma abordagem alternativa promissora para a aquisição de recursos de Cu/Ni, aliviando a escassez tradicional de mineração mineral. Este artigo analisa diversas tecnologias de recuperação de metal, incluindo adsorção, eletrocoagulação, precipitação química, adsorção de resina, extração, separação por membrana e eletrodeposição.	Metais pesados	Adsorção, eletrocoagulação, precipitação química, adsorção	Consequentemente, uma avaliação abrangente do impacto ambiental da recuperação de metais provenientes de águas residuais de galvanoplastia poderia ser feita através da avaliação do ciclo de vida, sublinhando a importância da reutilização neste processo.
Moheseni-Bandpei et al.(2019)	O objetivo deste trabalho foi avaliar a propriedade de adsorção de um adsorvente sintetizado por ultrassom preparado a partir de pedras de tâmaras para eliminação de íons cobre de solução aquosa.	Cobre(II)	Adsorção	A concentração de cobre de 40 mg L <sup>-1</sup> foi completamente removida na dosagem do adsorvente de 3 g L <sup>-1</sup> e no tempo de contato do 30 minutos. Observou-se que o estudo de equilíbrio está em conformidade com o modelo de Langmuir ( $R^2 = 0,997$ e $q_{max} = 188,67 \text{ mg g}^{-1}$ ).
Kaur et al.(2019)	Nanocompósito mesoporoso de nanopartículas de MgFe <sub>2</sub> O <sub>4</sub> (NPs) e óxido de grafeno (GO) foi sintetizado usando método de sonicação fácil. Seu potencial foi testado para remoção de íons Ni (II) e Pb (II) da água.	Níquel(II) e chumbo(II)	Adsorção	Além do maior potencial de adsorção do compósito nanofabricado, suas propriedades magnéticas são vantajosas na utilização de nanocompósitos carregados de metal para ciclos de adsorção-dessorção para reutilização.

Riahi et al.(2022)	O presente estudo examina a aplicação de floculantes de mucilagem de cacto cladódio (CCM) para desengorduramento químico alcalino a quente, tratamento e reutilização de águas residuais por galvanoplastia de Zn (WWTR).	Alcalinidade e, zinco*	Floculação	A eficiência total de remoção de alcalinidade atingiu 95,8% .
Aloulou et al(2022)	Este trabalho tem como objetivo determinar as condições otimizadas de ultrafiltração para tratamento de efluentes industriais carregados com petróleo e metais pesados gerados em uma indústria de galvanoplastia para reaproveitamento de água no processo industrial.	Chumbo, zinco e cobre	Ultrafiltração	Os resultados da análise de variância (ANOVA) mostraram que a remoção de DQO e o fluxo de permeado foram significativos, pois apresentaram bons coeficientes de correlação de 0,985 e 0,901, respectivamente.
Tao et al.(2022)	Neste trabalho, diferentes nanoestruturas de Bi <sub>2</sub> S <sub>3</sub> foram preparadas a partir de vários precursores de sulfeto simples e duplos através de um método solvotérmico. Verificou-se que nanoestruturas Bi <sub>2</sub> S <sub>3</sub> preparadas a partir de precursores duplos de enxofre de L-cisteína e sulfeto de amônio exibiram maior capacidade de remoção de Cr (VI) com capacidade máxima de remoção de Cr (VI) de 148,95 mg/g em solução de Cr (VI) (pH = 2) .	Cromo IV	Precipitação	Este trabalho não apenas demonstrou nanomateriais altamente eficientes para a remoção de Cr (VI) em águas residuais de galvanoplastia industrial, mas também forneceu uma visão sobre a influência dos componentes nas águas residuais na remoção de Cr (VI).

Benalla et al.(2021)	investigar a remoção de metais pesados de banhos de enxágue por DE. Dois pares de membranas de troca iônica foram testados ACS/CMX e AXE/CMX. Utilizando o par selecionado de membranas de troca iônica (CMX/AXE), é realizado o tratamento por ED de mistura de todos os banhos de enxágue, águas residuais de latão carregadas com cobre, prata, níquel.	Cobre, níquel e prata	Membranas, eletrodialise, nano filtração e osmose reversa	A remoção de 98%, 95%, 97% de cobre, níquel e prata é alcançada respectivamente.
Ramos et al.(2021)	Utilização de uma técnica de adsorção para separar os íons metálicos do efluente e recuperá-los por dessorção. Para que o processo fosse mais interessante ambientalmente, um resíduo sólido da agroindústria foi utilizado como adsorvente: o pó da casca do maracujá.	Cobre, níquel e zinco	Eletrodialise	Foi possível recuperar mais de 99% de Zn <sup>2+</sup> e Ni <sup>2+</sup> e 45% de Cu <sup>2+</sup> utilizando eluente ácido.
Favero et al.(2022)	Os efluentes galvânicos são compostos por uma ampla gama de metais pesados, necessitando de tratamento adequado para remoção desses contaminantes e para atender aos limites estabelecidos pelos órgãos ambientais. Considerando este aspecto, o presente estudo teve como principais objetivos: (i) avaliar a eficiência da eletrocoagulação (CE) no tratamento de um efluente galvânico, com a finalidade de remover Cr, Cu, Mn, Ni totais e (ii) reaproveitar o lodo gerado para produção de pigmentos inorgânicos.	Cromo, cobre, manganês e níquel totais.	Eletrocoagulação	Foram removidos 96,94% de Mn, 97,63% de Cu e 99,99% de Cr e Ni totais, permitindo atender aos limites previstos em Resolução CONAMA 430/2011.

Huang et al.(2022)	Utilização de tecnologias disponíveis para a remoção eficaz de íons metálicos específicos em vez de íons metálicos inteiros em efluentes. Aqui, uma nova estratégia de tratamento de resíduos com resíduos é proposta usando águas residuais de metalização contendo Zn(II) para preparar compósito Luffa 3D cilíndrico (LC) / ZIFs heterogêneos (h-ZIF-8) (LC/h-ZIF-8) para degradação fotocatalítica de poluentes orgânicos (Nitrofurazona (NFZ), Azul de metileno (MB), Rodamina B (RhB) e Vermelho Congo (CR)) e águas residuais com corantes mistos.	(Nitrofurazona (NFZ), Azul de metileno (MB), Rodamina B (RhB) e Vermelho Congo (CR))	Degradação fotocatalítica	A estratégia concretizou o tratamento eficiente de águas residuais de galvanoplastia, reutilização expedita de íons metálicos e remoção de contaminantes orgânicos. Além disso, investigações sobre o desempenho da ciclagem indicaram a estabilidade fotocatalítica e fácil separação da água.
Chen et al.(2021)	Utilização de um bis(trifluorometilsulfonil)imida de betaíneo líquido iônico personalizado ([Hbet][Tf2N]), um complexo multinuclear de zinco de $[Zn-4(bet)(10)(H_2O)(2)][Tf_2N](8)$ (Zn-Bet-Tf2N) foi sintetizado através de uma reação de complexação de um único recipiente para tratamento de águas residuais de galvanoplastia através de processos FO.	Zinco	Osmose direta	Zn-Bet-Tf2N é facilmente separado da água após FO através de extração com solvente. Sem entrada de energia ou subprodutos, a reciclagem de Zn-Bet-Tf2N é mais prática do que a de outros solutos de extração já relatados. Resultados reproduzíveis são obtidos quando o Zn-Bet-Tf2N reciclado é reutilizado em processos FO. Estas descobertas sugerem que o sistema FO facilitado por Zn-Bet-Tf2N pode alcançar alta eficiência de recuperação de água, alta seletividade e sustentabilidade no tratamento de águas residuais contendo zinco.

<p>Hosseinkhani et al.(2020)</p>	<p>Neste estudo, o sulfato de celulose foi sintetizado através da sulfonação do algodão e o polipirrol foi revestido na superfície das fibras. Em seguida, avaliou-se a proporção ótima de pirrol para sulfato de celulose e avaliaram-se as propriedades físicas, químicas e morfológicas do compósito por meio de análise FESEM, EDS, FTIR, BET e TGA. Além disso, a adsorção de cromo hexavalente utilizando o adsorvente compósito foi estudada pelos resultados de experimentos planejados com a técnica de Box-Behnken para avaliar o efeito do pH, tempo de contato, dose de adsorvente e concentração inicial de cromo hexavalente e otimizar o processo de adsorção.</p>	<p>Cromo VI</p>	<p>Adsorção</p>	<p>A porcentagem de remoção foi de 99,9% nas condições ótimas (dose de adsorvente, 4 g L<sup>-1</sup>; concentração inicial de Cr(VI), 200 mg L<sup>-1</sup>; valor de pH, 2; tempo de contato, 200 min). Consequentemente, o adsorvente sintetizado é eficiente devido à alta eficiência da porcentagem de remoção de cromo hexavalente do efluente de galvanoplastia (99,87%).</p>
----------------------------------	---	-----------------	-----------------	--

Santana Barros et al.(2020)	Assim, avaliamos o tratamento de águas residuais isentas de cianeto da indústria de galvanoplastia de latão com EDTA como agente complexante por eletrodiálise, visando à recuperação de água e soluções concentradas para reúso. Os testes de eletrodiálise foram realizados em condições sublimitantes e superlimitantes.	Cobre e zinco	Eletrodiálise	Estes fenómenos excessivamente limitantes foram responsáveis pela melhoria da percentagem de extracção e da concentração percentual, uma vez que na pilha de electrodiálise aqui utilizada, os compartimentos de concentrado de espécies catiónicas e aniónicas estavam ligados ao mesmo reservatório. Estudos cronopotenciométricos mostraram que os vórtices electroconvectivos minimizaram a incrustação/incrustação em ambas as membranas. A eletrodiálise na condição superlimitante pareceu ser mais vantajosa devido à dissociação da água e à electroconvecção.
Jerroumi et al.(2019)	Neste trabalho foram realizados testes de CE em um efluente industrial proveniente de um banho de galvanoplastia. O objetivo é eliminar o Níquel e reaproveitar a água purificada para outras necessidades da empresa. Para tanto, procedeu-se à otimização dos parâmetros operacionais que atuam na eficiência do EC como tensão elétrica, material do eletrodo, velocidade de agitação e distância intereletrodos.	Níquel	Eletrocoagulação	A eficiência de remoção de níquel é de aproximadamente 78%

Fonte: O Autor, 2023

A partir dos dados do Quadro 1, é constatado que cobre e zinco foram os íons que mais foram estudados pelos trabalhos, estando presentes em 10 artigos cada. O tratamento de águas

residuárias com níquel e cromo também foi avaliado com uma frequência considerável, tendo 8 e 6 ocorrências, respectivamente. Além disso, foram identificados 13 tipos de tratamento, onde se destacaram a adsorção, tratamento combinado e a eletrocoagulação química, sendo usados em 4 documentos cada.

#### 4 CONCLUSÃO

Diante das análises realizadas neste capítulo, é notável o empenho dos pesquisadores na busca de avaliar tanto o desempenho de técnicas já existentes de tratamento, quanto de técnicas novas ainda em fase de teste. Além disso, o uso de técnicas combinadas durante o tratamento dos efluentes do processo de galvanoplastia tem se mostrado uma alternativa para melhor eficiência da qualidade final da água residuária.

O cobre e o zinco se apresentaram como os íons mais estudados pelos trabalhos no tratamento de efluentes de galvanoplastia, tendo o níquel e o cromo também como metais bastante presentes nos trabalhos. Para trabalhos futuros, é recomendado que novas pesquisas avaliando o tratamento de íons não tão usuais, como é o caso da prata e do cobalto, tanto a avaliação da aplicação de tratamentos já conhecidos, quanto o desenvolvimento de novos que consigam uma eficiência de tratamento superior.

#### REFERÊNCIAS

ABDEL-SHAFY, Hussein I. et al. Tratamento de efluentes de galvanoplastia industrial para remoção de metais via reatores de fluxo contínuo por eletrocoagulação. **Prática e Tecnologia da Água**, v. 2, pág. 555-566, 2022.

ABDEL-SHAFY, Hussein Ibrahim et al. Treatment of industrial electroplating wastewater by electrochemical coagulation using carbon and aluminum electrodes. *Egyptian Journal of Chemistry*, v. 62, n. Special Issue (Part 1) **Innovation in Chemistry**, p. 383-392, 2019.

ALGUACIL, Francisco José et al. Removal of Pb<sup>2+</sup> in wastewater via adsorption onto an activated carbon produced from winemaking waste. **Metals**, v. 8, n. 9, p. 697, 2018.

ALOULOU, Hajer et al. Statistical simulation, a tool for the process optimization of oily wastewater by crossflow ultrafiltration. **Membranes**, v. 12, n. 7, p. 676, 2022.

ARAUJO, M. P. de; SANTOS, A. F. de M. S.; TAVARES, R. G. Aspectos associados à promoção da sustentabilidade na indústria têxtil: estudo bibliométrico e análise de tendências. **Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 16, n. 2, p. 477–502, 2023.

BADSHA, Mohammad AH; LO, Irene MC. Composto de hidrogel de dupla função para remoção de metais catiônicos e aniônicos pós-galvanoplastia: um estudo de praticidade. **Quimosfera**, v. 291, pág. 133068, 2022.

BARROS, Kayo Santana et al. Treatment of cyanide-free wastewater from brass electrodeposition with edta by electrodialysis: Evaluation of underlimiting and overlimiting operations. **Membranes**, v. 10, n. 4, p. 69, 2020.

BASHIR, Arshid et al. Removal of heavy metal ions from aqueous system by ionexchange and biosorption methods. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, n. 2, p. 729-754, 2019

BENALLA, Soukayna et al. Feasibility of electrodialysis in heavy metals removal from brassware wastewaters. **Desalin. Water Treat**, v. 240, p. 106-114, 2021.

CALLE, Daniela et al. Metais pesados e identificação de bactérias cultiváveis no antigo aterro sanitário de Navarro, Santiago de Cali, Valle Del Cauca, Colômbia. **Revista Multidisciplinar de Educação e Meio Ambiente**, v. 1, n. 1, p. 121-121, 2020.

CHEN, Rongzhen et al. A novel multinuclear zinc complex  $Zn-Bet-Tf_{2}N$  for electroplating wastewater treatment using forward osmosis technique. **Chemical Engineering Journal**, v.404, p. 126569, 2021.

CHEN, Dong et al. Treatment of electroplating wastewater using the freezing method. **Separation and Purification Technology**, v. 234, p. 116043, 2020.

DONGXU, Liang et al. Radial growth of polymeric Fe/S rods for improving removal of Cu/Zn from real electroplating wastewater. **Materials Today Communications**, v. 35, p. 105948, 2023.

ENGSTLER, Roxanne et al. A reverse osmosis process to recover and recycle trivalent chromium from electroplating wastewater. **Membranes**, v. 12, n. 9, p. 853, 2022.

FAVERO, Bruno Matheus et al. Treatment of galvanic effluent through electrocoagulation process: Cr, Cu, Mn, Ni removal and reuse of sludge generated as inorganic pigment. **Environmental Technology**, v. 43, n. 20, p. 3107-3120, 2022.

FOONG, Choi Yee; WIRZAL, Mohd Dzul Hakim; BUSTAM, Mohamad Azmi. A review on nanofibers membrane with amino-based ionic liquid for heavy metal removal. **Journal of Molecular Liquids**, v. 297, p. 111793, 2020.

RAHMAN, Md Lutfor et al. Polymer ligands derived from jute fiber for heavy metal removal from electroplating wastewater. **Polymers**, v. 12, n. 11, p. 2521, 2020.

HO, Ngo Anh Dao; NGUYEN, Van Hieu; BABEL, Sandhya. Application of Integrated Technologies for the Treatment of High-Strength Industrial Wastewater in Vietnam. **Journal of Environmental Engineering**, v. 149, n. 10, p. 04023067, 2023.

HOSSEINKHANI, Alireza; RAD, Bahar Forouzesh; BAGHDADI, Majid. Efficient removal of hexavalent chromium from electroplating wastewater using polypyrrole coated on cellulose sulfate fibers. **Journal of Environmental Management**, v. 274, p. 111153, 2020.

HUANG, Xiangbin; SHI, Xiaonan; ZENG, Huabin. How Far Does the Copper/Nickle Recovery from the Practical Application in the Electroplating Wastewater?. **Resources, Conservation & Recycling Advances**, p. 200170, 2023.

INNOCENZI, Valentina et al. Case study on technical feasibility of galvanic wastewater treatment plant based on life cycle assessment and costing approach. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 6, p. 104535, 2020.

JUAN Yin, CHAOBING Deng, ZHEN Yu, XIAOFEI Wang, GUIPING Xu. Effective removal of Lead ions from aqueous solution using nano Illite/Smectite clay: isotherm, kinetic, and thermodynamic modeling of adsorption **Water**, 10 (210) (2018).

JÚNIOR, Wilson Ramos Aragão; DE OLIVEIRA JÚNIOR, Antônio Italey. Internet das coisas na gestão de resíduos sólidos: revisão sistemática com análise bibliométrica da literatura: systematic review with bibliometric analysis of the literature. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 6, n. 3, p. 194-209, 2021.

KAUR, Navneet; KAUR, Manpreet; SINGH, Dhanwinder. Fabrication of mesoporous nanocomposite of graphene oxide with magnesium ferrite for efficient sequestration of Ni (II) and Pb (II) ions: Adsorption, thermodynamic and kinetic studies. **Environmental pollution**, v. 253, p. 111-119, 2019.

