

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
CURSO DE QUÍMICA

Lucas Soares de Moraes

ESTUDO DA ADSORÇÃO DA ESPÉCIE METÁLICA Zn^{2+} EM RESINAS DE TROCA
IÔNICA PARA A REMOÇÃO DE POLUENTES DE EFLUENTES AQUOSOS

Juiz de Fora
2026

Lucas Soares de Moraes

ESTUDO DA ADSORÇÃO DA ESPÉCIE METÁLICA Zn^{2+} EM RESINAS DE TROCA
IÔNICA PARA A REMOÇÃO DE POLUENTES DE EFLUENTES AQUOSOS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Departamento de Química, da Universidade
Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial à
obtenção do grau de bacharel em Química.

Orientador: Prof. Dr. Júlio César José da Silva

Coorientador: Me. Eduardo de Oliveira Lima

Juiz de Fora

2026

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca
Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo autor.

Moraes, Lucas Soares de.

Estudo da adsorção da espécie metálica Zn (II) em resinas de troca
iônica para a remoção de poluentes de efluentes aquosos /

Lucas Soares de Moraes. -- 2026.

48 f. : il.

Orientador: Júlio César José da Silva

Coorientador: Eduardo de Oliveira Lima

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade
Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Exatas, 2026.

1. Troca iônica. 2. F AAS. 3. Tratamento de efluentes. 4. Metais.
5. Sustentabilidade. I. Silva, Júlio César José da, orient. II. Lima,
Eduardo de Oliveira, coorient. III. Título.

Lucas Soares de Moraes

ESTUDO DA ADSORÇÃO DA ESPÉCIE METÁLICA Zn^{2+} EM RESINAS DE TROCA
IÔNICA PARA A REMOÇÃO DE POLUENTES DE EFLUENTES AQUOSOS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Departamento de Química, da Universidade
Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial à
obtenção do grau de bacharel em Química.

Aprovado em 29 de janeiro de 2026

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Júlio César José da Silva

Me. Eduardo de Oliveira Lima

Me. Luiz Henrique Cantarino Adriano

AGRADECIMENTOS

A realização deste Trabalho de Conclusão de Curso só foi possível graças ao apoio, incentivo e colaboração de diversas pessoas e instituições que, de forma direta ou indireta, contribuíram para o desenvolvimento desta pesquisa e para minha formação ao longo de todo o percurso acadêmico. Cada etapa foi marcada por desafios e aprendizados, e não teria sido possível chegar até aqui sem a presença e dedicação daqueles que me acompanharam nessa jornada.

Agradeço primeiramente ao meu orientador, professor Júlio, pela oportunidade de desenvolver este trabalho sob sua orientação. As sugestões, críticas e direcionamentos oferecidos não apenas enriqueceram este estudo, mas também ampliaram minha compreensão sobre o papel da pesquisa acadêmica e sobre a responsabilidade que temos ao produzir conhecimento.

Estendo meus agradecimentos aos professores do curso, que compartilharam saberes valiosos em sala de aula e fora dela. Cada disciplina, cada debate e cada orientação contribuíram para a construção de uma base sólida que sustentou este trabalho. Aos colegas de turma, que estiveram presentes em momentos de discussão e troca de ideias, agradeço pelas críticas construtivas e pelo incentivo constante, que fortaleceram minha formação e ampliaram minha visão acadêmica.

Aos amigos e colegas de pesquisa — Alice, Caroline, Eduardo, Gabriel e Marina — agradeço pela parceria e pela colaboração prática em diferentes etapas do processo. Seja na coleta de dados, na análise de resultados ou nas discussões informais que tantas vezes geraram novas ideias, cada contribuição foi decisiva para que este estudo se concretizasse. O apoio emocional e a motivação oferecida nos momentos de maior dificuldade também foram indispensáveis, tornando o caminho mais leve e possível.

Por fim, este trabalho é dedicado a meu pai, Valtencir Moura de Moraes, como forma de honrar sua memória e reconhecer o impacto profundo que exerceu em minha trajetória pessoal e acadêmica. Sua presença, mesmo após a partida, continua sendo fonte de inspiração e força, lembrando-me diariamente da importância da perseverança, da ética e do amor pelo conhecimento.

RESUMO

Este estudo teve como objetivo investigar a remoção de íons Zn^{2+} de efluentes aquosos utilizando uma resina de troca iônica, com ênfase na otimização dos parâmetros de adsorção, validação do método analítico e aplicação em amostras reais provenientes da flotação reversa de minério de ferro. Inicialmente, as amostras foram submetidas à digestão ácida conforme o método EPA 3005A, envolvendo acidificação com HNO_3 , digestão overnight, adição de HCl e aquecimento controlado, garantindo a solubilização dos metais presentes. A quantificação foi realizada por espectrometria de absorção atômica com chama (F AAS), com otimização dos parâmetros instrumentais e validação baseada em figuras de mérito, apresentando elevada linearidade ($R^2 = 0,9998$), limite de detecção de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ e limite de quantificação de $0,06 \text{ mg L}^{-1}$.

Os estudos de adsorção avaliaram a influência de parâmetros como pH, massa de resina, tempo de contato e concentração inicial do íon metálico. O pH mostrou-se um fator determinante, com eficiência máxima em pH 2,0, onde a competição com íons H^+ é reduzida sem ocorrência de precipitação do Zn^{2+} , atingindo remoções superiores a 97%. A massa de adsorvente também influenciou diretamente o processo, sendo 0,6 g a condição ótima, proporcionando remoções de até 95% para soluções mais concentradas. A cinética de adsorção revelou um processo rápido, com equilíbrio atingido em aproximadamente 20 minutos e remoção superior a 93%. O ajuste aos modelos cinéticos indicou melhor concordância com o modelo de pseudo-segunda ordem ($R^2 = 0,9999$), sugerindo que o mecanismo predominante é de natureza química, associado à troca iônica entre os íons Zn^{2+} e os grupos sulfonatos da resina.

A análise das isotermas de adsorção evidenciou comportamento típico de saturação, sendo os dados bem descritos pelos modelos de Langmuir e Freundlich. O modelo de Langmuir apresentou excelente ajuste ($R^2 = 0,9992$), indicando formação de monocamada e resultando em capacidade máxima de adsorção de aproximadamente $21,66 \text{ mg g}^{-1}$. O modelo de Freundlich também apresentou bom ajuste ($R^2 = 0,9558$), com valor de $n = 5,70$, indicando alta afinidade entre adsorvato e adsorvente e caráter favorável do processo em superfície heterogênea.

Nos ensaios de dessorção, verificou-se que a utilização de solução de HCl 10% (v v^{-1}) foi altamente eficiente, promovendo recuperação próxima a 100% dos íons Zn^{2+} em cerca de

40 minutos, enquanto a solução de 5% apresentou eficiência inferior (68%). Esses resultados demonstram a viabilidade de regeneração e reutilização da resina, contribuindo para a sustentabilidade do processo.

A aplicação do método em amostra real de efluente demonstrou que o Zn^{2+} estava inicialmente abaixo do limite de detecção, sendo necessária a etapa de fortificação da amostra com concentração conhecida do metal para avaliar a eficiência do processo. Após a dopagem, os ensaios de adsorção realizados nas condições otimizadas evidenciaram elevada eficiência de remoção, com valores próximos a 99% e baixa variabilidade experimental ($\text{RSD} = 0,12\%$), confirmando a alta reprodutibilidade do método. Esses resultados demonstram que a resina apresenta excelente desempenho mesmo em matrizes complexas, sendo capaz de remover eficientemente o Zn^{2+} em condições realistas, o que reforça o potencial do processo para aplicação no tratamento de efluentes aquosos e na recuperação seletiva de metais.

Palavras-chave: troca iônica, F AAS, tratamento de efluentes, metais, sustentabilidade.

ABSTRACT

This study aimed to investigate the removal of Zn^{2+} ions from aqueous effluents using an ion exchange resin, with emphasis on optimizing adsorption parameters, validating the analytical method, and applying it to real samples from reverse iron ore flotation. Initially, the samples were subjected to acid digestion according to the EPA 3005A method, involving acidification with HNO_3 , overnight digestion, addition of HCl , and controlled heating, ensuring complete solubilization of the metals present. Quantification was performed by flame atomic absorption spectrometry (F AAS), with optimized instrumental parameters and validation based on figures of merit, showing high linearity ($R^2 = 0,9998$), a detection limit of $0,02 \text{ mg L}^{-1}$, and a quantification limit of $0,06 \text{ mg L}^{-1}$.

The adsorption studies evaluated the influence of parameters such as pH, resin mass, contact time, and initial metal ion concentration. pH was found to be a determining factor, with maximum efficiency at pH 2,0, where competition with H^+ ions is minimized without Zn^{2+} precipitation, achieving removal efficiencies above 97%. The adsorbent mass also directly influenced the process, with 0,6 g identified as the optimal condition, providing removals of up to 95% for more concentrated solutions. Adsorption kinetics revealed a rapid process, with equilibrium reached in approximately 20 minutes and removal efficiencies above 93%. Kinetic

modeling showed better agreement with the pseudo-second-order model ($R^2 = 0,9999$), suggesting that the predominant mechanism is chemical in nature, associated with ion exchange between Zn^{2+} ions and sulfonate groups in the resin.

Adsorption isotherm analysis showed a typical saturation behavior, with data well described by the Langmuir and Freundlich models. The Langmuir model exhibited an excellent fit ($R^2 = 0,9992$), indicating monolayer formation and a maximum adsorption capacity of approximately $21,66 \text{ mg g}^{-1}$. The Freundlich model also showed a good fit ($R^2 = 0,9558$), with an n value of $5,70$, indicating high affinity between adsorbent and favorable adsorption on a heterogeneous surface.

Desorption experiments demonstrated that the use of a $10\% (\text{v v}^{-1})$ HCl solution was highly efficient, achieving nearly 100% recovery of Zn^{2+} ions within approximately 40 minutes, whereas the 5% solution showed lower efficiency (68%). These results confirm the feasibility of resin regeneration and reuse, contributing to the sustainability of the process.

Application of the method to a real effluent sample showed that Zn^{2+} was initially below the detection limit, requiring a spiking step with a known concentration of the metal to evaluate process efficiency. After spiking, adsorption experiments conducted under optimized conditions demonstrated high removal efficiency, with values close to 99% and low experimental variability ($RSD = 0,12\%$), confirming the method's high reproducibility. These results indicate that the resin performs effectively even in complex matrices, efficiently removing Zn^{2+} under realistic conditions, thereby reinforcing its potential application in wastewater treatment and selective metal recovery.

