

INSTITUTO FEDERAL
Rio Grande do Sul

Campus
Erechim

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO RIO
GRANDE DO SUL – CAMPUS ERECHIM
CURSO SUPERIOR DE ENGENHARIA DE ALIMENTOS

RAFAELA SCHOEITZER ELIAS

**POTENCIAL DA MACRÓFITA *Azolla pinnata* NA FITORREMEDIAÇÃO DE
ÁGUAS CONTAMINADAS POR CÁDMIO (Cd) E CROMO (Cr)**

Erechim-RS

2025

RAFAELA SCHOEITZER ELIAS

**POTENCIAL DA MACRÓFITA *Azolla pinnata* NA FITORREMEDIAÇÃO DE
ÁGUAS CONTAMINADAS POR CÁDMIO (Cd) E CROMO (Cr)**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Curso Superior de
Engenharia de Alimentos do Instituto
Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia do Rio Grande do Sul –
Campus Erechim, como requisito para
aprovação do componente curricular
Trabalho de Conclusão de Curso II.

Orientadora: Prof. Dra. Carina Faccio

Coorientador: Prof. Dr. Odivan Zanella

Erechim-RS

2025

DEDICATÓRIA

Primeiramente, agradeço a Deus, por ser minha luz e força constante nos momentos de dúvida, por me conduzir com propósito e fé ao longo dos anos desafiadores da graduação. Em cada madrugada de estudo, em cada obstáculo superado, senti Sua presença me encorajando a seguir em frente. Essa conquista é também d'Ele, que nunca me deixou perder a esperança, mesmo nos dias mais difíceis.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul – *Campus* Erechim, expresso minha profunda gratidão por ter sido o lugar onde cresci, aprendi e me transformei. Ingressar no curso de Engenharia de Alimentos foi mais do que uma escolha acadêmica — foi o início de um processo de descobertas que moldou minha forma de ver o mundo e de me ver dentro dele. Cada projeto, cada aula e cada desafio vivenciado aqui me prepararam para muito além do mercado de trabalho: me prepararam para a vida.

Agradeço com carinho e emoção à minha família e aos meus amigos, que sempre estiveram ao meu lado com palavras de incentivo, abraços silenciosos e apoio incondicional. Vocês foram meu alicerce e minha motivação diária. Em especial, ao meu noivo, Adrian, meu parceiro de todas as horas, meu porto seguro e minha fonte constante de amor e equilíbrio. Obrigada por estar ao meu lado com paciência, carinho e compreensão, por enxugar minhas lágrimas, celebrar minhas vitórias e acreditar em mim mesmo quando eu me sentia incapaz. Sua presença deu leveza aos meus dias e força ao meu coração.

À minha orientadora, professora Dra. Carina Faccio, deixo registrada minha sincera admiração, respeito e gratidão. Sua dedicação incansável, sua escuta generosa e seu apoio constante foram fundamentais para que este trabalho acontecesse. Mais do que uma orientadora, foi uma inspiração. Obrigada por acreditar em mim e por me guiar com tanta sensibilidade e competência.

Agradeço também ao professor Dr. Odivan Zanella pela coparticipação essencial nesta pesquisa. Sua orientação técnica e seu olhar atento enriqueceram profundamente este trabalho. Sou grata pela disponibilidade, pelas contribuições preciosas e pela confiança depositada em mim ao longo desse processo.

À equipe de Sertão, especialmente Morgana e Denise, minha gratidão sincera pelo apoio durante os testes e pela ajuda prática e acolhedora. Sem a

generosidade e o comprometimento de vocês, esta pesquisa não teria se concretizado da mesma forma. Obrigada por estarem comigo com tanta dedicação.

E à professora Priscilla Santos, agradeço pelas sugestões cuidadosas, pelo incentivo constante e pelo olhar criterioso, que foram fundamentais para aprimorar e fortalecer a qualidade deste trabalho. Sua contribuição foi essencial para que esta pesquisa ganhasse forma e consistência.

Este Trabalho de Conclusão de Curso é o reflexo de muitos braços, mentes e corações que estiveram comigo em cada etapa. A todos que, de alguma forma, fizeram parte dessa conquista, deixo aqui meu mais profundo e sincero agradecimento.

"It's not what we don't know that gets us in trouble. It's what we know for sure that just ain't so."

"Não é o que não sabemos que nos mete em problemas, é o que temos certeza que sabemos, e que, no final, não é verdade".

Mark Twain

RESUMO

O presente trabalho avaliou o potencial da macrófita aquática *Azolla pinnata* na fitorremediação de águas contaminadas por cádmio (Cd) e cromo (Cr), metais pesados de elevada toxicidade, persistência ambiental e forte tendência à bioacumulação. A pesquisa partiu da crescente preocupação com a poluição hídrica, especialmente por efluentes gerados na indústria de alimentos, que frequentemente apresentam teores desses metais acima dos limites permitidos pela legislação ambiental vigente. Nesse contexto, a fitorremediação surge como alternativa sustentável, de baixo custo e ecologicamente viável para a descontaminação de corpos d'água. O estudo foi conduzido em laboratório, utilizando cultivos de *Azolla pinnata* em soluções com concentrações controladas de Cd e Cr (2, 6 e 10 ppm), monitoradas ao longo de sete dias. As análises foram realizadas por meio de espectrometria de absorção atômica com atomizador de grafite (GF AAS), permitindo quantificar a eficiência de remoção dos metais. Os resultados demonstraram que *A. pinnata* obteve remoções superiores a 73% para Cd em concentrações mais baixas, com eficiência decrescente conforme o aumento da carga contaminante, mas mantendo desempenho acima de 57% nas maiores concentrações. Para Cr, a eficiência de remoção alcançou até 90%, mesmo nas condições mais desafiadoras. Além das análises quantitativas, foram observadas alterações morfofisiológicas significativas na biomassa exposta, como escurecimento, necrose e degradação das frondes, especialmente em maiores concentrações, indicativas de estresse oxidativo. Os dados obtidos confirmam o elevado potencial de *Azolla pinnata* como um biofiltro natural para a remoção de metais pesados, apresentando aplicabilidade prática em sistemas de lagoas de polimento e unidades de tratamento de efluentes na indústria de alimentos. A adoção dessa tecnologia contribui diretamente para a mitigação dos impactos ambientais, alinhando-se às metas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente no que se refere à melhoria da qualidade da água e promoção da economia circular. O trabalho evidencia a viabilidade técnica do uso de *Azolla pinnata* como ferramenta eficiente, sustentável e de baixo custo para o controle da poluição hídrica por metais pesados.

Palavras-chave: *Azolla pinnata*; metais pesados; fitorremediação; água; contaminação.

ABSTRACT

This study evaluated the potential of the aquatic macrophyte *Azolla pinnata* for the phytoremediation of water contaminated with cadmium (Cd) and chromium (Cr), heavy metals characterized by high toxicity, environmental persistence, and a strong tendency for bioaccumulation. The research was motivated by the increasing concern over water pollution, especially from effluents generated by the food industry, which often contain metal concentrations above the limits established by environmental regulations. In this context, phytoremediation emerges as a sustainable, low-cost, and environmentally friendly alternative for decontaminating water bodies. The study was carried out under laboratory conditions, with *Azolla pinnata* cultivated in solutions containing controlled concentrations of Cd and Cr (2, 6, and 10 ppm), monitored over seven days. Analyses were performed using graphite furnace atomic absorption spectrometry (GF AAS) to quantify metal removal efficiency. The results showed that *A. pinnata* achieved removal rates above 73% for Cd at lower concentrations, with a decrease in efficiency as the contamination load increased, but still maintaining performance above 57% at higher concentrations. For Cr, the removal efficiency reached up to 90%, even under the most challenging conditions. In addition to the quantitative analyses, significant morphophysiological changes were observed in the exposed biomass, such as darkening, necrosis, and frond degradation, especially at higher concentrations, indicating oxidative stress. The data confirm the high potential of *Azolla pinnata* as a natural biofilter for removing heavy metals, with practical applicability in polishing ponds and wastewater treatment units in the food industry. The adoption of this technology directly contributes to mitigating environmental impacts and aligns with the goals of the Sustainable Development Goals (SDGs), particularly regarding water quality improvement and the promotion of the circular economy. This study demonstrates the technical feasibility of using *Azolla pinnata* as an efficient, sustainable, and low-cost tool for controlling water pollution caused by heavy metals.

Keywords: *Azolla pinnata*; heavy metals; phytoremediation; water; contamination.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Módulo de pré-filtração por cobertura orgânica e leito de <i>Azolla pinnata</i> em lagoa rasa.....	24
Figura 2: Sistema de recirculação com bomba fotovoltaica para manutenção de oxigenação e renovação da interfase água-biomassa.....	25
Figura 3: Sistema de cultivo da <i>Azolla pinnata</i> em condições laboratoriais.....	28
Figura 4: <i>Azolla pinnata</i> em solução nutritiva com cromo (Cr) a 6 ppm (Dia 01 do teste piloto).....	29
Figura 5: Espectrômetro de Absorção Atômica com Atomizador de Grafite (GF AAS) empregado na quantificação das concentrações de metais pesados nas amostras aquosas.....	30
Figura 6: Configuração das unidades experimentais para a avaliação da fitorremediação de Cádmio e Cromo por <i>Azolla pinnata</i>	31
Figura 7: Câmara de crescimento utilizada para a manutenção das unidades experimentais sob condições ambientais controladas.....	32
Figura 8: Sistema de iluminação artificial e respectiva irradiância (8,68 kLux) fornecida às culturas de <i>Azolla pinnata</i>	32
Figura 9: Aspecto fenotípico da <i>Azolla pinnata</i> ao final do sétimo dia do ensaio piloto com cromo, evidenciando alteração de coloração e perda radicular.....	36
Figura 10: Redução da concentração de Cd por <i>Azolla pinnata</i> ao longo de sete dias.....	39
Figura 11: Evolução visual da <i>Azolla pinnata</i> sob exposição ao cádmio.....	42
Figura 12: Redução da concentração de Cr por <i>Azolla pinnata</i> ao longo de sete dias.....	46
Figura 13: Evolução visual da <i>Azolla pinnata</i> sob exposição ao cromo.....	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Concentração residual de Cd (ppm) ao longo dos dias.....	38
Tabela 2: Análise quantitativa da eficiência de remoção do Cd em cada condição.....	39
Tabela 3: Concentração residual de Cr (ppm) ao longo dos dias.....	46
Tabela 4: Análise quantitativa da eficiência de remoção do Cr em cada condição.....	47