LI, Guibiao et al. A pilot-scale sulfur-based sulfidogenic system for the treatment of Cu-laden electroplating wastewater using real domestic sewage as electron donor. *Water Research*, v. 195, p. 116999, 2021.

LIN, Xiaoqing et al. Remoção altamente eficiente de cromo hexavalente de águas residuais de galvanoplastia por complexo de hidróxido ferroso/férrico: do estudo em escala de laboratório a em escala piloto. **Revista de Engenharia Química**, v. 140429, 2023.

LONGO, Regina Márcia et al. Atributos químicos e metais pesados em solos de remanescentes florestais urbanos. **Cerrados**, v. 18, n. 2, p. 183-207, 2020.

MOHSENI-BANDPEI, Anoushiravan; RAMAVANDI, Bahman; KAFAEI, Raheleh. Performance of ultrasonic-assisted synthesis of date stones activated carbon for copper ions removal from aqueous media and electroplating wastewater. **Materials Research Express**, v. 6, n. 11, p. 116503, 2019.

NGALA, Stenelvie et al. Investigation of electrocoagulation on the removal of nickel in waste water from an electroplating bath using aluminium and iron electrodes. **Moroccan Journal of Chemistry**, v. 7, n. 4, p. 7-4 (2019) 727-738, 2019.

PAGE, Matthew J. et al. PRISMA 2020 explanation and elaboration: updated guidance and exemplars for reporting systematic reviews. **bmj**, v. 372, 2021.

RAMOS, Bianca de Paula et al. Metal recovery from multi-elementary electroplating wastewater using passion fruit powder. **Journal of Sustainable Metallurgy**, v. 7, p. 1091-1101, 2021.

RIAHI, Khalifa et al. Avaliação da aplicação de floclantes de mucilagem de cacto cladódio para tratamento e reúso de águas residuárias de desengorduramento químico a quente de galvanoplastia: eficiência de processo e estabilidade de armazenamento. **Ciência e Tecnologia da Água**, v. 5, pág. 938-949, 2022.

RODRÍGUEZ, R. et al. Life cycle assessment and techno-economic evaluation of alternatives for the treatment of wastewater in a chrome-plating industry. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 2351-2362, 2018.

SHRESTHA, Rakesh et al. Technological trends in heavy metals removal from industrial wastewater: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 105688, 2021.

TAO, Xiong et al. Remoção altamente eficiente de Cr (VI) de águas residuais de galvanoplastia industrial sobre nanoestruturas Bi<sub>2</sub>S<sub>3</sub> preparadas por precursores duplos de enxofre: insights sobre o efeito de promoção de íons sulfato. **Jornal de Materiais Perigosos**, v. 424, p. 127423, 2022.

YONG, Yu; HUA, Wang; JIANHANG, Hu. Co-treatment of electroplating sludge, copper slag, and spent cathode carbon for recovering and solidifying heavy metals. **Journal of Hazardous Materials**, v. 417, p. 126020, 2021.

## **CAPÍTULO 3 – AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTOS FÍSICO-QUÍMICOS PARA EFLUENTES GERADOS EM INDÚSTRIA DE GALVANOPLASTIA**

### **1 INTRODUÇÃO**

O processo de galvanoplastia, apesar de fundamental em diversas indústrias, apresenta diversos desafios sob o ponto de vista ambiental, destacando-se a geração significativa de efluentes complexos e contaminantes que, se inadequadamente tratados, representam uma ameaça considerável ao meio ambiente. A presença desses poluentes torna imperativa a implementação de estratégias eficazes para o tratamento de efluentes, a fim de mitigar impactos adversos no meio ambiente.

Nesse contexto, os processos físico-químicos de precipitação química, coagulação e adsorção surgem como alternativas promissoras para a remoção eficiente de contaminantes presentes nos efluentes da galvanoplastia.

A técnica de precipitação química consiste na adição de compostos que alteram o pH do meio que contém os metais, causando a precipitação dessas espécies pela transformação dos mesmos em espécies inativas, evitando assim sua solubilização no meio líquido, para quantificação por diferença de massa antes e após a secagem (Hashim et al., 2011).

A coagulação é um processo comumente utilizado no tratamento de efluentes de galvanoplastia para remover contaminantes metálicos, como íons metálicos pesados, que são comuns nesses efluentes. No tratamento de efluentes de galvanoplastia, a coagulação é frequentemente combinada com a floculação para remover esses contaminantes de forma eficaz (Vaz et al., 2010).

A adsorção se apresenta também como uma técnica eficaz para remover os contaminantes dos efluentes gerados em processos de galvanoplastia, a partir da utilização de materiais adsorventes que capturam e retêm os poluentes. O processo de adsorção para tratamento de efluentes de galvanoplastia geralmente envolve a passagem do efluente contaminado por um leito de material adsorvente, onde os contaminantes são retidos pela superfície do adsorvente (Ramos et al., 2019).

Porém, em muitos cenários verifica-se a ausência de tratamentos de efluentes em indústrias de galvanoplastia, o que pode resultar em diversos problemas ambientais e de saúde pública. Portanto, é fundamental que as indústrias de galvanoplastia implementem sistemas

eficazes de tratamento de efluentes para minimizar os impactos. Sendo assim, este capítulo apresenta um estudo que objetivou avaliar a eficiência de tratamentos físico-químicos de precipitação química, coagulação e adsorção aplicados a efluentes gerados em processos de uma indústria de galvanoplastia.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 CARATERIZAÇÃO DO ESTUDO DE CASO

O estudo foi realizado em indústria de galvanoplastia de médio porte, que desenvolve atividade de fabricação de objetos metálicos para os segmentos da confecção de roupas e sapatos, localizada no Polo de Desenvolvimento Sustentável do Agreste-PDSA - MODULO II, Distrito Industrial de Caruaru.

Na unidade industrial analisada os processos fabris podem ser divididos nas seguintes etapas: design de peças, vulcanização (ou injeção automática), injeção por centrifugação, tamboreamento (decapagem mecânica), polimento, galvanização, secagem e embalagem conforme Figura 4.

**Figura 4** - Fluxograma da indústria galvânica



Fonte: Autor, 2023

O design é a fase em que são desenhadas e concebidas as peças que serão produzidas posteriormente. Após essa etapa as peças podem ser concebidas ou pelo processo de

vulcanização ou através da injeção automática. Na vulcanização são feitos os moldes das peças em formas de borracha, chamadas de matrizes. Em seguida acontece a etapa de injeção por centrifugação. Nessa etapa o ZAMAC é derretido a 480°C e entra na matriz de borracha, preenche as formas das peças através da centrifugação. É utilizado o ZAMAC 8.

No caso da injeção automática o ZAMAC é derretido e entra nas matrizes de aço. É utilizado o ZAMAC 5.

No tamboreamento as peças que vem com rebarbas ou pequenos ressaltos são introduzidas na máquina a fim de eliminar as superfícies irregulares através de processo mecânico onde as peças são “batidas” à seco.

Quanto ao polimento as peças são desgastadas para uniformizá-las. Em determinadas situações e dependendo do estado das peças não é necessário a utilização do tamboreamento, ficando apenas o polimento. Nesse processo são utilizados chips de poliéster que possuem a função abrasiva, são colocados na máquina vibratória com as peças em ZAMAC (liga metálica composta principalmente por zinco) onde ocorre também a dosagem periódica de água a fim de auxiliar na remoção das impurezas.

Na galvanização, as peças passam pelo processo de banhos através da eletrólise. O processo é composto pela peça em ZAMAC e adicionada a solução de ácido muriático à 10% além do banho de cobre. As peças passam pelo mesmo processo até chegar no banho de cobre. Depois, é escolhido o tipo de revestimento que se pretende conferir as peças: normalmente são banhos de níquel, latão, ouro velho e dourado. Por fim, as peças passam pelos processos de secagem e embalagem.

Na etapa de Metalização, as peças após a etapa de niquelação podem receber um verniz colorido resistente à oxidação. Essa etapa é demandada de acordo com a exigência de mercado. Ao fim é conferido um aspecto mais brilhante as peças.

Nas etapas de polimento e galvanoplastia (Figura 4) estão englobados os processos em que ocorrem geração de efluentes líquidos.

Nos banhos de galvanização existe uma peculiaridade visto que como os banhos são mais onerosos, a indústria reaproveita cada banho até que fique saturado. Dessa forma, não há o descarte frequente desses efluentes contribuindo para uma menor geração de efluentes tanto em relação ao volume bem como menor quantidade de efluente contendo metais pesados para serem tratados na estação de tratamento.

No processo industrial existente foram identificadas duas etapas onde ocorre a geração de efluentes: polimento e galvanoplastia. Nos períodos em que a produção da fábrica está em

pico a vazão de efluentes produzidos na etapa de polimento é o maior gerador de efluentes e consequentemente onde ocorre o maior impacto ambiental.

## 2.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES

O efluente utilizado neste estudo foi obtido na indústria anteriormente caracterizada, que desenvolve atividade de fabricação de objetos metálicos para os segmentos da confecção de roupas e sapatos.

Os procedimentos de coleta e caracterização dos efluentes, assim como os de armazenamento e preservação das amostras e as análises físico-químicas realizadas, seguiram as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

Para a caracterização dos efluentes brutos foram considerados os parâmetros e métodos descritos a seguir (Tabela 3).

**Tabela 3 – Parâmetros de caracterização dos efluentes**

Parâmetro	Método - Referência (Apha, 2017)
Cor	2120 D
Turbidez	2130 B
DQO	5220 D
Série de sólidos totais	2540 C
pH	4500-H+B
Condutividade elétrica	2F10B
Metais	ICP - OES

Fonte: O Autor, 2023

## 2.3 ESTUDOS DE TRATABILIDADE DOS EFLUENTES

### 2.3.1 Ensaios de precipitação química

O ensaio de precipitação química foi realizado utilizando-se dois agentes precipitantes: Carbonato de sódio à 0,1% (1.000 mg/L); e Hidróxido de sódio à 0,1% (1.000 mg/L).

Os ensaios foram realizados em triplicata, onde em cada Erlenmeyer foram adicionados 100 ml de efluente. As concentrações dos precipitantes foram definidas de acordo com o agente utilizado, sendo que, para o carbonato de sódio considerou-se as concentrações

de 20 e 30 mg/L, e para o hidróxido de sódio, considerou-se as concentrações de 40 e 50 mg/L. As amostras foram analisadas, também, de acordo com o tempo de contato, considerando os tempos de coleta de 20, 40 e 60 minutos, conforme configuração experimental apresentada a seguir (Tabela 4).

**Tabela 4** – Configuração experimental do ensaio de precipitação química

Agente precipitante	Concentração	Tempo de coleta (min)	Tratamento	Réplicas	Nº Amostragem
Carbonato de Sódio	20 mg/L	20	T1 = C1T20	3	36
		40	T2 = C1T40		
		60	T3 = C1T60		
	30 mg/L	20	T4 = C2T20		
		40	T5 = C2T40		
		60	T6 = C2T60		
Hidróxido de Sódio	40 mg/L	20	T7 = C1T20		
		40	T8 = C1T40		
		60	T9 = C1T60		
	50 mg/L	20	T10 = C2T20		
		40	T11 = C2T40		
		60	T12 = C2T60		

Fonte: O Autor, 2023

Os ensaios de precipitação química foram realizados no Equipamento Shaker, sob agitação constante de 100 rpm. Após o ensaio, o precipitado foi separado do efluente por filtração. A caracterização do efluente tratado se deu a partir da análise da eficiência do tratamento considerando os parâmetros de DQO e teor de Zn, Cu e Ni.

### 2.3.2 Ensaio de coagulação/floculação

O ensaio de coagulação/floculação foi realizado por meio Jar-Test, procedimento amplamente utilizado para determinar a dosagem ideal de coagulantes para o tratamento de água e efluentes.

Para o processo dos ensaios de coagulação/floculação foram utilizados dois tipos de coagulantes químicos inorgânicos: Sulfato de Alumínio (1%); e Policloreto de Alumínio – PAC (15%). A escolha desses coagulantes se deu devido à facilidade de aplicação no contexto Da área de estudo, além de serem observados, na literatura, resultados satisfatórios e melhorias consideráveis na qualidade do efluente tratado por meio desses processos. A concentração dos coagulantes variou em faixas de 100, 150, 200, 250, 300 e 350 mg/L, para ambos.

O ensaio e as condições operacionais do Jar-Test foram definidos de acordo com a NBR 12.216 (ABNT, 1992). Em cada ensaio utilizou-se 500 mL de efluente bruto por recipiente do Jar-Test. Segundo a NBR 12.216, os gradientes de velocidade da coagulação devem estar compreendidos entre  $10 \text{ s}^{-1}$  e  $700 \text{ s}^{-1}$ , e da floculação deve estar entre  $10 \text{ s}^{-1}$  e  $70 \text{ s}^{-1}$ . Já para a etapa de mistura lenta, deve ser previsto gradiente de velocidade máximo de  $70 \text{ s}^{-1}$  e mínimo de  $10 \text{ s}^{-1}$ . Sendo assim, os parâmetros para a realização dos testes de coagulação/floculação foram definidos de acordo com a normativa supracitada e utilizados conforme relação entre gradiente de velocidade e rotação para o Jar-Test (Tabela 5).

**Tabela 5** – Parâmetros do Jar Test - Ensaio de coagulação

<b>Etapa</b>	<b>Gradiente de Velocidade</b> ( $\text{s}^{-1}$ )	<b>Velocidade</b> (rpm*)	<b>Tempo</b> (s)
Mistura rápida	200	150	60
Mistura lenta 1	50	60	1.800 (30')
Mistura lenta 2	20	30	900 (15')
Decantação	-	-	1.200 (20')

Fonte: O Autor, 2023

Após a etapa de decantação, as amostras foram coletadas e filtradas para a análise dos parâmetros. A partir da realização dos testes, as amostras obtidas foram submetidas a análises para avaliar as eficiências dos tratamentos aplicados e as características do efluente tratado. A avaliação da eficiência dos tratamentos considerou os parâmetros de cor e turbidez, comparando-se as características do efluente tratado em relação ao efluente bruto. Todas as amostras foram analisadas em triplicata para a determinação de resultados médios estatisticamente confiáveis.

### 2.3.3 Ensaios de Adsorção

Este ensaio foi realizado com um adsorvente, carvão ativado comercial (141-S) - CA, fornecido pela empresa CARBOMAFRA S.A. O carvão ativado foi caracterizado por Galvão (2020).

Para fins de pesquisa foram selecionadas duas granulometrias diferentes para os ensaios de bancada. Por questões de otimização do tempo e considerando que o carvão escolhido já estava caracterizado, optou-se por testar em granulometrias variadas para observar qual dessas gerou melhor resultado quanto a remoção dos metais e demais parâmetros. Carvão ativado em pó (C.A.P.) classificado numa peneira de 30 micra e

granulado (C.A.G.) classificado numa peneira de 100 micra, utilizando-se a amostra do efluente bruto.

Antes do início dos ensaios de adsorção foi realizada a lavagem dos carvões com água morna e posteriormente colocados para secagem. A finalidade desse procedimento é a ativação do carvão para obtenção de melhores resultados nos testes.

De acordo com a caracterização do carvão ativado por Galvão (2020) o pHPCZ é de 7,2. E considerando que o efluente testado já estava na mesma faixa de pH não foi necessário ajustá-lo.

Após as etapas de preparo do adsorvente foi realizado o estudo de equilíbrio de adsorção. Foram utilizados Erlenmeyer de 250ml contendo 100 ml do efluente e o adsorvente na faixa de concentração de 50, 100 e 200 mg/L com as massas prefixadas. A agitação foi mantida em 150 rpm em agitador rotativo, shaker marca Tecnal modelo TE-424. O tempo de agitação variou de 5 à 120 minutos, e o pH foi mantido superior ao pH<sub>pzc</sub> dos carvões.

Após o ensaio, as amostras foram filtradas em papel qualitativo para separação do adsorvente do adsorvato e analisada os parâmetros DQO e concentração de Cu, Ni e Zn. O ensaio determinou o melhor adsorvente e a massa para a melhor remoção dos parâmetros supracitados.

#### **2.3.4 Análise dos Dados**

Os dados foram processados e submetidos a uma análise de variância (ANOVA), seguida de um teste de comparação entre médias (teste de Tukey). A comparação entre todas as amostras foi realizada para os resultados de precipitação, coagulação e DQO da adsorção. Já para a análise dos dados de adsorção dos metais, esses foram comparados em grupos separados por cada tempo.

### **3 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### **3.1 CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES GERADOS NOS PROCESSOS**

Através das medições de vazão identificou-se que são gerados 3,0 m<sup>3</sup>/dia de efluentes somente nesse processo. Quanto à galvanoplastia, os banhos utilizados nas peças são aproveitados até a saturação e por esse motivo não há o descarte frequente de efluentes.

Os efluentes brutos apresentaram as características, conforme Tabela 6 a seguir.

