



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE GRADUAÇÃO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS E FLORESTAIS
CURSO DE AGRONOMIA

FREDERICO MAIA GIRÃO

**USO DE BIOADSORVENTE QUIMICAMENTE ATIVADO DE ALGAROBA
(*Prosopis juliflora*) PARA REMOÇÃO DE ATRAZINA EM ÁGUA**

MOSSORÓ

2025

FREDERIC MAIA GIRÃO

**USO DE BIOADSORVENTE QUIMICAMENTE ATIVADO DE ALGAROBA
(*Prosopis juliflora*) PARA REMOÇÃO DE ATRAZINA EM ÁGUA**

Monografia apresentada a Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Bacharel em Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. Daniel Vadão Silva

MOSSORÓ

2025

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

G516u Girão, Frederico Maia.
USO DE BIOADSORVENTE QUIMICAMENTE ATIVADO DE
ALGARROBA (*Prosopis juliflora*) PARA REMOÇÃO DE
ATRAZINA EM ÁGUA / Frederico Maia Girão. - 2025.
45 f. : il.

Orientador: Daniel Valadão Silva.
Monografia (graduação) - Universidade Federal
Rural do Semi-árido, Curso de Agronomia, 2025.

1. Adsorvente. 2. Tratamento de Efluentes. 3.
Remediação Ambiental. 4. Poluentes Agrícolas. I.
Silva, Daniel Valadão, orient. II. Título.

Ficha catalográfica elaborada por sistema gerador automático em conformidade
com AACR2 e os dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Biblioteca Campus Mossoró / Setor de Informação e Referência
Bibliotecária: Keina Cristina Santos Sousa e Silva
CRB: 15/120

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

FREDERICO MAIA GIRÃO

**USO DE BIOADSORVENTE QUIMICAMENTE ATIVADO DE ALGAROBA
(*Prosopis juliflora*) PARA REMOÇÃO DE ATRAZINA EM ÁGUA**

Monografia apresentada a Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Bacharel em Agronomia.

Defendida em: 26 / 03 / 2025.

BANCA EXAMINADORA

Daniel Valadão Silva, Prof. Dr. (UFERSA)
Presidente

Bruno Caio Chaves Fernandes, Prof. Dr. (UFERSA)
Membro Examinador

Paulo Sérgio Fernandes das Chagas, Prof. Dr. (UFERSA)
Membro Examinador

AGRADECIMENTOS

A jornada para a conclusão desta monografia foi marcada por desafios, conquistas e aprendizados enriquecedores, representando um momento significativo em minha formação acadêmica. Este estudo é fruto de um esforço coletivo, resultado das contribuições valiosas de pessoas que, ao longo dessa jornada, tiveram um papel fundamental e permanecerão sempre em minha lembrança. A todos que compartilharam conhecimentos, ofereceram suporte e acreditaram no meu potencial, expresso minha mais sincera gratidão.

Agradeço primeiramente a Deus, pela oportunidade única de viver essa experiência de aprendizado e conhecimento. Obrigado por nunca me deixar desistir de mim mesmo, e sempre me conceder força e sabedoria para trilhar meu caminho.

À minha mãe Marisa, ao meu pai, Fred, a minha irmã caçula, Sulamita, aos meus avós e a todos os demais membros da minha família, por sempre acreditarem em mim desde o começo, me incentivando e apoiando nessa jornada até nos momentos mais difíceis.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Daniel Valadão Silva, pelo acolhimento, paciência, e valiosas orientações que foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho. Saiba que sempre será para mim, um exemplo de profissional que almejo me tornar no futuro.

À Universidade Federal Rural do Semi-Árido, pela oportunidade concedida e também aos profissionais do laboratório pelo suporte técnico fornecido durante toda a condução do experimento.

Ao grupo NOMATO, em especial ao técnico Bruno Caio e ao pós-graduando Sermilher, pelo desenvolvimento geral do projeto, e aos demais membros, pela receptividade e pelo apoio durante meus anos de atuação no grupo, pelos ensinamentos e contribuições repassadas que fizeram com que este trabalho fosse concluído.

Aos meus amigos de universidade, Elisandra Freitas, Bianca Fernandes, Luiz Gustavo, Elisa Costa, Ana Cândida e Maria Aparecida e Mykaell Dantas, por todo o companheirismo, pelas trocas de conhecimento e pelo suporte em todas as etapas da graduação.

Aos meus amigos da vida, Igor Nascimento, Jonas Rodrigues, Penélope Pessoa, Isadora Lyandra, e ao meu parceiro Matheus Braz, por todos os momentos de descontração compartilhados e todo o apoio emocional durante esses anos. A jornada foi mais leve graças a vocês.

Por fim, a todos que, direta ou indiretamente, fizeram parte dessa trajetória, meu mais sincero obrigado!

RESUMO

A atrazina é um importante herbicida utilizado para o controle de plantas daninhas em culturas como milho e cana-de-açúcar. Suas propriedades físico-químicas aumentam o risco de contaminação de corpos hídricos devido a processos de transporte, como a lixiviação e ao escoamento superficial. A busca por tecnologias de baixo custo e que aproveitem resíduos ou materiais ambientais com necessidade de manejo poder alternativa importante para a remediação de herbicidas em ambientes contaminados. Nesta pesquisa, avaliou-se o potencial e a eficiência de um bioadsorvente produzido a partir da biomassa da algaroba (*Prosopis juliflora*), uma espécie invasora da Caatinga, na remoção de atrazina em solução aquosa. A caracterização do material foi dada pelos estudos de ponto de carga zero (PCZ), análise elementar (CNHS-O), e microscopia eletrônica de varredura (MEV). A eficiência do material foi avaliada pelos estudos de cinética de adsorção e equilíbrio de adsorção. Segundo o estudo de teste de massas, a quantidade de 50 mg foi a mais indicada para o uso em 20 mL de água adicionada do contaminante. O estudo cinético apresentou tempo de equilíbrio de 120 minutos, com adsorção de $169,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, o que representa 99,8%. O modelo cinético com melhor ajuste foi o de ordem geral, enquanto a isoterma de adsorção que melhor descreveu o equilíbrio para a atrazina foi o modelo de Freundlich. Com base nos resultados obtidos, conclui-se que o uso do bioadsorvente produzido a partir da biomassa de algaroba e ativado quimicamente pode ser visto como uma estratégia eficiente para a eliminação o herbicida atrazina da água contaminada, auxiliando assim na conservação do meio ambiente e na melhoria da qualidade dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Adsorvente. Tratamento de Efluentes. Remediação Ambiental. Poluentes Agrícolas.

ABSTRACT

Atrazine is a widely used herbicide for weed control in crops such as corn and sugarcane. However, its physicochemical properties increase the risk of water contamination through transport processes like leaching and surface runoff. The development of cost-effective remediation technologies that utilize waste materials or environmentally problematic biomass represents a promising strategy for mitigating herbicide pollution in contaminated ecosystems. This study evaluates the potential and efficiency of a bioadsorbent derived from *Prosopis juliflora* (algaroba) biomass – an invasive species in the Caatinga biome – for the removal of atrazine from aqueous solutions. The bioadsorbent was characterized using point of zero charge (PZC) analysis, elemental composition (CNHS-O) assessment, and scanning electron microscopy (SEM). Its adsorption performance was investigated through mass optimization studies, kinetic modeling, and equilibrium isotherm analysis. The optimal bioadsorbent dosage was determined to be 50 mg in 20 mL of atrazine-contaminated water. Adsorption kinetics revealed an equilibrium time of 120 minutes, with an adsorption capacity of $169.1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, corresponding to a removal efficiency of 99.8%. The general-order kinetic model provided the best fit to the experimental data, while the Freundlich isotherm most accurately described the adsorption equilibrium. These findings demonstrate that chemically activated *P. juliflora* biomass is a highly efficient bioadsorbent for atrazine removal from contaminated water, offering a sustainable and environmentally friendly solution for water purification and resource conservation.

Keywords: Adsorbent, Effluent Treatment, Environmental Remediation, Agricultural Pollutants

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Teste de eficiência de adsorção do herbicida atrazina no bioadsorvente sem ativação e ativado a 50 e 100% com ácido sulfúrico.....	16
Figura 2	– Ponto de carga zero (PCZ) do bioadsorvente ativado quimicamente.....	21
Figura 3	– Imagens de microscopia eletrônica de varredura (MEV) da biomassa <i>in natura</i> (A e B), e do bioadsorvente quimicamente modificado (C e D).....	23
Figura 4	– Capacidade máxima adsortiva do herbicida atrazina no bioadsorvente.....	37
Figura 5	– Estudo cinético da adsorção do herbicida atrazina no bioadsorvente, a 27 °C, com concentração inicial de 160 µg L ⁻¹	46
Figura 6	– Equilíbrio de adsorção do bioadsorvente para o herbicida atrazina, a 27 °C, no tempo de 120 minutos.....	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	–	Propriedades físico-química do herbicida atrazina.....	16
Tabela 2	–	Composição elementar do bioadsorvente quimicamente ativado com ácido sulfúrico.....	21
Tabela 3	–	Parâmetros cinéticos para a adsorção do herbicida atrazina no bioadsorvente.....	23
Tabela 4	–	Parâmetros das isotermas para a adsorção do herbicida atrazina no bioadsorvente.....	37

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

DALH	Doadores/aceitadores de ligação de hidrogênio
MEV	Microscopia eletrônica de varredura
FSII	Fotossistema II
ETAP	Estações de tratamento de água potável
UHPLC	Cromatografia líquida de ultra performance
ANOVA	Análise de variância
OECD	Organisation For Economic Co-Operation And Development
PPO	Pseudo-primeira ordem
PSO	Pseudo-segunda ordem
OG	Ordem geral

LISTA DE SÍMBOLOS

%	porcentagem
°C	graus Celsius
PCZ	ponto de carga zero
g	grama
L	litro
$\text{mg}^{1-1/n} \text{L}^{1/n} \text{g}^{-1}$	miligramas por litro em gramas
mg	miligramas
mm	milímetros
mL	mililitros
$\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$	milimol por litro
®	marca registrada
mA	miliampères
pH	potencial hidrogeniônico
ΔpH	variação de pH
pKa	constante de dissociação
rpm	rotações por minuto
$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$	miligramas por grama
$\text{mg} \cdot \text{min}^{-1}$	miligramas por minuto
$\text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$	litros por miligrama
$\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	microgramas por grama
$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	microgramas por litro
μm	micrômetro
nm	nanômetro
$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	miligramas por litro
logK _{ow}	coeficiente de partição octanol/água
pH _i	pH inicial
pH _f	pH final

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	13
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
2.1	Uso de herbicidas na agricultura.....	15
2.2	Atrazina.....	16
2.3	Técnicas de remediação.....	17
2.4	Bioadsorventes.....	18
2.5	Algaroba (<i>Prosopis juliflora</i>).....	20
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	22
3.1	Reagentes e soluções.....	22
3.2	Produção do bioadsorvente.....	23
3.3	Caracterização do material.....	23
3.3.1	Ponto de carga zero (PCZ).....	23
3.3.2	Análise elementar (CNHS-O)	23
3.3.3	Microscopia eletrônica de varredura (MEV).....	24
3.4	Teste de massas.....	24
3.5	Cinética de adsorção.....	25
3.6	Equilíbrio de sorção.....	26
3.7	Análise estatística.....	27
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	28
4.1	Caracterização do material.....	28
4.1.1	Ponto de carga zero (PCZ).....	28
4.1.2	Análise elementar (CNHS-O).....	28
4.1.3	Microscopia eletrônica de varredura (MEV).....	29
4.2	Avaliação da concentração do ácido na produção do adsorvente.....	30
4.3	Teste de massa.....	32
4.4	Cinética de adsorção.....	33
4.5	Equilíbrio de sorção.....	34
5	CONCLUSÃO.....	38
6	REFERÊNCIAS.....	39

1 INTRODUÇÃO

O uso intensificado de herbicidas na agricultura tem se tornado uma prática comum nas últimas décadas, sendo amplamente empregado para reduzir a interferência das plantas daninhas com as culturas agrícolas. Essa estratégia é frequentemente associada ao aumento da produtividade e à ampliação da oferta de alimentos em nível global. No entanto, a entrada desses compostos nos ecossistemas aquáticos, seja por escoamento superficial ou lixiviação, pode gerar impactos ambientais significativos. Estudos indicam que a presença de herbicida na água pode desencadear diversos efeitos adversos na fauna e na flora dos ecossistemas aquáticos, incluindo distúrbios metabólicos, alterações hormonais, insuficiência renal e danos circulatórios e gastrointestinais (De Oliveira et al., 2023; Lewis et al., 2016).