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A. pinnata: *Azolla pinnata*

Cd: Cádmio

Cr: Cromo

Cr²⁺: Cromo divalente

Cr³⁺ ou Cr(III): Cromo trivalente

Cr⁶⁺ ou Cr(VI): Cromo hexavalente

Ni: Níquel

Pb: Chumbo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	13
2.1 Contaminação ambiental por metais pesados.....	13
2.2 Cádmio: Características e Toxicidade.....	16
2.3 Cromo: Características e Toxicidade.....	18
2.4 Fitorremediação no tratamento de águas contaminadas.....	19
2.5 <i>Azolla Pinnata</i> como agente fitorremediador.....	20
2.6 Proposta de aplicação da técnica de fitorremediação de metais pesados com <i>Azolla pinnata</i> em lagoas rasas.....	22
3. METODOLOGIA.....	26
3.1 Cultivo da <i>Azolla pinnata</i> em Condições Controladas.....	26
3.2 Teste Piloto.....	28
3.3 Avaliação da Capacidade Fitorremediadora da <i>Azolla pinnata</i> frente a Diferentes Concentrações de Cd e Cr.....	30
3.4 Avaliação Morfofisiológica Comparativa da <i>Azolla pinnata</i> frente a Diferentes Concentrações de Cd e Cr.....	33
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	34
4.1 Ensaio Piloto com Cromo (Cr).....	34
4.2 Avaliação da Capacidade Fitorremediadora da <i>Azolla pinnata</i> frente a Diferentes Concentrações de Cádmio.....	37
4.2.1 Avaliação Morfofisiológica Comparativa da <i>Azolla pinnata</i> frente a Diferentes Concentrações de Cádmio.....	42
4.3 Avaliação da Capacidade Fitorremediadora da <i>Azolla pinnata</i> frente a Diferentes Concentrações de Cromo.....	44
4.3.1 Avaliação Morfofisiológica Comparativa da <i>Azolla pinnata</i> frente a Diferentes Concentrações de Cromo.....	50
5. CONCLUSÃO.....	52
REFERÊNCIAS.....	55

1. INTRODUÇÃO

O crescente aporte de metais pesados em ambientes aquáticos tem se configurado como uma das principais preocupações ambientais contemporâneas, em razão da alta toxicidade, persistência e capacidade de bioacumulação desses elementos ao longo da cadeia trófica. Entre eles, o cádmio (Cd) e o cromo (Cr) destacam-se por causarem efeitos deletérios mesmo em concentrações traço. O cádmio está associado a danos renais, distúrbios ósseos e efeitos neurotóxicos em organismos aquáticos e humanos, enquanto o cromo hexavalente [Cr(VI)] é reconhecido por seu potencial mutagênico e carcinogênico, além de comprometer processos fotossintéticos e metabólicos de microrganismos e plantas (Mandakini *et al.*, 2016; Sood *et al.*, 2011).

No contexto da indústria de alimentos, diversas operações unitárias podem contribuir para a liberação desses metais em efluentes. Etapas como o branqueamento e a higienização de hortaliças podem liberar Cr em concentrações que variam de 0,1 a 0,5 mg·L⁻¹, dependendo do pH e do tempo de contato. Além disso, processos de cocção realizados em utensílios de aço inoxidável podem resultar na liberação de Cd em níveis entre 0,05 e 0,2 mg·L⁻¹, frequentemente excedendo os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 430/2011 (Bolisetty *et al.*, 2019; Lee; Hwang; Lee, 2019; Liu *et al.*, 2024). Essa realidade evidencia a necessidade de alternativas tecnológicas mais sustentáveis para o tratamento de águas residuárias no setor alimentício.

Dentre as estratégias emergentes, a fitorremediação tem se destacado como uma alternativa de baixo custo, ecologicamente viável e eficaz para a remoção de contaminantes inorgânicos em ambientes aquáticos. Essa técnica utiliza plantas, isoladas ou em associação com microrganismos, para remover, estabilizar ou transformar poluentes, contribuindo para a recuperação de corpos hídricos degradados (Dias, 2024; UNEP, 2002). Nesse cenário, a macrófita aquática *Azolla pinnata* apresenta grande potencial, especialmente por sua simbiose com a cianobactéria *Nostoc azollae*, que favorece o rápido crescimento de biomassa, a fixação de nitrogênio atmosférico e a alta capacidade de adsorção de metais pesados. Estudos recentes demonstram remoções superiores a 70 % de Cd e até 85 % de Cr(III) em poucos dias, sem necessidade de correções de pH ou adição de reagentes químicos (Sharma *et al.*, 2023; Soliman *et al.*, 2025; Sood *et al.*, 2011).

Diante desse contexto, este trabalho tem como objetivo principal investigar o potencial da macrófita *Azolla pinnata* na fitorremediação de águas contaminadas por cádmio (Cd) e cromo (Cr) em condições controladas de laboratório. Como objetivos específicos, busca-se: avaliar a eficiência de remoção desses metais em diferentes concentrações (2 ppm, 6 ppm e 10 ppm) durante um período de sete dias e observar as alterações morfofisiológicas apresentadas pela planta durante o período de exposição. Espera-se que os resultados contribuam para o desenvolvimento de sistemas de tratamento mais sustentáveis, com aplicação potencial em lagoas de polimento na indústria de alimentos, em consonância com a meta 6.3 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Contaminação ambiental por metais pesados

O crescente aumento da demanda por água doce está diretamente relacionado ao crescimento da população mundial. Entretanto, a intensificação da industrialização, urbanização, práticas agrícolas, atividades antrópicas e o descarte inadequado de águas residuárias têm agravado significativamente a poluição dos recursos hídricos. Os poluentes presentes na água são frequentemente complexos e englobam elementos orgânicos, inorgânicos e biológicos (Ghangrekar; Chatterjee, 2018). Nesse contexto, a interação dos organismos com o meio ambiente resulta na geração de resíduos, sendo que a sociedade humana produz volumes substanciais desses resíduos, impactando negativamente a saúde, o conforto e a segurança da população (Derisio, 2012).

A poluição ambiental, conceituada como a degradação do ambiente decorrente de atividades que comprometem a saúde, a segurança, o bem-estar, a biota e as condições sanitárias (Derisio, 2012), constitui uma problemática de alcance global. Essa poluição advém da introdução de matéria ou energia no ar, água ou solo (Derisio, 2012; WHO, 2011). Entre os principais fatores causadores destacam-se o desmatamento, o lançamento de efluentes e rejeitos industriais em corpos d'água, bem como processos urbanos, industriais e agrícolas realizados sem a devida mitigação dos impactos ecossistêmicos (Silva *et al.*, 2022). A água, elemento essencial à vida e a todas as atividades humanas — desde o consumo até a geração energética — requer preservação rigorosa, visto que alterações em sua

qualidade afetam não apenas a saúde humana, mas também a biota aquática (Derisio, 2012; WHO, 2011).

A poluição industrial do solo e da água, decorrente da diversidade de fontes poluidoras, como indústrias de papel e celulose, refinarias de petróleo, usinas de açúcar e álcool, siderúrgicas, metalúrgicas, químicas e farmacêuticas, representa um fator significativo de contaminação ambiental (Brasil, 2006; Derisio, 2012; Ferreira; Lofrano; Morita, 2020). O monitoramento e controle da qualidade das águas superficiais e subterrâneas são indispensáveis, considerando que o acesso à água potável e segura é um direito humano fundamental e um elemento crucial para a saúde pública (Derisio, 2012; WHO, 2011). A contaminação química dos ecossistemas aquáticos, provocada por poluentes orgânicos e inorgânicos, entre os quais destacam-se os metais pesados, tem impulsionado o desenvolvimento de tecnologias voltadas à remoção desses contaminantes de resíduos líquidos e gasosos (Schneider *et al.*, 2014; Vidal *et al.*, 2014).

Metais pesados são definidos como elementos químicos que apresentam massa específica superior a $6,0 \text{ g/cm}^3$ e número atômico acima de 20 (Costa, 2015). Frequentemente detectados em concentrações anômalas em corpos hídricos devido a interferências antrópicas, esses elementos de alta densidade representam riscos à saúde humana e aos ecossistemas, pois podem se bioacumular em organismos (Aguilar *et al.*, 2020). Entre esses, o cádmio (Cd), elemento não essencial e inerentemente tóxico, destaca-se pelos seus efeitos adversos, enquanto outros, como o cromo (Cr), embora essenciais em baixas concentrações, tornam-se tóxicos em níveis elevados (Rajkumar *et al.*, 2023).

A toxicidade associada aos metais pesados configura uma preocupação global de saúde pública, cuja incidência e magnitude são influenciadas por fatores geográficos, composição do solo, práticas culturais, localização industrial, legislação ambiental, acesso a serviços de saúde e suscetibilidade individual, incluindo estado nutricional e predisposição genética (Rajkumar *et al.*, 2023). A exposição humana ocorre principalmente por inalação, ingestão e contato dérmico, sendo a contaminação do ar, da água (marinha e fluvial), do esgoto e a bioacumulação em alimentos — como plantas, colheitas, frutos do mar e carnes — fontes diretas e indiretas relevantes (Rajkumar *et al.*, 2023).

A contaminação hídrica por cádmio e cromo, comumente associada à mineração e à indústria metalúrgica, também possui importantes fontes na indústria

alimentícia, por vias diretas e indiretas. No Brasil, práticas agrícolas intensivas, fortemente vinculadas à cadeia produtiva de alimentos, utilizam fertilizantes fosfatados e micronutrientes que contêm teores variados, porém significativos, de metais pesados como Cd e Cr. Nava *et al.* (2011) demonstraram que a aplicação de fertilizantes enriquecidos com zinco (Zn) elevou os níveis de cádmio e cromo no solo e nas folhas de soja cultivada, destacando o potencial dessas fontes para a introdução de metais tóxicos em agroecossistemas. Bizarro, Meurer e Tatsch (2008) alertam que fertilizantes fosfatados comercializados no Brasil apresentam concentrações de Cd que, se aplicados sucessivamente, podem acumular-se no solo e contaminar lençóis freáticos por processos de lixiviação.