**Tabela 6 – Caracterização do efluente bruto**

<b>Parâmetros</b>	<b>Resultado</b>	<b>Desvio padrão</b>
pH	7,73	±0,15
Turbidez (NTU)	167,67	±2,08
Acidez (mg/L)	10,67	±01,15
Cloreto (mg/L)	0,02	±0,00
Dureza Total (mgCaCO <sub>2</sub> /L)	629,33	±12,70
Dureza de Cálcio (mgCaCO <sub>2</sub> /L)	83,33	±1,15
Dureza de Magnésio (mgCaCO <sub>2</sub> /L)	546,00	±13,86
Cor(mg PT/Co)	1415,66	±87,14
DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	284,94	±51,14
Sólidos totais (mg/L)	886,47	±38,45
Sólidos fixos (mg/L)	586,91	±47,58
Sólidos voláteis (mg/L)	299,56	±69,10
Condutividade elétrica (mS)	208,57	±3,36
Cu (mg/L)	4,3	±0,00
Ni (mg/L)	0,2	±0,00
Zn (mg/L)	172,85	±0,26

Fonte: O Autor, 2023

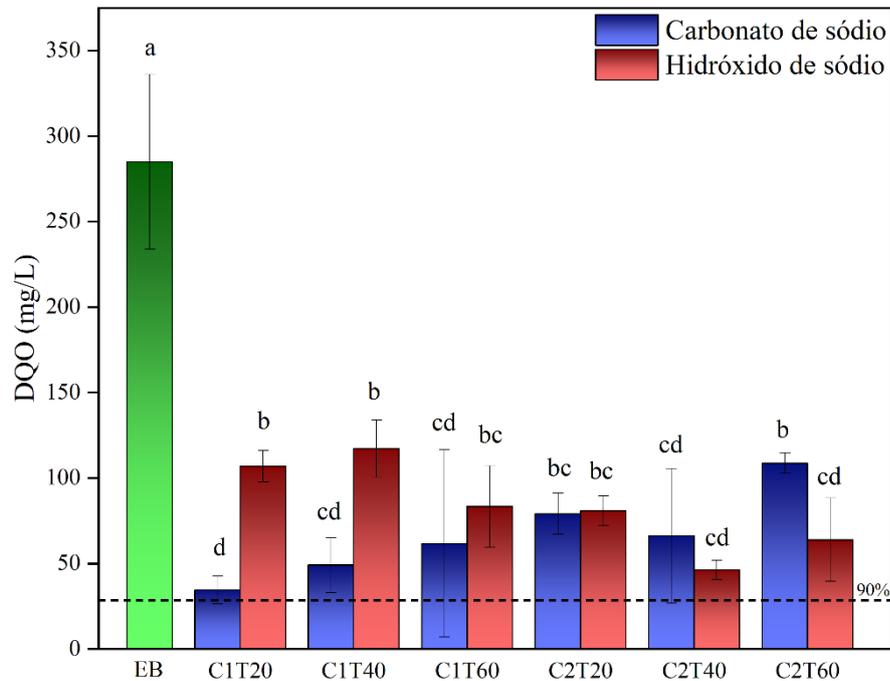
## 3.2 AVALIAÇÃO DOS TRATAMENTOS

### 3.2.1 Ensaios de precipitação

A demanda química de oxigênio (DQO) quantifica a quantidade de matéria orgânica presente em uma amostra de água ou efluente. Ela é frequentemente utilizada para avaliar a eficiência dos processos de tratamento de águas residuais. A precipitação é uma etapa comum nesses processos, em que agentes químicos como carbonato de sódio e hidróxido de sódio são frequentemente empregados para remover íons metálicos e compostos orgânicos. A Figura 5, apresenta os resultados da composição de DQO após a aplicação do processo de precipitação, no qual foram utilizados hidróxido de sódio e carbonato de sódio em diversas concentrações e tempos. Todas as amostras após o processo de precipitação apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) em relação ao efluente bruto (EB). De todos os tratamentos, nenhum atingiu a redução de 90% utilizada como padrão de lançamento após o tratamento. As menores concentrações foram obtidas nos tratamentos com carbonato de sódio C1T20, C1T40, C1T60 E C2T40, já para o hidróxido de sódio, C2T40 e C2T60 foram as condições

que apresentaram menores valores de DQO após o processo. Ambos não apresentando diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

**Figura 5** - Resultados da concentração de DQO após o processo de tratamento de precipitação utilizando Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio em diferentes concentrações e tempo de processo



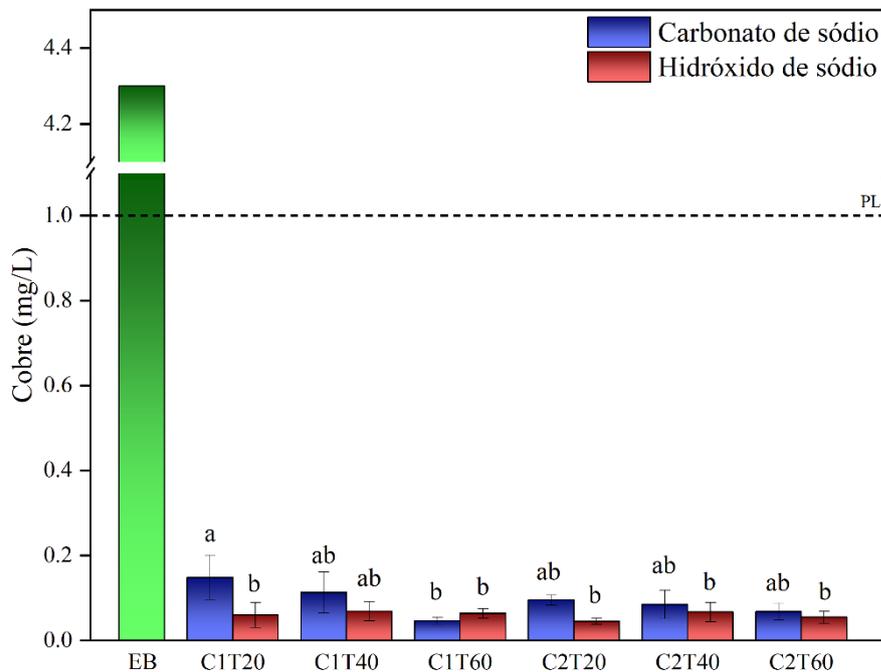
\* Legenda: EB – Efluente Bruto; C1T20 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (20 mg/L), 20 min; C1T40 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (20 mg/L), 40 min; C1T60 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (20 mg/L), 60 min; C2T20 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (30 mg/L), 20 min; C1T40 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (30 mg/L), 40 min; C1T60 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (30 mg/L), 60 min; Os dados experimentais foram comparados entre si utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey ( $F(12, 110) = 27,42$ ;  $p < 0,001$ ). Colunas com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

A DQO é um parâmetro amplamente empregado como indicador do conteúdo orgânico de águas residuais, mensurado pela quantidade de oxigênio requerida para oxidar a matéria orgânica contida na amostra mediante a ação de um agente oxidante forte. Por não ser o processo oxidativo seletivo a compostos orgânicos, algumas substâncias inorgânicas passíveis de oxidação podem aumentar a DQO. Logo, processos que reduzam a concentração dos metais levam a uma redução da DQO.

A concentração de carbonato de sódio e hidróxido de sódio em diferentes tempos foram avaliados para determinar seu impacto na eficiência de remoção de cobre, níquel e zinco presente no efluente.

Os dados obtidos para a composição de cobre, após a aplicação do processo de tratamento de precipitação são apresentados na Figura 6. Utilizando carbonato de sódio em concentrações de 20 mg/L houve uma redução significativa na concentração de cobre conforme aumentam o tempo de processo ( $p < 0,05$ ). Em relação às concentrações de 30 mg/L não houve diferença significativa para os tratamentos com carbonato de sódio e hidróxido de sódio. A eficácia do tratamento de precipitação pode ser avaliada com base na concentração residual de cobre, demonstrando a capacidade dos reagentes em remover efetivamente o metal

**Figura 6** - Resultados da concentração de Cobre após o processo de tratamento de precipitação utilizando Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio em diferentes concentrações e tempo de processo



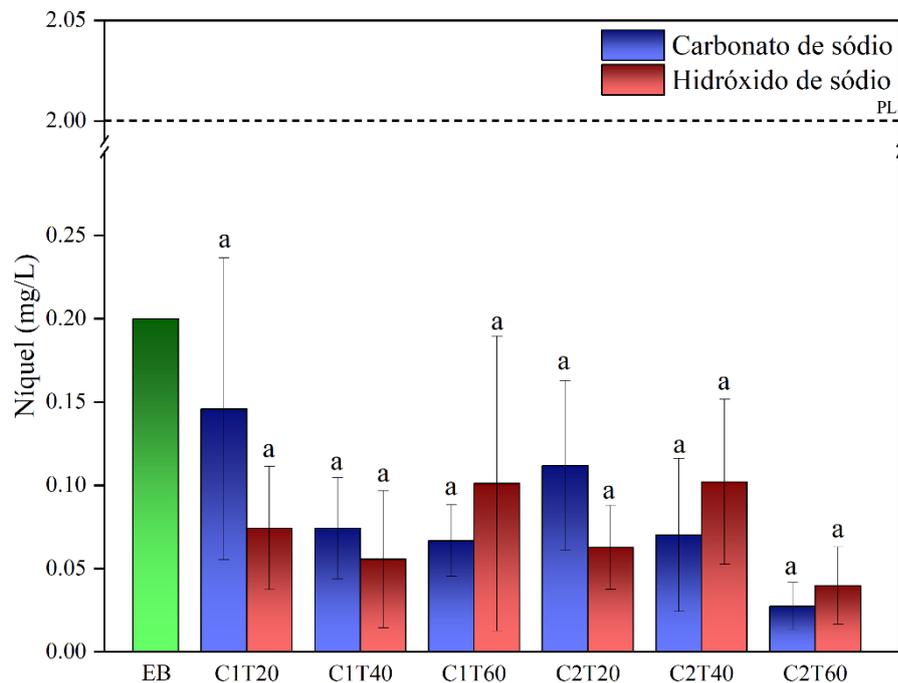
\*Legenda: PL – Padrão de lançamento; EB – Efluente Bruto; C1T20 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (20 mg/L), 20 min; C1T40 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (20 mg/L), 40 min; C1T60 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (20 mg/L), 60 min; C2T20 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (30 mg/L), 20 min; C1T40 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (30 mg/L), 40 min; C1T60 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (30 mg/L), 60 min; Os dados experimentais foram comparados entre si utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey ( $F(11, 35) = 5,591$ ;  $p < 0,004$ ). Colunas com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

da solução. Todos os tratamentos estavam dentro do padrão de lançamento estabelecido pelo CONAMA (1,0 mg/L). Isso indica que o processo de precipitação tem a capacidade de remover esse metal do efluente.

A Figura 7 apresenta os valores em relação a remoção de níquel do efluente. É possível observar nesse caso que o efluente bruto já apresentava baixa concentração do metal

(0,20 mg/L), estando abaixo do estabelecido como padrão de lançamento segundo o CONAMA (2,0 mg/L). Nesse caso, após o processo de precipitação, não houve diferença significativa na remoção de níquel entre os tratamentos ( $p < 0,05$ ). Esse fato pode ser explicado pela baixa concentração inicial, uma vez que quanto menor a concentração do poluente, mais difícil é a sua remoção.

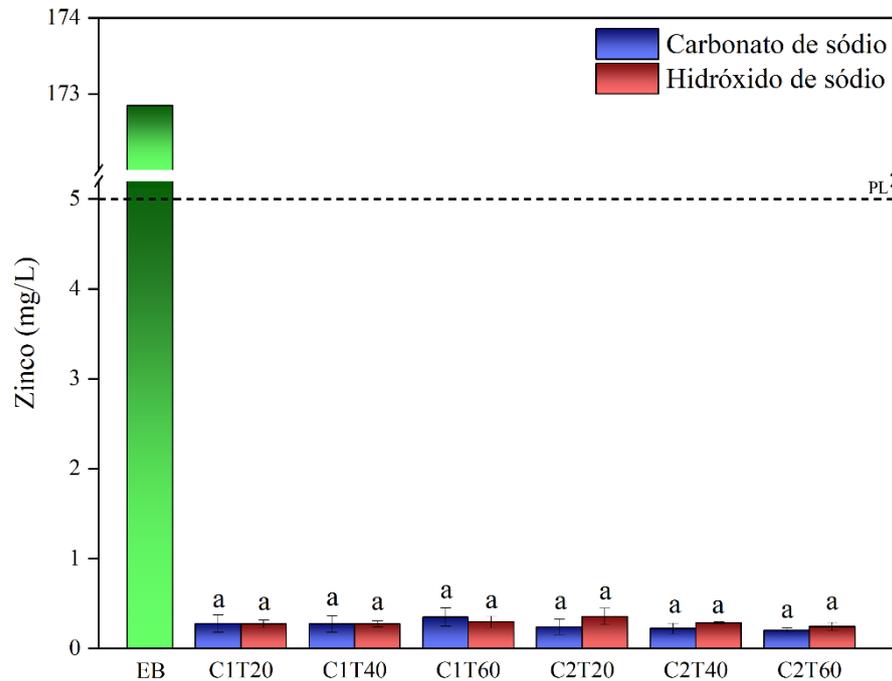
**Figura 7** - Resultados da concentração de Níquel após o processo de tratamento de precipitação utilizando Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio em diferentes concentrações e tempo de processo



\*Legenda: PL – Padrão de lançamento; EB – Efluente Bruto; C1T20 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (20 mg/L), 20 min; C1T40 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (20 mg/L), 40 min; C1T60 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (20 mg/L), 60 min; C2T20 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (30 mg/L), 20 min; C1T40 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (30 mg/L), 40 min; C1T60 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (30 mg/L), 60 min; Os dados experimentais foram comparados entre si utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey ( $F(11, 35) = 1,335$ ;  $p < 0,266$ ). Colunas com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

Diferentemente do que mostrado para o níquel, o efluente a ser tratado apresentou alta concentração de zinco (172,85 mg/L) (Figura 8). Nesse caso todos os tratamentos foram efetivos na remoção desse metal, estando abaixo dos 5,0 mg/L estabelecido pela CONAMA 430/2011. Nesse caso nenhuma amostra apresentou diferença significativa ( $p < 0,05$ ), indicando que ambos os compostos nas diferentes composições avaliadas são efetivos na remoção desse metal.

**Figura 8** - Resultados da concentração de Zinco após o processo de tratamento de precipitação utilizando Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio em diferentes concentrações e tempo de processo



\*Legenda:

PL – Padrão de lançamento; EB – Efluente Bruto; C1T20 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (20 mg/L), 20 min; C1T40 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (20 mg/L), 40 min; C1T60 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (20 mg/L), 60 min; C2T20 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (30 mg/L), 20 min; C1T40 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (30 mg/L), 40 min; C1T60 – Carbonato de sódio e Hidróxido de sódio (30 mg/L), 60 min; Os dados experimentais foram comparados entre si utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey ( $F(11, 35) = 1,314$ ;  $p < 0,276$ ). Colunas com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

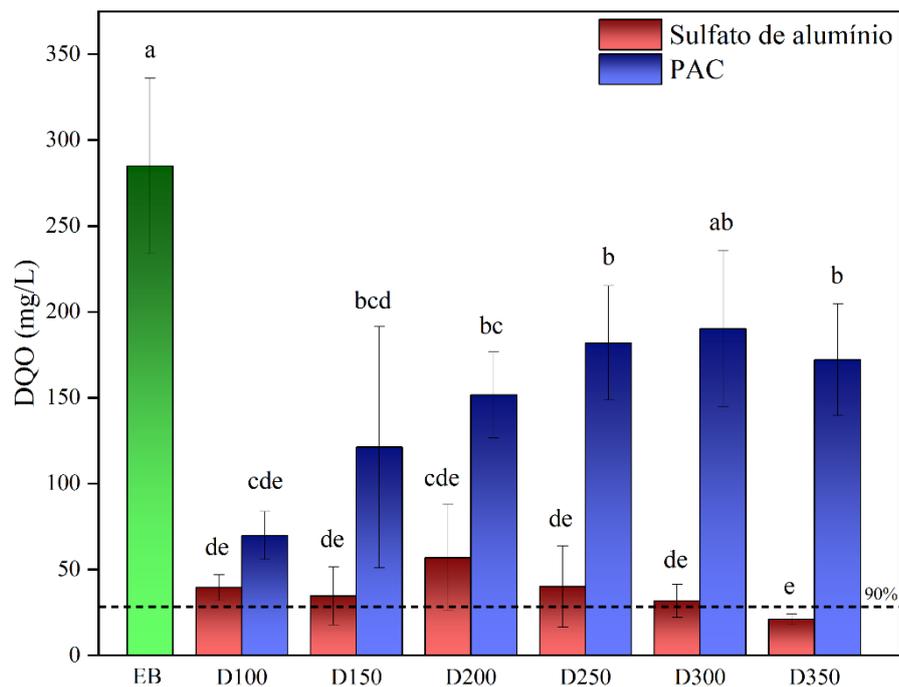
Diante da análise realizada, observou-se que, com exceção do Níquel, a remoção de metais mostrou-se eficiente com valores superiores a 90% em todos os tratamentos. Vale ressaltar, nesse contexto, estudos envolvendo a precipitação como técnica para o tratamento de efluentes de galvanoplastia e que demonstraram uma boa eficiência na remoção de metais. Pode-se destacar, nesse contexto, a pesquisa de Barbosa (2019), que obteve a eficiência de aproximadamente 100% de remoção dos compostos Ni, Cu, Cd, Pb, Cr e Zn, utilizando uma solução de NaOH como agente precipitante.