Keywords: ion exchange, F AAS, effluent treatment, metals, sustainability.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Ciclo de flotação reversa de minério de ferro	14
Figura 2. Curva analítica do Zn	23
Figura 3. Resultados do estudo da influência do pH na adsorção	24
Figura 4. Resultados do estudo da influência da massa do adsorvente na adsorção	26
Figura 5. Resultados do estudo de cinética da adsorção da solução de 150 mg/L	30
Figura 6. Resultado para o modelo de pseudo-segunda ordem para o Zn	30
Figura 7. Resultado para o modelo de pseudo-primeira ordem para o Zn.....	32
Figura 8. Resultados do estudo da isoterma da adsorção.....	34
Figura 9. Resultado dos parâmetros de Langmuir $1/q$ versus $1/C_e$	35
Figura 10. Resultado dos parâmetros de Langmuir C_e/q versus C_e	36
Figura 11. Resultado dos parâmetros de Freundlich $\log q$ versus $\log C_e$	38
Figura 12. Resultados de dessorção utilizando 50 mL de HCl 5% e HCl 10% v/v	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Figuras de mérito do método e quantificação por F ASS	22
Tabela 2. Resultados do estudo da influência do pH na adsorção	24
Tabela 3. Resultados do estudo da influência da massa do adsorvente na adsorção	26
Tabela 4. Resultados do estudo de cinética da adsorção da solução de 150 mg/L	29
Tabela 5. Resultados para o estudo da cinética da adsorção do Zn	32
Tabela 6. Resultados do estudo da isoterma da adsorção	34
Tabela 7. Resultado das isotermas de adsorção de Langmuir	37
Tabela 8. Resultado das isotermas de adsorção de Freundlich	38
Tabela 9. Resultados de dessorção utilizando 50 mL de HCl 5% e 10% v/v	40
Tabela 10. Resultados do processo de digestão da amostra (n = 3).....	42
Tabela 11. Resultado para a adsorção na amostra de efluente (n = 3).....	43

LISTA DE ABREVIACÕES

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional de Águas
C _o	Concentração Característica
CONAMA	Concelho Nacional do Meio Ambiente
EPA	Agência de Proteção Ambiental (Environmental Protection Agency)
F ASS	Espectrometria de Absorção Atômica com Chama (Flame Atomic Absorption Spectrometry)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
LD	Limite de Detecção
LQ	Limite de Quantificação
OMS	Organização Mundial da saúde (WHO - World Health Organization)
UFJF	Universidade Federal de Juiz de Fora

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	14
2.1 Objetivos gerais	14
2.2 Objetivos específicos	14
3. METODOLOGIA	14
3.1 Amostragem	15
3.2 Equipamentos e acessórios	16
3.3 Reagentes e soluções.....	17
3.4 Preparo do adsorvente.....	17
3.5 Preparo do adsorvato.....	17
3.6 Processo de adsorção	18
3.7 Figuras de mérito do método e quantificação por F AAS	18
3.8 Processo de dessorção	20
3.9 Processo de digestão das amostras.....	20
3.10 Análise das amostras.....	21
4. RESULTADOS OBTIDOS	22
4.1 Figuras de mérito do método e quantificação por F AAS	22
4.2 Otimização dos parâmetros de adsorção	23
4.2.1 Efeito do pH.....	23
4.2.2 Efeito da massa de resina.....	25
4.2.3 Cinética da adsorção	26
4.3 Isoterma de adsorção.....	31
4.3.1 Isoterma de Langmuir.....	34
4.3.2 Isoterma de Freundlich	36
4.4 Processo de dessorção	38
4.5 Preparo da amostra.....	40
4.6 Adsorção na amostra de efluente	41
5. CONCLUSÃO	43
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	44

1. INTRODUÇÃO

A contaminação de corpos d'água por metais pesados é uma problemática ambiental e de saúde pública amplamente reconhecida em diferentes regiões do Brasil (ANA, 2017). Esses contaminantes podem ser introduzidos tanto por meio de atividades industriais, agrícolas, mineração e esgotos urbanos, quanto por processos de intemperismo por conta de minerais como a esfalerita (ZnS) persistindo no meio ambiente devido à sua natureza não biodegradável (BRASIL, 2021; Araujo, 2018). Embora espécies metálicas como o Zn^{2+} sejam essenciais em baixas concentrações, seu excesso em ambientes aquáticos pode causar impactos negativos tanto à fauna quanto à qualidade da água, impactando inclusive os seres humanos (MALM, 1986; Xie et al., 2016).

De acordo com a Resolução CONAMA n° 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e estabelece padrões de qualidade, o limite máximo permitido para zinco em águas de classe 2, ou seja, as águas de tratamento intermediário voltadas tanto para consumo humano quanto para proteção da vida aquática, é de $0,18 \text{ mg L}^{-1}$ (CONAMA, 2005). Esse valor serve como referência para monitoramento e controle da poluição hídrica no Brasil.

A presença de zinco na forma de Zn^{2+} em sistemas aquáticos, mesmo em baixas concentrações, pode causar toxicidade aguda para organismos presentes nesses ecossistemas, inibindo o crescimento de algas, causando danos as brânquias de peixes e alterando a estrutura das comunidades bentônicas, como mangues e recifes de corais (SPRAGUE, 1971; Dane, 2025). Em concentrações elevadas, o zinco pode interferir na osmorregulação e na respiração de peixes, além de afetar a reprodução de diversas espécies aquáticas. Para seres humanos, o consumo de água com níveis elevados de zinco pode causar problemas gastrointestinais e, a longo prazo, levar a desequilíbrios no sistema imune e à deficiência de cobre (SALLES et al., 2007; AGNEW; SLESINGER, 2020). Segundo as diretrizes da Organização Mundial da saúde (OMS) para qualidade da água potável, o valor guia para zinco é de 3 mg L^{-1} . O íon Zn^{2+} , em excesso, compromete a qualidade da água para consumo humano, uso industrial e, principalmente, na manutenção da vida nos ambientes aquáticos, além de interferir nos processos biogeoquímicos naturais (CHAPMAN, 1992; WHO, 2021).

Visando combater a contaminação por este íon, existe uma grande variedade de técnicas que podem ser empregadas, como processos físico-químicos de precipitação, extração por

solventes, troca iônica e adsorção que podem ser empregadas (Jimenez; Bosco; Carvalho, 2004). Atualmente o método mais comumente utilizado é a precipitação do Zn^{2+} por meio de reagentes químicos e controle do pH, não sendo adequado para realizar a descontaminação de pequenas concentrações desse íon metálico em grande quantidade de efluentes, pois apresenta baixa eficiência na remoção em níveis traço e gera elevado consumo de reagentes e lodo residual, tornando o processo economicamente e ambientalmente desfavorável (Ferrazzo et al., 2018).

À vista disso, a utilização de resinas catiônicas que possuem grupos sulfônicos tem se mostrado eficaz na remoção de diversos íons como Zn^{2+} de efluentes aquosos por adsorção. Essas resinas, devido à alta afinidade dos grupos sulfonatos por cátions divalentes, promovem uma troca iônica seletiva, onde os íons metálicos são substituídos por H^+ ou Na^+ . Estudos demonstram que o processo de adsorção de íons metálicos é mais eficiente em pH ácido entre 3 e 6, faixa na qual esses íons permanecem predominantemente em forma livre, minimizando a competição com outros cátions (FU; WANG, 2011).

Considerando os aspectos discutidos acima, este projeto buscou avaliar a eficiência da resina catiônica AMBERLITE IR 120, uma resina de troca iônica, na adsorção de Zn^{2+} investigando as condições ótimas de adsorção para esse íon e a viabilidade de aplicação no tratamento de uma amostra de efluente.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivos gerais

Estudar a eficiência da resina AMBERLITE IR 120 na remoção do íon metálico Zn^{2+} de efluentes aquosos utilizando uma resina de troca iônica.

2.2 Objetivos específicos

Otimizar os parâmetros instrumentais do F AAS para a análise dos analitos;

Otimizar os parâmetros de adsorção da resina para o Zn^{2+} (pH, massa, cinética e capacidade máxima de adsorção);

Avaliar a capacidade de dessorção da resina;

Realizar a aplicação do método proposto em amostras reais de efluentes gerados na etapa de flotação reversa do minério de ferro.

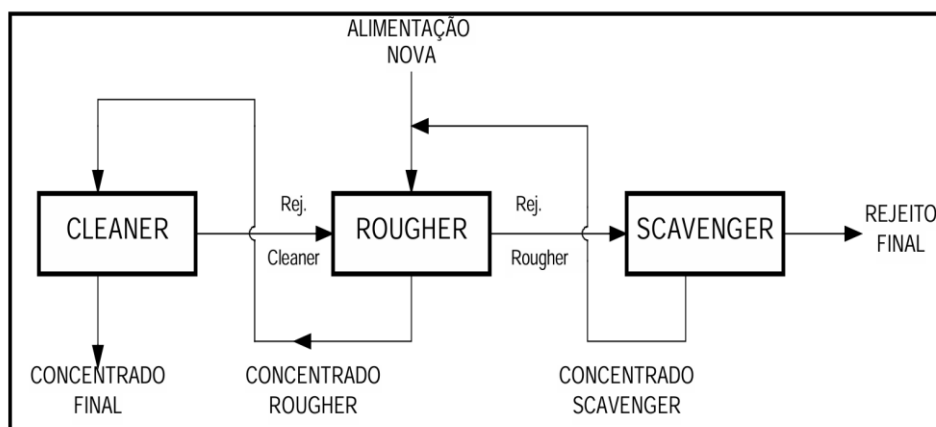
3. METODOLOGIA

3.1 Amostragem

As amostras de efluentes de flotação reversa de ferro utilizadas no projeto foram obtidas através de um projeto de extensão em pesquisa com uma empresa da área de mineração e estavam disponíveis no Laboratório Baccan de Química Analítica.

O processo ilustrado pelo fluxograma na Figura 1 representa um circuito típico de flotação reversa para o beneficiamento de minério de ferro. Diferente da flotação convencional, neste método não se busca flotar o mineral valioso, mas sim os minerais de ganga, em especial a sílica. Para isso, a polpa é condicionada com reagentes específicos, como aminas, que tornam as partículas de sílica hidrofóbicas, e amido, que atua como depressor, impedindo a flotação do ferro. O circuito é dividido em estágios sequenciais que visam à purificação progressiva do concentrado.

Figura 1. Ciclo de flotação reversa de minério de ferro



Fonte: CHAVES; LEAL FILHO; BRAGA (2010)

O processo inicia-se no estágio denominado Cleaner (Limpeza). Aqui, a polpa afluenta, já quimicamente preparada, é submetida à flotação. As partículas de sílica, agora hidrofóbicas, aderem às bolhas de ar e formam uma espuma que é removida como um primeiro rejeito. O produto que permanece na polpa, chamado de concentrado do Cleaner, possui um teor de ferro

mais elevado, mas ainda contém impurezas residuais. Este material, então, segue para o próximo estágio (LIMA, 2017).

Este próximo estágio é o Rougher (Desbastador), que recebe o concentrado do Cleaner. Sua função é realizar uma flotação mais abrangente para recuperar a maior quantidade possível de minério de ferro, removendo uma parcela adicional de sílica. A espuma formada é novamente removida como rejeito, enquanto o produto de fundo, agora enriquecido, é chamado de concentrado Rougher. Para maximizar a recuperação do metal valioso, os rejeitos deste e do estágio anterior podem ser redirecionados (LIMA, 2017).

O estágio seguinte, chamado Scavenger (Caçador), tem uma função de varredura ou recuperação final. Ele processa principalmente os rejeitos dos estágios anteriores ou uma parcela do concentrado, com o objetivo de "caçar" e recuperar qualquer partícula de ferro que possa ter sido inadvertidamente arrastada para os rejeitos. O material flotado no Scavenger é frequentemente reciclado para o estágio Rougher, fechando um laço de reciclagem que aumenta a eficiência global do circuito. A espuma do Scavenger constitui o rejeito final do processo, rico em sílica e pobre em ferro, que é descartado para a barragem (LIMA, 2017).

O produto valioso, o concentrado de minério de ferro com alto teor metálico e baixo teor de sílica, é obtido como o produto de fundo do circuito após esses estágios de purificação. Esse concentrado atende às especificações necessárias para as etapas subsequentes, como a pelletização, enquanto a ganga silicosa é continuamente removida como espuma ao longo dos estágios Cleaner, Rougher e Scavenger, culminando no rejeito final.

Além desse processo de flotação, a água do circuito foi submetida a ciclos sucessivos de reuso, com o objetivo de reduzir o consumo hídrico e promover uma operação mais sustentável. Nesse contexto, foram estudados 10 ciclos de recirculação, dos quais amostras até o ciclo 5 estavam disponíveis para análise. Para os ensaios de adsorção, foi selecionada especificamente a amostra do quinto ciclo. Essa escolha se justifica pela tendência de que a eficiência do processo diminui gradualmente à medida que a água é reutilizada, resultando em um acúmulo mensurável de reagentes, íons e finos minerais na solução. Dessa forma, o ciclo 5 representa um ponto intermediário representativo do desgaste do sistema, permitindo avaliar o desempenho dos adsorventes sob condições em que o processo ainda é eficiente, mas já apresenta um desafio químico definido, simulando um cenário realista de operação com água recirculada.