A atrazina ($C_8H_{14}ClN_5$), amplamente utilizada no controle de plantas daninhas, é um dos herbicidas mais aplicados em cultivos como milho e cana-de-açúcar devido à sua eficácia e custo acessível (Silva et al., 20216). Contudo, sua persistência no ambiente tornam-na um contaminante de preocupação mundial, com impactos negativos na qualidade da água e potenciais riscos à saúde humana e à biota aquática (Massuquini et al., 2024).

Várias técnicas avançadas têm sido aplicadas para minimizar a questão da contaminação ambiental causada por pesticidas, como a biorremediação (Toller; Guimarães; Bravo, 2021), a degradação fotocatalítica (Ahmed et al., 2023), a filtração por membranas (Melo, 2024), os processos oxidativos avançados (Pi, et al., 2019) e a adsorção (Baby et al., 2023.). Dentre as estratégias, a adsorção tem se mostrado eficiente na eliminação desses poluentes, particularmente a atrazina. Ela exibe altas taxas de remoção, custo operacional reduzido e sustentabilidade ambiental, tornando-se uma solução sustentável e de extensa utilização (Coldebella et al., 2024).

Os resíduos agrícolas e poda de árvores, são fontes abundantes e acessíveis para a fabricação de biocarvões que são adsorventes de baixo custo e eficazes na remoção de poluentes orgânicos (Gomes et al., 2022). Esses materiais, além de estarem disponíveis em todas as áreas do país, podem adquirir valor econômico quando reaproveitados para propósitos ambientais. Quando submetidos a modificações físicas ou químicas, estes materiais tornam-se bioadsorventes, cujas propriedades estruturais e morfológicas podem ser modificadas para melhorar sua eficácia na remoção de vários poluentes (Jamal, 2023).

A algaroba (*Prosopis juliflora*), uma planta invasora abundante no semiárido brasileiro, inicialmente para combater a desertificação, se transformou em um problema ecológico devido à sua rápida disseminação e impactos negativos sobre espécies nativas. A

algaroba demonstra grande potencial para aplicação em bioadsorção devido a sua biomassa rica em compostos lignocelulósicos, podendo ser utilizada como insumo na fabricação de bioadsorventes, convertendo um problema ambiental em uma solução sustentável (Kaur, 2022; Azevedo, 2024). Estudos sobre a utilização de plantas invasoras para a eliminação de poluentes têm avançado nos últimos anos, apresentando resultados promissores. Uma pesquisa recente revelou que resíduos de plantas invasoras podem ser alterados quimicamente para potencializar a capacidade de adsorção de poluentes, como a amoxicilina, alcançando taxas de remoção superiores a 90% em certas situações (Chandrasekaran, 2020).

Diante do aumento do uso da atrazina na agricultura e do seu potencial de contaminação do solo e dos recursos hídricos, tanto superficiais quanto subterrâneos, torna-se fundamental o desenvolvimento de métodos eficientes para sua remoção de ambientes contaminados. Nesse contexto, este estudo tem como propósito avaliar a capacidade adsorativa de um bioadsorvente produzido a partir de resíduos de podas de algaroba, ativado quimicamente com ácido sulfúrico, na remoção da atrazina em água. Além disso, busca-se realizar a caracterização física e química do bioadsorvente, a fim de compreender os principais mecanismos de interação entre o material adsorvente e o contaminante.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Uso de herbicidas na agricultura

A prática da agricultura acompanha a humanidade há mais de 10.000 anos. No entanto, o uso intensivo de agrotóxicos começou a se expandir significativamente após a Segunda Guerra Mundial, impulsionado pela chamada Revolução Verde. Esse período trouxe profundas transformações na produção agrícola, promovendo a substituição de métodos tradicionais por tecnologias inovadoras, visando ao aumento da produtividade e à produção em larga escala de commodities agrícolas (Salomão; Ferro; Ruas, 2020). Entre essas inovações, destacou-se o emprego massivo de defensivos químicos, essenciais para combater pragas e doenças que comprometem as plantações.

As indústrias químicas, que antes fabricavam substâncias tóxicas utilizadas como armas durante os conflitos bélicos, encontraram na agricultura uma nova oportunidade de mercado para seus produtos. Assim, os agrotóxicos passaram a ser amplamente utilizados, influenciando diretamente o manejo das lavouras, a qualidade dos alimentos e a sustentabilidade ambiental (Mata; Ferreira, 2013). Seu impacto gerou debates sobre os efeitos na saúde humana, no solo e nos recursos hídricos, tornando o tema relevante para pesquisas acadêmicas e políticas públicas voltadas à segurança alimentar e ao uso responsável dessas substâncias (Fernades et al., 2023)

Segundo dados do IBGE (2021), os herbicidas representam cerca de 60% dos pesticidas utilizados na agricultura brasileira. Conforme informações da HRAC - Comitê de Ação à Resistência aos Herbicidas, esses produtos podem ser classificados com base em diversas características, como mecanismo de ação, sítio de ação, ingrediente ativo e grupo químico ao qual pertence. Segundo o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2021), há mais de 780 herbicidas registrados no país, sendo que, 79% desses produtos possuem um único ingrediente ativo, enquanto 21% correspondem a formulações compostas por dois ou três ingredientes, ampliando suas aplicações no controle de plantas daninhas.

O emprego de herbicidas, assim como o de outros métodos químicos de controle, apresenta diversas vantagens, destacando-se pela eficácia e rapidez na eliminação de plantas daninhas. Essa abordagem reduz a competição por nutrientes, possibilita a realização do manejo ao longo de todo o ano e evita danos mecânicos às culturas. Além disso, minimiza a necessidade de revolvimento do solo, contribuindo para a redução dos riscos de erosão e mantendo a estrutura do solo mais estável (Ribeiro et al., 2023).

Entretanto, há desafios associados ao uso desses produtos, como a exigência de equipamentos apropriados, o alto custo de investimento, a necessidade de mão de obra qualificada e o potencial tóxico para seres humanos e o meio ambiente. Outra preocupação relevante é a persistência desses compostos no ambiente por períodos prolongados, o que pode impactar culturas em rotação e afetar ecossistemas (Albrecht et al., 2021). O uso indiscriminado e frequente de herbicidas também pode levar ao desenvolvimento de resistência em plantas daninhas, dificultando o controle e exigindo doses mais elevadas ou produtos alternativos para manter a eficácia no longo prazo (Markus et al., 2021).

Entre os herbicidas mais utilizados no Brasil, destacam-se os à base de glifosato, 2,4-D e atrazina, devido à sua eficiência e versatilidade em diferentes culturas, como soja, milho e cana-de-açúcar. No entanto, o uso intensivo desses produtos levanta preocupações ambientais e de saúde, exigindo regulamentações rigorosas e boas práticas agrícolas para minimizar impactos negativos (Slva et al., 2024). Dentre esses herbicidas, a atrazina se destaca pelo seu amplo uso no controle de plantas daninhas em culturas como o milho, sendo um dos produtos mais discutidos quanto à sua persistência no ambiente e possíveis efeitos sobre ecossistemas aquáticos (Matias et al., 2021).

2.2 Atrazina

A atrazina é um herbicida amplamente utilizado no controle de plantas daninhas em culturas agrícolas como milho, sorgo e cana-de-açúcar. Trata-se de um composto pertencente à classe das triazinas, cujo mecanismo de ação está associado à inibição do fotossistema II (FSII), interferindo na cadeia de transporte de elétrons durante o processo de fotossíntese. Esse mecanismo impede a conversão de energia luminosa em energia química, levando à morte das plantas suscetíveis (de Sousa Silva et al., 2025).

Devido à sua persistência no ambiente e elevada mobilidade em sistemas aquáticos, a atrazina tem sido frequentemente detectada em corpos hídricos, levantando preocupações ambientais e toxicológicas. Ela possui ação seletiva e sistêmica com atividade residual e foliar, apresenta moderada solubilidade em água e é volátil, porém, devido às suas características físico-químicas, pode lixiviar para os aquíferos subterrâneos (Martínez-Sánchez; Robles; Godínez, 2022; Vagi; Petsas, 2020). Estudos indicam que a atrazina pode causar efeitos adversos, incluindo distúrbios endócrinos e potenciais efeitos carcinogênicos (Pantaleon et al., 2021).

O limite estabelecido pela legislação brasileira para a concentração de atrazina em águas superficiais e subterrâneas é de $2,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, um valor significativamente superior ao

padrão adotado pela União Europeia (UE), que restringe essa substância a $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Brasil, 2005; Montagner et al., 2014; Deng et al., 2024). Essa diferença evidencia a necessidade de medidas mais rigorosas para o controle e redução da contaminação nos recursos hídricos do país. A contaminação de águas superficiais e subterrâneas pela atrazina já foi identificada em diversas regiões do Brasil, incluindo o Ceará, onde foram detectadas concentrações de até $15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Sousa et al., 2016). Outros estrados, como o Mato Grosso, também apresentaram concentrações variando entre $0,68$ e $0,70 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Nogueira et al., 2012). Diante dessa realidade, torna-se essencial a remoção da atrazina do meio ambiente, especialmente dos corpos d'água, para assegurar a qualidade e segurança desses recursos hídricos (Jamal et al., 2024).

Conforme Jamal (2023), a maioria dos pesticidas tem uma biodegradação reduzida, o que complica a sua remoção em estações de tratamento de água potável (ETAP) convencionais, que não aplicam métodos eficientes para a remoção desses contaminantes na purificação da água. Dessa forma remoção de atrazina de águas contaminadas é um desafio significativo para as estações de tratamento de água. Métodos convencionais, como coagulação e floculação, têm se mostrado ineficazes na remoção completa desse contaminante. Nesse contexto, a adsorção surge como uma alternativa promissora, destacando-se o uso de materiais adsorventes de baixo custo e alta eficiência (Baby; Saifullah; Hussein, 2019).

2.3 Técnicas de remediação

A contaminação ambiental por pesticidas representa um desafio significativo para a manutenção da qualidade do solo e da água, exigindo o desenvolvimento de estratégias eficazes para reduzir seus impactos (Singh et al., 2023). Os pesticidas, quando aplicados de forma inadequada ou em excesso, podem se acumular no ambiente, afetando ecossistemas e representando riscos à saúde humana. Para mitigar esses efeitos, diversas técnicas de remediação têm sido estudadas e aplicadas, buscando eliminar ou reduzir a toxicidade desses compostos (Dehghani et al., 2024).