### 3.2.2 Ensaios de coagulação

A coagulação é um processo comumente utilizado no tratamento de efluentes industriais para a remoção de metais. Dessa forma, o sulfato de alumínio e o policloreto de alumínio (PAC) são coagulantes comumente utilizados. A Figura 9 apresenta os resultados

para remoção de DQO utilizando essa técnica. É possível observar que o sulfato de alumínio foi mais efetivo no processo que o PAC, apresentando menores resultados. O sulfato de alumínio não apresentou diferença significativa em relação as dosagens utilizadas, entretanto apresentou diferença significativa quando comparado com o PAC, principalmente em maiores concentrações (D350). Com relação ao PAC, as menores concentrações foram mais efetivas na remoção de DQO, com destaque para D100 e apresentou diferença significativa das concentrações maiores que 250 (D250, D300 e D350). Comparada ao efluente bruto a amostra D300 não apresentou diferença significativa, mostrando que esse coagulante não foi efetivo na concentração avaliada ( $p < 0,05$ ).

**Figura 9** - Resultados da concentração de DQO após o processo de tratamento de coagulação utilizando Sulfato de alumínio e Policloreto de alumínio (PAC) em diferentes concentrações e tempo de processo

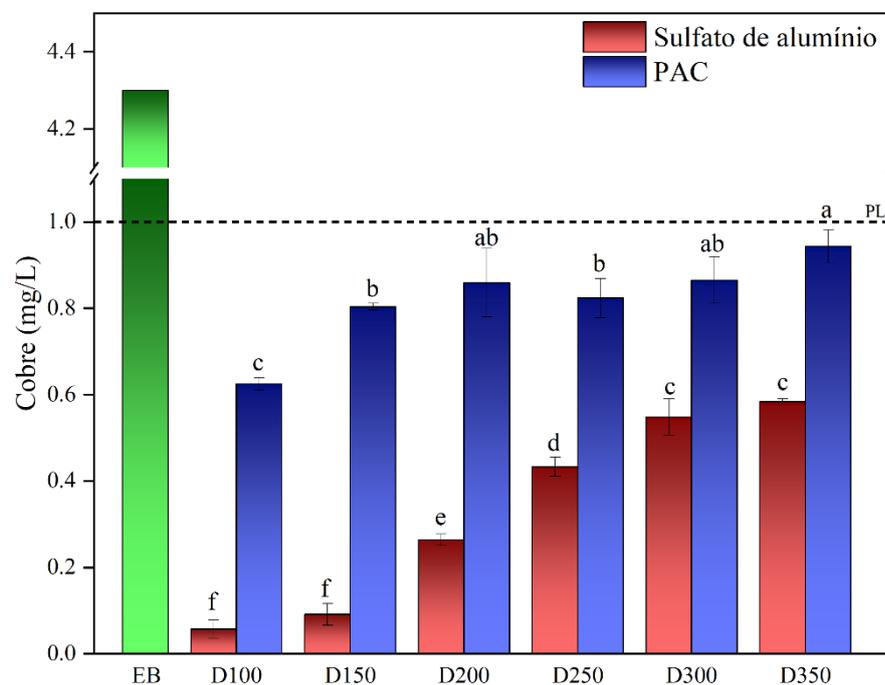


\*Legenda: PL – Padrão de lançamento; EB – Efluente Bruto; D100 – Sulfato de alumínio e PAC, 100 mg/L; D150 – Sulfato de alumínio e PAC, 150 mg/L; D200 – Sulfato de alumínio e PAC, 200 mg/L; D250 – Sulfato de alumínio e PAC, 250 mg/L; D300 – Sulfato de alumínio e PAC, 300 mg/L; D350 – Sulfato de alumínio e PAC, 350 mg/L. Os dados experimentais foram comparados entre si utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey ( $F(12, 38) = 18,307$ ;  $p < 0,001$ ). Colunas com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

Com relação a remoção de cobre, a Figura 10 mostra os resultados encontrados. Assim como observado para a remoção de DQO, o tratamento utilizando sulfato de alumínio foi mais

efetivo que utilizando PAC. Todos os tratamentos foram efetivos ao se levar em consideração o padrão de lançamento estipulado pelo CONAMA, estando abaixo de 1,0 mg/L. Utilizando sulfato de alumínio em menores concentrações do coagulante foram melhores na remoção de cobre, com os tratamentos D100 e D150 apresentando diferença significativa das demais dosagens ( $p < 0,05$ ). Para o PAC o comportamento foi semelhante, sendo D100 a melhor condição de processo para remoção do metal avaliado.

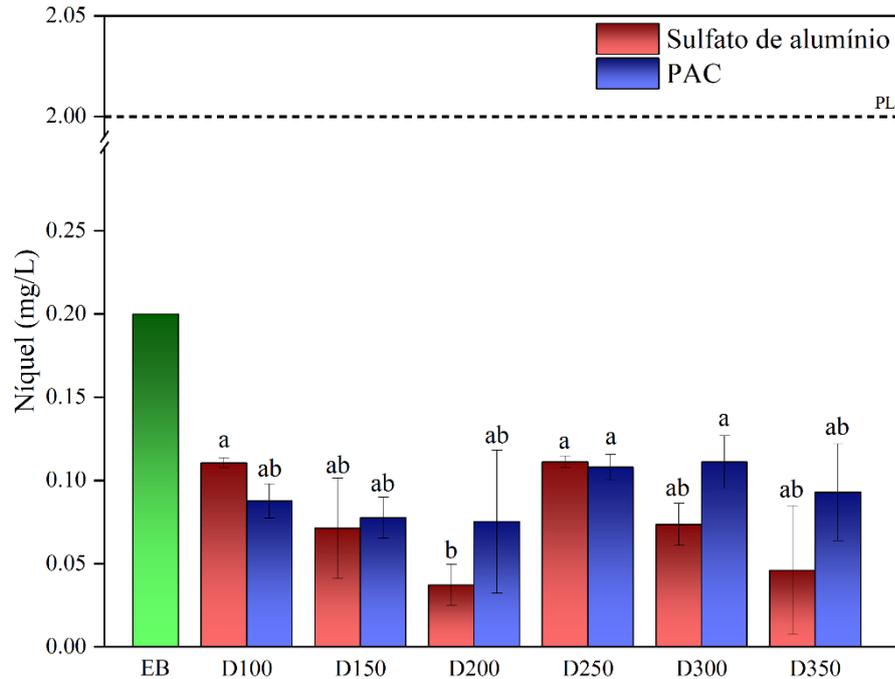
**Figura 10** - Resultados da concentração de Cobre após o processo de tratamento de coagulação utilizando Sulfato de alumínio e Policloreto de alumínio (PAC) em diferentes concentrações e tempo de processo



\*Legenda: PL – Padrão de lançamento; EB – Efluente Bruto; D100 – Sulfato de alumínio e PAC, 100 mg/L; D150 – Sulfato de alumínio e PAC, 150 mg/L; D200 – Sulfato de alumínio e PAC, 200 mg/L; D250 – Sulfato de alumínio e PAC, 250 mg/L; D300 – Sulfato de alumínio e PAC, 300 mg/L; D350 – Sulfato de alumínio e PAC, 350 mg/L. Os dados experimentais foram comparados entre si utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey ( $F(11, 35) = 207,069$ ;  $p < 0,001$ ). Colunas com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

A Figura 11 apresenta os resultados para remoção de níquel por coagulação. Todos os tratamentos estavam abaixo do padrão de lançamento exigido pelo CONAMA. Nesse caso a melhor condição ocorreu utilizando sulfato de alumínio com 200 mg/L de dosagem (D200), nesse caso essa amostra não apresentou diferença significativa das condições D150, D300 e D350 ( $p < 0,05$ ). Nesse caso não foi possível observar uma diferença notável comparando o PAC e o sulfato de alumínio, apresentando resultados bem semelhantes.

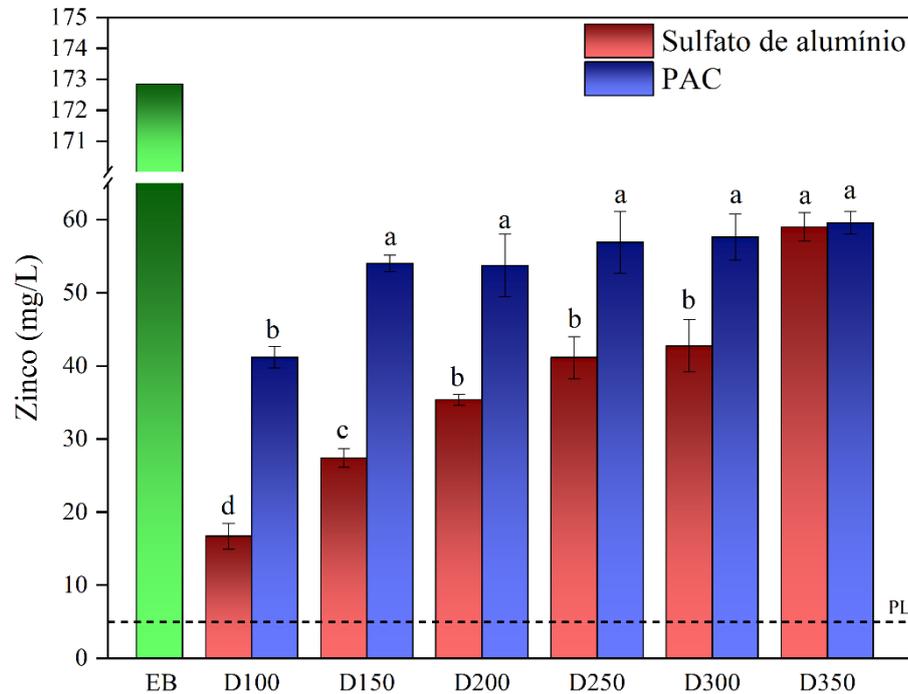
**Figura 11** - Resultados da concentração de Níquel após o processo de tratamento de coagulação utilizando Sulfato de alumínio e Policloreto de alumínio (PAC) em diferentes concentrações e tempo de processo



\*Legenda: PL – Padrão de lançamento; EB – Efluente Bruto; D100 – Sulfato de alumínio e PAC, 100 mg/L; D150 – Sulfato de alumínio e PAC, 150 mg/L; D200 – Sulfato de alumínio e PAC, 200 mg/L; D250 – Sulfato de alumínio e PAC, 250 mg/L; D300 – Sulfato de alumínio e PAC, 300 mg/L; D350 – Sulfato de alumínio e PAC, 350 mg/L. Os dados experimentais foram comparados entre si utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey ( $F(11, 35) = 3.738$ ;  $p < 0,003$ ). Colunas com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

Para a remoção de zinco (Figura 12) todas as condições de coagulação apresentaram resultados acima do limite do padrão de lançamento desse efluente, o que indica que esse tratamento não seria o mais efetivo para a remoção desse metal do efluente avaliado. Além disso, assim como para o cobre, menores dosagens dos coagulantes apresentaram melhores remoções do metal analisado. Nesse caso a condição D100 seria a mais indicada para os dois coagulantes avaliados, apresentando diferença significativa das condições com maior dosagem ( $p < 0,05$ ).

**Figura 12** - Resultados da concentração de Níquel após o processo de tratamento de coagulação utilizando Sulfato de alumínio e Policloreto de alumínio (PAC) em diferentes concentrações e tempo de processo



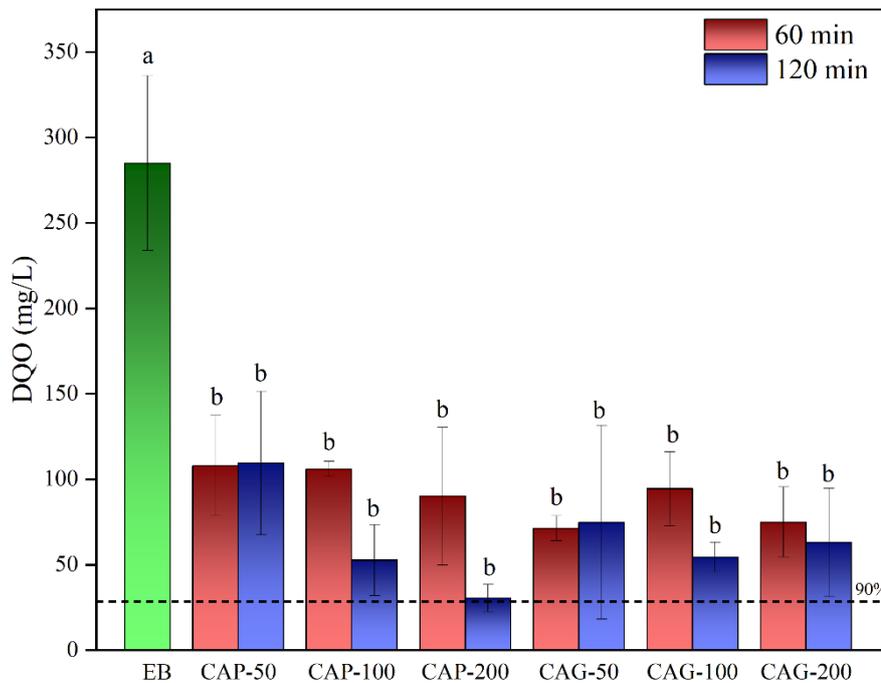
\*Legenda: PL – Padrão de lançamento; EB – Efluente Bruto; D100 – Sulfato de alumínio e PAC, 100 mg/L; D150 – Sulfato de alumínio e PAC, 150 mg/L; D200 – Sulfato de alumínio e PAC, 200 mg/L; D250 – Sulfato de alumínio e PAC, 250 mg/L; D300 – Sulfato de alumínio e PAC, 300 mg/L; D350 – Sulfato de alumínio e PAC, 350 mg/L. Os dados experimentais foram comparados entre si utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey ( $F(11, 35) = 83,405$ ;  $p < 0,001$ ). Colunas com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

Em relação aos resultados de eficiência apresentados, verificou-se que, apesar do processo de coagulação permitir que a concentração dos metais cobre e níquel permanecessem abaixo do limite exigido pela legislação, melhorias podem ser realizadas para que seja alcançada uma melhor eficiência no tratamento dos efluentes. Nesse sentido, pode-se destacar a utilização do processo de eletrocoagulação, com ênfase no estudo de Kobya et al. (2010), que verificaram a remoção eficiente de metais presentes em efluentes de galvanoplastia, obtendo índices superiores a 99%.

### 3.2.3 Ensaios de adsorção

A aplicação do processo de adsorção no tratamento de efluentes é eficaz devido a capacidade dos adsorventes de atrair e reter íons metálicos em sua superfície. Para a DQO foram avaliados os tempos de adsorção de 60 e 120 minutos, utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) com concentrações variando entre 50 e 200 mg/L. A partir da Figura 13 é possível observar que todos os tratamentos apresentaram diferença significativa do efluente bruto, entretanto não foi observado diferença significativa entre os tratamentos aplicados ( $p < 0,05$ ), indicando que nem a concentração nem o tempo de adsorção influenciou na remoção de DQO. Vale ressaltar que nesse caso, nenhum dos tratamentos reduziu em 90% a carga de DQO do efluente, indicada pela legislação, mesmo obtendo valores próximos.

**Figura 13** - Resultados da concentração de DQO após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo



\*Legenda: EB – Efluente Bruto; CAP-50 – 50 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em pó; CAG-50 – 50 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em granulado. Os dados experimentais foram comparados entre si utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey ( $F(12, 38) = 11,99; p < 0,001$ ). Colunas com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

A Tabela 7 apresenta os resultados de remoção de cobre em diferentes tempos de adsorção (5, 10, 20, 30, 45, 60, 80, 100 e 120 min). Nesse caso a avaliação estatística foi feita para cada tempo, tentando avaliar qual condição de adsorção foi melhor para a remoção de cobre. Foi possível observar que não houve diferença significativa entre os tratamentos nos

tempos de 5, 20, 30, 80 e 120 min ( $p < 0,05$ ). Para 10 min, com exceção do CAP-50, todos os tratamentos apresentaram estatisticamente iguais e com maiores valores de redução de cobre. Em 45 min, CAP-50, CAP-100, CAG-50 e CAG-100 foram os melhores tratamentos, indicando que uma maior concentração de adsorvente influenciou negativamente o processo. Para 60 min, melhores resultados de adsorção foram encontrados nas condições CAP-200, CAG-50, CAG-100 e CAG-200, indicando que nesse tempo em questão o adsorvente granular foi mais efetivo para a remoção de cobre. Já para 100 min observou-se que os tratamentos com concentração intermediária (CAP-100 e CAG-100) de adsorvente foram os mais efetivos ( $p < 0,05$ ).