3.2 Equipamentos e acessórios

Para o desenvolvimento deste trabalho foram utilizados balança analítica de precisão $\pm 0,0001$ g (ME204, Mettler Toledo, Suíça); mesa agitadora orbital (TE141, Tecnal, Brasil); espectrômetro de absorção atômica (Solaar Série M5, Thermo Scientific, EUA); agitador magnético com aquecimento (Q261-22, Quimis, Brasil); pHmetro (FiveEasy F20, Mettler Toledo, Suíça); e deionizador (Purelab Select-Q, Elga, Inglaterra), que estão disponíveis nas dependências do Departamento de Química ou no Laboratório Baccan de Química Analítica, onde o projeto foi executado.

Também foram utilizadas vidrarias e demais materiais de uso comum descontaminados para a preparação de soluções, sendo estes de precisão ou não, que também estão disponíveis nos mesmos locais.

3.3 Reagentes e soluções

Para a realização deste projeto, foram utilizados resina de troca iônica AMBERLITE IR 120 Supelco, solução de ácido clorídrico 37% PA ANIDROL, solução ácido nítrico 65% PA VETEC QUÍMICA FINA LTDA, solução padrão de manganês 1000 mg L^{-1} SpecSol, solução padrão de zinco 1000 mg L^{-1} SpecSol, solução padrão de sódio 1000 mg L^{-1} SpecSol, solução padrão de potássio 1000 mg L^{-1} SpecSol, solução padrão de ferro 1000 mg L^{-1} Supelco, cloreto de manganês (II) tetrahidratado PA sólido Vetec, cloreto de magnésio hexahidratado PA sólido Sigma Aldrich, cloreto de zinco PA sólido Vetec e cloreto de sódio PA sólido Sigma Aldrich.

3.4 Preparo do adsorvente

Para remover potenciais contaminações, a resina foi submetida a um processo de ativação. Assim, a resina foi imersa em solução de ácido clorídrico 10% durante 24 horas com a finalidade de ocupar os sítios ativos com íons H^+ . Após esse período, a resina foi então filtrada a vácuo e lavada com aproximadamente 1,5 litros de água deionizada, até atingir um pH próximo de 5,5 e garantindo a remoção do excesso de íons livres. Em seguida, a resina foi levada para a estufa a 60°C para remoção da umidade, preparando-a para os experimentos subsequentes.

3.5 Preparo do adsorvato

Antes de iniciar os testes com as amostras reais, foram utilizadas amostras simuladas, soluções preparadas com concentrações conhecidas de Zn^{2+} , a fim de otimizar o método de adsorção. Os padrões foram preparados a partir do sal de cloreto de zinco. As concentrações iniciais definidas para o preparo destas amostras simuladas foram de 50, 100 e 150 mg L^{-1} . Posteriormente, foram preparadas outras soluções com concentrações mais elevadas (300, 450 e 600 mg L^{-1}) para a construção da isoterma de adsorção.

3.6 Processo de adsorção

Para a realização dos ensaios de adsorção, diferentes massas da resina ativada foram colocadas em contato com as soluções padrão de Zn^{2+} , sob agitação constante, utilizando a mesa agitadora orbital. Esta etapa, envolve a troca iônica, onde a resina irá liberar íons H^+ provenientes do processo de ativação com o ácido clorídrico, adsorvendo os cátions Zn^{2+} presentes na fase aquosa. Para otimizar as condições ideais para a adsorção, foram realizados estudos variando os seguintes parâmetros: tempo de contato do adsorvato com o adsorvente (de 0 a 240 minutos), massa de adsorvente (0,2 a 0,6 g) e pH (1,0 a 4,0) da solução. Os experimentos foram conduzidos utilizando soluções padrão de Zn^{2+} com concentrações de 50, 100 e 150 mg L^{-1} , e ao final de cada teste foram coletadas alíquotas das soluções para serem analisadas no F AAS.

3.7 Figuras de mérito do método e quantificação por F AAS

Foram calculados parâmetros de mérito como exatidão, precisão e linearidade. Para o cálculo ou obtenção dos limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) foram utilizadas soluções do branco analítico, correspondente ao procedimento de preparo das amostras. O limite de detecção foi calculado pela Equação 1, de acordo com as recomendações do INMETRO (INMETRO, 2020).

$$LD = \left(\frac{3 \cdot s}{a} \right) \quad (1)$$

Onde (s) representa o desvio padrão das leituras de soluções do branco analítico e (a) a inclinação da curva analítica.

Já o LQ foi obtido pela Equação 2, sendo que após seu cálculo o valor encontrado foi testado utilizando amostras independentes, para confirmar se o valor estimado é representativo e corresponderá a leituras com precisão adequada (INMETRO, 2020).

$$LQ = \left(\frac{10 \cdot s}{a} \right) \quad (2)$$

A Concentração Característica (C_0) é uma figura de mérito que representa a concentração do analito necessária para produzir um sinal de absorbância de 0,0044 (correspondente a 1% de absorção) em espectrometria de absorção atômica, sendo útil para avaliar a sensibilidade do método analítico (THERMO ELECTRON CORPORATION, 2006). Ela está diretamente relacionada à inclinação da curva analítica e pode ser calculada utilizando a seguinte Equação 3:

$$C_0 = \left(\frac{0,0044 - b}{a} \right) \quad (3)$$

Onde (b) é o coeficiente linear da curva analítica.

A quantificação dos íons Zn^{2+} nas amostras foi realizada por meio de uma curva de calibração, construída a partir de soluções padrão de Zn^{2+} de concentrações conhecidas, como mostra as Equações 4 e 5.

$$A = (a \cdot C) + b \quad (4)$$

$$C = \left(\frac{A - b}{a} \right) \quad (5)$$

Sendo (A) a absorbância medida, (C) a concentração de Zn^{2+} , (a) a inclinação da reta e (b) o valor de intercepção da reta com o eixo y (coeficiente linear).

A fim de facilitar a comparação entre os resultados entre os resultados obtidos para as diferentes amostras, uma vez que as amostras foram submetidas a diferentes diluições, a quantidade de Zn^{2+} adsorvido foi expressa em termos de massa (m_{Zn}). Essa massa foi calculada a partir da concentração de Zn^{2+} na solução (C_{Zn}) e o volume da alíquota utilizada para a análise (V), conforme a Equação 6 (SKOOG et al., 2014).

$$m_{Zn} = C_{Zn} \cdot V \quad (6)$$

A quantidade de íons metálicos adsorvidos pela resina (m_{Ad}), ou seja, a quantidade de cátions que a resina foi capaz de reter em sua superfície, foi determinada pela diferença entre a massa inicial de metal presente na solução (m_i) e a massa de metal remanescente na solução após o processo de adsorção (m_e). Como demonstrado na Equação 7 (RUTHVEN, 1984).

$$m_{Ad} = m_i \cdot m_e \quad (7)$$

A partir da massa de Zn^{2+} adsorvida, foram calculados a porcentagem de adsorção (*Adsorção*) e capacidade de adsorção da resina (*q*), utilizando as Equações 8 (SPARKS, 2003) e 9 (FU; WANG, 2011), respectivamente.

$$Adsorção = \left(\frac{m_{Ad}}{m_i} \right) \cdot 100 \quad (8)$$

$$q = \left(\frac{m_{Ad}}{m_R} \right) \quad (9)$$

Onde m_R representa a massa de resina utilizada no processo de adsorção. A porcentagem de remoção (*Adsorção%*) indica a eficiência do processo de adsorção, enquanto a capacidade de adsorção (*q*) expressa a quantidade de metal adsorvido por unidade de massa do adsorvente, sendo um parâmetro importante para a avaliação do desempenho do material adsorvente.

3.8 Processo de dessorção

Durante o processo de dessorção, ocorre a troca iônica entre os íons adsorvidos pelos íons H^+ da solução ácida. Desta forma, para avaliar a eficiência da dessorção, as amostras de resina saturadas com íons zinco foram submetidas a agitação constante com soluções de ácido clorídrico nas concentrações de 5% e 10% v v⁻¹. Para monitorar a liberação dos íons Zn^{2+} adsorvidos, foram coletadas alíquotas dessas soluções em intervalos de tempo regulares (0 a 120 minutos).

3.9 Processo de digestão das amostras

A amostra de efluente foi previamente homogeneizada e, em seguida, foram transferidos 50 mL para tubos Falcon de mesmo volume, devidamente limpos e descontaminados. As soluções foram acidificadas com ácido nítrico a 1% (v v⁻¹) e posteriormente submetidas à centrifugação a 4000 rpm por 15 minutos, com a finalidade de promover a separação de material particulado. Após a centrifugação, foram retiradas alíquotas de 25 mL do sobrenadante para o procedimento de digestão.

As alíquotas foram transferidas para três béqueres de vidro borossilicato, caracterizando a digestão em triplicata, conforme o método EPA 3005A (UNITED STATES

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1992). Paralelamente, foi preparado um branco de reagentes, constituído de água deionizada submetida às mesmas etapas de acidificação, centrifugação e digestão, com a finalidade de controle de possíveis contaminações e interferências provenientes dos reagentes e do material de laboratório.

Em cada béquer contendo 25 mL de amostra, foi inicialmente adicionado 2,5 mL de ácido nítrico concentrado (HNO_3). Após essa etapa, os sistemas foram mantidos em digestão *overnight* por aproximadamente 12 horas, fora da chapa aquecedora, promovendo a oxidação da matéria orgânica e a solubilização dos metais presentes na amostra.

Após o período de digestão, foi adicionado 1,25 mL de ácido clorídrico concentrado (HCl) a cada sistema e os béqueres foram levados à chapa aquecedora mantida a 95 °C para continuidade do processo, mantendo aquecimento controlado, até a redução do volume para aproximadamente 5 mL, evitando-se a secagem completa do material.

Concluída a digestão, os béqueres foram retirados da chapa e resfriados à temperatura ambiente. Os conteúdos foram transferidos quantitativamente para balões volumétricos de 25 mL, realizando-se lavagens sucessivas dos béqueres com água deionizada, assegurando a completa transferência do material digerido. O volume final foi ajustado com água deionizada. As amostras digeridas, bem como o branco de reagentes, foram acondicionadas em frascos adequados e mantidas sob condições apropriadas até a determinação dos metais por F AAS.

3.10 Análise das amostras

Com a solução de Zn^{2+} previamente preparada, foi selecionado o comprimento de onda adequado para o analito (213,9 nm para zinco), além de ajustar a lâmpada de cátodo oco correspondente. Os parâmetros instrumentais, como fluxo de gases ($1,2 \text{ L min}^{-1}$), altura do queimador (7,0 mm) e largura de fenda (0,2 nm), também foram otimizados para garantir máxima absorbância e estabilidade do sinal analítico.

Após esses ajustes, foram realizadas as leituras das soluções da curva analítica. Em seguida, as soluções amostrais foram nebulizadas e suas absorbâncias registradas. As concentrações de Zn^{2+} presentes nas amostras foram determinadas por interpolação dos valores obtidos na curva de calibração construída previamente. Quando necessário, foram realizadas diluições para manter as leituras dentro do intervalo linear do método.

4. RESULTADOS OBTIDOS

4.1 Figuras de mérito do método e quantificação por F AAS

Durante o processo de validação do método analítico empregado para a determinação de íons Zn^{2+} por F AAS, foram cuidadosamente avaliadas as principais figuras de mérito, assegurando a confiabilidade e a robustez dos resultados obtidos nos ensaios de adsorção e dessorção, os quais podem ser observados na Tabela 1 e Figura 2.

Tabela 1. Figuras de mérito do método e quantificação por F ASS

LD (mg L ⁻¹)	LQ (mg L ⁻¹)	C _o (mg L ⁻¹)	^a Sensibilidade	^b Intercepto	R ²
0,02	0,06	0,02	0,1793	0,0018	0,9998

^acoeficiente angular da curva analítica, ^bcoeficiente linear da curva analítica.