A biorremediação é uma alternativa sustentável para a descontaminação de ambientes afetados por pesticidas, utilizando microrganismos, como bactérias e fungos, para degradar ou transformar esses compostos em substâncias menos tóxicas. Essa técnica apresenta baixo custo e menor impacto ambiental, porém sua eficácia depende do tipo de pesticida e das condições do meio, como temperatura e umidade (Tomer et al., 2021). Para otimizar o processo, pode ser necessário adicionar nutrientes ou inserir microrganismos adaptados ao

local. A biorremediação pode ocorrer *in situ*, sem remoção do solo contaminado, ou *ex situ*, onde o material é tratado em biopilhas, *landfarming* ou biorreatores, técnicas que aceleram a degradação ao proporcionar condições ideais para a atividade microbiana (Rodrigues; Zacarias, 2021).

Outra estratégia frequentemente empregada é a fitorremediação, que consiste no uso de plantas para absorver, acumular ou degradar contaminantes do solo e da água. Algumas espécies vegetais possuem a capacidade de metabolizar pesticidas ou armazená-los em seus tecidos, evitando sua dispersão no meio ambiente (Takkar et al., 2022). Essa técnica é considerada promissora devido à sua sustentabilidade e ao fato de promover a recuperação da vegetação em áreas degradadas. Entretanto, sua aplicação pode exigir períodos prolongados para alcançar a descontaminação efetiva (Kaur; Sharma; Sodhi, 2022).

A adsorção é um dos métodos mais eficientes e economicamente viáveis para a remoção de contaminantes, incluindo herbicidas, de águas contaminadas. Esse processo baseia-se na fixação de moléculas do poluente na superfície de um material adsorvente por meio de interações físicas e químicas, como forças de Van der Waals, ligações de hidrogênio e interações eletrostáticas (Qulatein; Yilmaz, 2023). A eficiência da adsorção depende de fatores como a estrutura química do adsorvente, sua área superficial, a porosidade e a afinidade pelas moléculas do contaminante. Materiais como carvão ativado, zeólitas, biocarvões e bioadsorventes derivados de resíduos vegetais têm sido amplamente estudados devido ao seu elevado potencial adsorptivo e à possibilidade de aplicação em processos de tratamento de efluentes (Batoool et al., 2023).

A busca por novos materiais adsorventes, aliados a técnicas de otimização da adsorção, tem sido um campo de pesquisa em expansão, com potencial para tornar o processo de remoção de contaminantes cada vez mais eficaz e acessível. Dessa forma, o uso de bioadsorventes surge como uma solução promissora para a remediação de ambientes contaminados com pesticidas, oferecendo uma alternativa ecologicamente correta e eficiente (Aziz et al., 2024).

2.4 Bioadsorventes

Dentro da adsorção, o uso de bioadsorventes tem ganhado destaque como uma solução sustentável para a remoção de pesticidas do meio ambiente. Bioadsorventes são materiais de origem biológica, como resíduos agroindustriais, biomassa de algas e cascas de frutas, que apresentam elevada afinidade por compostos químicos (Haq et al., 2021). A utilização de adsorventes sustentáveis, como aqueles obtidos a partir de biomassa, tem se destacado como

uma alternativa ecologicamente viável para a remoção de herbicidas da água, reduzindo impactos ambientais e promovendo a reutilização de resíduos agroindustriais. (Goel; Mohan; Dinesha, 2021)

Os materiais lignocelulósicos, entre as várias alternativas de adsorventes, se sobressaem pela sua elevada capacidade de adsorção, graças à presença de lignina e celulose em sua composição. Tais compostos contêm uma vasta gama de grupos funcionais, incluindo álcoois, ácidos carboxílicos e fenólicos, que contribuem para a retenção de poluentes e íons em solução (Cusioli et al., 2021). Estudos como o de Hernandes (2022), investigou a adsorção de atrazina utilizando biochar obtido a partir de resíduos de madeira, observando que a ativação química do material resultou em uma capacidade de adsorção significativa. Além disso, Faria (2023) explorou o uso da casca do maracujá amarelo como bioadsorvente para a remoção de atrazina, destacando o potencial de materiais agroindustriais na adsorção de contaminantes.

O uso de bioadsorventes ativados quimicamente com ácido tem se mostrado uma abordagem promissora para a remoção de contaminantes, incluindo herbicidas, de meios aquosos. A ativação ácida envolve o tratamento da biomassa com agentes como ácido sulfúrico (H_2SO_4), promovendo a modificação estrutural do material e aumentando sua capacidade de adsorção (Syeda et al., 2022). Esse processo melhora significativamente a porosidade e a área superficial do bioadsorvente, além de introduzir grupos funcionais ácidos que favorecem a interação com contaminantes polares. Como resultado, a eficiência do material na remoção de compostos orgânicos e inorgânicos é ampliada, tornando-o uma alternativa sustentável e de baixo custo para o tratamento de águas contaminadas. Além disso, a ativação ácida pode potencializar a estabilidade química do bioadsorvente, garantindo maior durabilidade e reutilização em sucessivos ciclos de adsorção. Barbosa e colaboradores (2022) provaram que bioadsorventes ativados com ácido fosfórico são altamente eficazes na remoção de metais pesados, como chumbo e cádmio, ressaltando a viabilidade econômica e ecológica dessa técnica.

A busca por materiais alternativos para a produção de bioadsorventes tem levado à exploração de biomassas de fácil disponibilidade e baixo custo, como a algaroba. Sua ampla distribuição em regiões semiáridas e seu rápido crescimento fazem dela uma matéria-prima atrativa para a produção de bioadsorventes. Além disso, sua composição lignocelulósica favorece a modificação química, incluindo a ativação ácida, que aprimora suas propriedades adsorventes. Dessa forma, a utilização da algaroba como fonte de bioadsorventes apresenta

um potencial promissor para a remoção de contaminantes de meios aquosos, unindo eficiência ambiental e sustentabilidade econômica.

2.5 Algaroba (*Prosopis juliflora*)

A algaroba é uma espécie arbórea, pertencente à família *Fabaceae*, originária das regiões áridas e semiáridas da América Central e do Norte da América do Sul. Introduzida no Brasil na década de 1940, especialmente no semiárido nordestino, sua introdução visava fornecer recursos como madeira e forragem para o gado, além de combater a desertificação, devido à sua adaptabilidade a climas secos e solos pobres. No entanto, a falta de manejo adequado e sua alta capacidade de dispersão transformaram-na em uma espécie invasora problemática em diversas regiões do país (Pegado et al., 2006; Ribaski, 2009.). A invasão da algaroba tem causado significativos impactos ambientais. Estudos indicam que essa espécie forma densos povoamentos que competem com a vegetação nativa, reduzindo a diversidade florística e alterando a estrutura das comunidades vegetais. Por exemplo, em áreas invadidas, a algaroba pode representar até 95% da área basal total do componente adulto, evidenciando sua dominância sobre as espécies locais (Damasceno; Ferrari; Giordani, 2017).

A disseminação da algaroba no semiárido brasileiro tem se tornado uma preocupação crescente, especialmente na região da Caatinga. Parâmetros ecológicos evidenciam que a presença da algaroba compromete a biodiversidade local, afetando diretamente as espécies autóctones do estrato arbustivo-arbóreo e alterando a dinâmica dos ecossistemas naturais (Andrade et al., 2009; Dos Santos; Diodato, 2015.). Além de causar impactos ambientais, a algaroba também causa problemas socioeconômicos. A sua presença em áreas de pasto pode resultar na intoxicação de ruminantes que consomem excessivamente suas vagens, gerando sintomas como dificuldade de mastigação e desvio lateral da cabeça (Hussain et al., 2021; Kishoin et al., 2024) Tais consequências acarretam prejuízos financeiros para os criadores de gado da região semiárida.

Diante dos desafios apresentados pela invasão da algaroba, pesquisadores têm buscado soluções para o seu manejo e uso sustentável. Uma estratégia com potencial é o uso de resíduos vegetais na fabricação de bioadsorventes para a eliminação de poluentes em águas contaminadas (Paiva et al., 2023; Félix, 2019). Pesquisas indicam que a vagem da algaroba, depois de seca e ativada, possui um grande potencial como adsorvente natural para a remoção de corantes têxteis, conseguindo diminuir a concentração em até 86,21% (Oliveira, 2023). A exploração da algaroba para a produção de materiais bioadsorventes oferece, não apenas uma solução para a remediação de ambientes contaminados, mas também contribui para o controle

de sua disseminação como espécie invasora no território brasileiro. Ao agregar valor aos resíduos dessa planta, é possível incentivar sua coleta e utilização, mitigando os impactos ambientais e socioeconômicos associados à sua proliferação descontrolada (Muniz, 2009; Alves, 2016).

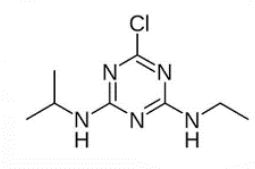
3 MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Laboratório de Manejo de Plantas Daninhas do Departamento de Ciências Agrárias da Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, no município de Mossoró/RN.

3.1 Reagentes e soluções

Os reagentes utilizados nos ensaios apresentavam padrão analítico com 99% de pureza, adquiridos na Sigma-Aldrich® 99%. As soluções de atrazina foram elaboradas a partir de soluções de estoque de 2000 mg·L⁻¹, que foram diluídas em água deionizada, na concentração de 0,5 mg·L⁻¹, uma dosagem 10 vezes superior à sugerida pelo fabricante. Todos os reagentes empregados neste estudo foram de natureza analítica, e os experimentos foram realizados em três etapas e à temperatura ambiente. A Tabela 1 apresenta as características físico-químicas do herbicida atrazina, conforme as bases de dados PubChem (2025) e Lewis et al., (2016).

Tabela 1. Propriedades físico-química do herbicida atrazina.

Parâmetros	Atrazina
Estrutura	
Nome IUPAC	6-cloro-4-N-etil-2-N-propan-2-il-1, 3, 5-triazina-2, 4-diamina
Massa molar (g/mol)	215,68
S (mg·L ⁻¹)	35
pK _a a 25 °C	1,7 (base fraca)
logKow	2,7
ASP (Å ²)	62,7
DALH	2 / 5
Pressão de vapor a 20 °C (mPa)	0,039

Fontes: Pubchem (2024) e Lewis, (2016). S: solubilidade em água a 20 °C, pK_a: constante de dissociação a 25 °C, log Kow: coeficiente de partição octanol/água a 20 °C e pH: 7, ASp: área de superfície polar, DALH: doadores/aceitadores de ligação de hidrogênio.

3.2 Produção do bioadsorvente

A coleta do material utilizado foi feita na UFERSA, em áreas próximas às estufas do setor de solos, nas coordenadas geográficas 5°12'11.0"S e 37°19'25.3"W, no qual foram escolhidos galhos de algaroba, com diâmetro entre 8 e 12 mm. O material coletado passou por um processo de limpeza para a remoção de poeira e impurezas atmosféricas. Em sequência, o material foi submetido à secagem em estufa de circulação e renovação de ar (Tecnal, 394/3) por um tempo de 72 horas em uma temperatura de 65°C. Por fim, os galhos secos foram processados em moinho de facas (SOLAB, SL-31, Piracicaba - SP, Brasil) e passaram por malha de 200 mesh para adequação do material a ser utilizado.