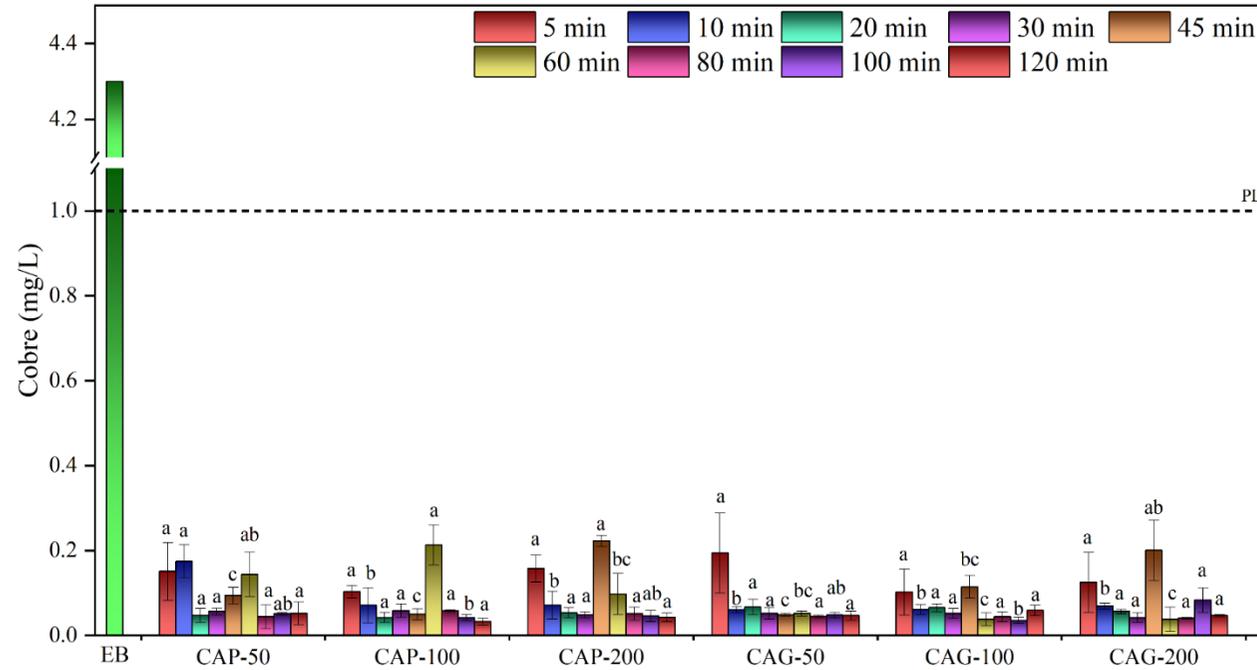
Para uma visualização geral, a Figura 14 apresenta todos os dados encontrados, comparados com a concentração de cobre inicial. Nesse caso, observa-se que o tratamento de adsorção em todas as condições avaliadas mostra-se efetivo, estando a concentração do metal em questão abaixo do padrão de lançamento indicado pela legislação do CONAMA.

**Tabela 7** - Resultados da concentração de cobre após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo

Tratamento	Concentração de Cobre								
	5 min	10 min	20 min	30 min	45 min	60 min	80 min	100 min	120 min
CAP-50	0,15 ± 0,07 <sup>a</sup>	0,17 ± 0,04 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,06 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,09 ± 0,02 <sup>c</sup>	0,14 ± 0,05 <sup>ab</sup>	0,04 ± 0,03 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,01 <sup>ab</sup>	0,05 ± 0,03 <sup>a</sup>
CAP-100	0,10 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,04 <sup>b</sup>	0,04 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,06 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,01 <sup>c</sup>	0,21 ± 0,05 <sup>a</sup>	0,06 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,04 ± 0,01 <sup>b</sup>	0,03 ± 0,01 <sup>a</sup>
CAP-200	0,16 ± 0,03 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,03 <sup>b</sup>	0,05 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,06 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,22 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,10 ± 0,05 <sup>bc</sup>	0,05 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,01 <sup>ab</sup>	0,04 ± 0,01 <sup>a</sup>
CAG-50	0,19 ± 0,09 <sup>a</sup>	0,06 ± 0,01 <sup>b</sup>	0,07 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,01 <sup>c</sup>	0,05 ± 0,01 <sup>bc</sup>	0,04 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,01 <sup>ab</sup>	0,05 ± 0,01 <sup>a</sup>
CAG-100	0,10 ± 0,05 <sup>a</sup>	0,06 ± 0,01 <sup>b</sup>	0,07 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,11 ± 0,03 <sup>bc</sup>	0,04 ± 0,01 <sup>c</sup>	0,04 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,04 ± 0,01 <sup>b</sup>	0,06 ± 0,01 <sup>a</sup>
CAG-200	0,12 ± 0,07 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,01 <sup>b</sup>	0,06 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,04 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,20 ± 0,07 <sup>ab</sup>	0,04 ± 0,03 <sup>c</sup>	0,04 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,08 ± 0,03 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,01 <sup>a</sup>

\*Legenda: EB – Efluente Bruto; CAP-50 – 50 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em pó; CAG-50 – 50 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em granulado. Os dados experimentais foram comparados entre si para cada tempo utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey (5 min -  $F(5, 17) = 1,02$ ;  $p < 0,451$ ; 10 min -  $F(5, 17) = 7,87$ ;  $p = 0,002$ ; 20 min -  $F(5, 17) = 1,80$ ;  $p = 0,188$ ; 30 min -  $F(5, 17) = 0,74$ ;  $p = 0,605$ ; 45 min -  $F(5, 17) = 15,50$ ;  $p < 0,001$ ; 60 min -  $F(5, 17) = 10,54$ ;  $p < 0,001$ ; 80 min -  $F(5, 17) = 0,60$ ;  $p = 0,702$ ; 100 min -  $F(5, 17) = 2,24$ ;  $p = 0,019$ ; 120 min -  $F(5, 17) = 1,23$ ;  $p = 0,353$ ). Médias com letras diferentes por coluna apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

**Figura 14** - Resultados da concentração de cobre após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo comparados com a composição do efluente bruto e o padrão de lançamento



\*Legenda: PL – Padrão de lançamento; EB – Efluente Bruto; CAP-50 – 50 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em pó; CAG-50 – 50 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em granulado. Os dados experimentais foram comparados entre si para cada tempo utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey (5 min -  $F(5, 17) = 1,02$ ;  $p < 0,451$ ; 10 min -  $F(5, 17) = 7,87$ ;  $p = 0,002$ ; 20 min -  $F(5, 17) = 1,80$ ;  $p = 0,188$ ; 30 min -  $F(5, 17) = 0,74$ ;  $p = 0,605$ ; 45 min -  $F(5, 17) = 15,50$ ;  $p < 0,001$ ; 60 min -  $F(5, 17) = 10,54$ ;  $p < 0,001$ ; 80 min -  $F(5, 17) = 0,60$ ;  $p = 0,702$ ; 100 min -  $F(5, 17) = 2,24$ ;  $p = 0,019$ ; 120 min -  $F(5, 17) = 1,23$ ;  $p = 0,353$ ). Colunas de mesma cor (mesmo tempo de tratamento) com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

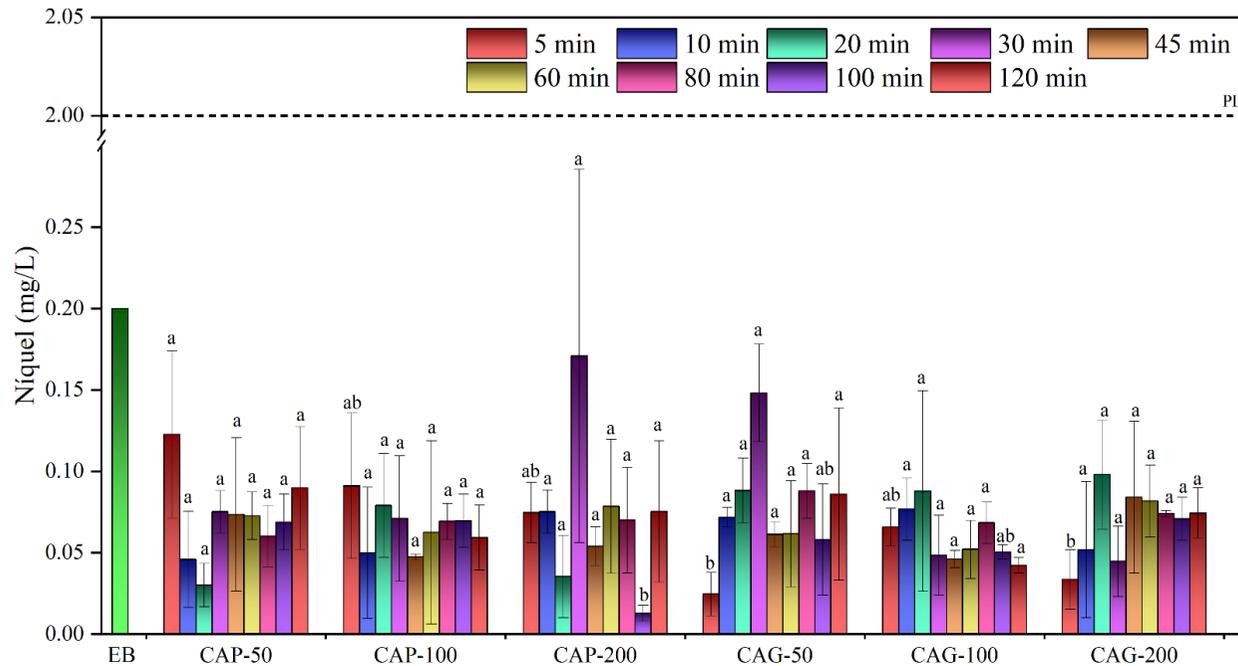
Para a remoção de níquel houve diferença significativa para os tratamentos apenas nos tempos de 5 min e 100 min. Para 5 min as menores concentrações foram obtidas para CAG-50 e CAG-200, já para 100 min o melhor tratamento foi o CAP-200. Nos demais tempos as diferentes condições de tratamento não tiveram influência na remoção desse metal. A Figura 15 apresenta a comparação dos tratamentos em relação ao efluente bruto, nesse caso a concentração inicial do metal é baixa, já estando abaixo do indicado como padrão de lançamento.

**Tabela 8** - Resultados da concentração de níquel após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo

Tratamento	Concentração de Níquel								
	5 min	10 min	20 min	30 min	45 min	60 min	80 min	100 min	120 min
CAP-50	0,12 ± 0,05 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,03 <sup>a</sup>	0,03 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,08 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,05 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,06 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,09 ± 0,04 <sup>a</sup>
CAP-100	0,09 ± 0,04 <sup>ab</sup>	0,05 ± 0,04 <sup>a</sup>	0,08 ± 0,03 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,04 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,00 <sup>a</sup>	0,06 ± 0,06 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,06 ± 0,02 <sup>a</sup>
CAP-200	0,07 ± 0,02 <sup>ab</sup>	0,08 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,04 ± 0,03 <sup>a</sup>	0,17 ± 0,11 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,08 ± 0,04 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,03 <sup>a</sup>	0,01 ± 0,00 <sup>b</sup>	0,08 ± 0,04 <sup>a</sup>
CAG-50	0,02 ± 0,01 <sup>b</sup>	0,07 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,09 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,15 ± 0,03 <sup>a</sup>	0,06 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,06 ± 0,03 <sup>a</sup>	0,09 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,06 ± 0,03 <sup>ab</sup>	0,09 ± 0,05 <sup>a</sup>
CAG-100	0,07 ± 0,01 <sup>ab</sup>	0,08 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,09 ± 0,06 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,05 ± 0,00 <sup>ab</sup>	0,04 ± 0,00 <sup>a</sup>
CAG-200	0,03 ± 0,02 <sup>b</sup>	0,05 ± 0,04 <sup>a</sup>	0,10 ± 0,03 <sup>a</sup>	0,04 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,08 ± 0,05 <sup>a</sup>	0,08 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,00 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,01 <sup>a</sup>	0,07 ± 0,02 <sup>a</sup>

\*Legenda: EB – Efluente Bruto; CAP-50 – 50 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em pó; CAG-50 – 50 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em granulado. Os dados experimentais foram comparados entre si para cada tempo utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey (5 min -  $F(5, 17) = 4,23$ ;  $p = 0,019$ ; 10 min -  $F(5, 17) = 0,74$ ;  $p = 0,608$ ; 20 min -  $F(5, 17) = 2,16$ ;  $p = 0,127$ ; 30 min -  $F(5, 17) = 3,04$ ;  $p = 0,053$ ; 45 min -  $F(5, 17) = 0,89$ ;  $p = 0,516$ ; 60 min -  $F(5, 17) = 0,33$ ;  $p = 0,883$ ; 80 min -  $F(5, 17) = 0,76$ ;  $p = 0,594$ ; 100 min -  $F(5, 17) = 4,56$ ;  $p = 0,015$ ; 120 min -  $F(5, 17) = 0,84$ ;  $p = 0,547$ ). Médias com letras diferentes por coluna apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

**Figura 15** - Resultados da concentração de níquel após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo comparados com a composição do efluente bruto e o padrão de lançamento



\*Legenda: PL – Padrão de lançamento; EB – Efluente Bruto; CAP-50 – 50 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em pó; CAG-50 – 50 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em granulado. Os dados experimentais foram comparados entre si para cada tempo utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey (5 min -  $F(5, 17) = 4,23$ ;  $p = 0,019$ ; 10 min -  $F(5, 17) = 0,74$ ;  $p = 0,608$ ; 20 min -  $F(5, 17) = 2,16$ ;  $p = 0,127$ ; 30 min -  $F(5, 17) = 3,04$ ;  $p = 0,053$ ; 45 min -  $F(5, 17) = 0,89$ ;  $p = 0,516$ ; 60 min -  $F(5, 17) = 0,33$ ;  $p = 0,883$ ; 80 min -  $F(5, 17) = 0,76$ ;  $p = 0,594$ ; 100 min -  $F(5, 17) = 4,56$ ;  $p = 0,015$ ; 120 min -  $F(5, 17) = 0,84$ ;  $p = 0,547$ ). Colunas de mesma cor (mesmo tempo de tratamento) com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

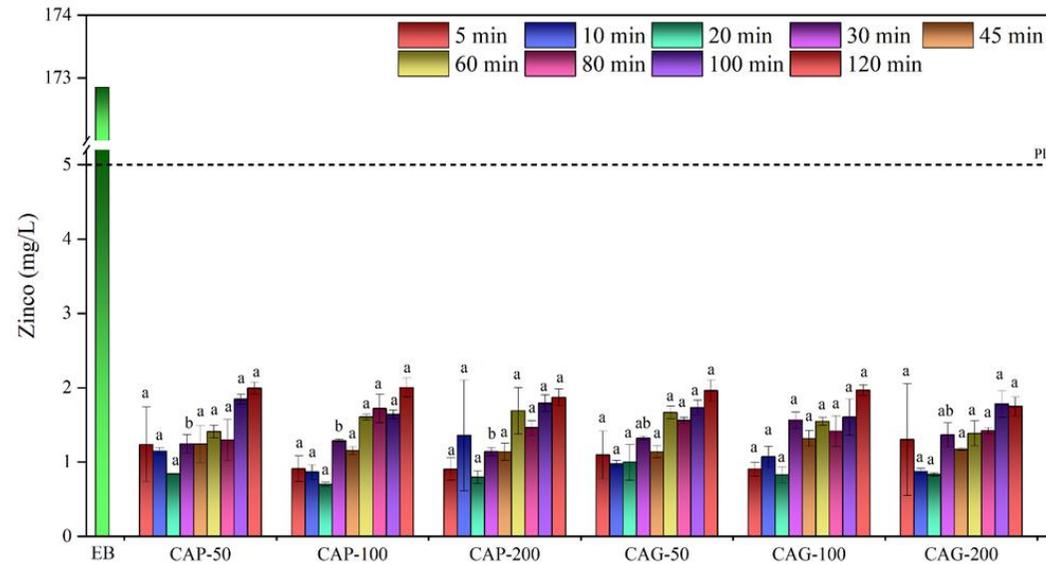
A Tabela 9 apresenta os resultados para a remoção de zinco. Nesse caso só houve diferença significativa entre as condições avaliadas para o tempo de 30 min. Nesse caso as condições utilizando o adsorvente em pó (CAP-50, CAP-100 e CAP-200) apresentarem melhores resultados para remoção do zinco. Em nenhum dos outros tempos a mudança nas condições de adsorção influenciou na resposta da adsorção ( $p < 0,05$ ). Comparando com o efluente bruto (Figura 16) todos os tratamentos foram efetivos para remoção do metal, estando todos dentro do padrão de lançamento indicado pelo CONAMA.