Ainda, diversos estudos evidenciam a presença de metais tóxicos em ambientes aquáticos e sedimentos em diferentes regiões do mundo, representando um risco significativo à segurança alimentar. No rio Malwathu Oya, no Sri Lanka, por exemplo, o uso intensivo de agentes químicos em plantações de arroz resultou na contaminação por cádmio e arsênio em águas, sedimentos e tecidos de peixes (Perera *et al.*, 2016). Essa contaminação é especialmente preocupante, pois esses metais podem se bioacumular em organismos aquáticos e, conseqüentemente, em matérias-primas de origem animal e vegetal utilizadas na produção de alimentos, comprometendo a qualidade dos produtos e a saúde do consumidor final.

Além das fontes indiretas relacionadas aos insumos agrícolas, efluentes líquidos oriundos de frigoríficos, laticínios, fábricas de conservas e processadoras de bebidas podem conter metais pesados, sobretudo quando não submetidos a tratamento adequado. Aguiar e Novaes (2002) ressaltam que “efluentes industriais apresentam elevada carga poluidora, incluindo metais pesados como cádmio e cromo, que, uma vez lançados em corpos hídricos, sofrem o efeito de amplificação biológica”. Tal amplificação biológica, ou biomagnificação, corresponde ao acúmulo progressivo desses metais ao longo da cadeia trófica, resultando em impactos negativos à biota aquática, tais como redução da taxa reprodutiva, alterações comportamentais e elevada mortalidade de organismos sensíveis (Aguiar; Novaes, 2002).

Em unidades de processamento de alimentos, o cádmio e o cromo emergem como contaminantes críticos em águas residuárias, uma vez que processos de sanitização, branqueamento e cocção promovem a lixiviação de ligas metálicas e a solubilização de compostos corrosivos. Em branqueamentos de hortaliças, por

exemplo, concentrações de Cr total variam de 0,1 a 0,5 mg L⁻¹ conforme o pH e o tempo de contato, revelando desprendimento de íons de superfícies inoxidáveis (Bolisetty *et al.*, 2019). Similarmente, durante a fervura de raízes e na produção de derivados lácteos em recipientes de aço, as temperaturas acima de 80 °C intensificam a liberação de Cd, gerando efluentes com teores entre 0,05 e 0,2 mg L⁻¹ (Lee; Hwang; Lee, 2019; Liu *et al.*, 2024). Tais concentrações frequentemente ultrapassam os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/2011, o que evidencia a urgência de tecnologias específicas para remoção de metais pesados e fundamenta o desenvolvimento de sistemas de fitorremediação aplicados à Engenharia de Alimentos.

Pesquisas recentes indicam um agravamento global dessa contaminação. Hou *et al.* (2023) destacam que a poluição do solo por metais tóxicos, incluindo Cd e Cr, compromete significativamente a segurança alimentar, afetando a produtividade agrícola e contribuindo para a degradação dos ecossistemas aquáticos via transporte dos contaminantes por escoamento superficial e drenagem. Esses metais são altamente persistentes, não se degradam naturalmente e possuem elevada mobilidade em ambientes aquáticos, o que os torna especialmente perigosos. A exposição prolongada ao cádmio resulta em bioacumulação em tecidos animais e humanos, com efeitos carcinogênicos, nefrotóxicos e osteotóxicos (Hou *et al.*, 2023; Nava *et al.*, 2011). Já o cromo, especialmente na forma hexavalente, está relacionado a danos genéticos, efeitos mutagênicos e elevada toxicidade para organismos aquáticos (Aguiar; Novaes, 2002). Portanto, é fundamental que a indústria alimentícia implemente medidas eficazes de monitoramento e controle ambiental, visando à mitigação da emissão desses poluentes e à preservação dos corpos hídricos e da biodiversidade aquática.

2.2 Cádmio: Características e Toxicidade

O cádmio (Cd) é um metal pesado reconhecidamente tóxico, sem função biológica conhecida em organismos vivos (Carocci *et al.*, 2016; Friberg *et al.*, 2019; Genchi *et al.*, 2017; Genchi *et al.*, 2020; Sinicropi *et al.*, 2010). Esse metal prateado com número de oxidação +2, ocorre naturalmente associado ao zinco em minerais como esfalerita e blenda (Cetesb, 2012; Guarango, 2023). Pizzaia (2013) indica que a abundância natural de cádmio na crosta terrestre varia entre 0,1 e 0,5 mg/kg. No

entanto, a contaminação antrópica pode elevar significativamente essas concentrações em determinados locais, representando um risco à saúde humana e ao meio ambiente, conforme destacado por Campos *et al.* (2013), que discutem as implicações da ingestão de alimentos contaminados com Cd. A magnitude da contaminação e os níveis de Cd em solos e alimentos podem variar consideravelmente dependendo de fatores como atividades industriais, práticas agrícolas e condições geológicas locais.

A presença disseminada de cádmio no ambiente, principalmente em micropartículas plásticas (Greenfacts, 2015), resulta diretamente de atividades humanas (Rahimzadeh *et al.*, 2017), e a poluição da água por esse metal está associada a fontes como fundição e refino de metais, combustão de combustíveis fósseis e uso de fertilizantes fosfatados (Casado *et al.*, 2008; Genchi *et al.*, 2020). A presença de cádmio em efluentes industriais e na reciclagem de resíduos eletrônicos agrava a contaminação dos recursos hídricos, representando um risco à saúde da população devido à possibilidade de bioacumulação na cadeia alimentar e aos efeitos adversos da exposição, como disfunção renal e hepática, edema pulmonar e danos testiculares (Genchi *et al.*, 2020; Tinkov *et al.*, 2018). A carcinogenicidade do Cd em humanos é corroborada por evidências epidemiológicas, sendo classificado como a sétima substância mais perigosa pela Agência de Saúde Pública Federal dos EUA (Lacorte, 2012).

O cádmio, classificado como carcinogênico e disruptor metabólico (Atkins; Jones, 2012; Cetesb, 2012; Mahan; Myers, 1995), substitui metais essenciais no organismo, provocando fragilidade óssea e disfunções renais e pulmonares. Os efeitos da exposição ao Cd variam conforme a dose, o tempo e a via de exposição, a presença de outras substâncias químicas e os hábitos individuais. A inalação de altas concentrações de Cd pode causar danos pulmonares graves e óbito, enquanto a inalação crônica de baixas concentrações promove bioacumulação, podendo levar a doenças renais (García; Azcona, 2012). A ingestão de alimentos ou água contaminados com Cd pode causar irritação estomacal, danos renais e, em casos de exposição prolongada, fragilidade óssea (Pineda; Rodríguez, 2015). A doença "Itai-Itai" ("dói-dói"), registrada no Japão e caracterizada pela acumulação de Cd nos ossos, com consequentes dores intensas e fraturas (Aoshima, 2012), ilustra a gravidade da intoxicação por esse metal. A Portaria nº 888/2021, que

regulamenta os padrões de potabilidade da água para consumo humano no Brasil, estabelece o limite máximo de cádmio em 0,003 mg/L (Brasil, 2021).

2.3 Cromo: Características e Toxicidade

Descoberto em 1797 por Louis-Nicholas Vauquelin, o cromo (Cr) é um metal de transição do grupo 6 da tabela periódica, com características como coloração prateada, brilho intenso, alta dureza e resistência à corrosão (Unesp, 2018). Apresentando diversos estados de oxidação (-2 a +6), os mais comuns são Cr^{2+} , Cr^{3+} e Cr^{6+} , sendo Cr^{2+} e Cr^{3+} os mais estáveis (Moreira; Bueno, 2019). Embora essencial como micronutriente para algumas plantas em baixas concentrações, o cromo em níveis elevados torna-se um risco à saúde pública e ao meio ambiente (Soliman *et al.*, 2025), sendo reconhecido como um dos metais mais perigosos (ATSDR, 2023; Soliman *et al.*, 2025). O cromo também está presente como mineral traço em alimentos como carnes e cereais integrais (Moreira; Bueno, 2019).

O cromo é amplamente utilizado em aplicações industriais, incluindo galvanoplastia, polimento de metais, produção de ligas metálicas, construção civil, fertilizantes, tintas, pigmentos, curtumes e preservação de madeira (Amorim, 2000; Cetesb, 2014; Trindade *et al.*, 2012). Sua toxicidade, associada à ação irritante e corrosiva em humanos, manifesta-se por diferentes vias de exposição: inalação, contato dérmico e ingestão. A toxicidade do cromo está associada à sua forma hexavalente (Cr^{6+}), e a inalação de Cr^{6+} , além de causar irritação severa no trato respiratório, é comprovadamente carcinogênica (Cheis, 2013). Apesar do limite de 0,05 mg/L estabelecido pela OMS para consumo humano, a dose mínima de Cr^{6+} para induzir efeitos adversos ainda não foi definida. Classificado como um dos 129 poluentes prioritários pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), o Cr^{6+} apresenta efeitos que variam conforme a espécie, a quantidade absorvida, a via e a duração da exposição (Cheis, 2013). Estudos demonstram que a exposição a altas concentrações de cromo induz a produção de espécies reativas de oxigênio (ROS), causando estresse oxidativo e danos a componentes celulares como DNA, RNA, proteínas e pigmentos (Singh *et al.*, 2022; Soliman *et al.*, 2025; Tang *et al.*, 2022). Em plantas, o acúmulo excessivo de cromo pode gerar distúrbios na homeostase celular, aumentar a frequência de distorções cromossômicas e reduzir o número de células radiculares (Saud *et al.*, 2022; Soliman *et al.*, 2025).

O descarte inadequado de materiais contendo cromo, frequentemente sem tratamento prévio (Magro, 2010), contribui para a contaminação ambiental. A alta solubilidade do Cr^{6+} facilita seu transporte em águas subterrâneas (Schroeder; Lee, 1975), e sua mobilidade favorece a lixiviação para lençóis freáticos e corpos d'água superficiais utilizados para abastecimento (Magro, 2010). A ingestão de água contaminada com Cr^{6+} pode causar reações alérgicas, úlceras, imunossupressão, câncer e danos genéticos (Bergamasco *et al.*, 2011). A bioacumulação em organismos aquáticos, afetando diversos órgãos e tecidos (Magro, 2010), evidencia os impactos da contaminação por cromo. O tratamento convencional de efluentes com Cr^{6+} , baseado na redução química com metabissulfito, apresenta limitações como o excesso de reagentes e a geração de resíduos, impulsionando a pesquisa por tecnologias mais sustentáveis (Lume, 2012), como a fitorremediação.