A ativação química do material foi realizada conforme a abordagem proposta por Baby, Saifullah e Hussein (2019), juntamente com as orientações de Nicholas (2018). Foram realizados testes prévios de adsorção com atrazina, para comparar a adsorção entre o material de algaroba *in natura*, e os materiais ativados quimicamente com concentrações de ácido sulfúrico em 50% e 100%. O procedimento utilizou ácido sulfúrico concentrado (H₂SO₄) com concentração de 98% da marca Vetec. Primeiramente, adicionamos 250 mL do ácido a 50 g da amostra, mantendo a mistura sob agitação a 120 rpm e temperatura de 90°C por um período de 4 horas. Posteriormente, o material passou por várias lavagens com água destilada aquecida a 100°C até atingir um pH de cerca de 6,5. Depois, foi seco numa estufa com circulação e renovação de ar (TECNAL, 394/3, Piracicaba - SP, Brasil), por um período de 72 horas a 65°C.

3.3 Caracterização do material

3.3.1 Ponto de carga zero (PCZ)

Para a determinação do ponto de carga zero do material adsorvente, foram preparadas soluções de NaCl 0,05 mol·L⁻¹ (15 mL) em tubos Falcon, com pH ajustado entre 2 e 10 por meio da adição de soluções de HCl e/ou NaOH 0,1 mol·L⁻¹. Em cada tubo, foram adicionados 50 mg do adsorvente, em triplicata, e as amostras foram agitadas a 25 ± 2 °C por um período de 24 horas. Após esse tempo, os tubos passaram por centrifugação e o pH final foi medido utilizando um medidor de potencial de hidrogênio (Tecnopon, Mpa – 210). Os dados obtidos foram utilizados para a construção de um gráfico relacionando a variação do pH ($\Delta\text{pH} = \text{pH}_f - \text{pH}_i$) com o pH inicial, conforme metodologia descrita por Akkaya e Güzel (2014).

3.3.2 Análise elementar (CNHS-O)

Para determinar os teores de carbono (C), nitrogênio (N), hidrogênio (H) e enxofre (S) presentes no material avaliado, utilizou-se um analisador elementar (Vario MACRO Cube,

Elementar, Cheadle Hulme, Reino Unido). Para a análise foi pesada uma amostra de 100 miligramas e colocada em uma cápsula de estanho, sendo essa devidamente selada e inserida no equipamento. A avaliação foi dada por meio da combustão do material em uma atmosfera de oxigênio puro (99,999%), o que levou à na formação de gases que foram quantificados através de um detector de condutividade térmica. O teor de oxigênio (O) foi determinado indiretamente pelo balanço de massa, segundo a equação: $O = 100 - (C + H + N + S + \text{mineral})$.

3.3.3 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

A análise morfológica da superfície do material foi realizada utilizando microscopia eletrônica de varredura (TESCAN, Modelo VEGA 3, República Tcheca), com operação a 20 kV e ampliação de 2Kx, empregando o detector de elétrons secundários. As amostras experimentais foram montadas em suportes de alumínio (stubs), fixadas com fita adesiva de carbono. A aplicação de uma camada de ouro de 9 nm sobre os materiais foi realizada com um metalizador a vácuo (Quorum Technologies Ltd, modelo Q150R, Laughton, East Sussex, Inglaterra), durante cinco minutos a uma corrente de 20 mA.

3.4 Teste de massas

Para avaliar a capacidade mássica de adsorção da atrazina no material, a metodologia utilizada foi adaptada de Lima e colaboradores (2019), no qual foram pesadas amostras de 10, 25, 50, 75 e 100 mg do bioadsorvente em tubos Falcon, às quais foram adicionados 20 mL de uma solução de atrazina na concentração de $0,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, sendo o teste realizado em batelada e com três repetições para cada massa avaliada. Os tubos foram submetidos a uma agitação vertical (Agitador Magnético, Modelo 752A, Fisatom Equipamentos Científicos Ltda, São Paulo, Brasil), em uma velocidade de 10 rpm por um período de 4 horas.

Depois dessa etapa, as amostras foram centrifugadas (Excelsa II, 206 BL, Campinas - São Paulo, Brasil) a uma velocidade de 3600 rpm durante cinco minutos. Posteriormente, uma alíquota de 1,0 mL do sobrenadante foi retirada e filtrada em membrana de nylon ($0,22 \mu\text{m}$) para "vial" de 1,5 mL. A determinação da concentração de atrazina foi feita através da cromatografia líquida de ultra performance (UHPLC), associada a um espectrômetro de massas (LC-MS/MS). Os valores de atrazina adsorvidos em cada intervalo de tempo foram determinados com base na equação 1.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{m} \quad \text{Eq. 1}$$

Onde: q_e ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) é a quantidade adsorvida no equilíbrio, C_0 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) é a concentração inicial, C_e ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) é concentração da solução no equilíbrio, m (g) é a massa e V (L) é o volume.

3.5 Cinética de adsorção

A cinética de adsorção da atrazina no material foi avaliada por meio do método de "batch equilibrium" descrito pela OECD (2000). Os testes foram realizados em variados períodos de tempo (10, 20, 30, 60, 120, 240, 480 e 720 minutos), sob uma temperatura regulada de 25 ± 2 °C. Em cada experimento, adicionaram-se 20 mL das soluções de atrazina juntamente com 50 mg do material adsorvente em tubos Falcon de 50 mL. A mistura foi agitada verticalmente a uma velocidade de 10 rpm. Depois de cada intervalo estabelecido, os tubos foram centrifugados a uma velocidade de 3600 rpm durante cinco minutos.

Posteriormente, uma alíquota de 1,0 mL do sobrenadante foi recolhido, filtrado por uma membrana de nylon de 0,22 μm em "vials" de 1,5 mL para análise posterior. Utilizamos a cromatografia líquida de alta performance (UHPLC) associada a um espectrômetro de massas (LC-MS/MS) para a quantificação dos compostos. A quantidade de atrazina adsorvida, ao longo dos intervalos de tempo testados, foi calculada com base na equação 2.

$$q_t = \frac{(C_0 - C_t) \cdot V}{m} \quad \text{Eq. 2}$$

No qual q_t ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) é capacidade de adsorção no tempo (min), C_0 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) é a concentração inicial, C_t ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) é certo intervalo de tempo, m (g) é a massa e V (L) é o volume.

Os diferentes modelos cinéticos foram ajustados aos dados obtidos, incluindo o de pseudo-primeira ordem (Eq. 3) proposto por Lagergren (1868), o de pseudo-segunda ordem (Eq. 4) desenvolvido por Ho e Mckay (1999), e o modelo de ordem geral (Eq. 5) elaborado por Alencar e colaboradores (2012).

- Modelo cinético de pseudo-primeira ordem (PPO):

$$q_t = q_e (1 - e^{(-K_1 t)}) \quad \text{Eq. 3}$$

No qual q_t ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) é capacidade de adsorção no tempo (min), q_e ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) é capacidade de adsorção no equilíbrio, K_1 (min^{-1}) é constante de velocidade e t (min) é o tempo.

- Modelo cinético de pseudo-segunda ordem (PSO):

$$q_t = \frac{K_2 q_e^2 t}{1 + K_2 q_e t} \quad \text{Eq. 4}$$

Onde q_t ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) é capacidade de adsorção no tempo (min), q_e ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) é capacidade de adsorção no equilíbrio, K_2 ($\text{g mg}\cdot\text{min}^{-1}$) é constante de velocidade e t (min) é o tempo.

- Modelo cinético de ordem geral (OG):

$$qt = qe - \frac{qe}{(k * qe^{(n-1)} * Ce^{(n-1)} + 1)^{(1/(n-1))}} \quad \text{Eq. 5}$$

No qual q_t ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) é a capacidade de adsorção no tempo (min), q_e ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) é capacidade de adsorção no equilíbrio, k é a constante de velocidade, n é a ordem da reação e C_e ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) é concentração da solução no equilíbrio.

3.6 Equilíbrio de sorção

O ensaio de equilíbrio de adsorção da atrazina no material foi conduzido através do método "batch equilibrium" proposto pela OECD (2000). A partir de uma solução estoque, foram preparadas soluções de trabalho nas concentrações de 0,5, 1,0, 2,5, 5,0 e 10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Adicionaram-se 20 mL da atrazina a 50 mg do adsorvente em frascos falcon de 50 mL. A mistura foi submetida a uma agitação vertical a 10 rpm a 25 ± 2 °C por um período de 2 horas, conforme estabelecido na análise de cinética. Os materiais foram submetidos à centrifugação a 3600 rpm durante cinco minutos. Posteriormente, uma alíquota de 1,0 mL do sobrenadante foi retirada e filtrada em uma membrana de nylon de 0,22 μm para "vials" de 1,5 mL. A quantidade foi medida em um cromatógrafo líquido de ultra performance (UHPLC), ligado ao Espectrômetro de Massas (LC-MS/MS). A quantidade de atrazina adsorvida foi calculada através da equação 6. Os modelos de isotermas de Langmuir e Freundlich foram ajustados de acordo com os dados experimentais obtidos, representados pelas equações 7 e 8, respectivamente.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{m} \quad \text{Eq. 6}$$

Onde: q_e ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) é quantidade adsorvida no equilíbrio, C_0 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) é a concentração inicial, C_e ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) é concentração da solução no equilíbrio, m (g) é a massa e V (L) é o volume.

- Isoterma de Langmuir (Langmuir, 1918):

$$q_e = \frac{Q_{\text{max}} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad \text{Eq. 7}$$

Onde: q_e é a quantidade sorvida no equilíbrio, C_e representa a concentração de equilíbrio em solução, K_L ($L \cdot mg^{-1}$) é constante de Langmuir e Q_{max} ($mg \cdot g^{-1}$) é capacidade máxima de sorção.

- Isoterma de Freundlich (Freundlich, 1907):

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad \text{Eq. 8}$$

Onde q_e é a quantidade sorvida no equilíbrio, C_e a concentração de equilíbrio em solução, K_F ($mg^{1-1/n} L^{1/n} g^{-1}$) é a constante de capacidade de adsorção de Freundlich e $1/n$ é uma constante relacionada à heterogeneidade da superfície do material.

3.7 Análise estatística

Os dados obtidos a partir das análises de caracterização do adsorvente (PCZ, análise elementar e MEV) foram comparados de forma descritiva. Os ensaios de cinética de adsorção, bem como o estudo de equilíbrio de sorção, foram ajustados a diferentes modelos cinéticos e isotérmicos utilizando o software OriginPro® 2016 (Origin Lab Corporation, EUA). A adequação dos modelos cinéticos, incluindo pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem, e ordem geral, bem como os modelos isotérmicos de Freundlich e Langmuir, foi avaliada por meio do coeficiente de determinação (R^2). Essas abordagens permitiram avaliar com rigor a eficiência e a confiabilidade dos modelos aplicados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Caracterização do bioadsorvente

4.1.1 Ponto de carga zero (PCZ)

Observou-se que o PCZ do bioadsorvente avaliado foi estabelecido em 3,08 (Figura 2). Este valor sugere que, quando a solução em que o material se encontra tem um pH superior ao PCZ, como observado no presente estudo, sua superfície adquire carga negativa. Em contrapartida, se o pH for inferior ao PCZ, a superfície adquire carga positiva. É frequente encontrar valores reduzidos de PCZ em carvões ativados quimicamente com agentes oxidantes ácidos, já que esses processos intensificam a presença de grupos funcionais oxigenados que doam prótons, tornando a superfície mais negativa e diminuindo o PCZ (Garrido, 2019). Esta propriedade facilita a adsorção de poluentes neutros e carregados positivamente.