**Tabela 9** - Resultados da concentração de zinco após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo

Tratamento	Concentração de Zinco								
	5 min	10 min	20 min	30 min	45 min	60 min	80 min	100 min	120 min
CAP-50	1,24 ± 0,50 <sup>a</sup>	1,15 ± 0,05 <sup>a</sup>	0,84 ± 0,01 <sup>a</sup>	1,25 ± 0,12 <sup>b</sup>	1,24 ± 0,25 <sup>a</sup>	1,40 ± 0,09 <sup>a</sup>	1,30 ± 0,28 <sup>a</sup>	1,84 ± 0,07 <sup>a</sup>	2,00 ± 0,08 <sup>a</sup>
CAP-100	0,91 ± 0,17 <sup>a</sup>	0,87 ± 0,10 <sup>a</sup>	0,70 ± 0,02 <sup>a</sup>	1,29 ± 0,02 <sup>b</sup>	1,15 ± 0,05 <sup>a</sup>	1,60 ± 0,04 <sup>a</sup>	1,72 ± 0,19 <sup>a</sup>	1,64 ± 0,06 <sup>a</sup>	2,00 ± 0,13 <sup>a</sup>
CAP-200	0,90 ± 0,15 <sup>a</sup>	1,36 ± 0,74 <sup>a</sup>	0,80 ± 0,08 <sup>a</sup>	1,14 ± 0,06 <sup>b</sup>	1,14 ± 0,11 <sup>a</sup>	1,69 ± 0,31 <sup>a</sup>	1,46 ± 0,10 <sup>a</sup>	1,79 ± 0,11 <sup>a</sup>	1,87 ± 0,11 <sup>a</sup>
CAG-50	1,10 ± 0,32 <sup>a</sup>	0,98 ± 0,04 <sup>a</sup>	1,00 ± 0,24 <sup>a</sup>	1,32 ± 0,02 <sup>ab</sup>	1,14 ± 0,08 <sup>a</sup>	1,67 ± 0,08 <sup>a</sup>	1,56 ± 0,42 <sup>a</sup>	1,73 ± 0,10 <sup>a</sup>	1,96 ± 0,14 <sup>a</sup>
CAG-100	0,91 ± 0,09 <sup>a</sup>	1,07 ± 0,14 <sup>a</sup>	0,83 ± 0,10 <sup>a</sup>	1,56 ± 0,11 <sup>a</sup>	1,32 ± 0,10 <sup>a</sup>	1,55 ± 0,05 <sup>a</sup>	1,42 ± 0,20 <sup>a</sup>	1,60 ± 0,24 <sup>a</sup>	1,97 ± 0,07 <sup>a</sup>
CAG-200	1,30 ± 0,75 <sup>a</sup>	0,87 ± 0,04 <sup>a</sup>	0,83 ± 0,02 <sup>a</sup>	1,37 ± 0,16 <sup>ab</sup>	1,17 ± 0,02 <sup>a</sup>	1,38 ± 0,17 <sup>a</sup>	1,42 ± 0,04 <sup>a</sup>	1,78 ± 0,18 <sup>a</sup>	1,75 ± 0,13 <sup>a</sup>

\*Legenda: EB – Efluente Bruto; CAP-50 – 50 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em pó; CAG-50 – 50 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em granulado. Os dados experimentais foram comparados entre si para cada tempo utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey (5 min -  $F(5, 17) = 0,59$ ;  $p = 0,706$ ; 10 min -  $F(5, 17) = 1,07$ ;  $p = 0,421$ ; 20 min -  $F(5, 17) = 2,13$ ;  $p = 0,132$ ; 30 min -  $F(5, 17) = 6,32$ ;  $p = 0,004$ ; 45 min -  $F(5, 17) = 0,99$ ;  $p = 0,460$ ; 60 min -  $F(5, 17) = 2,08$ ;  $p = 0,138$ ; 80 min -  $F(5, 17) = 2,27$ ;  $p = 0,114$ ; 100 min -  $F(5, 17) = 1,28$ ;  $p = 0,336$ ; 120 min -  $F(5, 17) = 2,25$ ;  $p = 0,116$ ). Médias com letras diferentes por coluna apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

**Figura 16** - Resultados da concentração de zinco após o processo de tratamento de adsorção utilizando carvão ativado em pó (CAP) e granulado (CAG) em diferentes concentrações e tempo de processo comparados com a composição do efluente bruto e o padrão de lançamento



\*Legenda: PL – Padrão de lançamento; EB – Efluente Bruto; CAP-50 – 50 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em pó; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em pó; CAG-50 – 50 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-100 – 100 mg/L de carvão ativado em granulado; CAP-200 – 200 mg/L de carvão ativado em granulado. Os dados experimentais foram comparados entre si para cada tempo utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey (5 min -  $F(5, 17) = 0,59$ ;  $p = 0,706$ ; 10 min -  $F(5, 17) = 1,07$ ;  $p = 0,421$ ; 20 min -  $F(5, 17) = 2,13$ ;  $p = 0,132$ ; 30 min -  $F(5, 17) = 6,32$ ;  $p = 0,004$ ; 45 min -  $F(5, 17) = 0,99$ ;  $p = 0,460$ ; 60 min -  $F(5, 17) = 2,08$ ;  $p = 0,138$ ; 80 min -  $F(5, 17) = 2,27$ ;  $p = 0,114$ ; 100 min -  $F(5, 17) = 1,28$ ;  $p = 0,336$ ; 120 min -  $F(5, 17) = 2,25$ ;  $p = 0,116$ ). Colunas de mesma cor (mesmo tempo de tratamento) com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

No contexto geral, pode-se verificar uma boa eficiência na remoção de metais utilizando o processo de adsorção. Os dados evidenciados corroboram com resultados apresentados em estudos que utilizaram o mesmo processo de tratamento, porém com diferentes adsorventes. Pode-se destacar, assim, a pesquisa de Moheseni-Bandpei et al. (2019), que demonstrou que a concentração de cobre de 40 mg/L foi completamente removida na dosagem do adsorvente de 3 g/L e no tempo de contato de 30 minutos. Já Rahman et al. (2020) utilizaram adsorvente derivado de juta e verificaram uma excelente capacidade de remoção de metais das águas residuais industriais, já que 98% do cobre pode ser removido das águas residuais de galvanoplastia e outros metais (cobalto, cromo, níquel e chumbo) também puderam ser removidos até 90%. Nesse sentido, pode-se evidenciar que a adsorção se apresenta como um método eficiente para o tratamento de efluentes de galvanoplastia.

#### **4 CONCLUSÃO**

Em suma, os resultados obtidos através do processo de precipitação utilizando hidróxido de sódio e carbonato de sódio revelam importantes considerações sobre a eficácia do tratamento de efluentes contaminados com metais. Embora nenhum dos tratamentos tenha alcançado a redução de 90% desejada para a Demanda Química de Oxigênio (DQO), observou-se uma redução significativa em relação ao efluente bruto em todas as amostras, indicando a eficácia do processo em remover matéria orgânica. Quanto ao cobre, o tratamento mostrou-se eficiente, principalmente com concentrações mais baixas de carbonato de sódio. No entanto, para o níquel, cuja concentração inicial no efluente já era relativamente baixa, os resultados mostraram uma remoção menos expressiva, o que sugere que a eficiência do processo pode depender da concentração inicial do poluente. Por fim, no que diz respeito ao zinco, os tratamentos foram altamente eficazes, garantindo que todas as amostras estivessem em conformidade com os padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Esses resultados destacam a importância da seleção adequada de reagentes e condições de processo para o tratamento eficaz de efluentes contaminados com metais.

Considerando os resultados obtidos para a remoção de DQO e metais como cobre, níquel e zinco através do processo de coagulação, é possível observar que o sulfato de alumínio demonstrou ser mais eficaz em comparação ao PAC. Em particular, para a remoção de DQO, o sulfato de alumínio apresentou consistentemente melhores resultados, enquanto o PAC mostrou-se mais eficaz em concentrações menores. Para cobre, tanto o sulfato de alumínio quanto o PAC foram capazes de atender aos padrões de lançamento do CONAMA,

porém, novamente, as menores dosagens se mostraram mais eficazes. Já para níquel, o sulfato de alumínio destacou-se em uma dosagem específica, enquanto para zinco, nenhum dos tratamentos de coagulação foi eficaz em atender aos limites de lançamento estabelecidos, sugerindo a necessidade de explorar outras técnicas de tratamento para esse metal em particular. Em resumo, os resultados indicam a viabilidade do uso de coagulantes como método de remoção de poluentes, destacando a importância da otimização das dosagens e da escolha do coagulante adequado para cada tipo de contaminante presente no efluente.

Em suma, a aplicação do processo de adsorção no tratamento de efluentes mostrou-se eficaz na remoção de íons metálicos, especialmente cobre, níquel e zinco. Embora os tempos e concentrações de adsorção tenham sido variados, observou-se que a eficiência do processo não foi consistentemente afetada por esses parâmetros. Para a DQO, não houve diferença significativa entre os tratamentos, sugerindo que nem a concentração nem o tempo de adsorção influenciaram significativamente na remoção desse parâmetro. No entanto, é importante notar que mesmo obtendo valores próximos, nenhum dos tratamentos alcançou a redução de 90% na carga de DQO do efluente, conforme exigido pela legislação. Quanto à remoção de cobre, os resultados foram variados, destacando-se a influência da concentração de adsorvente e do tempo de adsorção. Para o níquel, diferenças significativas foram observadas em apenas dois tempos de adsorção, indicando uma eficiência geralmente consistente dos tratamentos. Já para o zinco, a eficácia foi mantida em todos os tempos avaliados, com destaque para os tratamentos utilizando adsorvente em pó. Em geral, os resultados sugerem que a adsorção é uma técnica promissora para o tratamento de efluentes contendo metais, embora a otimização dos parâmetros de operação ainda seja necessária para alcançar as metas regulatórias de remoção de poluentes.

## REFERÊNCIAS

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23<sup>a</sup> ed. APHA: Washington, 2017.

HASHIM, M. A. et al. Remediation technologies for heavy metal contaminated groundwater. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 10, p. 2355-2388, 2011.

RAMOS, Bianca de Paula et al. Casca de maracujá como adsorvente de íons metálicos em efluente de galvanoplastia. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 6, p. 6076-6091, 2019.

VAZ, Luiz Gustavo de Lima et al. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Eclética Química**, v. 35, p. 45-54, 2010.

## **CAPÍTULO 4 – AVALIAÇÃO DOS EFEITOS TÓXICOS DE EFLUENTES DE GALVANOPLASTIA TRATADOS POR PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS NO DESENVOLVIMENTO DE SEMENTES**

### **1 INTRODUÇÃO**

A poluição por metais presentes em efluentes industriais tóxicos é uma ameaça significativa à sustentabilidade ambiental devido a atividades antropogênicas realizadas nas indústrias, incluindo o setor de galvanoplastia (Banerjee, Basu, Das, 2024).

Para avaliar os potenciais efeitos dos poluentes no meio ambiente, a toxicologia emprega uma variedade de bioensaios, os quais são utilizados para analisar a qualidade das águas e a carga poluente dos efluentes. As técnicas de bioensaio são empregadas para detectar os efeitos causados pelos compostos tóxicos por meio de procedimentos que mensuram as respostas biológicas e os riscos associados, permitindo a identificação dos efeitos das substâncias tóxicas nos organismos através das mudanças fenotípicas observadas (Guevara et al., 2019).

As plantas são componentes fundamentais dos ecossistemas vivos, além de serem indicadores sensíveis das condições ambientais. Nesse sentido, a fitotoxicidade, que se refere à capacidade de substâncias químicas causarem danos às plantas, é de extrema importância na avaliação da poluição por efluentes industriais por várias razões. Portanto, avaliar a resposta das plantas à exposição a efluentes industriais pode fornecer informações valiosas sobre a qualidade do ambiente.

O uso de sementes como indicadores para avaliar o potencial tóxico de efluentes industriais é uma técnica comum em estudos de ecotoxicologia (Arsand et al., 2022). As sementes são frequentemente utilizadas devido à sua sensibilidade aos efeitos adversos de substâncias tóxicas presentes nos efluentes. Esses testes são uma forma de avaliar os potenciais efeitos negativos dos produtos químicos presentes nos efluentes sobre os organismos vivos (Brito et al., 2010; Sousa et al., 2022).

Um dos métodos mais comuns é o teste de germinação de sementes. Neste teste, as sementes são expostas a diferentes concentrações do efluente industrial e então colocadas em condições favoráveis de germinação, como umidade e temperatura adequadas. O número de sementes que germinam e o tempo necessário para a germinação podem ser usados como indicadores de toxicidade. Se o efluente contiver substâncias tóxicas, é provável que iniba a germinação das sementes ou retarde seu crescimento (Rodrigues et al., 2013).

Além disso, o uso de sementes como indicadores para avaliar o potencial tóxico de efluentes industriais tratados é uma prática importante na avaliação da eficácia dos processos de tratamento de águas residuais industriais (Sousa et al. 2022). Embora os processos de tratamento possam remover uma grande parte dos contaminantes presentes nos efluentes, ainda pode haver resíduos ou subprodutos químicos que possam ter efeitos tóxicos sobre os organismos.

Nesse contexto, este capítulo apresenta o estudo que objetivou avaliar os efeitos de tratamentos físico-químicos aplicados a efluentes de galvanoplastia, utilizando a fitotoxicidade a partir do teste de germinação de sementes.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

A toxicidade do efluente final foi avaliada por bioensaios com sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*). Essa espécie foi escolhida por ser amplamente pesquisada no meio científico e fácil de ser encontrada comercialmente.

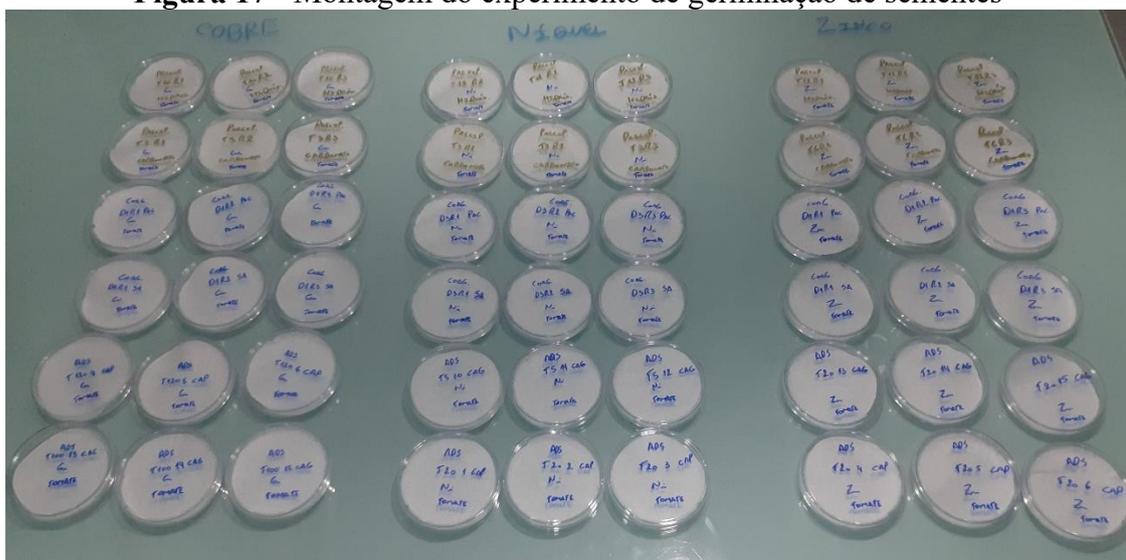
Os efluentes testados nos ensaios foram aqueles que tiveram melhores resultados nos ensaios de precipitação, coagulação e adsorção e comparados com as amostras do efluente bruto, considerando a remoção de cobre, níquel e zinco. Para o cobre foram utilizadas as condições de precipitação com hidróxido de sódio (PRE-HI) com concentração de 30 mg/L de precipitante e tempo 20 min, e com carbonato de sódio (PRE-CA) com concentração de 20 mg/L e tempo de 60 min. Para a coagulação, considerou-se o tratamento utilizando policloreto de alumínio (CO-PAC) com dosagem de 100 mg/L e sulfato de alumínio (CO-SA) com dosagem de 100 mg/L. Em relação ao processo de adsorção com carvão ativado em pó (ADS-CAP) foi fixado o tempo de 120 min e concentração de adsorvente de 100 mg/L, e para o carvão ativado granulado (ADS-CAG), foi fixado o tempo de 100 min e concentração de 100 mg/L.

Para a remoção de níquel foram utilizadas as condições de precipitação com hidróxido de sódio (PRE-HI) com concentração de 30 mg/L de precipitante e tempo 60 min e com carbonato de sódio (PRE-CA) com concentração de 20 mg/L e tempo de 60 min. Para a coagulação utilizando policloreto de alumínio (CO-PAC) com dosagem de 200 mg/L e utilizando sulfato de alumínio (CO-SA) com dosagem de 200 mg/L. Em relação ao processo de adsorção com carvão ativado em pó (ADS-CAP) foi fixado o tempo de 20 min e concentração de adsorvente de 50 mg/L, Já para o carvão ativado granulado (ADS-CAG), foi fixado o tempo de 5 min e concentração de 100 mg/L.

Para os melhores tratamentos que atuaram na remoção de zinco, foram utilizadas as condições de precipitação com hidróxido de sódio (PRE-HI) com concentração de 30 mg/L de precipitante e tempo 60 min e com carbonato de sódio (PRE-CA) com concentração de 30 mg/L e tempo de 60 min. Para a coagulação utilizando policloreto de alumínio (CO-PAC) com dosagem de 100 mg/L e utilizando sulfato de alumínio (CO-SA) com dosagem de 100 mg/L. Em relação ao processo de adsorção com carvão ativado em pó (ADS-CAP) foi fixado o tempo de 20 min e concentração de adsorvente de 100 mg/L, Já para o carvão ativado granulado (ADS-CAG), foi fixado o tempo de 20 min e concentração de 100 mg/L.

Para os efeitos agudos foram considerados os índices de germinação das sementes e para determinação dos efeitos crônicos foi monitorado o desenvolvimento da planta através do crescimento da raiz e do hipocótilo. A metodologia utilizada foi adaptada da proposta de Tavares (2016). Para execução dos ensaios, um filtro de papel foi posicionado em cada placa de Petri. Sobre os filtros, 10 sementes de tomate, realizados em baterias separadas, depositadas de forma equidistante, em seguida adicionado 4 mL da solução teste (efluente) para saturação do papel filtro. Cada placa foi retida com sua respectiva tampa. Após estes procedimentos as placas foram então incubadas por 7 dias em temperatura de 21 °C, sob ausência de luz. Para cada amostra, foi testada a toxicidade em triplicata para cada ponto amostral (Figura 17).