2.4 Fitorremediação no tratamento de águas contaminadas

A contaminação de ambientes aquáticos por metais pesados representa uma grave ameaça à vida, à produção e ao desenvolvimento socioeconômico, evidenciando a necessidade de métodos eficazes de prevenção e remediação (Rodrigues, 2016). Os metais pesados, por serem biologicamente não degradáveis (Suhag *et al.*, 2011), exigem estratégias de limpeza eficientes para garantir um ambiente saudável, condições de vida adequadas e a produção de alimentos seguros (Kumar *et al.*, 2018; Wu *et al.*, 2010).

Nesse contexto, a fitorremediação surge como uma técnica promissora, de baixo custo e sustentável para a recuperação de áreas contaminadas (Chandra; Kulshrestha, 2004; Dias, 2024; Pio *et al.*, 2013). Definida pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) como o "uso eficiente de plantas para remover, desintoxicar ou imobilizar contaminantes ambientais" (UNEP, 2002), a fitorremediação utiliza plantas e seus microrganismos associados para remover poluentes de ambientes aquáticos (Chandra; Kulshrestha, 2004; Dias, 2024), redução da carga orgânica ou de nutrientes. O mecanismo envolve a absorção de poluentes pelas raízes, acúmulo nos tecidos vegetais e posterior decomposição e transformação dos contaminantes em formas menos nocivas.

A fitorremediação envolve o uso de plantas vivas, incluindo macrófitas aquáticas em superfícies alagadas, visando reduzir a concentração de

contaminantes a níveis seguros para a saúde humana e o meio ambiente, prevenindo a disseminação de substâncias nocivas (Andrade *et al.*, 2007; Dias, 2024). A utilização de plantas para o tratamento de águas residuais, prática iniciada há cerca de 300 anos, tem ganhado crescente atenção da comunidade científica, órgãos governamentais e não governamentais (Carolin *et al.*, 2017). Essa tecnologia verde demonstra grande potencial na remoção de uma ampla gama de contaminantes, incluindo sais, metais pesados, pesticidas e hidrocarbonetos de petróleo. Além disso, a fitorremediação oferece a possibilidade de gerar subprodutos comercializáveis, como madeira e forragem, agregando valor econômico ao processo (Chandra; Kulshrestha, 2004).

Técnicas tradicionais de fitorremediação podem exigir múltiplos ciclos de cultivo, práticas de manejo adequadas e limitações em locais altamente contaminados (Khalid *et al.*, 2017; Sabir *et al.*, 2015). A biodisponibilidade dos metais também influencia a eficácia da remediação. A combinação com outras técnicas, como o uso de agentes quelantes sintéticos (DTPA, EDTA e EGTA), aplicação de biochar e incorporação de resíduos, pode aumentar a eficácia da fitorremediação. Fatores como pH do solo, matéria orgânica, fertilidade do solo e morfologia da planta influenciam a descontaminação (Kumar *et al.*, 2018).

2.5 *Azolla Pinnata* como agente fitorremediador

A contaminação de corpos hídricos por metais pesados representa uma ameaça significativa aos ecossistemas aquáticos e à saúde humana. Elementos como cádmio (Cd) e cromo (Cr) são amplamente reconhecidos por sua toxicidade, persistência no ambiente e bioacumulação na cadeia alimentar (Akpor; Muchie, 2010; Eid *et al.*, 2020). A Organização Mundial da Saúde (OMS) classifica esses metais como contaminantes prioritários, devido ao seu potencial de causar doenças dermatológicas, respiratórias, cânceres e danos aos sistemas cardiovascular e excretor (Eid *et al.*, 2020; WHO, 1984).

Diante desse cenário, estratégias sustentáveis como a fitorremediação têm ganhado destaque por sua viabilidade ecológica e econômica (Cunningham, 1996). Essa técnica baseia-se na capacidade de determinadas plantas em absorver, acumular ou transformar contaminantes presentes no meio, contribuindo para a recuperação de ambientes degradados (Pereira, 2022). Entre as macrófitas

aquáticas empregadas nesse processo, *Azolla pinnata* destaca-se por seu elevado potencial fitoextrator, especialmente em sistemas hídricos contaminados por metais pesados como Cd e Cr (Mandakini *et al.*, 2016).

A *Azolla pinnata* é uma samambaia aquática livre-flutuante de pequeno porte que vive em simbiose com a cianobactéria *Nostoc azollae*, a qual habita cavidades dorsais de suas frondes (estrutura foliar superior desta pequena planta aquática), permitindo a fixação biológica de nitrogênio e promovendo um crescimento acelerado da biomassa vegetal (Mandakini *et al.*, 2016). Além disso, a *Azolla pinnata* apresenta-se como uma alternativa promissora para a recuperação de águas contaminadas com metais pesados (Mishra *et al.*, 2008), tais como o cádmio (Cd) e cromo (Cr). A espécie é classificada como uma pteridófita aquática de pequeno porte e flutua livre (Rajalakshmi; Paari, 2023). Sua distribuição é ampla em regiões tropicais e subtropicais (Wagner, 1997; Rajalakshmi; Paari, 2023), como o Brasil. A sua notável capacidade de fixação de nitrogênio torna-se uma área de interesse para diversas aplicações biotecnológicas (Rajalakshmi; Paari, 2023; Shi; Hall, 1988). A *Azolla pinnata* se destaca pelo seu rápido crescimento, com potencial para duplicar sua biomassa em poucos dias (Soliman *et al.*, 2025; Wagner, 1997), e pela eficiência na absorção de metais pesados (Sharma *et al.*, 2023; Soliman *et al.*, 2025), incluindo o Cd e Cr (Mandakini *et al.*, 2016; Sood *et al.*, 2011). O elevado teor de proteínas e aminoácidos (Wagner, 1997; Rajalakshmi; Paari, 2023) também acrescenta valor à biomassa, aumentando as possibilidades de utilização após o processo de fitorremediação.

A capacidade de acumular metais, aliada ao seu rápido crescimento e facilidade de cultivo, tornam a *Azolla pinnata* uma excelente opção para a remediação de águas contaminadas (Mandakini *et al.*, 2016; Sood *et al.*, 2011). Estudos demonstram a eficácia da *Azolla* na remoção de diversos metais pesados de efluentes industriais e águas contaminadas (Denbere *et al.*, 2023; Sharma *et al.*, 2023), oferecendo uma abordagem sustentável e de baixo custo para a despoluição ambiental. Sendo assim, a *Azolla pinnata* é considerada um bioindicador de poluição por metais pesados em ecossistemas aquáticos, atuando como filtros biológicos que absorvem e hiperacumulam esses poluentes (Sarojini *et al.*, 2023; Sharma *et al.*, 2023). A capacidade da *Azolla* de quelar metais pesados em ambientes aquáticos tem sido amplamente estudada devido à sua eco-sustentabilidade e custo-benefício em comparação com os tratamentos

convencionais (Naghipour *et al.*, 2018; Rajalakshmi; Paari, 2023; Sachdeva; Sharma, 2012).

Estudos indicam que a *Azolla pinnata* apresenta elevada afinidade para a absorção de metais como Cd e Cr, sendo capaz de acumulá-los em suas estruturas vegetais, especialmente na parte aérea, o que facilita sua posterior remoção do ambiente por meio da colheita da biomassa (Gomes *et al.*, 2016). Em condições controladas de laboratório, verificou-se a eficiência da *A. pinnata* na remoção de cromo hexavalente, um dos estados mais tóxicos do cromo, a partir de soluções aquosas, contribuindo para a redução de sua biodisponibilidade (Mandakini *et al.*, 2016). A eficiência do processo depende de múltiplos fatores, como concentração inicial dos metais, tempo de exposição e características físico-químicas da água (Jamuna; Noorjahan, 2009). A presença de complexos iônicos e a competição entre elementos metálicos podem interferir na taxa de absorção, o que torna necessária a escolha criteriosa da espécie vegetal utilizada (Coutinho; Barbosa, 2007). Nesse sentido, a *A. pinnata* apresenta vantagens em relação a outras macrófitas por sua capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais, bem como por sua eficácia na bioacumulação seletiva de metais tóxicos (Mandakini *et al.*, 2016).

Além de seu uso como biofertilizante em sistemas agrícolas, especialmente na rizicultura, a *Azolla pinnata* vem sendo cada vez mais investigada como ferramenta de descontaminação ambiental, em virtude de sua eficácia na remoção de poluentes inorgânicos em ambientes aquáticos (Mandakini *et al.*, 2016). Sua utilização em programas de remediação ambiental, aliados a estratégias de manejo sustentável, contribui significativamente para a mitigação dos impactos da poluição por metais pesados em ecossistemas aquáticos (Kumar *et al.*, 2018).

2.6 Proposta de aplicação da técnica de fitorremediação de metais pesados com *Azolla pinnata* em lagoas rasas

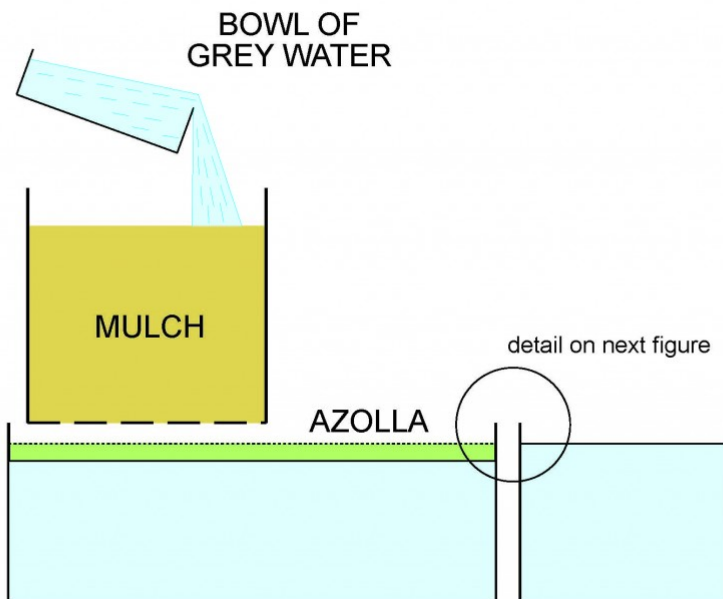
O elevado potencial fitorremediador de *Azolla pinnata* encontra robusto respaldo em estudos que comprovam sua capacidade de remover cargas orgânicas, turbidez, nutrientes e contaminantes inorgânicos de águas residuárias em sistemas de lagoas de polimento.