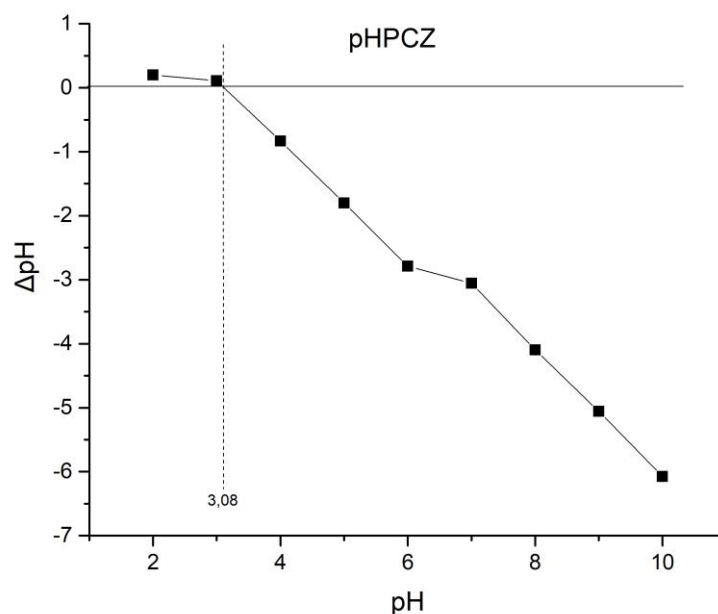


Figura 2. Ponto de carga zero (PCZ) do bioadsorvente ativado quimicamente.

4.1.2 Análise elementar (CNHS-O)

A quantidade dos constituintes avaliados na análise elementar do bioadsorvente ativado com ácido sulfúrico são expostos na Tabela 2. Segundo Sbizzaro e colaboradores (2021), a elevada porcentagem de carbono, além de muitos outros fatores, é uma característica que pode estar associada a uma maior capacidade de adsorção de compostos orgânicos, incluindo pesticidas como a atrazina. O autor descreve estudos sobre a adsorção de atrazina em

biocarvões obtidos a partir de colmo de bambu, e destaca que bioadsorventes com alto teor de carbono apresentaram eficiência significativa na remoção desse herbicida de soluções aquosas (Sbizzaro et al., 2021).

O teor de oxigênio de 46,9% sugere a presença de grupos funcionais oxigenados na superfície do bioadsorvente, os quais podem interagir com moléculas polares, potencializando a adsorção de contaminantes hidrofílicos. A presença desses grupos funcionais é reconhecida por aumentar a afinidade do adsorvente por certos poluentes, melhorando a eficiência do processo de remoção (Fruehwirth et al., 2020). O índice de hidrofiliicidade O/C de 1,00 indica um material com alta funcionalidade superficial, o que pode favorecer interações específicas com moléculas de atrazina, aumentando a capacidade de adsorção. Além disso, o baixo teor de cinzas (0,36%) é vantajoso, pois reduz a interferência de materiais inorgânicos no processo de adsorção, garantindo maior eficiência na remoção de atrazina (Coelho; Vazzoler; Leal, 2012).

Tabela 2. Composição elementar do bioadsorvente.

	Análise elementar							
	C (%)	H (%)	N (%)	S (%)	O (%)	O/C	H/C	Cinzas
Bioadsorvente	46,8	3,3	0,37	2,21	46,9	1,00	0,0	0,36
	±7,3	±0,8	±0,05	±0,35	±8,5			

C: carbono elementar, H: hidrogênio elementar, O: oxigênio elementar, N: nitrogênio elementar, S: enxofre elementar, H/C: índice de aromaticidade e O/C: índice de hidrofiliicidade.

4.1.3 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

As imagens obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) da biomassa *in natura* e do bioadsorvente ativado quimicamente a partir das podas de algaroba são exibidas na Figura 3, com ampliações de 100x (A e C) e 2500x (B e D), respectivamente. Ao avaliar a morfologia dos materiais, observa-se que a biomassa *in natura* possui uma superfície irregular, sem uma estrutura porosa bem definida, quando comparada ao material ativado que apresenta partículas menores, causado pelo processo de degradação dos constituintes lignocelulósicos promovido pelo tratamento químico, o que resulta na formação de um material com micro e mesoporosidade. Além disso, a ativação química evidencia a redução do tamanho das partículas, demonstrando que o processo de ativação altera significativamente a morfologia do bioadsorvente, aumentando sua área superficial e tornando-o mais eficiente para aplicações de adsorção.

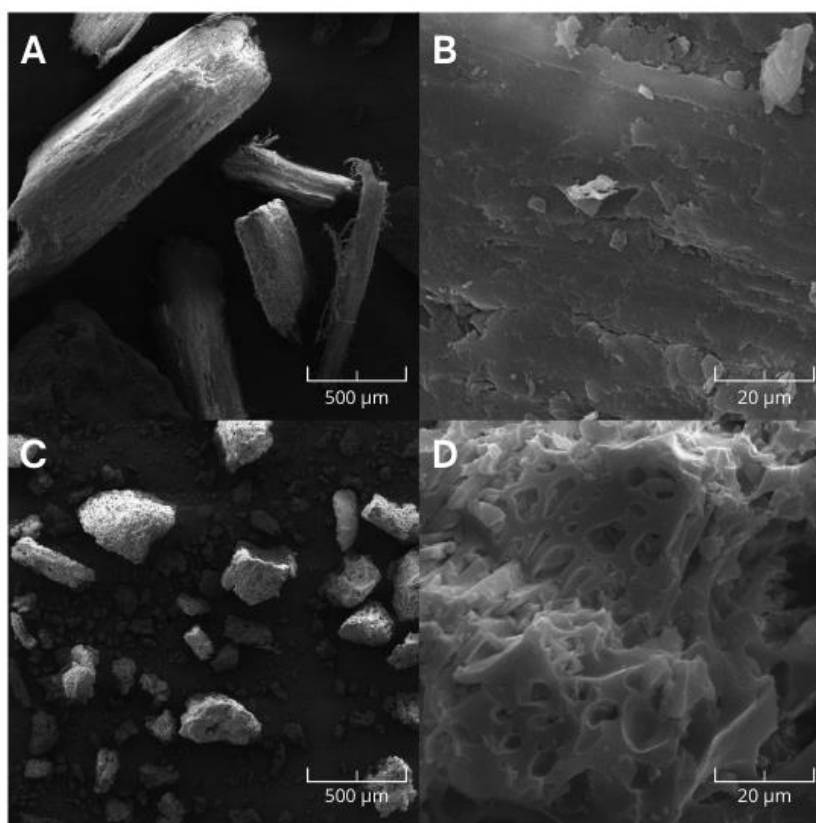


Figura 3. Imagens de microscopia eletrônica de varredura (MEV) da biomassa *in natura* (A e B), e do material quimicamente modificado (C e D).

O ácido sulfúrico é amplamente conhecido por sua capacidade de oxidação, levando à desidratação da biomassa e a formação de um material adsorvente de grande área superficial. A modificação estrutural, apresentando uma superfície extremamente porosa e com cavidades claramente delineadas (D) corrobora com esta observação. De acordo com estudos, o tratamento químico com ácido favorece o crescimento da área superficial ao criar novos poros, tornar visíveis poros antes inacessíveis, eliminar impurezas e componentes indesejados, além de expandir os poros já existentes e provocar fissuras devido à deterioração estrutural da biomassa (Barbosa, 2017).

4.2 Avaliação da concentração do ácido na produção do adsorvente

Na figura 1 é demonstrado testes de adsorção do herbicida com o material *in natura* sem ativação química (biomassa), e ativados quimicamente com ácido sulfúrico em concentrações de 50% e 100%. O material *in natura* exibiu taxas de adsorção mais baixas, alcançando 32,8% para a atrazina. Por outro lado, os adsorventes que receberam tratamento ácido apresentaram uma capacidade de remoção consideravelmente superior.

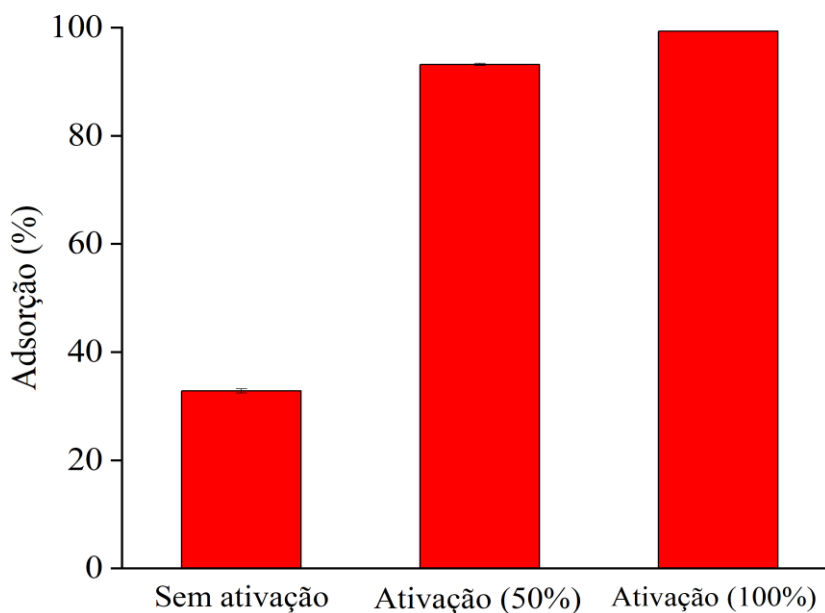


Figura 1. Teste de eficiência de adsorção do herbicida atrazina no bioadsorvente sem ativação e ativado a 50 e 100% com ácido sulfúrico.

Dentre os adsorventes submetidos à ativação ácida, o tratamento com uma concentração de 50% apresentou uma remoção de 93,2% do contaminante, valores inferiores quando comparado aos obtidos com a ativação utilizando 100% de ácido, que resultou em taxas de adsorção de 99,4% do contaminante. Assim, devido à sua maior eficiência na remoção do herbicida em água, o material cujo tratamento foi feito com 100% de ácido foi escolhido para a continuidade dos experimentos.

O material, ao ser ativado quimicamente, adquire uma elevada área superficial e alta porosidade, o que favorece a retenção de grandes quantidades de contaminantes em sua estrutura (Dolas et al., 2011). Esse efeito ocorre porque uma superfície ampliada proporciona mais sítios ativos disponíveis para a adsorção, independentemente dos mecanismos envolvidos e sua estrutura altamente porosa confere ao material grande versatilidade de uso, sendo amplamente aplicado em processos como catálise e remoção de contaminantes por adsorção (Guo et al., 2018). Além disso, a ativação com ácido sulfúrico acarreta a degradação de compostos, como a celulose e a lignina, tornando a superfície do material mais rica em grupos funcionais oxigenados, melhorando significativamente a capacidade de adsorção devido ao aumento na interação por ligações de hidrogênio e interações dipolo-dipolo entre os grupos funcionais da biomassa ativada e a atrazina (Sultana et al., 2022).