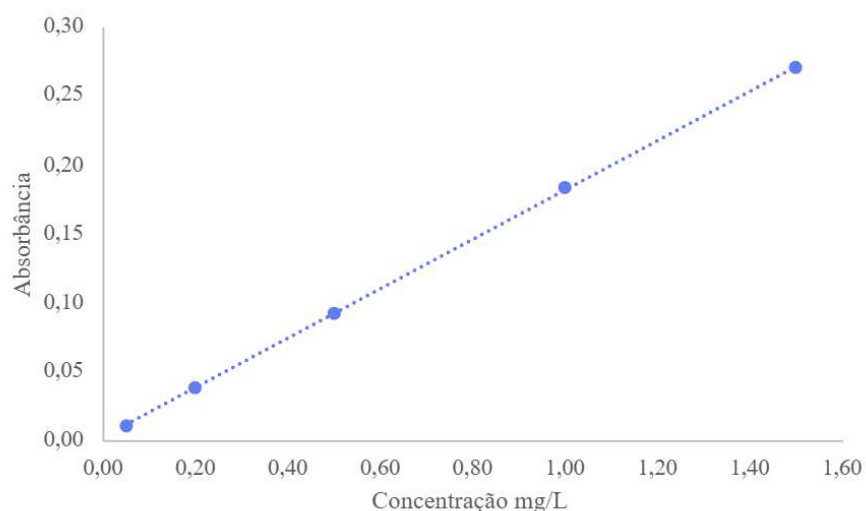
Fonte: elaborado pelo autor (2025)

O LD foi estabelecido conforme as recomendações do INMETRO, resultando em 0,02 mg L⁻¹, valor que demonstra a capacidade do método em identificar concentrações extremamente baixas do analito. De forma complementar, o LQ, calculado pela mesma metodologia, apresentou valor de 0,06 mg L⁻¹, confirmando a sensibilidade adequada para a faixa de concentrações investigada e garantindo precisão nas determinações.

A C_o, correspondente à absorvância de 1% da radiação incidente, foi determinada em 0,02 mg L⁻¹. Esse resultado demonstra a boa sensibilidade do método e confirma a eficiência do sistema de detecção para o íon Zn^{2+} , evidenciando que o equipamento responde de forma adequada mesmo a baixas concentrações do analito.

Adicionalmente, a linearidade da curva analítica foi rigorosamente verificada no intervalo de concentrações estudado, apresentando coeficiente de correlação de 0,9998. A sensibilidade foi de 0,1793 e o intercepto de 0,0018, confirmando a proporcionalidade entre a resposta instrumental e a concentração do analito, assegurando que as determinações sejam não apenas confiáveis, mas também representativas da realidade experimental.

Figura 2. Curva analítica do Zn^{2+}



Fonte: elaborado pelo autor (2025)

Em síntese, os parâmetros avaliados demonstram que o método desenvolvido possui elevada robustez, precisão e sensibilidade, sendo plenamente adequado para a quantificação de Zn^{2+} em amostras de efluentes aquosos submetidos a tratamento com resinas de troca iônica.

4.2 Otimização dos parâmetros de adsorção

4.2.1 Efeito do pH

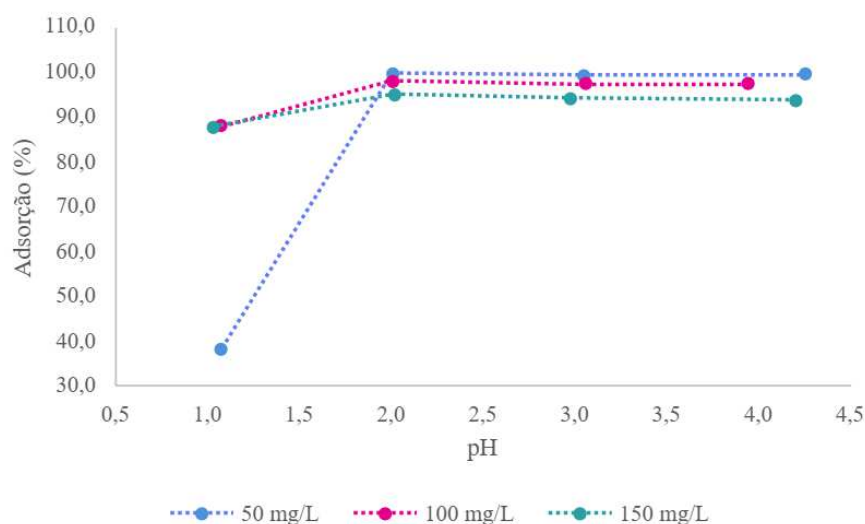
Para avaliar a influência da acidez do meio na eficiência do processo, realizou-se um estudo variando o pH da solução de Zn^{2+} entre 1,0 e 4,0, mantendo constantes a massa de resina (0,6 g), o tempo de contato (60 minutos) e o volume da solução (50 mL). Os resultados obtidos para as diferentes concentrações do íon metálico são apresentados na Tabela 2 e Figura 3.

Tabela 2. Resultados do estudo da influência do pH na adsorção

50 (mg L ⁻¹)			100 (mg L ⁻¹)			150 (mg L ⁻¹)		
pH	Adsorção (%)	%RSD	pH	Adsorção (%)	%RSD	pH	Adsorção (%)	%RSD
1,1	38,2	5,71	1,1	87,8	0,49	1,0	87,7	0,05
2,0	99,6	0,02	2,0	97,9	0,01	2,0	94,8	0,19
3,1	99,1	0,59	3,1	97,2	0,45	3,0	93,9	0,03
4,3	99,2	0,39	3,9	97,2	0,26	4,2	93,6	0,22

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

Figura 3. Resultados do estudo da influência do pH na adsorção



Condições: velocidade de agitação = 250 rpm, tempo de agitação = 60 minutos, volume da solução = 50 mL e massa de resina = 0,6 g.

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

A análise do efeito do pH revelou que este parâmetro exerce influência no processo de troca iônica. A eficiência de adsorção apresentou uma dependência não linear, com um aumento acentuado ao se elevar o pH de 1,0 para 2,0, seguido de uma estabilização em valores elevados até pH 4,0. Pehlivan e Altun (2006) explicam este comportamento característico pelos equilíbrios competitivos na interface sólido-líquido. Em pH fortemente ácido (pH 1,0), a elevada concentração de íons H⁺ em solução compete diretamente e de forma intensa com os

cátions Zn^{2+} pelos sítios de troca dos grupos sulfonato da resina, resultando em uma baixa eficiência, principalmente na menor concentração de metal (38,2% a 50 mg L^{-1}).

O pH ótimo de 2,0 representa um ponto de equilíbrio onde a concentração de H^+ é suficientemente reduzida para minimizar essa competição deletéria, sem, no entanto, promover a precipitação de Zn^{2+} como hidróxido, que ocorreria em pH mais alcalino. Nesta condição, conforme descrevem Demeyer et al. (2022), a força motriz para a troca iônica é maximizada, permitindo que os íons Zn^{2+} , que possuem maior carga e afinidade pelos sítios, desloquem eficientemente os íons H^+ remanescentes. A robustez do processo em pH entre 2,0 e 4,0, especialmente para as maiores concentrações de Zn^{2+} , demonstra que uma vez superada a barreira da competição por H^+ , a adsorção se torna altamente eficiente e pouco sensível a variações moderadas de acidez.

4.2.2 Efeito da massa de resina

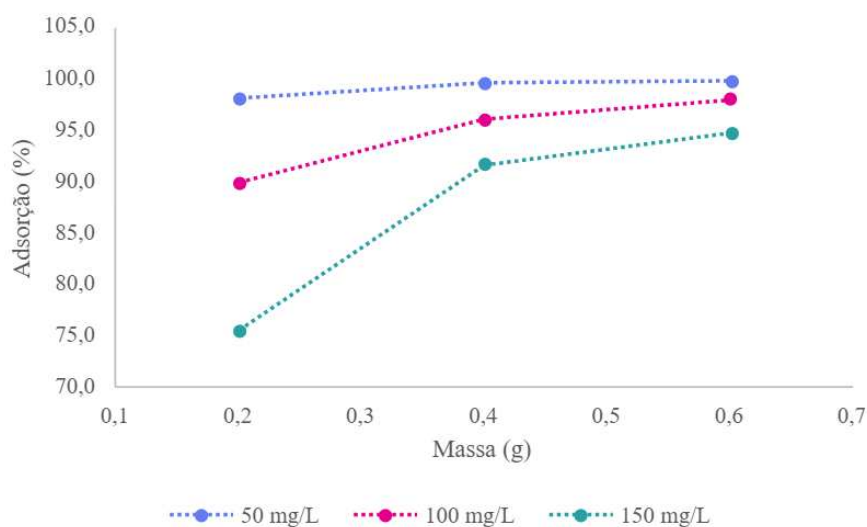
Para investigar a influência da quantidade de adsorvente na eficiência do processo, realizou-se um estudo variando a massa de resina entre 0,2 e 0,6 g, mantendo constantes o pH (2,0), o tempo de contato (40 minutos) e o volume da solução (50 mL) para diferentes concentrações de Zn^{2+} (50, 100 e 150 mg L^{-1}). Os resultados obtidos para a porcentagem de adsorção em função da massa de resina são apresentados na Tabela 3 e Figura 4.

Tabela 3. Resultados do estudo da influência da massa do adsorvente na adsorção

Massa (g)	50 (mg L^{-1})		100 (mg L^{-1})		150 (mg L^{-1})	
	Adsorção (%)	%RSD	Adsorção (%)	%RSD	Adsorção (%)	%RSD
0,2	98,0	0,27	89,8	1,68	75,5	2,43
0,4	99,5	0,01	95,9	0,29	91,5	0,46
0,6	99,6	0,02	97,9	0,01	94,6	0,19

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

Figura 4. Resultados do estudo da influência da massa do adsorvente na adsorção



Condições: velocidade de agitação = 250 rpm, tempo de agitação = 40 minutos, volume da solução = 50 mL e pH da solução = 2,0.

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

A avaliação do efeito da massa de resina confirmou a dependência direta entre a quantidade de adsorvente e a eficiência do processo. O aumento consistente na porcentagem de adsorção com o incremento da massa de 0,2 g para 0,6 g, observado para todas as concentrações de Zn^{2+} testadas, é atribuído à maior disponibilidade de sítios ativos (grupos sulfonato) para a troca iônica.

Nota-se que o ganho de eficiência não é linear. O aumento expressivo ocorreu ao elevar a massa de 0,2 g para 0,4 g, particularmente para a concentração mais alta de 150 mg L^{-1} , onde a adsorção saltou de 75,5% para 91,5%. Esse salto expressivo indica que, com 0,2 g, a quantidade de sítios ativos era insuficiente (limitante) para a quantidade de íons em solução. A etapa seguinte, de 0,4 g para 0,6 g, proporcionou um incremento menor nas porcentagens de remoção, sugerindo uma aproximação da saturação dos sítios disponíveis e uma otimização do uso do material.

Portanto, a massa de 0,6 g foi estabelecida como condição ótima, pois garantiu as mais altas eficiências de remoção (94,6%) para todo o intervalo de concentração estudado, representando um equilíbrio entre desempenho máximo e emprego eficiente do adsorvente.

4.2.3 Cinética da adsorção

O estudo da cinética de adsorção é essencial para compreender a dinâmica do processo e identificar os mecanismos que controlam a taxa de remoção do adsorvato. Entre os modelos cinéticos mais aplicados destacam-se o de pseudo-primeira ordem e o pseudo-segunda ordem.

O modelo de pseudo-primeira ordem, proposto por Lagergren (LAGERGREN, 1898; REVELLAME et al., 2020), considera que a taxa de adsorção é proporcional à diferença entre a capacidade de equilíbrio e a quantidade adsorvida em determinado tempo. Quimicamente, isso significa que o processo de adsorção ocorre de forma rápida no início, quando há muitos sítios ativos disponíveis na superfície do adsorvente, e vai diminuindo gradualmente à medida que esses sítios vão sendo ocupados. A velocidade da adsorção, portanto, depende diretamente do “quanto falta” para atingir o equilíbrio: quanto maior a diferença entre a quantidade já adsorvida e a capacidade máxima de adsorção, maior será a taxa. Ainda segundo os autores, no equilíbrio, quando $q_t = q_e$, a taxa se torna nula, indicando que não há mais adsorção líquida ocorrendo. Esse modelo é particularmente útil para descrever sistemas em que a cinética é controlada pela transferência de massa inicial, sem considerar interações químicas complexas entre adsorvato e adsorvente, sendo frequentemente associado a processos de adsorção física (fisisorção). A forma linearizada dessa equação pode ser expressa pela Equação 10, dada pelas capacidades de adsorção no equilíbrio (q_e) e no tempo t (q_t), onde K_1 (min^{-1}) corresponde à constante de taxa de adsorção.