Rathore *et al.* (2021) demonstraram que, em tanques de 0,3 m de profundidade mantidos por sete dias de retenção hidráulica, a formação rápida de um tapete denso de frondes capazes de fixar nitrogênio via simbiose com *Nostoc azollae* e de adsorver matéria orgânica permitiu reduções de até 75 % na demanda química de oxigênio (DQO) e de 68 % na demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sem adição de reagentes químicos.

De forma análoga, Silva e Souza (2023) implementaram um protótipo que integra filtração inicial por cobertura orgânica e recirculação fotovoltaica em lagoas rasas de 0,4 m, evidenciando diminuições significativas de turbidez, DBO e nutrientes assimiláveis em bateladas de 5–10 dias, o que ilustra a viabilidade técnica de um ciclo contínuo de remoção e renovação de biomassa mesmo em condições de baixa oxigenação.

Ademais, The *Azolla* Foundation (2015) desenvolveu um arranjo em série de espelhos d'água onde o efluente pós-fitorremediação transborda de um reservatório de *Azolla* (Figura 1) para um segundo módulo de decantação (Figura 2), viabilizando o reúso seguro na irrigação de hortaliças e grãos sem comprometer parâmetros microbiológicos ou físico-químicos. A Figura 1 apresenta o módulo de pré-filtração e início de fitorremediação. A “bacia de águas cinzas” recebe o efluente a ser tratado e o despeja sobre um leito de cobertura orgânica (“mulch”), responsável pela retenção de sólidos grosseiros e pela estabilização inicial de parâmetros como pH e turbidez. A água então percola lentamente através da camada de *Azolla pinnata*, formando um tapete vivo que maximiza a área de contato entre a biomassa e o líquido, promovendo bioassorção de metais pesados e remoção de nutrientes e compostos orgânicos.

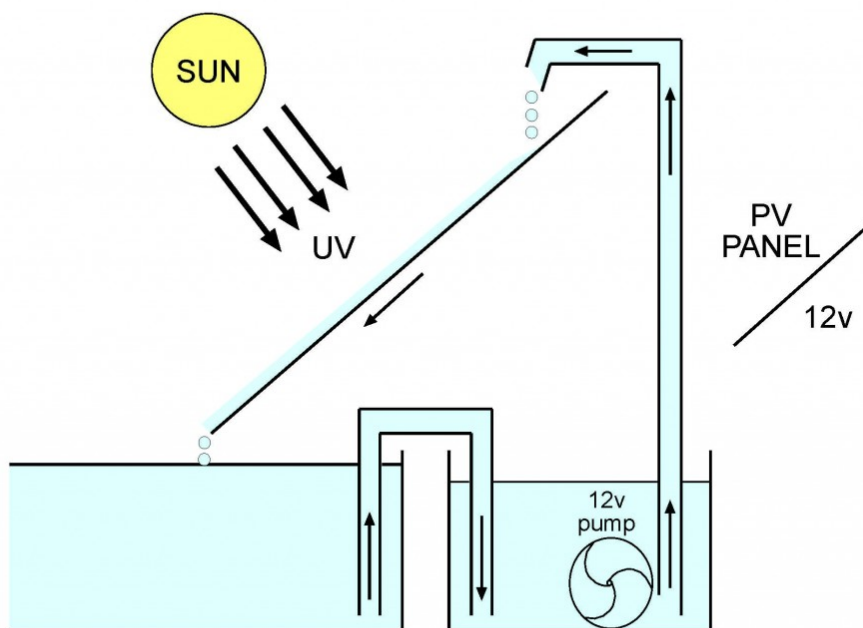
Figura 1: Módulo de pré-filtração por cobertura orgânica e leito de *Azolla pinnata* em lagoa rasa



Fonte: The *Azolla* Foundation, 2015.

A Figura 2 ilustra o sistema de recirculação intermitente da coluna d'água, acionado por bomba de 12 V alimentada por painel fotovoltaico. Esse circuito reforça a renovação da interfase água-biomassa e mantém níveis adequados de oxigênio dissolvido, essenciais tanto para a atividade fotossintética da *Azolla* quanto para a eficiência na adsorção e complexação iônica de metais pesados. A tubulação vertical recolhe o efluente tratado e o devolve ao início do leito, criando um ciclo contínuo de contato e garantindo homogeneidade na remoção de contaminantes (The *Azolla* Foundation, 2015).

Figura 2: Sistema de recirculação com bomba fotovoltaica para manutenção de oxigenação e renovação da interfase água-biomassa



Fonte: The Azolla Foundation, 2015.

Dessa forma, estendendo-se aos metais pesados, as mesmas propriedades de bioabsorção e acumulação demonstradas *in vitro* sugerem que o sistema pode ser adaptado para depuração de águas superficiais contaminadas por cádmio e cromo em unidades de processamento de alimentos, uma vez que diversos processos desta área geram efluentes com cargas metálicas expressivas. Por exemplo, efluentes da indústria láctea têm apresentado teores de Cr variando entre 4,61 e 11,11 mg kg⁻¹ em silagens e de 0,18 a 0,53 mg kg⁻¹ em dejetos bovinos, refletindo aporte contínuo de metais pesados nesses resíduos (Liu *et al.*, 2024). Além disso, as operações de cocção — como fervura e branqueamento de grandes volumes de vegetais, preparo de caldos e sopas por fervura prolongada — e de infusão — extração de ervas, chás e especiarias em água a 80–100 °C por 10–30 min — liberam Cd nos efluentes, chegando a concentrações de até 0,2 mg L⁻¹ de Cd em águas de cozimento de raízes após 30 min e 0,05 mg L⁻¹ de Cd em infusões de folhas de chá após 20 min de contato (Lee; Hwang; Lee, 2019). Dessa forma, a implantação de lagoas rasas com *Azolla pinnata*, precedidas de pré-filtração, poderia interceptar esses efluentes e reduzir significativamente as cargas metálicas antes de seu descarte ou reúso.

Ainda, corroborando esse potencial para metais pesados, estudos de bancada mostraram que Mandakini *et al.* (2016) relataram remoções de até 85 % de Cr(III) em 96 h de ensaio e Sood *et al.* (2011) evidenciaram extração de Cd superior a 70 % em condições controladas de pH e temperatura (Mandakini *et al.*, 2016; Sood *et al.*, 2011), enquanto Sharma *et al.* (2023) e Soliman *et al.* (2025) confirmaram eficácias de 80 % – 90 % na remoção de metais pesados por *Azolla pinnata* via espectrometria de absorção atômica com atomizador de grafite (Sharma *et al.*, 2023; Soliman *et al.*, 2025).

Para aplicação prática, propõe-se a construção de lagoas rasas revestidas com geomembrana, precedidas de pré-filtração por cobertura orgânica (Silva; Souza, 2023) ou carvão ativado (The *Azolla* Foundation, 2015) para remoção de sólidos grosseiros, seguidas de cultivo de *Azolla pinnata* com cobertura mínima de 80 % da superfície livre em cinco dias (Rathore; Kumar; Singh, 2021; Silva; Souza, 2023). A recirculação intermitente da coluna d'água, acionada por bombas de baixo consumo energético conectadas a painéis fotovoltaicos, assegura renovação da interfase água-biomassa e manutenção de oxigenação, potencializando a adsorção iônica de metais pesados conforme a cinética observada em laboratório (Silva; Souza, 2023). A integração de sensores de turbidez, DBO, fósforo, nitrogênio e detecção por GF-AAS permitiria monitoramento em tempo real da eficiência de remoção e definição de protocolos para colheita de biomassa saturada, renovando o leito fitorremediador e garantindo conformidade com padrões de reúso ou descarga em corpos hídricos sem riscos à qualidade alimentar (Soliman *et al.*, 2025).

3. METODOLOGIA

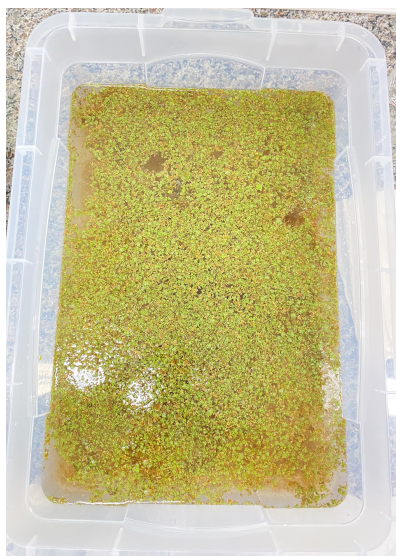
3.1 Cultivo da *Azolla pinnata* em Condições Controladas

Para investigar o potencial fitorremediador de *Azolla pinnata* na remoção de cádmio (Cd) e cromo (Cr) de águas contaminadas, um sistema de cultivo foi inicialmente estabelecido. A fim de suprir as necessidades nutricionais da planta, especialmente em relação ao fósforo, frequentemente limitante para o crescimento de *Azolla* em condições naturais (Watanabe *et al.*, 1981), adicionou-se um fertilizante comercial líquido NPK 10-10-10 em água destilada. A concentração do

fertilizante na solução nutritiva (0,5 mL de NPK 10-10-10 para 10 L de água destilada) foi determinada por regra de três, baseada na recomendação do fornecedor para as plantas adquiridas da Habittance (Ceará, Brasil) – 5 mL de NPK 10-10-10 para 100 L de água. Após a adição do fertilizante, o pH e a temperatura da solução nutritiva foram medidos para avaliar a necessidade de correção. O pH foi monitorado para assegurar que se encontrasse dentro da faixa ótima (4,5 a 7,0) para o desenvolvimento de *Azolla pinnata*, conforme reportado por Peter *et al.* (1980), sendo ajustado com soluções de HCl ou NaOH caso estivesse fora desses limites. A temperatura da solução também se mostrou adequada para o cultivo, estando dentro da faixa ótima de 20°C a 30°C para a maioria das espécies de *Azolla* (Lumpkin; Plucknett, 1982). Essa solução nutritiva foi então empregada para o cultivo da *Azolla pinnata*, preparando-a para os ensaios subsequentes de fitorremediação com metais pesados.

As plantas, recebidas em embalagens plásticas contendo solução nutritiva, foram inicialmente submetidas a um processo de aclimação. O substrato original foi removido, seguido de lavagem com água destilada para eliminar qualquer interferência. As macrófitas aquáticas foram então transferidas para um recipiente plástico com capacidade para 28,2 L contendo a solução nutritiva previamente preparada. A transferência foi conduzida com o máximo cuidado para minimizar o estresse às plantas e favorecer a adaptação ao novo ambiente. O monitoramento regular do pH da solução nutritiva e a reposição de água destilada, para compensar as perdas por evaporação, foram realizados durante todo o período experimental. Para o crescimento com condições ambientais controladas, a iluminação também foi ajustada (fotoperíodo de 16 horas de iluminação artificial diária, com uma irradiância de 8,68 kLux). A Figura 3 apresenta o sistema de cultivo da *Azolla pinnata*.