4.3 Teste de massas

Conforme ilustrado na Figura 4, observa-se que, a partir de 50 mg, não há variação significativa na capacidade de adsorção para o contaminante avaliados. Para a atrazina, a remoção atingiu 93,0%, justificando a escolha dessa quantidade para os experimentos subsequentes. É fundamental ressaltar que a quantidade de bioadsorvente empregada deve estar adequadamente balanceada em relação à concentração dos contaminantes presentes na solução, garantindo um processo eficiente e seguro. Neste estudo, foi escolhida uma dosagem dez vezes maior do que a recomendada na bula, com o objetivo de assegurar a máxima eficiência na remoção dos poluentes, melhorar a taxa de adsorção e minimizar possíveis interferências externas que possam comprometer o desempenho do tratamento.

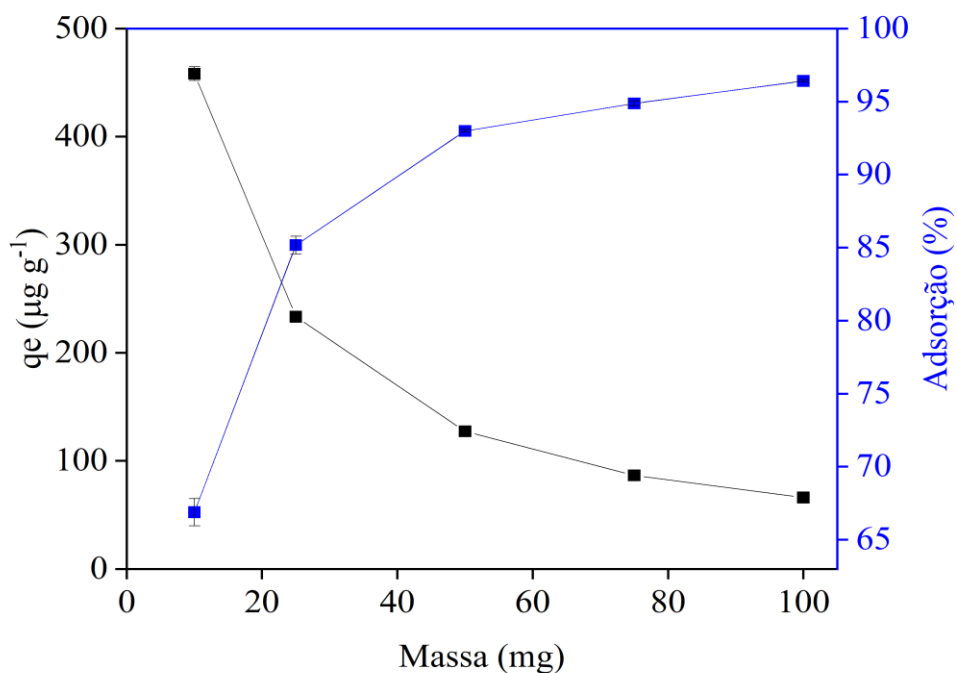


Figura 4. Capacidade máxima adsorptiva do herbicida atrazina no bioadsorvente.

O aumento na dose do bioadsorvente favorece a remoção do contaminante, pois amplia a área de adsorção devido à maior quantidade de sítios ativos disponíveis para interagir com as moléculas presentes na solução (Reddy; Verma; Subrahmanyam, 2016). No entanto, quando a massa do bioadsorvente atinge determinado limite, ocorre a saturação dessas superfícies ativas, o que reduz a eficiência global do processo de adsorção. Esse efeito pode ser explicado pela sobreposição de partículas e pela possível obstrução de poros, limitando a interação entre o adsorvato e os sítios de adsorção disponíveis (Cusioli et al., 2021). Assim, o aumento excessivo da massa do bioadsorvente nem sempre resulta em melhorias significativas no percentual de remoção.

4.4 Cinética de adsorção

Os dados obtidos no estudo de cinética foram adaptados aos modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem e ordem geral, e utilizados para analisar a influência do tempo de contato entre o bioadsorvente e o contaminante no processo de adsorção (Figura 5), além disso, os parâmetros obtidos para cada modelo cinético avaliado encontram-se detalhados na Tabela 3.

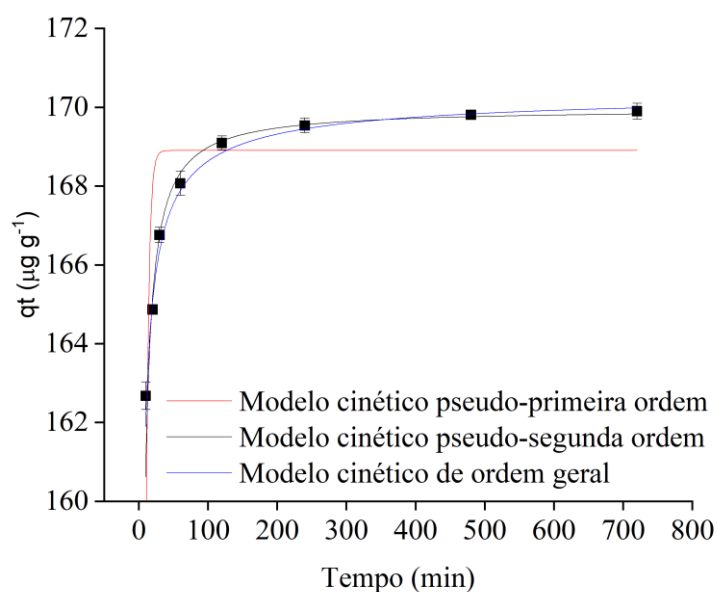


Figura 5. Estudo cinético da adsorção do herbicida atrazina no bioadsorvente, a 27 °C, com concentração inicial de 160 $\mu\text{g L}^{-1}$.

O estudo cinético mostra uma rápida adsorção nos primeiros 10 minutos, observando-se taxa de adsorção, com 95,8% ($162,7 \mu\text{g g}^{-1}$) da atrazina retida no bioadsorvente. Após esse período, a velocidade de adsorção reduziu gradualmente, alcançando o equilíbrio em 120 minutos, com valores de 99,8% ($169,1 \mu\text{g g}^{-1}$) adsorvido pelo material. Esse intervalo de tempo foi similar ao relatado por Georgin et al. (2019), que estudaram o uso de adsorvente obtido a partir da casca de *Cedrella fissilis* na remoção de atrazina do meio contaminado.

O modelo cinético OG apresentou o melhor ajuste aos dados experimentais, destacando-se pelo coeficiente de determinação mais elevado para ambos os materiais analisados ($R^2 = 0,99$). Esse resultado evidencia sua superioridade na previsão do comportamento cinético do processo de adsorção. Esses achados sugerem que a sorção da atrazina não ocorre exclusivamente por um mecanismo físico ou químico isolado, mas sim por uma interação mista e complexa, o que está de acordo com pesquisas recentes sobre a

remoção de pesticidas utilizando materiais adsorventes heterogêneos e modificados estruturalmente para maior eficiência (Behrends, 2019; Da Silva et al., 2025).

O parâmetro k_3 ($0,0027 \pm 0,001 \text{ g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$) sugere que a taxa de adsorção não ocorre instantaneamente, mas segue um mecanismo mais complexo dependente da interação entre o contaminante e o bioadsorvente (Thue et al., 2016; Umpierrez, 2021). O expoente n ($2,48 \pm 0,25$) indica que o processo não segue uma simples difusão, mas envolve múltiplos sítios ativos e interações químicas na superfície do adsorvente, o que é uma característica comum em sistemas heterogêneos (Aljamali; Khdur, 2021).

Tabela 3. Parâmetros cinéticos para a adsorção do herbicida atrazina no bioadsorvente quimicamente ativado.

Modelo cinético	Substância
	Atrazina
<i>Pseudo-primeira ordem</i>	
$q_e \times 10^{-4} (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	$168,90 \pm 0,76$
$K_1 \times 10^{-3} (\text{min}^{-1})$	$0,26 \pm 0,04$
R^2	0,26
<i>Pseudo-segunda ordem</i>	
$q_e \times 10^{-4} (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	$169,96 \pm 0,14$
$K_2 (\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1})$	$0,01 \pm 5,93$
R^2	0,98
<i>Ordem geral</i>	
$q_e \times 10^{-4} (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	$170,46 \pm 0,30$
$K_3 (\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1})$	$0,0027 \pm 0,001$
n	$2,48 \pm 0,25$
R^2	0,99

R^2 : coeficiente de determinação, q_e : quantidade adsorvida no equilíbrio, K_1 , K_2 e K_3 : constantes de velocidades para os modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem e ordem geral, respectivamente e n : ordem da reação.

4.5 Equilíbrio de sorção

Os modelos isotérmicos não-lineares de Langmuir e Freundlich (Figura 6) foram adequados dados obtidos no estudo do equilíbrio. Os parâmetros das isotermas de adsorção

encontram-se detalhados na Tabela 4. Conforme o ajuste dos dados obtidos, o modelo de Freundlich demonstrou um desempenho superior, alcançando um R^2 de 0,77 para a adsorção do herbicida atrazina, indicando uma correlação dos dados mais forte em relação ao modelo de Langmuir, que apresentou um ajuste significativamente inferior.

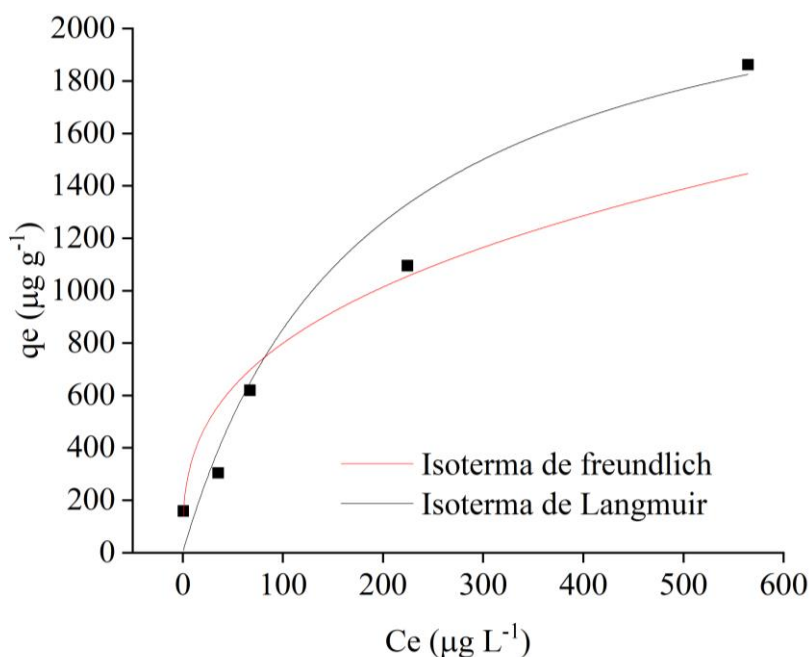


Figura 6. Equilíbrio de adsorção do bioadsorvente para o herbicida atrazina, a 27 °C, no tempo de 120 minutos.