**Figura 17 - Montagem do experimento de germinação de sementes**



Fonte: Autor (2023)

As respostas da toxicidade propostas no ensaio foram avaliadas a partir dos resultados do percentual de germinação e da inibição de crescimento das sementes, obtidos pela média e desvio padrão. A germinação foi utilizada como critério de avaliação no surgimento efetivo da

raiz em relação ao controle positivo, esta foi calculada pela fórmula apresentada pela Equação 01. A inibição do crescimento foi determinada pelo comprimento do hipocótilo e da radícula da planta (Equações 02 e 03), baseando-se também no controle positivo.

$$\%Germinação\ absoluta(G.A.) = \frac{N^{\circ}\ de\ sementes\ germinadas \cdot 100}{N^{\circ}\ de\ sementes} \quad Equação(01)$$

$$\%Inibição\ do\ crescimento\ relativo\ do\ hipocótilo(ICH) = \frac{(MCHC - MCHA) \cdot 100}{MCHA} \quad Equação(02)$$

$$\%Inibição\ do\ crescimento\ relativo\ da\ radícula(ICR) = \frac{(MCrC - MCrA) \cdot 100}{MCrC} \quad Equação(03)$$

Onde:

*MCHC* = média do comprimento do hipocótilo do controle positivo;

*MCHA* = média do comprimento do hipocótilo na amostra;

*MCrC* = média do comprimento da radícula do controle positivo

*McrA* = média do comprimento na radícula da amostra

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 AVALIAÇÃO DA GERMINAÇÃO ABSOLUTA

A Tabela 10 mostra as concentrações dos metais Cu, Ni e Zn no efluente bruto e nos tratamentos que apresentaram as melhores eficiências de remoção dos respectivos metais.

**Tabela 10** - Eficiência dos tratamentos e concentração finais dos metais analisados

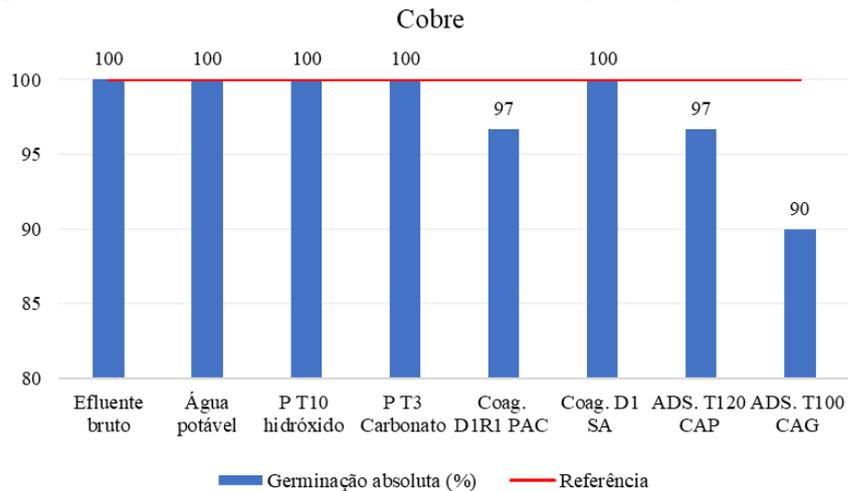
COBRE			NÍQUEL			ZINCO		
Amostra	E.T.(%)	Cf(mg/L)	Amostra	E.T.(%)	Cf(mg/L)	Amostra	E.T.(%)	Cf(mg/L)
Ef. Bruto	-	4,3	Ef. Bruto	-	0,2	Ef. Bruto	-	172,85
T10 Hidróxido de sódio	98,85	0,045	T3 Hidróxido de sódio	77,76	0,044	T12 Hidróxido de sódio	99,86	0,243
T3 Carbonato de sódio	98,93	0,046	T12 Carbonato de sódio	80,1	0,04	T6 Carbonato de sódio	99,88	0,201
D1 S.A.	98,67	0,057	D3 S.A.	81,45	0,037	D1 S.A.	90,35	16,682
D1 PAC	85,47	0,625	D3 PAC	62,33	0,075	D1 PAC	76,17	41,195
T120(6) CAP	99,24	0,032	T20(3) CAP	84,96	0,03	T20(6) CAP	99,59	0,7
T100(15)CAG	99,18	0,035	T5(12)CAG	87,71	0,025	T20(15)CAG	99,52	0,832

E.T.(%) = Eficiência do tratamento

Cf(mg/L) = Concentração final

Considerando os tratamentos aplicados aos efluentes de galvanoplastia e tendo como base as melhores eficiências em relação à remoção de cobre, analisou-se que todas as amostras apresentaram índice de germinação absoluta maior que 90% para a espécie *Solanum Lycopersicum* (Figura 18).

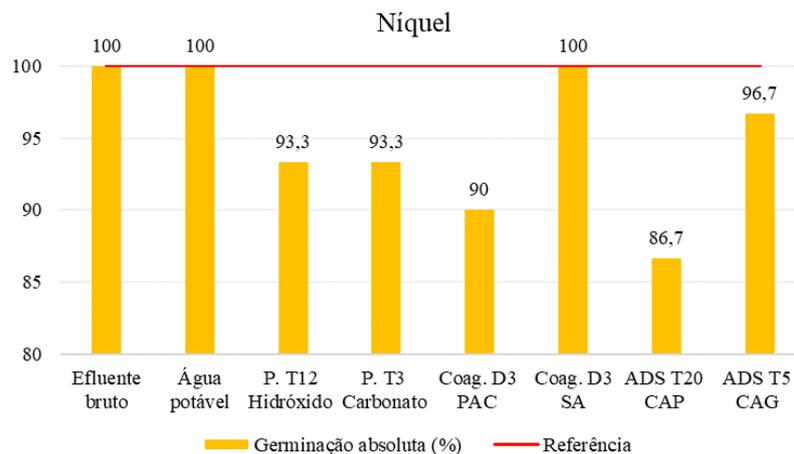
**Figura 18** – Germinação absoluta de sementes para o parâmetro Cobre



Fonte: O Autor, 2023

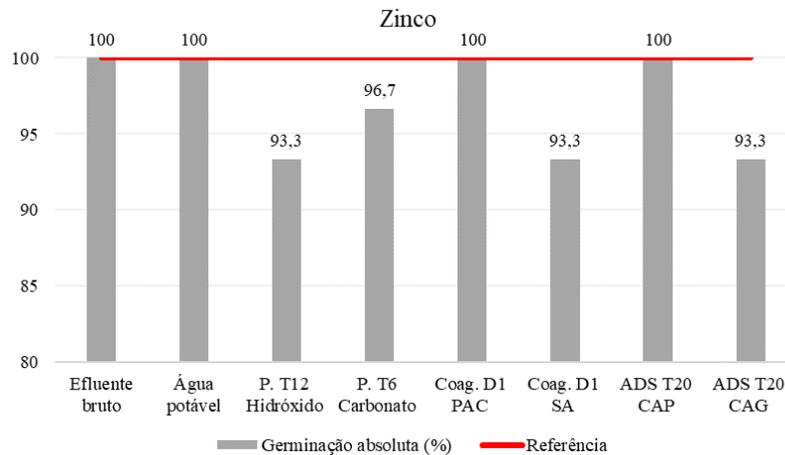
Em relação aos resultados que apresentaram as melhores eficiências na remoção de níquel, verificou-se que a germinação absoluta foi superior a 86,7% para todos os tratamentos (Figura 19).

**Figura 19** – Germinação absoluta de sementes para o parâmetro Níquel



Fonte: O Autor, 2023

Já em relação à germinação absoluta nos melhores tratamentos considerando a remoção de zinco, analisou-se que a germinação se concentrou em índices superiores a 93,3% (Figura 20).

**Figura 20** – Germinação absoluta de sementes para o parâmetro Zinco

Fonte: O Autor, 2023

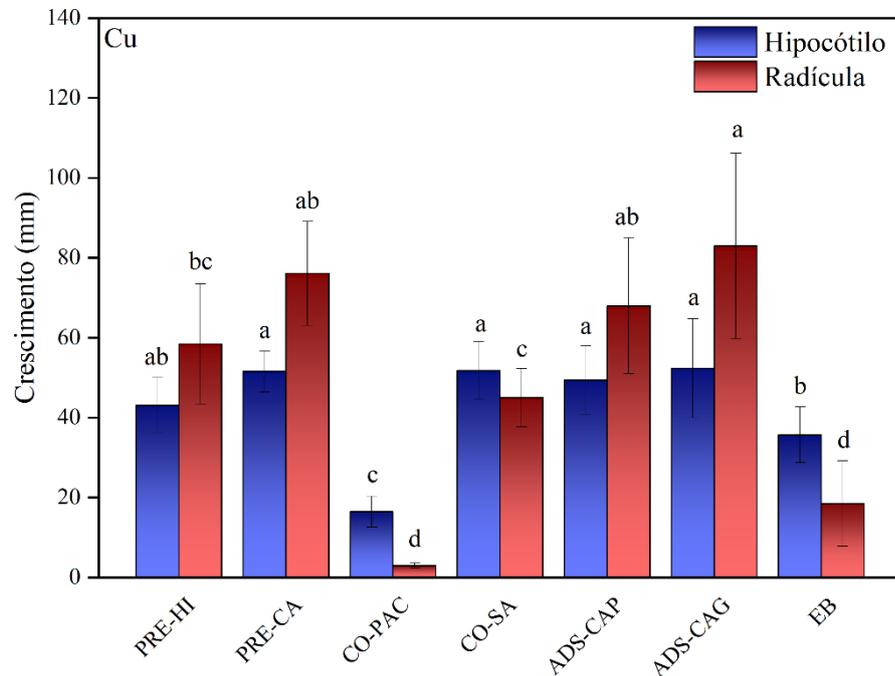
Verificou-se, de maneira geral, que a exposição das sementes aos diferentes tipos de tratamento e concentração resultou em comportamentos de maior ou menor inibição da germinação, evidenciando a toxicidade do efluente, mesmo tratado. De acordo com Young et al. (2012), a germinação absoluta superior a 80% reflete o fato de que podem ser desconsiderados possíveis efeitos negativos sobre a germinação.

Diante dos aspectos analisados nas três análises realizadas, observou-se que a germinação da *Solanum Lycopersicum* foi de 100% para o controle negativo, ou seja, considerando apenas os efeitos do efluente bruto sem tratamento. Verificou-se, nesse caso, que para algumas das condições de tratamentos aplicados, a germinação absoluta foi menor do que a observada para o controle negativo. Sendo assim, pode-se inferir que as sementes estudadas podem apresentar tolerância ou adaptação fisiológica aos componentes presentes no efluente bruto e as condições de tratamento estudadas podem ter influenciado na redução dos índices de germinação absoluta (Reis et al., 2014).

### 3.2 AVALIAÇÃO DO CRESCIMENTO DO HIPOCÓTILO E DA RADÍCULA

De acordo com a Figura 21, foi possível observar que, para o crescimento do hipocótilo, as melhores condições de tratamento foram PRE-CA, CO-SA, ADS-CAP e ADS-CAG, não apresentando diferença entre si ( $p < 0,05$ ). Já para radícula, a melhor condição de crescimento foi observada no tratamento ADS-CAG. Vale ressaltar que para ambos os casos o tratamento CO-PAC não foi efetivo para a utilização do crescimento do tomate, apresentando valores de crescimento abaixo do efluente bruto.

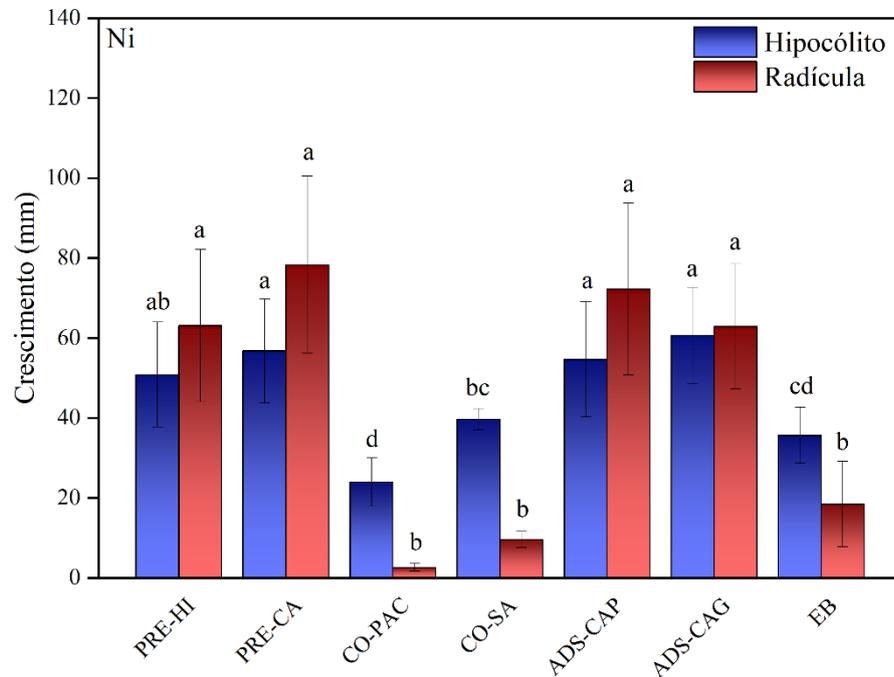
**Figura 21** – Avaliação do crescimento de hipocótilo e radícula utilizando o efluente tratado nas melhores condições de cada tratamento em relação ao cobre



\*Legenda: PRE-HI – Precipitação com hidróxido de sódio; PRE-CA – Precipitação com carbonato de sódio; CO-PAC – Coagulação com policloreto de alumínio (PAC); CO-SA – Coagulação com sulfato de alumínio; ADS-CAP – Adsorção com carvão ativado em pó; ADS-CAG – Adsorção com carvão ativado granulado; EB – Efluente bruto. Os dados experimentais foram comparados entre si para o hipocótilo e radícula utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey (Hipocótilo -  $F(6, 69) = 28,99$ ;  $p < 0,001$ ; Radícula -  $F(6, 69) = 45,19$ ;  $p < 0,001$ ). Colunas de mesma cor com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

Ao avaliar os resultados para o níquel observa-se que para o hipocótilo PRE-CA, ADS-CAP e ADS-CAG foram as melhores condições de tratamento, uma vez que não apresentaram diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ), apresentando melhores valores de crescimento (Figura 22). Para a radícula, com exceção dos tratamentos com coagulação (CO-PAC e CO-SA), todos os tratamentos foram efetivos no crescimento de tomate, não apresentando diferença significativa ( $p < 0,05$ ).

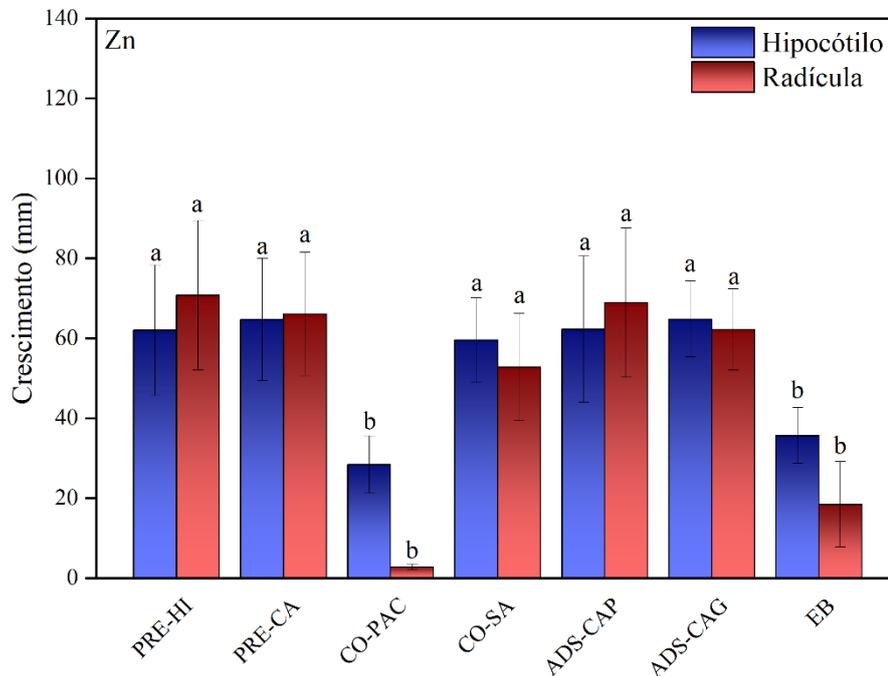
**Figura 22** – Avaliação do crescimento de hipocótilo e radícula utilizando o efluente tratado nas melhores condições de cada tratamento em relação ao níquel



\*Legenda: PRE-HI – Precipitação com hidróxido de sódio; PRE-CA – Precipitação com carbonato de sódio; CO-PAC – Coagulação com policloreto de alumínio (PAC); CO-SA – Coagulação com sulfato de alumínio; ADS-CAP – Adsorção com carvão ativado em pó; ADS-CAG – Adsorção com carvão ativado granulado; EB – Efluente bruto. Os dados experimentais foram comparados entre si para o hipocótilo e radícula utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey (Hipocótilo -  $F(6, 69) = 15,79$ ;  $p < 0,001$ ; Radícula -  $F(6, 69) = 43,43$ ;  $p < 0,001$ ). Colunas de mesma cor com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

Para o zinco, o crescimento de hipocótilo e radícula apresentaram comportamento semelhante, onde foi possível observar que apenas a condição CO-PAC não apresentou bons resultados para o crescimento de tomate, estando inferior às características do efluente bruto (Figura 23). Nesse caso os demais tratamentos não apresentaram diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

**Figura 23** – Avaliação do crescimento de hipocótilo e radícula utilizando o efluente tratado nas melhores condições de cada tratamento em relação ao zinco



\*Legenda: PRE-HI – Precipitação com hidróxido de sódio; PRE-CA – Precipitação com carbonato de sódio; CO-PAC – Coagulação com polícloro de alumínio (PAC); CO-SA – Coagulação com sulfato de alumínio; ADS-CAP – Adsorção com carvão ativado em pó; ADS-CAG – Adsorção com carvão ativado granulado; EB – Efluente bruto. Os dados experimentais foram comparados entre si para o hipocótilo e radícula utilizando One-way ANOVA seguidos de teste de Tukey (Hipocótilo -  $F(6, 69) = 14,18$ ;  $p < 0,001$ ; Radícula -  $F(6, 69) = 38,65$ ;  $p < 0,001$ ). Colunas de mesma cor com letras diferentes apresentam diferença significativa entre si ( $p < 0,05$ ).