Figura 3: Sistema de cultivo da *Azolla pinnata* em condições laboratoriais



Fonte: Autora, 2025.

3.2 Teste Piloto

Com o objetivo de validar a metodologia experimental a ser adotada nos ensaios definitivos, foi conduzido um teste piloto utilizando *Azolla pinnata* em meio aquoso contaminado por cromo (Cr) em concentração intermediária. Inicialmente, o pH da solução nutritiva foi ajustado para 7,13, valor considerado ideal para o crescimento e desenvolvimento fisiológico da macrófita, conforme parâmetros estabelecidos em literatura técnica.

Uma amostra controle, composta por 1 L de água destilada e 5 g de *A. pinnata*, foi preparada, homogeneizada e alocada em um béquer de 1 L. Em seguida, foi preparada uma solução de Cr a 6 ppm por meio da pesagem precisa de 0,0576 g de sulfato de cromo e potássio ($\text{KCr}(\text{SO}_4)_2 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$) em balança analítica. O composto foi dissolvido em água destilada sob agitação manual com bastão de vidro, assegurando completa homogeneização. A essa solução, foi adicionado 0,1 mL de solução nutritiva NPK, com a finalidade de manter condições mínimas de nutrição vegetal.

Após o preparo da solução contaminada, 5 g de *Azolla pinnata*, previamente pesada, foram introduzidos em um béquer de vidro com capacidade para 1 L, contendo 500 mL da solução de Cr. A estrutura do sistema de cultivo utilizado encontra-se ilustrada na Figura 4. Após 24 horas de exposição, uma amostra

representativa (100 mL) da solução com *A. pinnata* foi coletada e armazenada em frasco opaco para análise. Paralelamente, foi conduzido um ensaio controle utilizando apenas 1 L de água destilada suplementada com 1 % (v/v) de solução nutritiva NPK e 5 g da *Azolla pinnata*, nas mesmas condições experimentais, porém sem adição do metal, a fim de verificar possíveis variações nos parâmetros do sistema relacionadas unicamente à presença da planta e à composição do meio.

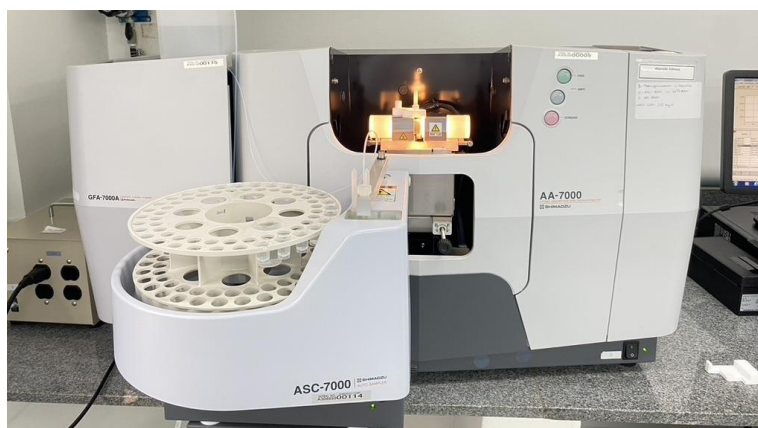
Figura 4: *Azolla pinnata* em solução nutritiva com cromo (Cr) a 6 ppm (Dia 01 do teste piloto)



Fonte: Autora, 2025.

A quantificação da concentração residual de cromo na amostra foi realizada por meio de espectrometria de absorção atômica com atomizador de grafite (GF AAS), conforme ilustrado na Figura 5. Esse mesmo equipamento foi utilizado nos ensaios definitivos para todas as amostras aquosas, permitindo avaliar, de forma precisa, a eficiência de remoção de metais pesados pelo sistema com *Azolla pinnata*. A padronização dessa técnica analítica assegurou repetibilidade, sensibilidade e confiabilidade dos resultados ao longo de todas as etapas do estudo.

Figura 5: Espectrômetro de Absorção Atômica com Atomizador de Grafite (GF AAS) empregado na quantificação das concentrações de metais pesados nas amostras aquosas



Fonte: Autora, 2025.

A realização do teste piloto permitiu verificar a estabilidade da solução, a resposta preliminar da biomassa à exposição ao Cr, bem como validar os procedimentos experimentais de preparo, cultivo e análise. Esses dados foram essenciais para o delineamento dos testes definitivos, incluindo ajustes nos tempos de exposição, volumes de solução e estratégias de amostragem.

3.3 Avaliação da Capacidade Fitorremediadora da *Azolla pinnata* frente a Diferentes Concentrações de Cd e Cr

A avaliação da capacidade fitorremediadora da macrófita aquática *Azolla pinnata* foi conduzida por meio de experimentos controlados com soluções contaminadas por dois metais pesados: cádmio (Cd) e cromo (Cr). Para cada metal, foram testadas três concentrações nominais — 2 ppm, 6 ppm e 10 ppm — com o objetivo de investigar a influência da carga metálica na eficiência de bioacumulação pela biomassa vegetal.

As soluções contaminadas foram preparadas utilizando sais de grau analítico. Para o cádmio, empregou-se o sulfato de cádmio (CdSO_4), cujas massas correspondentes às concentrações de 2, 6 e 10 ppm foram de 0,0044 g, 0,0133 g e 0,0228 g, respectivamente. Para o cromo, foi utilizado o sulfato de cromo e potássio ($\text{KCr}(\text{SO}_4)_2 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$), com as respectivas massas de 0,0191 g, 0,0575 g e 0,0963 g, visando alcançar as concentrações desejadas em solução. Cada sal metálico foi

dissolvido separadamente em 1 L de água destilada, sob agitação manual até completa homogeneização, conforme ilustrado na Figura 6.

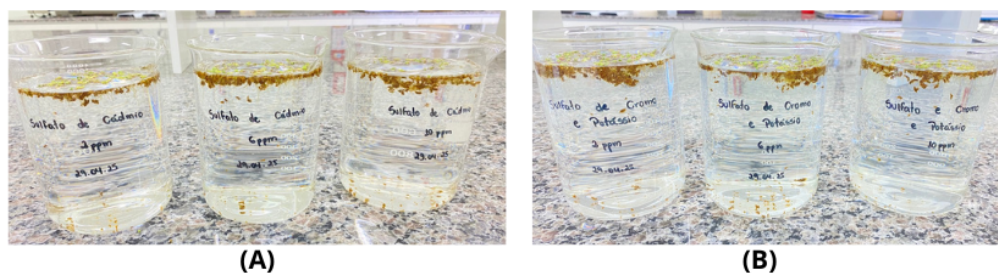
Após o preparo das soluções, foi adicionada a cada sistema experimental uma alíquota de solução nutritiva NPK na proporção de 1% (v/v), de modo a manter condições mínimas de nutrição para a macrófita. Em seguida, 5 g de biomassa fresca de *Azolla pinnata*, previamente pesada em balança analítica, foram introduzidos em cada unidade experimental. Os cultivos foram realizados em béqueres de 1 L sob condições controladas.

Como controle experimental, foi estabelecido um tratamento isento da presença de metais pesados, composto por 5 g de *A. pinnata* imersa em 1 L de água destilada com a mesma proporção de solução nutritiva NPK. Este controle permitiu a comparação dos efeitos morfológicos e fisiológicos observados nos tratamentos contaminados, possibilitando a determinação do impacto relativo dos metais na integridade e no desempenho fitorremediador da planta.

Figura 6: Configuração das unidades experimentais para a avaliação da fitorremediação de Cádmio e Cromo por *Azolla pinnata*

(A) Esquema da montagem para os ensaios com Cádmio (Cd) nas concentrações de 2, 6 e 10 ppm.

(B) Esquema da montagem para os ensaios com Cromo (Cr) nas concentrações de 2, 6 e 10 ppm.



Fonte: Autora, 2025.

Os bioensaios foram conduzidos ao longo de um período de sete dias. Diariamente, foram coletadas alíquotas das soluções para monitorar a eficiência de remoção dos íons metálicos pela *A. pinnata* em função das diferentes concentrações iniciais. As unidades experimentais foram mantidas em câmara de crescimento com condições ambientais controladas (Figura 7), submetidas a um fotoperíodo de 16 horas de iluminação artificial diária, com uma irradiância de 8,68 kLux (Figura 8).

Figura 7: Câmara de crescimento utilizada para a manutenção das unidades experimentais sob condições ambientais controladas



Fonte: Autora, 2025.

Figura 8: Sistema de iluminação artificial e respectiva irradiância (8,68 kLux) fornecida às culturas de *Azolla pinnata*



Fonte: Autora, 2025.

Ao término do período experimental de sete dias, a biomassa vegetal de *Azolla pinnata* utilizada nos ensaios e, conseqüentemente, contaminada com os respectivos metais pesados, foi cuidadosamente acondicionada em béqueres de vidro devidamente identificados e submetida a congelamento. Este procedimento

visou a preservação da integridade do material e a minimização de eventuais processos de lixiviação dos contaminantes até o seu recolhimento por uma empresa especializada, contratada para realizar o tratamento e a disposição final dos resíduos, em estrita conformidade com as normativas ambientais vigentes. De forma análoga, as soluções aquosas residuais oriundas de cada tratamento, contendo as frações dos metais não assimiladas pela macrófita, foram igualmente acondicionadas em recipientes apropriados e congeladas, aguardando a mesma destinação final segura e ambientalmente adequada

3.4 Avaliação Morfofisiológica Comparativa da *Azolla pinnata* frente a Diferentes Concentrações de Cd e Cr

A avaliação morfofisiológica da *Azolla pinnata* frente à exposição aos metais cádmio (Cd) e cromo (Cr) foi conduzida com o objetivo de identificar alterações visuais, estruturais e funcionais decorrentes do estresse químico induzido por diferentes concentrações desses elementos. Essa etapa teve como foco o monitoramento da resposta fenotípica da macrófita ao longo do tempo de exposição, permitindo a caracterização dos efeitos tóxicos progressivos dos metais sobre a biomassa vegetal. Ainda, ressalta-se que essa mesma análise morfofisiológica foi previamente aplicada no teste piloto com solução contendo Cr a 6 ppm, a fim de verificar, de forma preliminar, os efeitos visuais iniciais do metal sobre a biomassa de *Azolla pinnata* e validar a metodologia de observação fenotípica adotada nos ensaios definitivos.