Os parâmetros de ajuste dos modelos estão apresentados na Tabela 4. De acordo com o modelo de Freundlich, a superfície do bioadsorvente possui características variadas, com múltiplos locais ativos com diferentes sítios e energias de adsorção, o que favorece a formação de multicamadas do poluente (Nagarajan et al., 2021). Nos parâmetros deste modelo, observa-se que o K_F para a atrazina foi de $164,73 \pm 39,52 \text{ mg}^{1-1/n} \text{ L}^{1/n} \text{ g}^{-1}$, indicando uma maior afinidade do herbicida contaminante com o bioadsorvente empregado. Ademais, o valor de n , compreendido entre 1 e 10, sugerem que a adsorção é termodinamicamente vantajosa, indicando que o contaminante é transferido da fase aquosa para a superfície do bioadsorvente de forma espontânea. Como mostrado nos dados, os valores de n foi de 2,91 para o herbicida, reforçando a viabilidade do processo de adsorção como estratégia para remoção desse composto da solução e corroborando com resultados de Sbizzaro et al. (2021), que avaliou a capacidade de biocarvão a base de bambu quanto a adsorção da atrazina em água.

Tabela 4: Parâmetros das isotermas para a adsorção do herbicida atrazina no bioadsorvente quimicamente ativado.

Isoterma	Substância
	Atrazina
<i>Freundlich</i>	
$K_F \times 10^{-3} (\text{mg}^{1-1/n} \cdot \text{L}^{1/n} \cdot \text{g}^{-1})$	164,73±39,52
n	2,91±0,52
1/n	0,34
R ²	0,77
<i>Langmuir</i>	
$Q_{\text{max}} \times 10^{-3} (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	2418,17±2316,62
$K_L (\text{L} \cdot \text{mg}^{-1})$	0,00339±0,011
R ²	-0,19

R²: coeficiente de correlação, K_F e n: constantes de Freundlich relacionadas, respectivamente, com a capacidade e a intensidade de adsorção, 1/n: constante relacionada à heterogeneidade da superfície, K_L: constante de Langmuir, Q_{max}: capacidade máxima de adsorção.

O parâmetro 1/n representa a intensidade das interações entre o contaminante e o adsorvente, com valores reduzidos ($1/n < 1$) indicando interações mais fortes (Bajuk-Bogdanovic et al., 2017). Em relação à atrazina, o valor obtido foi de 0,34, indicando não só uma alta afinidade do bioadsorvente pelo herbicida, mas também interações mais intensas, corroborando a tendência identificada no parâmetro K_f. Este resultado sugere que, após a adsorção, a atrazina tem uma menor propensão à dessorção, o que significa que sua remoção da superfície do bioadsorvente e retorno à solução é mais complicado.

O parâmetro 1/n também fornece informações relevantes sobre a natureza da isoterma. Quando o valor se encontra abaixo de 1, indica que a isoterma pertence à classe L, caracterizada pela eficiência superior do processo de adsorção em concentrações mais baixas do poluente, acelerando a eliminação do composto da solução (Fernandes et al. 2019). Esse comportamento ocorre porque, inicialmente, há um grande número de sítios ativos disponíveis para a adsorção. No entanto, conforme a concentração do herbicida aumenta, esses locais começam a ser gradualmente ocupados, levando a uma redução da capacidade de adsorção e a uma inclinação descendente mais acentuada da curva isotérmica, como demonstrado na Figura 6, evidenciando a restrição de locais disponíveis para novas interações

(Danish; Ahmad, 2018). Este fenômeno é comum em sistemas nos quais a saturação do adsorvente tem um papel fundamental na eficácia final do processo de eliminação do poluente.

5 CONCLUSÃO

O bioadsorvente de algaroba ativado quimicamente com ácido sulfúrico tem alta eficiência na remoção de atrazina em água, com uma taxa de adsorção acima de 90%, mesmo em concentrações superiores à dose comercial do herbicida. A rápida captura do contaminante e a abundância de sítios ativos reforçam seu desempenho promissor.

O material ativado quimicamente é uma alternativa viável para o tratamento de águas contaminadas por pesticidas, contribuindo para a descontaminação de recursos hídricos e a destinação adequada de resíduos ambientais.

6 REFERÊNCIAS

- 1,3,5-Triazine-2,4-diamine, 6-chloro-N-ethyl-N'-(1-methylethyl)-.Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/substance/319061575>. Acesso em: fev. 2025.
- Ahmed, Danish et al. Efficient degradation of atrazine from synthetic water through photocatalytic activity supported by titanium dioxide nanoparticles. *Zeitschrift für Physikalische Chemie*, v. 237, n. 4-5, p. 395-412, 2023.
- Akkaya, G.; Güzel, F. Application of some domestic wastes as new low-cost biosorbents for removal of methylene blue: kinetic and equilibrium studies. *Chemical Engineering Communications*, v. 201, n. 4, p. 557–578, 3 abr. 2014. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00986445.2013.780166>>.
- Albrecht, Leandro Paiola et al. Manejo de organismos geneticamente modificados tolerantes a herbicidas. *Matologia: estudos sobre plantas daninhas*, p. 506-547, 2021.
- Alencar, Wagner S. et al. Application of aqai stalks as biosorbents for the removal of the dye Procion Blue MX-R from aqueous solution. *Separation Science and Technology*, v. 47, n. 3, p. 513-526, 2012.
- Aljamali, Nagham Mahmood; Khdur, R.; Alfatlawi, Intisar Obaid. Physical and chemical adsorption and its applications. *International Journal of Thermodynamics and Chemical Kinetics*, v. 7, n. 2, p. 1-8, 2021.
- Alves, José Luiz Francisco. Valorização de resíduos agroindustriais de mamona e de algaroba por meio do processo de pirólise. 2016. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina.
- Andrade, L.A.; Fabricante, J.R.; Oliveira, F.X. Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC.: impactos sobre a diversidade e a estrutura do componente arbustivoarbóreo da caatinga no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. *Acta botanica brasílica*, v. 23, n. 4, p. 935-943, 2009.
- Azevedo, Gabriel Pereira. Produção de carvão ativado a partir de resíduos da indústria de laticínios e *eichhornia crassipes* (baronesa). 2024.
- Aziz, Khalid et al. Low-cost materials as vehicles for pesticides in aquatic media: a review of the current status of different biosorbents employed, optimization by RSM approach. *Environmental science and pollution research*, v. 31, n. 28, p. 39907-39944, 2024.
- Baby, R., Saifullah, B. & Hussein, M.Z. Palm Kernel Shell as an effective adsorbent for the treatment of heavy metal contaminated water. *Sci Rep* 9, 18955. 2019.
- Baby, Rabia et al. Preparation of functionalized palm kernel shell bio-adsorbent for the treatment of heavy metal-contaminated water. *Journal of Hazardous Materials Advances*, v. 10, p. 100253, 2023.
- Bajuk-Bogdanović, D. et al. 12-Tungstophosphoric acid/BEA zeolite composites – Characterization and application for pesticide removal. *Materials Science and Engineering B: Solid-State Materials for Advanced Technology*, v. 225, n. May, p. 60–67, 2017.
- Barbosa, Antonio Rank Sermilher de Sales. Caracterização e aplicação na remoção de cromo hexavalente de um bioadsorvente obtido de endocarpo de *spondias purpurea* l. 2017.

Barbosa, L. A., et al.. Potencial de resíduos agroindustriais no tratamento de águas contaminadas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 26(3), 211–220. 2022.

Batool, Fatima et al. Removal of Cd (II) and Pb (II) from synthetic wastewater using Rosa damascena waste as a biosorbent: an insight into adsorption mechanisms, kinetics, and thermodynamic studies. *Chemical Engineering Science*, v. 280, p. 119072, 2023.

Brasil, M. da S. Brasil. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. [s.l: s.n.]28 p.

Chandrasekaran, Arunkumar et al. Adsorptive removal of Ciprofloxacin and Amoxicillin from single and binary aqueous systems using acid-activated carbon from Prosopis juliflora. *Environmental Research*, v. 188, p. 109825, 2020.

COELHO, Edumar Ramos Cabral; VAZZOLER, Heverton; LEAL, Waldileira Pereira. Using activated carbon for atrazine removal from public water supply. *Engenharia Sanitaria E Ambiental*, v. 17, p. 421-428, 2012.

Coldebella, P. F. et al. Exploring the eco-friendly potential of Moringa oleifera parts as biosorbents for atrazine removal. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 21, n. 9, p. 6445-6458, 2024.

Cusioli, Luís Fernando et al. Modified Moringa oleifera Lam. Seed husks as low-cost biosorbent for atrazine removal. *Environmental technology*, v. 42, n. 7, p. 1092-1103, 2021.

Da Silva, Francisca Daniele et al. Remediation of herbicide mixtures in water using nanostructured adsorbents: Behavioral analysis. *Adsorption Science & Technology*, v. 43, p. 02636174241279776, 2025.

Damasceno, Gabriel Azevedo de Brito; FERRARI, Marcio; GIORDANI, Raquel Brandt. Prosopis juliflora (SW) DC, an invasive specie at the Brazilian Caatinga: phytochemical, pharmacological, toxicological and technological overview. *Phytochemistry reviews*, v. 16, p. 309-331, 2017.

Danish, Mohammed; Ahmad, Tanweer. A review on utilization of wood biomass as a sustainable precursor for activated carbon production and application. *Renewable and sustainable energy reviews*, v. 87, p. 1-21, 2018.

De Oliveira, Cristiane et al. Evaluation of a graphitic porous carbon modified with iron oxides for atrazine environmental remediation in water by adsorption. *Environmental Research*, v. 219, p. 115054, 2023.

de Sousa Silva, Heigla Márcia et al. Desempenho da terbutilazina no controle de Eleusine indica e Spermacoce verticillata em Argissolo Amarelo distrocoeso. *Caderno Pedagógico*, v. 22, n. 5, p. e14768-e14768, 2025.

Dehghani, Mohammad Hadi et al. Sustainable remediation technologies for removal of pesticides as organic micro-pollutants from water environments: A review. *Applied Surface Science Advances*, v. 19, p. 100558, 2024.

Deng, Shijie et al. Advances in understanding and mitigating Atrazine's environmental and health impact: A comprehensive review. *Journal of Environmental Management*, v. 365, p. 121530, 2024.

Dolas, Hacer et al. A new method on producing high surface area activated carbon: the effect of salt on the surface area and the pore size distribution of activated carbon prepared from pistachio shell. *Chemical engineering journal*, v. 166, n. 1, p. 191-197, 2011.

Dos Santos, João Paulo Silva; Diodato, Marco Antonio. Algaroba (*Prosopis juliflora*) na caatinga norte-rio-grandense: análise do município de Fernando Pedroza. *Nature and Conservation*, v. 8, n. 1, p. 13-21, 2015.

Faria, W. D. B. Utilização da casca do maracujá amarelo como bioissorvente para a remoção de atrazina de soluções aquosas. *Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná*, 2023.

Félix, Fabiana Thais Rodrigues de Moraes et al. Analisar a capacidade adsorptiva da algaroba (*prosopis juliflora*) na remoção do corante azul de metileno. 2019.

Fernandes, Alice Munz et al. Impactos do uso de herbicidas utilizados em cultura de trigo no meio ambiente e na saúde humana: uma revisão sistemática da literatura. *Journal on Innovation and Sustainability RISUS*, v. 14, n. 4, p. 25-38, 2023.

Fernandes, Sara R. et al. Chemistry, bioactivities, extraction and analysis of azadirachtin: State-of-the-art. *Fitoterapia*, v. 134, p. 141-150, 2019.

Freundlich, H. Über die Adsorption in Lösungen. *Zeitschrift für Physikalische Chemie*, v. 57U, n. 1, p. 385–470, 1 out. 1907.

Fruehwirth, Marcelo et al. Adsorption of atrazine by biochars produced from byproducts of the wood industry. *Engenharia Agrícola*, v. 40, n. 6, p. 769-776, 2020.