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{K_1}{2,303} \cdot t \quad (10)$$

Por outro lado, o modelo de pseudo-segunda ordem (HO; MCKAY, 1999; REVELLAME et al., 2020) pressupõe que a taxa de adsorção é proporcional ao quadrado da diferença entre a capacidade de equilíbrio e a quantidade adsorvida, o que indica que o processo é controlado por mecanismos químicos, envolvendo compartilhamento ou troca de elétrons entre adsorvente e adsorvato, como na quelação ou troca iônica. Dessa forma, este modelo está classicamente associado a processos de adsorção química (quimisorção). A equação linearizada é mostrada na Equação 11.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 \cdot q_e^2} + \frac{1}{q_e} \cdot t \quad (11)$$

O ajuste experimental desses modelos é avaliado pela linearidade dos gráficos e pelo coeficiente de correlação (R^2). De modo geral, o modelo de pseudo-segunda ordem costuma descrever de forma mais adequada os processos de adsorção em fase líquida.

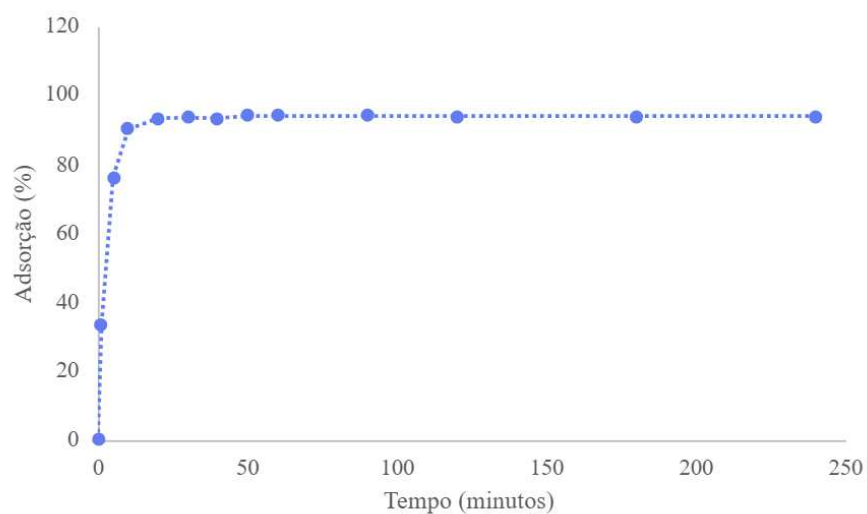
Com o intuito de obter informações mais detalhadas sobre a cinética de adsorção, realizou-se um estudo mais aprofundado utilizando a solução de 150 mg L^{-1} nas condições ótimas já descritas por um intervalo de tempo estendido de 0 a 240 minutos. O perfil de adsorção obtido evidenciou um aumento rápido da quantidade de Zn^{2+} adsorvida nos primeiros minutos de contato, seguido de uma estabilização. Neste cenário, o tempo de contato de 20 minutos se provou ser o suficiente para atingir o equilíbrio de adsorção, ou seja, o ponto em que a quantidade de Zn^{2+} adsorvida não se altera significativamente com o tempo, indicando que os sítios ativos da resina já estavam saturados. Os resultados estão disponíveis na Tabela 4 e Figura 5.

Tabela 4. Resultados do estudo de cinética da adsorção da solução de 150 mg L^{-1}

Tempo (minutos)	Adsorção (%)	%RSD
0	0,0	0,00
1	33,3	6,96
5	75,9	2,03
10	89,9	1,27
20	93,1	0,41
30	93,3	0,11
40	93,2	0,02
50	93,9	0,86
60	94,0	0,63
90	94,0	0,36
120	93,6	0,58
180	93,7	0,77
240	93,8	0,66

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

Figura 5. Resultados do estudo de cinética da adsorção da solução de 150 mg L^{-1}

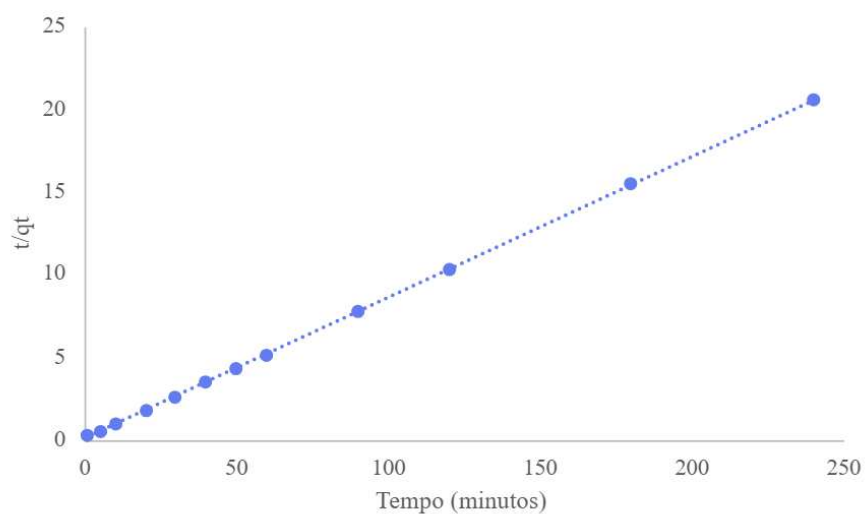


Condições: velocidade de agitação = 250 rpm, volume da solução = 50 mL,
massa de resina = 0,6 g e pH da solução = 2,0.

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

A análise dos dados cinéticos revela que o modelo de pseudo-segunda ordem descreve o processo de forma mais adequada. A superioridade deste modelo é evidenciada pelo coeficiente de determinação (R^2) de 0,9999, observado no Figura 6 e pela elevada concordância entre a capacidade de adsorção no equilíbrio calculada ($11,72 \text{ mg g}^{-1}$) e o valor experimental ($12,31 \text{ mg g}^{-1}$), presentes na Tabela 5. Tal ajuste sugere que a cinética é governada por mecanismos químicos, como a troca iônica, condizente com a natureza da resina catiônica utilizada.

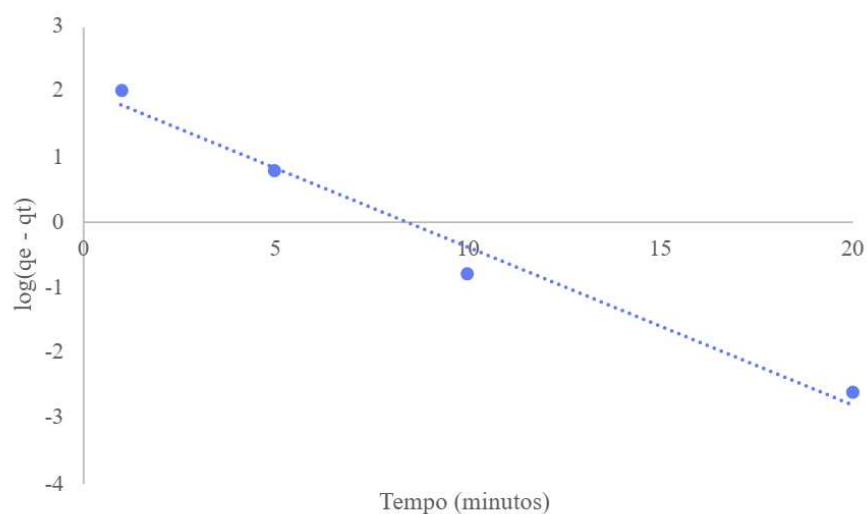
Figura 6. Resultado para o modelo de pseudo-segunda ordem para o Zn^{2+}



Fonte: elaborado pelo autor (2025)

Em contraste, o modelo de pseudo-primeira ordem, embora apresentando um R^2 aceitável (0,9794), subestimou significativamente a capacidade de equilíbrio ($7,63 \text{ mg g}^{-1}$), o que pode ser observado na Tabela 5 e Figura 7. Esta discrepância, associada à rápida estabilização do sistema (com 93% de adsorção atingida em 20 minutos), resultou em uma série limitada de pontos válidos para o ajuste linear do modelo, comprometendo sua confiabilidade para descrever o processo na íntegra. Portanto, a cinética de adsorção é predominantemente controlada por mecanismos de pseudo-segunda ordem, com um tempo de equilíbrio rápido (20 minutos), características favoráveis para aplicação da resina em processos de tratamento de efluentes.

Figura 7. Resultado para o modelo de pseudo-primeira ordem para o Zn^{2+}



Fonte: elaborado pelo autor (2025)

Tabela 5. Resultados para o estudo da cinética da adsorção do Zn^{2+}

q_e experimental (mg g^{-1})	Pseudo-primeira ordem			Pseudo-segunda ordem		
	K_1 (min^{-1})	q_e calculado (mg g^{-1})	R^2	K_2 ($\text{g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$)	q_e calculado (mg g^{-1})	R^2
12,31	0,24	7,63	0,9794	0,16	11,72	0,9999

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

4.3 Isoterma de adsorção

As isotermas são diagramas que mostram a variação da concentração de equilíbrio no sólido adsorvente com a pressão parcial ou concentração da fase líquida, em determinada temperatura. Tais isotermas nos fornecem informações relevantes sobre o processo de adsorção. Dentre os diversos modelos matemáticos propostos para descrever as isotermas de adsorção, o modelo de Langmuir (FU; WANG, 2011) destaca-se por sua simplicidade. Esse modelo baseia-se em algumas hipóteses fundamentais, como a existência de um número finito de sítios de adsorção com energias equivalentes e independentes na superfície do adsorvente, a formação de uma monocamada adsorvida e a ausência de interações entre as moléculas adsorvidas. A equação de Langmuir, que descreve matematicamente essa isoterma, permite

determinar a capacidade máxima de adsorção do material (q_{max}), um parâmetro de grande importância em estudos de adsorção, conforme ilustrado na Equação 13.

$$q = \left(\frac{q_{max} \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \right) \quad (13)$$

Em que (q) refere-se à quantidade do soluto (Zn^{2+}) adsorvido por grama de adsorvente, (q_{max}) é a capacidade máxima de adsorção, (K_L) a constante de interação adsorvato/adsorvente e (C_e) a concentração do adsorvato no equilíbrio. Esta equação é frequentemente rearranjada para formas lineares, sendo as formas mais utilizadas representadas pelas Equações 14 e 15.

$$\frac{1}{q} = \left(\frac{1}{q_{max} \cdot K_L} \right) \cdot \left(\frac{1}{C_e} + \frac{1}{q_{max}} \right) \quad (14)$$

$$\frac{C_e}{q} = \left(\frac{1}{q_{max}} \right) \cdot C_e + \left(\frac{1}{K_L \cdot q_{max}} \right) \quad (15)$$

Outro modelo de isoterma comumente utilizado é a equação de Freundlich (FU; WANG, 2011), este por sua vez, apresenta uma abordagem mais empírica e é frequentemente aplicado a sistemas heterogêneos, onde a adsorção pode ocorrer em multicamadas. A equação da isoterma de Freundlich é expressa pela Equação 16.

$$q = K_F \cdot C_e^{\frac{1}{n}} \quad (16)$$

Esta equação usualmente é utilizada em sua forma linearizada, resultando na Equação 17, onde (K_F) se trata da constante de capacidade de adsorção de Freundlich e ($1/n$) a constante relacionada à heterogeneidade da superfície.

$$\log q = \frac{1}{n} \log C_e + \log K_F \quad (17)$$

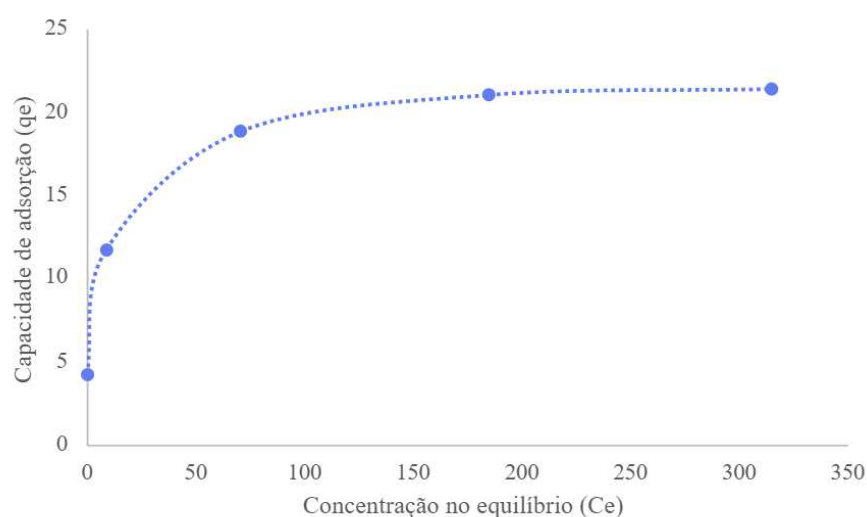
A isoterma de adsorção foi construída utilizando soluções padrão de Zn^{2+} nas concentrações de 50, 150, 300, 450 e 600 mg L⁻¹, sob as condições experimentais otimizadas anteriormente determinadas. Os resultados encontram-se na Tabela 6 e Figura 8.