Para isso, amostras saudáveis da *Azolla pinnata* foram selecionadas e distribuídas em recipientes contendo soluções aquosas preparadas com concentrações conhecidas de Cr e Cd, isoladamente. Foram testadas três concentrações para cada metal: 2 ppm, 6 ppm e 10 ppm, além de um grupo controle (0 ppm), mantido em água destilada sem adição de outros metais. O experimento foi conduzido em condições controladas de temperatura ambiente ($\pm 25^{\circ}\text{C}$), com uma irradiância de 8,68 kLux e fotoperíodo de 16h, por um período total de sete dias. As soluções foram mantidas estáticas e monitoradas diariamente quanto à integridade visual das plantas. O mesmo procedimento foi aplicado ao teste piloto.

A avaliação morfológica foi realizada por inspeção visual direta nos dias 01 e 07 do experimento, utilizando critérios padronizados baseados em parâmetros de integridade estrutural da biomassa, coloração das frondes, presença de clorose, necrose e fragmentação foliar. A coloração da planta foi classificada em escalas qualitativas (verde intensa, verde-amarelada, amarela, marrom e escura) para fins de análise comparativa. Em paralelo, os dados visuais foram correlacionados com os índices de remoção de metais nas respectivas soluções, a fim de estabelecer a relação entre a integridade morfofisiológica da planta e sua eficácia fitorremediadora.

A metodologia adotada baseou-se em estudos prévios que utilizam parâmetros visuais como indicadores precoces de estresse abiótico em macrófitas aquáticas. Ranjan e Ranjan (2011) observaram que a exposição de *Azolla pinnata* ao cádmio induz o acúmulo de espécies reativas de oxigênio (ROS), redução da atividade enzimática antioxidante (catalase e peroxidase) e aumento de malondialdeído, culminando em necrose tecidual e perda de biomassa. Sarkar e Jana (1986) relataram que a exposição a Cd e Cr reduz o conteúdo de clorofila e proteína, além de comprometer a atividade fotossintética e a integridade estrutural das plantas. De forma complementar, Dai *et al.* (2006), em estudos com *Azolla imbricata*, documentaram alterações de coloração, redução de pigmentos fotossintéticos e aumento na atividade de compostos fenólicos e da enzima fenilalanina amônia-liase (PAL), o que reforça a eficácia de indicadores visuais como ferramenta diagnóstica do estresse por metais. Com base nesses modelos validados, a abordagem visual e qualitativa aplicada neste estudo se mostrou adequada para avaliar a resposta da *Azolla pinnata* frente à contaminação por Cd e Cr.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Ensaio Piloto com Cromo (Cr)

O ensaio piloto, conduzido ao longo de sete dias, teve como escopo a avaliação preliminar da eficácia da macrófita aquática *Azolla pinnata* na fitorremediação de soluções contaminadas com cromo (Cr) e a validação da metodologia experimental para os ensaios definitivos. No dia 1, a concentração de

Cr, determinada por espectrometria de absorção atômica com atomizador de grafite (GF AAS), foi de 5,4 ppm, valor ligeiramente inferior à concentração nominal de 6 ppm, possivelmente em razão de adsorção imediata do metal à superfície da biomassa ou variações analíticas inerentes ao método (Soliman *et al.*, 2025).

Ao final do experimento, a concentração residual de Cr alcançou 0,53 ppm, correspondendo a uma eficiência de remoção de 90,19% e apenas 9,81% do metal permanecendo em solução. Esse desempenho se mostra superior aos 70% obtidos em 0,1 ppm reportados por Soliman *et al.* (2025) e equiparado à eficiência máxima de 98% em 2 ppm obtida por Mandakini *et al.* (2016) em condições laboratoriais semelhantes, evidenciando a robustez do protocolo de filtração direta utilizado.

Adicionalmente, a amostra controle — composta por 1 L de água destilada, 1 % (v/v) de solução nutritiva NPK e 5 g da macrófita, sem adição de Cr — foi submetida à análise no mesmo equipamento (GF AAS), não apresentando limites quantificáveis de metais pesados. Tal resultado confirma a ausência de contaminação cruzada durante o experimento e valida a integridade do meio controle, assegurando que os efeitos observados nos ensaios foram exclusivamente decorrentes da presença do contaminante metálico.

Paralelamente às análises quantitativas, foram observadas alterações fenotípicas significativas ao sétimo dia: a biomassa de *A. pinnata* apresentou coloração marrom-acastanhada e perda de integridade radicular, conforme ilustrado na Figura 9, indicando estresse fisiológico intenso, possivelmente decorrente de peroxidação lipídica e senescência acelerada em resposta ao acúmulo intracelular de Cr (Sharma *et al.*, 2023; Singh *et al.*, 2022). Fatores adicionais, como transporte prolongado da região Nordeste (Ceará) ao Rio Grande do Sul sob iluminação restrita, podem ter exacerbado o estresse adaptativo, sem, entretanto, comprometer substancialmente a capacidade de remoção do metal.

Figura 9: Aspecto fenotípico da *Azolla pinnata* ao final do sétimo dia do ensaio piloto com cromo, evidenciando alteração de coloração e perda radicular.



Fonte: Autora, 2025.

A considerável depuração do Cr em pH ajustado para 7,13 e suplementação com nutrientes NPK corrobora o papel de mecanismos de biossorção passiva e bioacumulação ativa como principais vias de remoção, alinhando-se ao comportamento observado em sistemas hidropônicos, nos quais Parida *et al.* (2020) relataram eficiência de remoção de até 97,69% em 0,13 mg/L de Cr em 15 dias de cultivo, e à redução de mobilidade do Cr em *Vicia faba* após tratamento prévio com *Azolla*, atribuída à conversão de Cr(VI) em Cr(III) por enzimas da planta (Shanker *et al.*, 2005; Soliman *et al.*, 2025).

Tais achados confirmam que os resultados preliminares validam a metodologia proposta e fundamentam a hipótese de que *A. pinnata* é uma candidata viável para estratégias de tratamento de efluentes contaminados por Cr. A elevada taxa de remoção justifica a continuidade dos estudos em concentrações variadas deste metal e na avaliação da capacidade fitorremediadora frente ao cádmio (Cd).

4.2 Avaliação da Capacidade Fitorremediadora da *Azolla pinnata* frente a Diferentes Concentrações de Cádmio

A eficiência fitorremediadora da macrófita *Azolla pinnata* foi avaliada quanto à sua capacidade de remover o metal pesado cádmio (Cd) de soluções aquosas preparadas com três concentrações iniciais planejadas: 2 ppm, 6 ppm e 10 ppm. Os experimentos foram conduzidos ao longo de sete dias, sob condições controladas, sendo as análises realizadas por espectrometria de absorção atômica com atomizador de grafite (GF AAS). Para garantir precisão estatística, cada ponto experimental foi analisado em triplicata, sendo apresentada na Tabela 1 a média dos valores obtidos, acompanhada de seus respectivos desvios padrão. Vale destacar que, apesar das concentrações inicialmente previstas serem 2, 6 e 10 ppm, após a preparação das soluções e a análise realizada no dia 1 — imediatamente após a adição e homogeneização do metal — foram observadas concentrações reais ligeiramente inferiores: 1,77; 5,56 e 8,09 ppm. Dessa forma, a Tabela 1 apresenta os dados com base nesses valores efetivamente medidos. Por fim, foi decidido apresentar os resultados e realizar as devidas observações e interpretações com base nos valores teóricos, ou seja, 2 ppm, 6 ppm e 10 ppm, a fim de facilitar a compreensão.

No que se refere à amostra controle, composta apenas por água destilada, solução nutritiva NPK (1 % v/v) e 5 g da *Azolla pinnata*, sem adição de cádmio, as análises instrumentais indicaram ausência de sinais detectáveis do metal ao longo de todo o período experimental. Esses dados asseguram a confiabilidade do sistema como referência isenta de contaminação e reforçam que os efeitos de remoção observados nas demais amostras decorreram exclusivamente da interação entre o contaminante e a biomassa vegetal.

Tabela 1: Concentração residual de Cd (ppm) ao longo dos dias

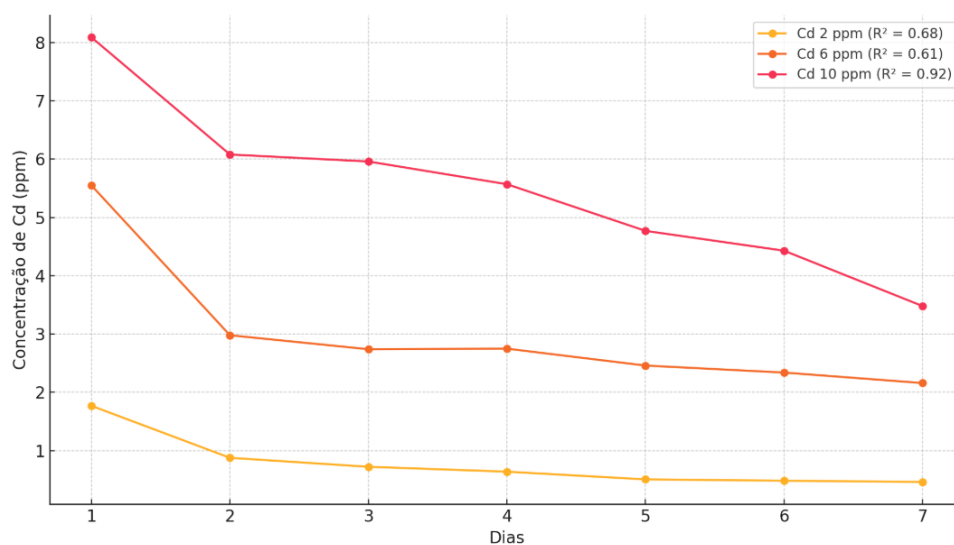
Dia	Valores para a concentração de 1,77 ppm	Valores para a concentração de 5,56 ppm	Valores para a concentração de 8,09 ppm
1	1,77 ± 0,03	5,56 ± 0,35	8,09 ± 0,93
2	0,878 ± 0,014	2,98 ± 0,08	6,08 ± 0,11
3	0,724 ± 0,027	2,74 ± 0,06	5,96 ± 0,05
4	0,64 ± 0,014	2,75 ± 0,04	5,57 ± 0,20
5	0,508 ± 0,012	2,46 ± 0,15	4,47 ± 0,17
6	0,485 ± 0,022	2,34 ± 0,17	4,43 ± 0,16
7	0,464 ± 0,039	2,16 ± 0,09	3,48 ± 0,02

Fonte: Autora, 2025.