Garrido, José Wagner Alves. Estudo de floculantes biodegradáveis e bioadsorventes derivados da *Moringa oleifera* como alternativos para tratamento de água produzida. 2019.

Georgin, Jordana et al. Potential of *Cedrella fissilis* bark as an adsorbent for the removal of red 97 dye from aqueous effluents. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 26, p. 19207-19219, 2019.

Goel, Chirag; Mohan, Sooraj; Dinesha, P. CO₂ capture by adsorption on biomass-derived activated char: A review. *Science of The Total Environment*, v. 798, p. 149296, 2021.

Gomes, Hiago de O. et al. Removal of contaminants from water using *Moringa oleifera* Lam. as biosorbent: An overview of the last decade. *Journal of Water Process Engineering*, v. 46, p. 102576, 2022.

Guo, Huiqin et al. Surface molecular imprinting on carbon microspheres for fast and selective adsorption of perfluorooctane sulfonate. *Journal of hazardous materials*, v. 348, p. 29-38, 2018.

Haq, Atta ul et al. Mechanisms of halosulfuron methyl pesticide biosorption onto neem seeds powder. *Scientific Reports*, v. 11, n. 1, p. 9960, 2021.

Hernandes, P. R. T. Adsorção de herbicidas utilizando biochar obtido a partir de resíduos de madeira. *Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria*, 2022.

Ho, Y; Mckay, G. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*, v. 34, n. 5, p. 451–465, 16 jul. 1999. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.oprd.7b00090>>.

Hussain, M. Iftikhar et al. Impact of the invasive *Prosopis juliflora* on terrestrial ecosystems. *Sustainable Agriculture Reviews* 52, p. 223-278, 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE, c2021. LSPA: Levantamento Sistemático da Produção Agrícola. Disponível em <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-epecuaria/9201-levantamento-sistemico-da-producao-agricola.html?=&t=resultados>>. Acesso em 30 de fev. de 2025.

Iwuozor, Kingsley O. et al. Adsorption of organophosphate pesticides from aqueous solution: a review of recent advances. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 20, n. 5, p. 5845-5894, 2023.

Jamal, M. U. Design of Experiments Optimisation of Scottish Wood Biochars for Water Remediation targeting selected Persistent Organic Pollutants Department of Chemical and Process Engineering University of Strathclyde This dissertation is submitted for the degree of D. n. October, 2023. Disponível em: <<https://stax.strath.ac.uk/concern/theses/0k225b62k>>.

Jamal, Mohammad Umair et al. Scottish softwood biochar for water remediation targeting selected persistent organic pollutants. *Adsorption Science & Technology*, v. 42, p. 02636174241256854, 2024.

Kaur, Gurleenjot; Singh, Neetu; Rajor, Anita. RSM-CCD optimized *Prosopis juliflora* activated carbon for the Adsorptive uptake of Ofloxacin and disposal studies. *Environmental Technology & Innovation*, v. 25, p. 102176, 2022.

Kaur, Manmeet; Sharma, Shivani; Sodhi, Harpreet Singh. Phytoremediation of pesticides. In: *Phytoremediation*. Academic Press, 2022. p. 323-350.

Kishoin, Violah et al. The negative and positive impacts of *Prosopis juliflora* on the Kenyan and Ethiopian ecosystems: A review study. *Notulae Scientia Biologicae*, v. 16, n. 1, p. 11832-11832, 2024.

Lagergren, S. About the theory of so-called adsorption of soluble substances. *Kungliga svenska vetenskapsakademiens handlingar*, v. 24, n. 4, p. 1–39, dez. 1868. Disponível em: <<https://www.sid.ir/paper/572485/en>>.

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, 1 set. 1918.

Lewis, Kathleen A. et al. An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and ecological risk assessment: An International Journal*, v. 22, n. 4, p. 1050-1064, 2016.

Li, Hui et al. Adsorption of three pesticides on polyethylene microplastics in aqueous solutions: Kinetics, isotherms, thermodynamics, and molecular dynamics simulation. *Chemosphere*, v. 264, p. 128556, 2021.

Lima, Eder C. et al. A critical review of the estimation of the thermodynamic parameters on adsorption equilibria. Wrong use of equilibrium constant in the Van't Hoof equation for

calculation of thermodynamic parameters of adsorption. *Journal of molecular liquids*, v. 273, p. 425-434, 2019.

Markus, Catarine et al. Resistência de plantas daninhas aos herbicidas. *Matologia: Estudos sobre plantas daninhas*. Editora Fábrica da Palavra, Jaboticabal, p. 324-364, 2021.

Massuquini, Zacareli et al. Índice de risco ambiental dos principais herbicidas utilizados no estado de mato grosso. *ARACÊ*, v. 6, n. 2, p. 2970-3005, 2024.

Mata, J. S.; Ferreira, Rafael Lopes. Agrotóxico no Brasil—uso e impactos ao meio ambiente e a saúde pública. *Ecodebate*. Site de informações, artigos e notícias socioambientais, v. 2, 2013.

Melo, Thais Borini de. Remoção de atrazina e simazina em águas pela técnica de tratamento de ciclo completo e adsorção em carvão ativado. 2024.

Montagner, C. C. et al. Trace analysis of pesticides and an assessment of their occurrence in surface and drinking waters from the State of Sao Paulo (Brazil). *Analytical Methods*, Cambridge v.6, p. 6668-6677, 2014.

Muniz, Marcelo Barbosa et al. Processamento das vagens de algaroba (*Prosopis juliflora*) para produção de bioprodutos. 2009.

Nagarajan, D. et al. Carbon dots coated on amine functionalized cellulose sponge for the adsorption of the toxic herbicide atrazine. v. 47, n. 3, 2021, p. 790-799, ISSN 2214-7853. DOI: 10.1016/j.matpr.2020.08.071.

Nicholas, A. F.; Hussein, M. Z.; Zainal, Z.; Khadiran, T. Palm Kernel Shell Activated Carbon as an Inorganic Framework for Shape-Stabilized Phase Change Material. *Nanomaterials*, v. 8, n. 9, p. 689, 5 set. 2018. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2079-4991/8/9/689>>.

Nogueira, Elisângela N. et al. Currently used pesticides in water matrices in Central-Western Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 23, p. 1476-1487, 2012.

Oliveira, Claudiane Felis Carneiro de. Avaliação do uso da vagem da algaroba (*Prosopis Juliflora*), como adsorvente para a remoção de corantes têxteis, presentes em águas residuárias. 2023. 22 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2023.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. Test No. 106: Adsorption--Desorption Using a Batch Equilibrium Method. OECD publishing, 2000.

Paiva, Ana Maria Silva et al. Análise da eficiência do carvão ativado da vagem de algaroba (*Prosopis juliflora*) como adsorvente na remoção de gasolina em corpos d'água. 2023.

Pantaleon, Lorena de Paula et al. Integrative review: verification of the influence of atrazine exposure on behavioral, neurochemical and Parkinson's disease disorders. *Journal of Biomedical Research & Environmental Sciences*, v. 2, n. 10, p. 1044-1058, 2021.

Pegado, Cláudia Maria Alves et al. Efeitos da invasão biológica de algaroba: *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. Sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. *Acta botanica brasílica*, v. 20, p. 887-898, 2006.

Pi, Zhoujie et al. Persulfate activation by oxidation biochar supported magnetite particles for tetracycline removal: Performance and degradation pathway. *Journal of Cleaner Production*, v. 235, p. 1103-1115, 2019.

Qulatein, Hussein Ahmad; Yilmaz, Muge Sari. Preparation of low-cost and non-conventional macroalgae-based biosorbent for fast and effectively selective dye adsorption. *Materials Chemistry and Physics*, v. 303, p. 127741, 2023.

Reddy, P. M. K.; Verma, P.; Subrahmanyam, C. Bio-waste derived adsorbent material for methylene blue adsorption. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 58, 500-508, 2016.

Ribaski, Jorge et al. Algaroba (*Prosopis juliflora*): árvore de uso múltiplo para a região semiárida brasileira. 2009.

Ribeiro, Daniele Ferreira et al. Alternativas de herbicidas para dessecação de áreas em pousio. *Brazilian Journal of Science*, v. 2, n. 2, p. 71-85, 2023.

Rodrigues, Antônio Rony da Silva Pereira; ZACARIAS, Luis Henrique Vieira Lima. Biorremediação de solos contaminados por pesticidas—Uma revisão integrativa da literatura. *Conexão ComCiência*, v. 1, n. 3, 2021.

Salomão, Pedro Emílio Amador; Ferro, Antônio Max Souza; Ruas, Wilson Ferreira. Herbicidas no Brasil: uma breve revisão. *Research, Society and Development*, v. 9, n. 2, p. e32921990-e32921990, 2020.

Sbizzaro, Mariana et al. Effect of production temperature in biochar properties from bamboo culm and its influences on atrazine adsorption from aqueous systems. *Journal of Molecular Liquids*, v. 343, p. 117667, 2021.

Silva, Raquel de Oliveira et al. Degradação e sorção de fipronil e atrazina em Latossolos com resíduos orgânicos da cultura de cana-de-açúcar. *Ciência Rural*, v. 46, p. 1172-1177, 2016.

Silva, Stella Bicalho et al. Efeitos individuais e combinados dos herbicidas comerciais glifosato, atrazina e 2,4-D na próstata ventral do gerbilo. *Chemosphere*, v. 367, p. 143626, 2024.

Singh, Sandeep et al. Global distribution of pesticides in freshwater resources and their remediation approaches. *Environmental Research*, v. 225, p. 115605, 2023.

Sousa, Anayla S. et al. Estimated levels of environmental contamination and health risk assessment for herbicides and insecticides in surface water of Ceará, Brazil. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, v. 96, p. 90-95, 2016.

Sultana, Marzia et al. A review on experimental chemically modified activated carbon to enhance dye and heavy metals adsorption. *Cleaner engineering and technology*, v. 6, p. 100382, 2022.

Syeda, Hina Iqbal et al. Biosorption of heavy metals from aqueous solution by various chemically modified agricultural wastes: A review. *Journal of Water Process Engineering*, v. 46, p. 102446, 2022.

Takkar, Simran et al. Green technology: Phytoremediation for pesticide pollution. In: Phytoremediation technology for the removal of heavy metals and other contaminants from soil and water. Elsevier, 2022. p. 353-375.

Thue, Pascal S. et al. Preparation, characterization and application of microwave-assisted activated carbons from wood chips for removal of phenol from aqueous solution. *Journal of Molecular Liquids*, v. 223, p. 1067-1080, 2016.

Toller, Nathalia; Guimarães, Elisete; Bravo, Claudia. Biodegradação do herbicida atrazina por *Saccharomyces cerevisiae*. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 26, p. 651-658, 2021.

Tomer, Ajay et al. Role of fungi in bioremediation and environmental sustainability. *Mycoremediation and Environmental Sustainability: Volume 3*, p. 187-200, 2021.

Umpierres, Cibele Santanna. Utilização de materiais a base de biocarbono ativados derivados da semente de tucumã, como adsorventes para remoção de contaminantes emergentes. 2021.

Vagi, M. C.; Petsas, A. S. Recent advances on the removal of priority organochlorine and organophosphorus biorecalcitrant pesticides defined by Directive 2013/39/EU from environmental matrices by using advanced oxidation processes: An overview (2007–2018). *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 8, n. 1, p. 102940, fev. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.102940>>.