Estudos de Nascimento et al. (2021) inferem que a toxicidade do metal pode ser explicada pela interação do metal com ligantes intracelulares ou competir com outros íons metálicos por proteínas transportadoras ou sítios ativos de enzimas, causando algum dano. De acordo com Guirra et al., (2015), o zinco no tratamento de sementes de tomateiro pode ser tóxico, prejudicando a germinação e o desenvolvimento das plântulas. O mesmo autor concluiu que altas dosagens de zinco aumentou significativamente a percentagem de plântulas anormais, possivelmente devido a capacidade deste metal de induzir a alterações cromossômicas, evidenciando os efeitos negativos de doses elevadas na germinação.

Por outro lado, os micronutrientes cobre (Cu), níquel (Ni) e zinco (Zn), são indispensáveis em suas funções. O Zn está relacionado ao metabolismo, além de ser componente de várias enzimas, atuando no sistema radicular. O Cu participa de processos fisiológicos e na resistência às doenças fúngicas e de bacterioses das plantas.

## 4 CONCLUSÃO

Todas as amostras apresentaram o índice de germinação absoluta maior que 86,7% mesmo com diferentes tratamentos, para os parâmetros Cu, Ni e Zn em sementes da espécie *Solanum Lycopersicum*, concluindo que não houve dano letal na germinação das sementes, entretanto apresentou efeito fitotóxico quanto ao crescimento da radícula e hipocótilo no tratamento de coagulação com policloreto de alumínio (CO-PAC) em relação aos parâmetros cobre, níquel e zinco. O tratamento CO-PAC não foi efetivo para utilização do crescimento do tomate, apresentando valores de crescimento abaixo do efluente bruto.

Diante dos resultados obtidos, fica evidente que a exposição das sementes aos diferentes tratamentos e concentrações resulta em impactos significativos na germinação e no crescimento das plantas de *Solanum Lycopersicum*. No entanto, também se observa uma possível adaptação fisiológica das sementes aos componentes do efluente bruto, visto que em algumas condições de tratamento a germinação absoluta foi menor do que no controle negativo. Quanto ao crescimento do hipocótilo e da radícula, certos tratamentos se mostraram mais eficazes, sugerindo a viabilidade de mitigar os efeitos adversos do efluente em determinadas condições.

## REFERÊNCIAS

- ARSAND, Daniel et al. Avaliação do potencial fitotóxico, citotóxico e genotóxico de efluente hemodialítico. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, p. 269-277, 2022.
- BANERJEE, Jayeeta; BASU, Ranjan Kumar; DAS, Sudip Kumar. Remoção verde de Ni (II) de águas residuais sintéticas e industriais usando *Saccharomyces cerevisiae* AJ208 e avaliação de fitotoxicidade. **Journal of Water Process Engineering**, v. 104791, 2024.
- BRITO, Núbia Natália et al. Ensaio toxicológicos com sementes para avaliação de tratamento do chorume por filtração lenta e fotocatalise. **Holos Environment**, v. 10, n. 2, p. 139-152, 2010.
- GUEVARA, Miguel David Fuentes et al. Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizando sementes como bioindicadores. **Revista DAE**, v. 67, n. 216, p. 44-51, 2019.
- REIS, AR dos et al. Papel fisiológico do níquel: essencialidade e toxidez em plantas. Piracicaba: **Informações Agronômicas**, IPNI, (147), p. 10-24, 2014.
- RODRIGUES, Luiz C. de A. et al. Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 1099-1108, 2013.

SOUSA, Shara Sonally Oliveira et al. Avaliação da toxicidade do lodo da estação de tratamento de gurjaú utilizando diferentes sementes como bioindicadores. **Revista Saúde e Meio Ambiente**, v. 14, n. 2, p. 162-188, 2022.

YOUNG, B. J.; RIERA, N. I.; BEILY, M. E.; BRES, P. A.; CRESPO, D. C.; RONCO, A. E. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, n.76, p.182-186, 2012.

## CAPÍTULO 5 – CONCLUSÃO GERAL

### 1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados deste estudo, podem ser identificados elementos relevantes para o aprofundamento de pesquisa com foco no desenvolvimento técnico e ambiental na indústria de galvanoplastia, principalmente quando considera-se a geração e o tratamento de efluentes como pontos importantes para a implementação desses processos.

Diante dos resultados obtidos nos três processos de tratamento de efluentes contaminados com metais, é possível observar distintas eficácias e desafios enfrentados em cada método. O processo de precipitação com hidróxido de sódio e carbonato de sódio revelou-se eficiente na remoção de matéria orgânica, com resultados satisfatórios para cobre e zinco, enquanto a eficácia na remoção de níquel foi mais limitada, sugerindo uma dependência da concentração inicial do poluente. Por outro lado, o processo de coagulação, utilizando sulfato de alumínio e PAC, mostrou-se mais eficaz na remoção de metais, especialmente cobre, mas enfrentou desafios na remoção de zinco. Já a adsorção demonstrou eficácia consistente na remoção de íons metálicos, ressaltando sua promissora aplicação, embora nenhum dos métodos tenha alcançado a redução de DQO exigida pela legislação. Em suma, os resultados destacam a importância da escolha adequada de técnicas de tratamento e da otimização dos parâmetros operacionais para atender aos padrões ambientais e garantir a eficácia na remoção de poluentes em efluentes industriais.

Com os estudos de toxicidade foi possível verificar que os diferentes tratamentos e concentrações aplicados às sementes de *Solanum Lycopersicum* acarretam em impactos significativos na germinação e no subsequente crescimento das plantas. Entretanto, é relevante notar uma possível adaptação fisiológica das sementes aos componentes do efluente, pois em algumas condições de tratamento a germinação absoluta foi inferior ao controle negativo. Diante desse cenário, torna-se claro que certos tratamentos apresentam maior eficácia no estímulo ao crescimento das plantas, sugerindo a possibilidade de mitigação dos efeitos adversos do efluente em condições específicas.

### 2 RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES

Considerando os diferentes resultados observados com o uso de sulfato de alumínio, PAC e outros materiais, seria interessante investigar a eficácia de outros coagulantes e

adsorventes alternativos. Isso poderia incluir materiais naturais, nanomateriais, ou produtos químicos modificados, que podem apresentar desempenho superior em determinadas condições. Uma análise mais detalhada da relação entre a dosagem de coagulantes/adsorventes e a eficácia do tratamento pode fornecer informações valiosas para otimizar os processos. Isso pode envolver estudos de dose-resposta detalhados para cada contaminante específico, visando maximizar a eficiência de remoção e minimizar o consumo de reagentes.

Além da eficácia técnica, é importante considerar a viabilidade econômica dos diferentes métodos de tratamento. Isso envolve a análise dos custos associados à aquisição de reagentes, operação e manutenção dos sistemas, bem como os benefícios econômicos resultantes da conformidade com os regulamentos ambientais e possíveis oportunidades de recuperação de recursos.

Além de avaliar a eficácia dos processos de tratamento em condições de laboratório, estudos de longo prazo e avaliações do impacto ambiental são necessários para entender completamente as implicações ambientais e a sustentabilidade dos métodos de tratamento propostos.

Com base nos achados, sugere-se também para trabalhos futuros aprofundar a investigação dos mecanismos de adaptação das plantas a poluentes presentes no efluente de galvanoplastia, bem como explorar estratégias de tratamento mais eficazes para minimizar seus efeitos negativos. Além disso, seria relevante realizar estudos de longo prazo para avaliar o impacto desses poluentes no desenvolvimento das plantas ao longo de seu ciclo de vida, visando fornecer subsídios para políticas de gestão.

**APENDICE A1 – Tabelas de análise de variância (ANOVA) utilizada nesse trabalho**

**Tabela A1.** ANOVA para os resultados de DQO para os ensaios de precipitação.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	12	197086,07	16423,84	27,42	0,000
Resíduo	98	58693,89	598,92		
Total	110	255779,96			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A2.** ANOVA para os resultados de cobre para os ensaios de precipitação.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	11	0,030	0,003	3,591	0,004
Resíduo	24	0,018	0,001		
Total	35	0,048			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A3.** ANOVA para os resultados de níquel para os ensaios de precipitação.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	11	0,036	0,003	1,335	0,266
Resíduo	24	0,058	0,002		
Total	35	0,094			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A4.** ANOVA para os resultados de zinco para os ensaios de precipitação.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	11	0,069	0,006	1,314	0,276
Resíduo	24	0,115	0,005		
Total	35	0,184			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A5.** ANOVA para os resultados de DQO para os ensaios de coagulação.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	12	245573.327	20464.444	18.307	0.000
Resíduo	26	29063.394	1117.823		
Total	38	274636.720			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A6.** ANOVA para os resultados de cobre para os ensaios de coagulação.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	11	3.115	0.283	207.069	0.000
Resíduo	24	0.033	0.001		
Total	35	3.148			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A7.** ANOVA para os resultados de níquel para os ensaios de coagulação.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	11	0.021	0.002	3.738	0.003
Resíduo	24	0.012	0.001		
Total	35	0.033			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A8.** ANOVA para os resultados de zinco para os ensaios de coagulação.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	11	6319.277	574.480	83.405	0.000
Resíduo	24	165.309	6.888		
Total	35	6484.585			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A9.** ANOVA para os resultados de DQO para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	12	139656.271	11638.023	11.991	0.000
Resíduo	26	25233.644	970.525		
Total	38	164889.915			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A10.** ANOVA para os resultados de cobre no tempo de 5 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.019	0.004	1.015	0.451
Resíduo	12	0.045	0.004		
Total	17	0.064			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A11.** ANOVA para os resultados de níquel no tempo de 5 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.020	0.004	4.233	0.019
Resíduo	12	0.011	0.001		
Total	17	0.031			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A12.** ANOVA para os resultados de zinco no tempo de 5 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.486	0.097	0.593	0.706
Resíduo	12	1.966	0.164		
Total	17	2.452			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A13.** ANOVA para os resultados de cobre no tempo de 10 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.029	0.006	7.871	0.002
Resíduo	12	0.009	0.001		
Total	17	0.038			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A14.** ANOVA para os resultados de níquel no tempo de 10 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.003	0.001	0.740	0.608
Resíduo	12	0.010	0.001		
Total	17	0.013			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A15.** ANOVA para os resultados de zinco no tempo de 10 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.527	0.105	1.075	0.421
Resíduo	12	1.175	0.098		
Total	17	1.702			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A16.** ANOVA para os resultados de cobre no tempo de 20 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.001	0.000	1.797	0.188
Resíduo	12	0.002	0.000		
Total	17	0.003			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A17.** ANOVA para os resultados de níquel no tempo de 20 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
-----------	-----------	------------	-----------	----------	----------------

Tratamento	5	0.013	0.003	2.165	0.127
Resíduo	12	0.014	0.001		
Total	17	0.027			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A18.** ANOVA para os resultados de zinco no tempo de 20 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.138	0.028	2.129	0.132
Resíduo	12	0.155	0.013		
Total	17	0.293			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A19.** ANOVA para os resultados de cobre no tempo de 30 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.0005	0.0001	0.745	0.605
Resíduo	12	0.0016	0.0001		
Total	17	0.0021			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A20.** ANOVA para os resultados de níquel no tempo de 30 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.043	0.009	3.042	0.053
Resíduo	12	0.034	0.003		
Total	17	0.076			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A21.** ANOVA para os resultados de zinco no tempo de 30 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.300	0.060	6.323	0.004
Resíduo	12	0.114	0.010		
Total	17	0.414			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A22.** ANOVA para os resultados de cobre no tempo de 45 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.083	0.017	15.501	0.000

Resíduo	12	0.013	0.001
Total	17	0.096	

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A23.** ANOVA para os resultados de níquel no tempo de 45 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.003	0.001	0.893	0.516
Resíduo	12	0.009	0.001		
Total	17	0.013			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A24.** ANOVA para os resultados de zinco no tempo de 45 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.079	0.016	0.997	0.460
Resíduo	12	0.189	0.016		
Total	17	0.268			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A25.** ANOVA para os resultados de cobre no tempo de 60 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.074	0.015	10.544	0.000
Resíduo	12	0.017	0.001		
Total	17	0.091			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A26.** ANOVA para os resultados de níquel no tempo de 60 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.002	0.0004	0.333	0.883
Resíduo	12	0.014	0.0012		
Total	17	0.016			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A27.** ANOVA para os resultados de zinco no tempo de 60 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.251	0.050	2.081	0.138
Resíduo	12	0.289	0.024		

Total 17 0.540

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A28.** ANOVA para os resultados de cobre no tempo de 80 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.0006	0.0001	0.599	0.702
Resíduo	12	0.0024	0.0002		
Total	17	0.0030			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A29.** ANOVA para os resultados de níquel no tempo de 80 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.0013	0.0003	0.762	0.594
Resíduo	12	0.0040	0.0003		
Total	17	0.0052			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A30.** ANOVA para os resultados de zinco no tempo de 80 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.318	0.064	2.270	0.114
Resíduo	12	0.336	0.028		
Total	17	0.654			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A31.** ANOVA para os resultados de cobre no tempo de 100 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.004	0.0008	4.244	0.019
Resíduo	12	0.002	0.0002		
Total	17	0.007			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A32.** ANOVA para os resultados de níquel no tempo de 100 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.0074	0.0015	4.562	0.015
Resíduo	12	0.0039	0.0003		
Total	17	0.0113			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A33.** ANOVA para os resultados de zinco no tempo de 100 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.129	0.026	1.276	0.336
Resíduo	12	0.243	0.020		
Total	17	0.373			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A34.** ANOVA para os resultados de cobre no tempo de 120 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.0012	0.0002	1.232	0.353
Resíduo	12	0.0023	0.0002		
Total	17	0.0035			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A35.** ANOVA para os resultados de níquel no tempo de 120 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.0047	0.0009	0.839	0.547
Resíduo	12	0.0135	0.0011		
Total	17	0.0182			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A36.** ANOVA para os resultados de zinco no tempo de 120 min para os ensaios de adsorção.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	5	0.145	0.029	2.253	0.116
Resíduo	12	0.154	0.013		
Total	17	0.300			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A37.** ANOVA para os resultados de crescimento de hipocótilo de tomate para as melhores respostas para o cobre.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	6	10386.710	1731.118	28.999	0.000
Resíduo	63	3760.847	59.696		
Total	69	14147.558			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A38.** ANOVA para os resultados de crescimento de radícula de tomate para as melhores respostas para o cobre.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	6	53908.507	8984.751	45.196	0.000
Resíduo	63	12523.965	198.793		
Total	69	66432.473			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A39.** ANOVA para os resultados de crescimento de hipocótilo de tomate para as melhores respostas para o níquel.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	6	10613.682	1768.947	15.789	0.000
Resíduo	63	7058.203	112.035		
Total	69	17671.885			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A40.** ANOVA para os resultados de crescimento de radícula de tomate para as melhores respostas para o níquel.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	6	62454.090	10409.015	43.432	0.000
Resíduo	63	15098.854	239.664		
Total	69	77552.944			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A41.** ANOVA para os resultados de crescimento de hipocótilo de tomate para as melhores respostas para o zinco.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	6	13868.572	2311.429	14.181	0.000
Resíduo	63	10268.414	162.991		
Total	69	24136.986			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.

**Tabela A42.** ANOVA para os resultados de crescimento de radícula de tomate para as melhores respostas para o zinco.

<b>FV</b>	<b>GL</b>	<b>SQM</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>p-valor</b>
Tratamento	6	44194.629	7365.772	38.651	0.000
Resíduo	63	12005.935	190.570		
Total	69	56200.564			

\*FV – Fator de variação, GL – Graus de liberdade, SQM – Soma dos quadrados médios, QM – Quadrados médios.