Tabela 6. Resultados do estudo da isoterma da adsorção

Parâmetros de adsorção		
C_0 mg L ⁻¹	C_e	q
50	0	4
150	9	12
300	71	18
450	185	21
600	315	22

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

Figura 8. Resultados do estudo da isoterma da adsorção



Condições: velocidade de agitação = 250 rpm, volume da solução = 50 mL, massa de resina = 0,6 g e pH da solução = 2,0.

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

Os dados experimentais da isoterma de adsorção demonstram claramente a relação entre a concentração de Zn^{2+} em solução e a capacidade da resina AMBERLITE IR 120 em adsorvê-lo. Observa-se um aumento na quantidade adsorvida por grama de resina com o incremento da concentração inicial, seguindo o comportamento típico de uma curva de saturação.

A partir de baixas concentrações até concentrações mais elevadas, a capacidade de adsorção aumenta de forma acentuada, indicando a disponibilidade de sítios ativos na resina. Notavelmente, o aumento no valor da capacidade de adsorção torna-se menos acentuado nas

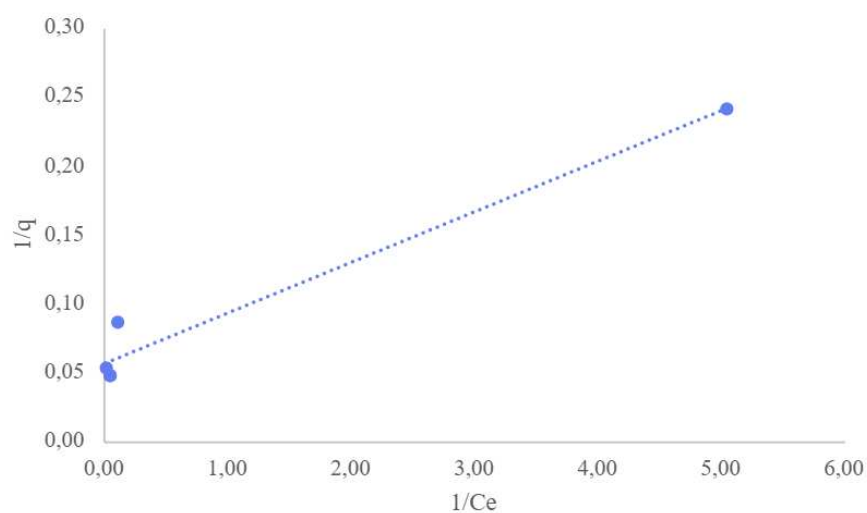
concentrações mais altas (entre 450 e 600 mg L⁻¹), sugerindo a aproximação da capacidade máxima de saturação do material. Essa tendência à saturação é um indicativo clássico de que os sítios de adsorção na superfície da resina estão sendo progressivamente ocupados, comportando-se de maneira condizente com modelos como os de Langmuir e Freundlich.

O formato da curva, que se mostra inicialmente ascendente e depois tende a uma assíntota, justifica a aplicação dos modelos matemáticos subsequentes (Langmuir e Freundlich) para quantificar a capacidade máxima (q_{max}) e entender a afinidade e a natureza da superfície do adsorvente. O fato de os dados se ajustarem bem a ambos os modelos, como será demonstrado nas seções seguintes, confirma a eficiência da resina e a adequação da metodologia para descrever o processo de remoção de Zn²⁺.

4.3.1 Isoterma de Langmuir

A partir da linearização da equação de Langmuir, conforme apresentado na Equação 14, foi possível determinar os valores numéricos de (K_L) e (q_{max}), uma vez que a inclinação dessa reta é dada por [$1/(q_{max}K_L)$], enquanto o coeficiente linear é igual a ($1/q_{max}$). Da mesma forma o gráfico formado pela Equação 15, também nos permitiu obter os valores da Constante de Langmuir e da capacidade de adsorção máxima, a partir dos dados de inclinação e interceptação da reta. Os resultados de ambas as linearizações estão descritos na Tabela 7, Figura 9 e 10.

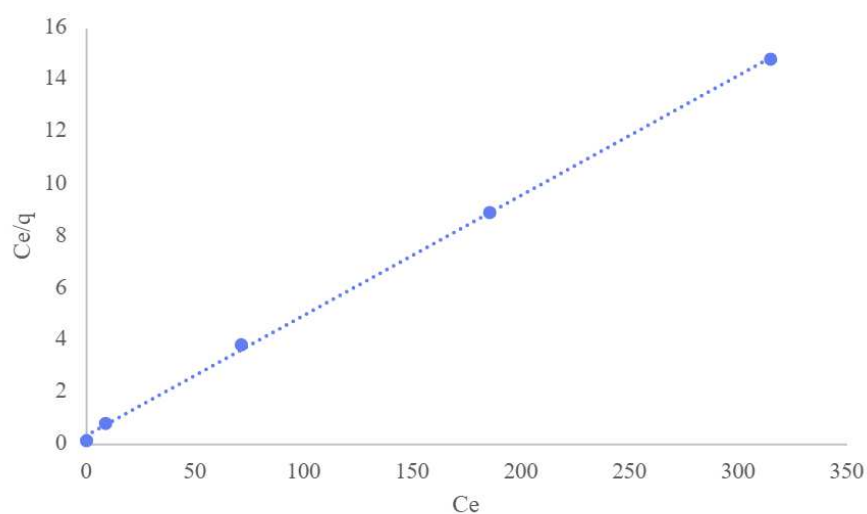
Figura 9. Resultado dos parâmetros de Langmuir $1/q$ versus $1/C_e$



Condições: velocidade de agitação = 250 rpm, volume da solução = 50 mL,
massa de resina = 0,6 g e pH da solução = 2,0.

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

Figura 10. Resultado dos parâmetros de Langmuir C_e/q versus C_e



Condições: velocidade de agitação = 250 rpm, volume da solução = 50 mL,
massa de resina = 0,6 g e pH da solução = 2,0.

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

Tabela 7. Resultado das isotermas de adsorção de Langmuir

Linearização	$q_{\max}$ (mg g ⁻¹)	K_L (L mg ⁻¹)	R^2
Equação 14	17,79	1,53	0,9686
Equação 15	21,66	0,16	0,9992

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

O ajuste dos dados experimentais ao modelo de Langmuir, confirmado pelos elevados coeficientes de determinação (R^2 de 0,9686 e 0,9992 para as diferentes linearizações), indica que este modelo descreve adequadamente o processo de adsorção de Zn^{2+} na resina AMBERLITE IR 120. Isto sugere que o mecanismo de adsorção se assemelha à formação de uma monocamada sobre uma superfície com um número finito de sítios de energia equivalente, condizente com o processo de troca iônica.

As duas linearizações da equação de Langmuir forneceram estimativas consistentes para a capacidade máxima de adsorção, situando-a em uma faixa entre 17,79 e 21,66 mg g⁻¹. A diferença entre os valores obtidos é esperada, pois cada transformação matemática (linearização) propaga os erros experimentais de forma distinta. A linearização da Equação 14 ($1/q$ vs. $1/C_e$) tende a subestimar o valor de $q_{\max}$, o que explica o valor mais baixo de 17,79 mg g⁻¹. Em contrapartida, a Equação 15 (C_e/q vs. C_e), que apresentou um ajuste linear superior ($R^2 = 0,9992$), é geralmente considerada mais robusta e forneceu a estimativa de 21,66 mg g⁻¹, considerada mais próxima do valor real da capacidade máxima da resina.

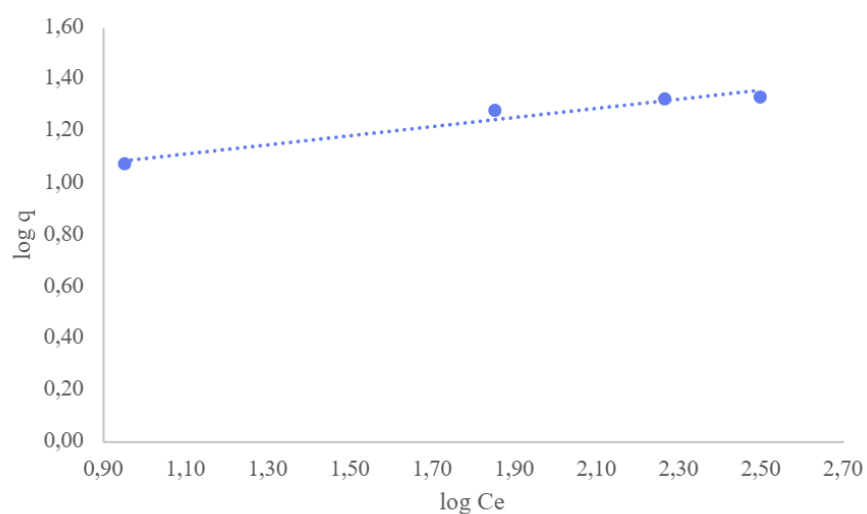
O mesmo efeito é observado na constante de Langmuir, relacionada à afinidade entre o adsorvato e o adsorvente. A linearização da Equação 14 resultou em um valor de $K_L = 1,53$ L mg⁻¹, que é uma superestimação conhecida deste parâmetro por essa transformação. A linearização da Equação 15 forneceu o valor de $K_L = 0,16$ L mg⁻¹, considerado uma estimativa mais confiável da afinidade de equilíbrio.

Portanto, tomando como referência a linearização mais confiável (Equação 15), conclui-se que a resina AMBERLITE IR 120 apresenta uma capacidade máxima de adsorção de aproximadamente 21,66 mg de Zn^{2+} por grama de resina, com uma constante de afinidade moderada ($K_L = 0,16$ L mg⁻¹), validando seu potencial para aplicação em processos de tratamento de efluentes.

4.3.2 Isoterma de Freundlich

A linearização da isoterma de Freundlich, conforme descrita na Equação 16, possibilitou a construção de um gráfico do logaritmo da capacidade de adsorção calculada versus o logaritmo da concentração de Zn^{2+} no equilíbrio (Figura 11). A partir dos coeficientes angular e linear deste gráfico, foi possível determinar os valores dos parâmetros n e K_F , que estão relacionados a intensidade da adsorção e a capacidade de adsorção do material, respectivamente, e estão disponíveis na Tabela 8.

Figura 11. Resultado dos parâmetros de Freundlich $\log q$ versus $\log C_e$



Condições: velocidade de agitação = 250 rpm, volume da solução = 50 mL, massa de resina = 0,6 g e pH da solução = 2,0.

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

Tabela 8. Resultado das isotermas de adsorção de Freundlich

Parâmetro n	$K_F (\text{mg g}^{-1})(\text{L mg}^{-1})^{1/n}$	R^2
5,70	8,23	0,9558

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

O ajuste dos dados experimentais ao modelo de Freundlich, confirmado por um coeficiente de determinação de 0,9558, indica que este modelo descreve adequadamente o processo de adsorção de Zn^{2+} na resina AMBERLITE IR 120. O elevado valor do parâmetro n (5,70) é particularmente significativo. Na isoterma de Freundlich, valores de n maiores que 1

são indicativos de um processo de adsorção favorável, e quanto maior o valor de n , mais favorável e com maior afinidade é considerada a adsorção (RUTHVEN, 1984; AL-GHOUTI; DA'ANA, 2020). Um valor de 5,70 sugere uma interação extremamente forte entre os íons Zn^{2+} e os sítios ativos da resina, caracterizando um processo altamente eficiente nas condições estudadas. Isso corrobora os altos percentuais de remoção observados experimentalmente.

O parâmetro $K_F = 8,23 \text{ (mg g}^{-1}\text{)(L mg}^{-1}\text{)}^{1/n}$ representa a capacidade de adsorção da resina. Um valor elevado de K_F reflete uma alta capacidade do material em adsorver o íon metálico a partir da solução, estando em concordância com a capacidade máxima estimada pelo modelo de Langmuir.

Em conjunto, os parâmetros de Freundlich reforçam a conclusão de que a superfície da resina é energeticamente heterogênea e apresenta uma alta afinidade e capacidade para a remoção de Zn^{2+} . O excelente ajuste ao modelo de Freundlich, em conjunto com o ajuste ao modelo de Langmuir, fornece uma visão complementar do mecanismo de adsorção, indicando que, embora o processo possa ser bem descrito pela formação de uma monocamada (Langmuir), ele ocorre em uma superfície com sítios de diferentes energias de adsorção, típico de materiais de troca iônica como resinas.

4.4 Processo de dessorção

Enquanto a porcentagem de dessorção (*Dessorção%*), que representa a fração de íons metálicos liberada da resina após o contato com solução de ácido clorídrico, foi calculada pela razão entre a concentração de íons Zn^{2+} recuperada na solução (C_{Rec}) e a concentração inicial de íons Zn^{2+} adsorvidos na resina (C_{Ad}), conforme a Equação 18 (Fu; Wang, 2011).

$$Dessorção = \left(\frac{C_{Rec}}{C_{Ad}} \right) \cdot 100 \quad (18)$$

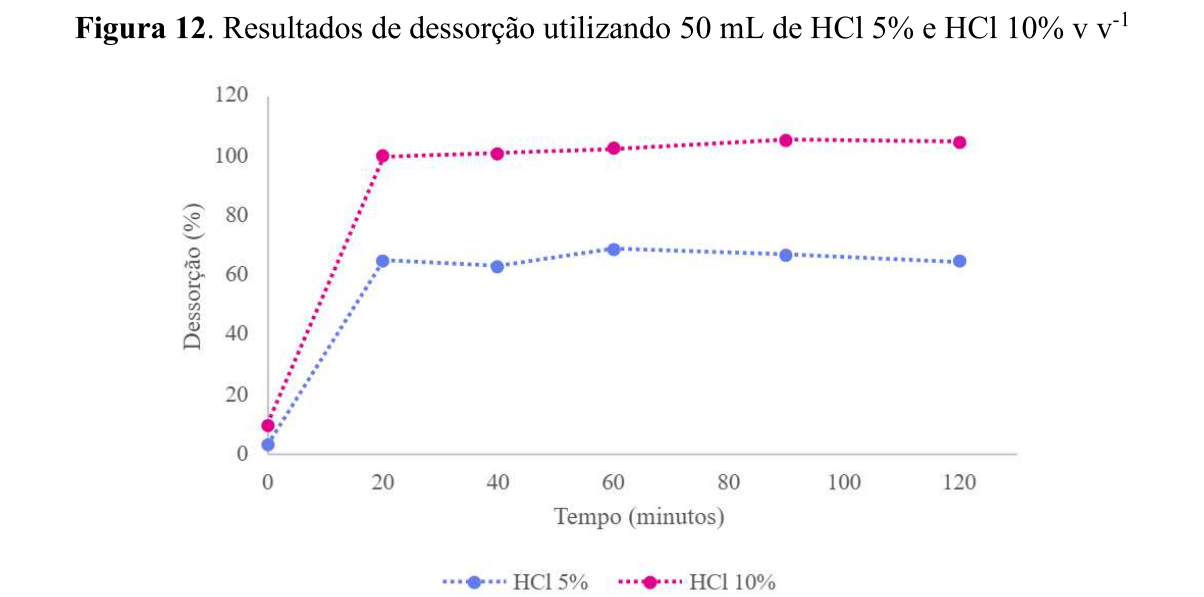
A fim de avaliar a eficiência da dessorção dos íons Zn^{2+} adsorvidos, as amostras de resina saturadas foram submetidas a uma agitação constante com soluções de 50 mL de ácido clorídrico nas concentrações de 5% e 10% (v v⁻¹), em intervalos de tempo entre 0 e 120 minutos. A partir da análise dessas soluções, foi possível observar uma diferença significativa entre o efeito das duas concentrações de ácido, sendo a concentração de 10% v v⁻¹ a que apresentou uma maior eficácia na remoção dos íons de Zn^{2+} da resina. Além disso, observou-se que o tempo de contato de 40 minutos, no estudo com ácido clorídrico 10% v v⁻¹, foi

suficiente para atingir o equilíbrio de dessorção, sugerindo que a maior parte dos íons Zn^{2+} foi removida da fase sólida nesse tempo. Os resultados estão disponíveis na Tabela 9 e Figura 12.

Tabela 9. Resultados de dessorção utilizando 50 mL de HCl 5% e 10% v v⁻¹

Tempo (minutos)	HCl 5%	%RSD	HCl 10%	%RSD
0	3,1	5,45	9,8	8,29
20	64,6	2,50	99,4	4,25
40	62,9	1,43	100,3	2,67
60	68,7	1,79	102,1	0,24
90	66,7	1,92	104,9	3,47
120	64,5	3,12	104,3	0,03

Fonte: elaborado pelo autor (2025)



Condições: velocidade de agitação = 250 rpm, volume da solução = 50 mL, concentração da solução = 150 mg L⁻¹ e pH da solução = 2,0.

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

O estudo de dessorção demonstrou a viabilidade da regeneração e reutilização da resina AMBERLITE IR 120, conforme descrito por Dutta et al. (2024), sendo um aspecto crítico para a sustentabilidade econômica e ambiental do processo. A eficácia do ácido clorídrico como agente dessorvente foi claramente dependente da sua concentração.

A solução de HCl a 10% (v v⁻¹) mostrou-se altamente eficiente, atingindo uma dessorção de aproximadamente 99,4% em apenas 20 minutos e alcançando o equilíbrio próximo a 100% em 40 minutos. Valores de dessorção ligeiramente superiores a 100% em tempos mais prolongados são comuns em ensaios deste tipo e podem ser atribuídos a incertezas analíticas na quantificação ou à dessorção mínima de íons retidos de forma muito fraca, não representando um viés significativo. Este resultado ótimo se deve à alta concentração de H⁺, que compete efetivamente com os íons Zn²⁺ pelos sítios de troca na resina, revertendo o processo de adsorção.

Em contraste, a solução de HCl a 5% (v v⁻¹) apresentou uma eficiência máxima limitada a cerca de 68,7%, sem atingir um patamar de dessorção completa, mesmo após 120 minutos. Isso indica que a força iônica e a concentração de prótons nesta condição são insuficientes para deslocar toda a carga de Zn²⁺ adsorvida, possivelmente deixando íons mais fortemente ligados nos sítios da resina.

A cinética rápida observada com HCl 10% (v v⁻¹), com equilíbrio atingido em 40 minutos, é vantajosa para aplicações práticas, permitindo ciclos rápidos de adsorção-dessorção. A eficiência de dessorção próxima a 100% valida o potencial de reutilização da resina, reduzindo custos operacionais e resíduos, e possibilitando a recuperação concentrada do Zn²⁺ para possível reciclagem, fechando o ciclo do metal e alinhando o processo aos princípios da química verde.

4.5 Preparo da amostra

O procedimento experimental descrito no item 3.9 foi seguido integralmente, envolvendo a preparação, centrifugação, digestão ácida (conforme método EPA 3005A) e preparação final das amostras de efluente e do branco de reagentes. Em seguida, a análise por F ASS permitiu a quantificação dos seguintes elementos apresentados na Tabela 10.

Tabela 10. Resultados do processo de digestão da amostra (n = 3)

Elemento	Concentração (mg L ⁻¹)	LD (mg L ⁻¹)	LQ (mg L ⁻¹)	C _o (mg L ⁻¹)	%RSD	Intervalo de Confiança 95%
Fe	3,75	0,05	0,14	0,12	6,43	3,75 ± 0,59
K	6,77	0,04	0,11	0,03	6,53	6,77 ± 1,09
Mg	0,15	0,01	0,04	0,02	4,96	0,15 ± 0,02
Mn	0,99	0,02	0,05	0,12	5,27	0,99 ± 0,13
Na	62,93	0,03	0,10	0,08	0,76	62,93 ± 1,19

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

A análise da amostra após o procedimento de digestão revelou um perfil de contaminação característico de resíduos de efluentes de mineração. Os elementos quantificados em níveis significativos foram Fe [(3,75 ± 0,59) mg L⁻¹], K [(6,77 ± 1,09) mg L⁻¹], Mg [(0,15 ± 0,02) mg L⁻¹], Mn [(0,99 ± 0,13) mg L⁻¹] e Na [(62,93 ± 1,19) mg L⁻¹]. A presença predominante de Na⁺ e K⁺ é consistente com o uso de reagentes à base de sais (como silicato de sódio e amido) no processo de flotação. A concentração relativamente baixa de Fe indica uma eficiência no processo de separação do minério, restando principalmente íons em solução.

É crucial destacar que as concentrações dos metais de maior preocupação ambiental e toxicológica, como o Zn (foco deste estudo), encontravam-se abaixo do LD do método. Esse resultado inicial é fundamental, pois justifica a etapa subsequente de fortificação da amostra para avaliar a capacidade de adsorção da resina. Os baixos valores de %RSD (entre 0,76% e 6,53%) para os elementos quantificados atestam a boa precisão do método de digestão e análise segundo o INMETRO (INMETRO, 2020), enquanto o LQ e C_o estabelecidos confirmam a adequada sensibilidade da metodologia analítica (F AAS) para o estudo proposto.

4.6 Adsorção na amostra de efluente

Após a implementação das etapas de otimização do método, o processo de adsorção foi aplicado à amostra de efluente de mineração reversa de ferro. Com o objetivo de avaliar a eficiência da resina em uma matriz mais complexa e verificar possíveis interferências, a amostra foi fortificada com concentrações conhecidas de 50 mg L⁻¹ de Zn, Fe, K, Mg, Mn e

Na. Os ensaios de adsorção foram conduzidos nas condições experimentais previamente otimizadas para pH, massa de resina, tempo de contato e agitação.

Os resultados obtidos indicaram elevada eficiência do processo, evidenciando a capacidade da resina AMBERLITE IR 120 em remover os íons metálicos da matriz de efluente, com boa reprodutibilidade entre as replicatas, conforme demonstrado pelos baixos valores de RSD e intervalo de confiança 95% apresentados na Tabela 11.

Tabela 11. Resultado para a adsorção na amostra de efluente (n = 3)

Elemento	Adsorção média (%)	RSD (%)	Intervalo de confiança 95%
Zn	98,73	0,12	98,73 ± 0,29
Fe	98,18	0,32	98,18 ± 0,81
K	99,65	0,02	99,65 ± 0,03
Mg	95,85	0,40	95,85 ± 0,96
Mn	97,04	0,39	99,65 ± 0,96
Na	51,68	1,68	51,68 ± 2,15

Fonte: elaborado pelo autor (2025)

A aplicação do método à amostra real confirmou a robustez da resina AMBERLITE IR 120 em uma matriz complexa. As elevadas eficiências de remoção para Zn^{2+} (98,73%), Fe^{2+} (98,18%), K^+ (99,65%), Mg^{2+} (95,85%) e Mn^{2+} (97,04%), associadas aos baixos valores de RSD (< 0,40%), atestam a eficácia e a excelente reprodutibilidade do processo sob condições otimizadas. O desempenho notavelmente alto para o K ressalta a seletividade da resina também para cátions monovalentes nas condições de pH empregadas.

Em contraste, a adsorção significativamente menor do Na, com 51,68% e maior variabilidade (RSD de 1,68%), pode ser atribuída a fatores competitivos inerentes à matriz. A alta concentração inicial de Na no efluente (62,93 mg L⁻¹), potencialmente ampliada pela fortificação, associada à intensa competição com os íons H⁺ do meio acidificado (pH 2,0) e com outros cátions de maior afinidade (como os divalentes), provavelmente limitou o acesso do Na aos sítios ativos da resina. Esse comportamento evidencia a seletividade da resina, que

seguiu a ordem aproximada $K > Zn \approx Fe > Mn > Mg > Na$ sob estas condições experimentais específicas.

Portanto, os resultados validam a eficácia prática do método otimizado para a remoção de metais, em especial do Zn^{2+} , em efluentes reais, confirmando seu potencial como tecnologia sustentável para o tratamento de águas residuais industriais.

5. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos ao longo deste estudo demonstraram que a resina catiônica AMBERLITE IR 120 apresenta elevada eficiência na remoção de íons Zn^{2+} de soluções aquosas, especialmente em condições de pH 2,0, massa de resina de 0,6000 gramas e tempo de contato de 40 minutos. Na amostra real de efluente proveniente da flotação reversa de minério de ferro, a adsorção alcançou 98% utilizando essas condições ideais, confirmando a aplicabilidade prática do método em sistemas reais. A análise cinética evidenciou que o modelo de pseudo-segunda ordem descreve de forma mais consistente o processo de adsorção, confirmando a predominância de mecanismos de troca iônica e interação química entre os grupos sulfonatos da resina e os íons metálicos.

As isotermas de Langmuir e Freundlich ajustadas aos dados experimentais reforçaram a capacidade da resina em adsorver Zn^{2+} de maneira seletiva, com valores de capacidade máxima de adsorção compatíveis com os encontrados na literatura. Além disso, os testes de dessorção mostraram que a resina pode ser reutilizada, alcançando 100% de dessorção em solução de ácido clorídrico 10% v v⁻¹ em apenas 40 minutos, o que amplia seu potencial de aplicação em processos sustentáveis de tratamento de efluentes.

A etapa de digestão das amostras confirmou a confiabilidade do método analítico empregado, garantindo que os valores obtidos para a concentração dos metais sejam representativos e livres de interferências significativas. Nesse contexto, os parâmetros instrumentais do F AAS foram otimizados, permitindo leituras estáveis e precisas, com ajustes adequados de comprimento de onda, fluxo de gases e altura do queimador. As figuras de mérito do método também foram estabelecidas, com valores de LD (0,02 mg L⁻¹), LQ (0,06 mg L⁻¹) e C₀ (0,02 mg L⁻¹), confirmando a sensibilidade e confiabilidade da técnica. A quantificação dos íons metálicos por F AAS foi realizada com sucesso, garantindo resultados consistentes e reprodutíveis.

Em síntese, este estudo evidencia a relevância da aplicação de técnicas de adsorção em resinas de troca iônica como alternativa viável e sustentável para o tratamento de efluentes industriais. A pesquisa contribui não apenas para o avanço científico na área de química ambiental, mas também para a construção de soluções práticas voltadas à preservação dos recursos hídricos e à redução dos impactos da poluição por metais pesados. Dessa forma, o trabalho reforça a importância da integração entre conhecimento acadêmico e aplicação tecnológica, apontando caminhos promissores para futuras investigações e para a implementação de processos mais eficientes e ambientalmente responsáveis. Além disso, os resultados demonstraram que as concentrações finais de Zn^{2+} após o tratamento se mantêm abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA e pela OMS, confirmando que o método atende às exigências legais e sanitárias vigentes.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Brasília, DF: ANA, 2017.

Agnew HUM, Slesinger TL. Toxicidade por zinco. Em: StatPearls. Ilha do Tesouro: StatPearls Publishing, StatPearls Publishing LLC; 2020.

AL-GHOUTI, M. A.; DA'ANA, D. A. Guidelines for the Use and Interpretation of Adsorption Isotherm models: a Review. Journal of Hazardous Materials, v. 393, n. 122383, p. 122383, jul. 2020.

ARAÚJO, Vinicius. Caracterização dos solos no depósito de zinco e chumbo de Bonsucesso, Grupo Vazante, Paracatu, Brasil. 2018. 97 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Geologia) – Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2018.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Relatório de qualidade das águas superficiais no Brasil. Brasília: MMA, 2021.

CHAPMAN, P. M. Sediment quality assessment: status and outlook. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, v. 1, p. 183–194, 1992.

CHAVES, Arthur Pinto; LEAL FILHO, Laurindo de Salles; BRAGA, Paulo Fernando Almeida. Flotação. In: LUZ, Adão B. da; SAMPAIO, João Alves; FRANÇA, Silvia Cristina A. (Ed.). Tratamento de Minérios. 5. ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010. cap. 11, p. 465-513. (Comunicação Técnica, CCL00330010). ISBN 978-85-61121-27-7.

DANE, H. Histopathological Effects of Anthropogenic Toxic Element Pollution in Freshwater Fishes in Their Natural Environments: A Global Review. *Journal of Applied Toxicology*, v. 45, n. 12, p. 2480-2497, 2025.

DEMEYER, Annelies et al. Stable and reusable acrylic ion-exchangers: From HMIs highly polluted tailing pond to safe and clean water. *Chemosphere*, Oxford, v. 303, n. 1, p. 135383, 2022. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.135383. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135383>. Acesso em: 9 nov. 2025.

DEMIRBAŞ, Ayhan; PEHLIVAN, Erol; GÖDE, Fethiye; ALTUN, Türkan; ARSLAN, Gülşin. Adsorption of Cu(II), Zn(II), Ni(II), Pb(II), and Cd(II) from aqueous solution on Amberlite IR-120 synthetic resin. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 282, n. 1, p. 20-25, 2004. DOI: 10.1016/j.jcis.2004.08.147.

DESALINATION of oil field produced water using ion exchange system: As a remediation environmental hazard. *Natural Hazards Research*, [s. 1.], v. 4, n. 4, p. 629-637, 2024. DOI: 10.1016/j.nhres.2024.05.004. Disponível em: <https://doaj.org/article/f00e712c12a04045b04d647fd072732e>. Acesso em: 9 nov. 2025.

FERRAZZO, S. et al. Métodos físicos e químicos para o tratamento de efluentes. Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade, 2018.

FREUNDLICH, H. Über die adsorption in lösungen. *Zeitschrift für Physikalische Chemie*, v. 57, p. 385-470, 1906.

FU, F.; WANG, Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *Journal of Environmental Management*, v. 92, p. 407-418, 2011.

HO, Y. S.; MCKAY, G. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*, v. 34, n. 5, p. 451-465, 1999.

INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. *Orientação sobre validação de métodos analíticos – DOQ-CGCRE-008: revisão nº 09, junho de 2020*. Rio de Janeiro: INMETRO, 2020. 30 p.

JIMENEZ, R.; BOSCO, S.; CARVALHO, W. Remoção de metais pesados de efluentes aquosos pela zeólita natural escolecita: influência da temperatura e do pH na adsorção em sistemas monoelementares. *Química Nova*, v. 27, n. 5, p. 734-738, 2004.

LAGERGREN, S. Zur theorie der sogenannten adsorption gelöster stoffe. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar*, v. 24, n. 4, p. 1-39, 1898.

LANGMUIR, I. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical Society*, v. 40, n. 9, p. 1361-1403, 1918.

LIMA, Neymayer Pereira. Flotação reversa de minério de ferro: fundamentos, reagentes e práticas operacionais. Belo Horizonte: Editora da UFMG, 2017.

MALM, O. Metais pesados no meio ambiente aquático: fonte e toxicidade. Estimativa dos fluxos de Zn, Cd, Pb e Cu no saco do Engenho, Baía de Sepetiba, RJ. Niterói, 1986.

PEHLIVAN, Erol; ALTUN, Turkan. The study of various parameters affecting the ion exchange of Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} , and Pb^{2+} from aqueous solution on Dowex 50W synthetic resin. *Journal of Hazardous Materials*, Amsterdam, v. 134, n. 1-3, p. 149-156, 2006. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2005.10.052. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.10.052>. Acesso em: 10 nov. 2025.

PORTO, Daniele S.; AKIBA, Naomi; OLIVEIRA, Marcone Augusto L. de; GAUBEUR, Ivanise. Speciation of chromium in water samples after dispersive liquid-liquid microextraction, and detection by means of high-resolution continuum source atomic absorption spectrometry. *Jornal da Sociedade Brasileira de Química*, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 266-276, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5935/0103-5053.20160173>. Acesso em: 13 nov. 2025.

REVELLAME, E. D. et al. Adsorption kinetic modeling using pseudo-first order and pseudo-second order rate laws: A review. *Cleaner Engineering and Technology*, v. 1, p. 100032, dez. 2020.

RUBACK, Alice Fernandes. Remoção de espécies metálicas de um efluente aquoso industrial usando biochar e uma resina de troca iônica. 2025. [Projeto de pesquisa não publicado]. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2025. Orientador: Júlio César José da Silva.

RUTHVEN, D. M. *Principles of Adsorption and Adsorption Processes*. New York: Wiley, 1984.

SALLES, F. J. et al. Metais em águas superficiais: avaliação de toxicidade e biodisponibilidade. *Química Nova*, v. 30, n. 5, p. 1199-1205, 2007.

SANTOS, Caroline da Paz. Estudo da adsorção de espécies metálicas em resinas de troca iônica para remoção de poluentes de efluentes aquosos. 2024. [Projeto de pesquisa não publicado]. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2024. Orientador: Júlio César José da Silva; Coorientadora: Aparecida Maria Simões Mimura.

SKOOG, D. A.; WEST, D. M.; HOLLER, F. J.; CROUCH, S. R. Fundamentos de Química Analítica. 9. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2014.

SPARKS, D. L. Environmental Soil Chemistry. 2. ed. San Diego: Academic Press, 2003.

SPRAGUE, J. B. The measurement of pollutant toxicity to fish—III: Sublethal effects and "safe" concentrations. Water Research, v. 5, n. 6, p. 245–266, 1971.

THERMO ELECTRON CORPORATION. S Series Atomic Absorption Spectrometers Operators Manual. 3 ed. Cambridge: Thermo Electron Corporation Ltd, 1999-2006.

TIJING, L. D. et al. Manganese pollution and its remediation: a review of biological removal and promising combination strategies. Microorganisms, v. 10, n. 12, 2411, 2022.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3005A: Acid digestion of waters and wastes. Washington, D.C.: EPA, 1992. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3005a.pdf>>. Acesso em: 17 dez. 2025.

VOGEL, Arthur Israel; MENDHAM, J.; DENNEY, R. C.; BARNES, J. D.; THOMAS, M. J. K. *Análise química quantitativa*. 6. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2002. 462 p. ISBN 8521613113.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking-water Quality. 4th ed. Geneva: WHO, 2021.

XIE, W.; et al. Copper and zinc, but not other priority toxic metals, pose risks to native aquatic species in a large urban lake in Eastern China. Environmental Pollution, v. 219, p. 1069-1076, 2016.