A análise dos desvios padrão ao longo dos sete dias revela importante estabilidade analítica e replicabilidade dos resultados, especialmente nas concentrações de 2 ppm e 6 ppm, cujos valores se mantiveram baixos ($\leq 0,35$ ppm), indicando consistência nas medições e baixo grau de dispersão dos dados. Em contrapartida, o tratamento com 10 ppm apresentou, no primeiro dia, um desvio padrão de 0,93 ppm — consideravelmente superior aos demais — sugerindo maior instabilidade inicial, possivelmente atribuída à complexidade de interação entre altas cargas metálicas e os sítios ativos da biomassa (Sood *et al.*, 2011; Rajalakshmi; Paari, 2023). A redução gradual dos desvios nas concentrações mais elevadas ao longo dos dias reforça a hipótese de adaptação fisiológica da *A. pinnata*, mesmo sob estresse tóxico, conforme discutido por Talebi *et al.* (2019) e Sharma *et al.* (2023). Essa tendência também pode indicar que, à medida que o sistema se aproxima de um novo equilíbrio, a variabilidade entre as réplicas experimentais diminui. A presença de baixos desvios padrão no final dos experimentos, em especial no grupo de 10 ppm (0,02 ppm no dia 7), sugere uma estabilização eficiente da remoção e possível saturação dos mecanismos de bioacumulação. Esses achados corroboram estudos prévios que destacam a robustez da *Azolla pinnata* como biofiltro natural com alta previsibilidade de desempenho, mesmo em cenários com elevada carga contaminante (Sharma *et al.*, 2023; Soliman *et al.*, 2025).

Nos três tratamentos avaliados, observou-se uma redução progressiva da concentração de cádmio ao longo dos dias. A cinética de remoção é representada graficamente na Figura 10. Essa tendência de redução é acompanhada de variações nos desvios padrão ao longo do tempo, os quais fornecem informações relevantes sobre a estabilidade das medidas e a replicabilidade do sistema experimental.

Figura 10: Redução da concentração de Cd por *Azolla pinnata* ao longo de sete dias.



Fonte: Autora, 2025.

A seguir, apresenta-se uma análise quantitativa da eficiência de remoção do Cd em cada condição, conforme indica a tabela 2.

Tabela 2: Análise quantitativa da eficiência de remoção do Cd em cada condição

Concentração Teórica Inicial de Cd	Remoção Total (ppm)	Eficiência (%)	R² (Ajuste Linear)
2 ppm	1,31	73,79	0,88
6 ppm	3,4	61,15	0,61
10 ppm	4,62	57,04	0,92

Fonte: Autora, 2025.

Na menor concentração (2 ppm), a *Azolla pinnata* apresentou a maior eficiência percentual de remoção (73,79%). Esse comportamento está em

conformidade com o esperado, uma vez que, em ambientes com menor carga contaminante, a planta apresenta maior disponibilidade de sítios de adsorção e menor comprometimento fisiológico. Esse padrão foi igualmente observado por Sood *et al.* (2011), que destacam a sensibilidade das macrófitas ao estresse por metais em concentrações elevadas, o que reduz a capacidade de absorção ativa. Complementarmente, Rivera *et al.* (2024) apontam que espécies do gênero *Azolla* mantêm maior taxa de remoção em condições de menor toxicidade, o que favorece sua aplicação em sistemas de pré-tratamento de efluentes.

Para concentrações mais elevadas (6 ppm e 10 ppm), observou-se uma ligeira redução na eficiência relativa (61,15% e 57,04%, respectivamente), embora as quantidades absolutas de Cd removidas tenham sido mais expressivas (3,4 ppm e 4,62 ppm). Tal padrão sugere possível saturação dos mecanismos de transporte e bioacumulação da planta, conforme discutido por Talebi *et al.* (2019), que observaram limitação na capacidade de bioacumulação de *Azolla* em concentrações mais elevadas de metais, associada à saturação dos sítios de ligação e ao aumento da expressão de genes ligados ao estresse oxidativo e à detoxificação.

O coeficiente de determinação (R^2) revelou que a regressão linear foi mais ajustada no tratamento com 10 ppm ($R^2 = 0,92$), indicando uma remoção mais consistente ao longo dos dias, possivelmente relacionada à maior concentração de íons disponíveis para absorção. Já nos tratamentos de 2 ppm ($R^2 = 0,88$) e 6 ppm ($R^2 = 0,61$), o ajuste foi moderado a fraco, sugerindo maior variabilidade nos dados ou flutuações na atividade metabólica da planta. Ibrahim *et al.* (2024) observaram comportamento semelhante ao estudar a remoção de níquel (Ni) por *Azolla pinnata*, com melhor correlação em soluções mais concentradas, associada à maior quantidade de metal acessível às superfícies bioativas da planta. Esses dados reforçam a ideia de que a *Azolla* possui resposta fisiológica adaptativa frente a diferentes gradientes de contaminação.

A rápida resposta fisiológica da *Azolla pinnata* é evidenciada pela remoção de mais de 50% do Cd já nos dois primeiros dias de exposição, comportamento relatado em diversos estudos sobre a dinâmica de fitorremediação com macrófitas aquáticas (Sood *et al.*, 2011; Sharma *et al.*, 2023). Essa característica é crucial para aplicações práticas, pois permite a utilização da macrófita em sistemas

descontínuos ou rotativos de tratamento de efluentes, uma vez que a maior taxa de absorção ocorre nas primeiras 48 horas, conforme demonstrado por Sela, Garty e Tel-Or (1989), que observaram acumulação expressiva de cádmio em *Azolla filiculoides* nesse intervalo de tempo. Esses dados reforçam a robustez do mecanismo de bioacumulação da *Azolla*, especialmente sob gradientes elevados de concentração de metais, e sua aplicabilidade em sistemas de remediação de efluentes industriais e agroindustriais (Ibrahim; Ghaly; Shedeed, 2024).

A eficiência média superior a 57% para todas as concentrações testadas reforça o potencial da *Azolla pinnata* como agente fitorremediador em contextos reais de contaminação. Estudos realizados por Sharma *et al.* (2023) também destacam essa versatilidade, indicando que a espécie é eficaz na remoção de múltiplos metais, incluindo Cd, Pb e Ni, mesmo em ambientes com variabilidade de temperatura, pH e disponibilidade de nutrientes, o que amplia suas possibilidades de aplicação em áreas degradadas ou corpos hídricos urbanos.

Considerando o limite máximo permitido de Cd para águas potáveis (0,003 mg/L, conforme Portaria GM/MS nº 888/2021), os dados sugerem que, apesar de não atingir esse patamar diretamente em sete dias, a espécie pode ser empregada em etapas iniciais de tratamento, reduzindo significativamente a carga metálica antes de processos de polimento final. Tal estratégia de múltiplas etapas foi discutida por Balarak, Joghataei e Azarpira (2016), que ressaltam o uso de biomassa vegetal como pré-tratamento eficiente e de baixo custo, especialmente em países em desenvolvimento.

A literatura corrobora os achados deste estudo, com destaque para trabalhos que evidenciam a capacidade de *Azolla pinnata* em absorver e acumular metais pesados, mesmo em ambientes adversos (Mandakini *et al.*, 2016; Sood *et al.*, 2011). A presença de cianobactérias simbióticas (*Anabaena azollae*) auxilia na manutenção do metabolismo da planta, mesmo sob estresse tóxico, conforme relatado por Talebi *et al.* (2019) e Sachdeva e Sharma (2012), o que contribui para a estabilidade fisiológica durante o processo de fitorremediação. Outro ponto a ser considerado é o fato de que a eficiência de remoção também está relacionada à massa de biomassa utilizada. Estudos de Mishra *et al.* (2008) demonstraram que o aumento da biomassa de *Azolla pinnata* resulta em maior eficiência na remoção de

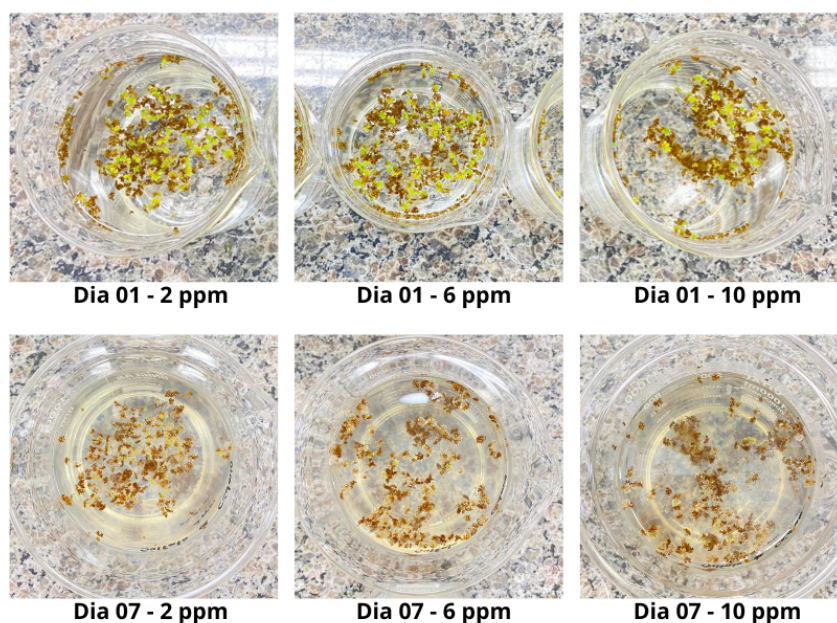
cádmio (Cd), devido à maior disponibilidade de sítios de adsorção e maior capacidade de bioacumulação, mesmo em concentrações elevadas do metal no meio aquoso.

Por fim, cabe destacar que a viabilidade morfofisiológica da *Azolla pinnata* em ambientes contaminados, aliada ao seu rápido crescimento e à facilidade de cultivo, confere-lhe importante vantagem ecológica e operacional frente a outras espécies (Molinet; Domínguez, 1996; Rai, 2021). O presente estudo contribui para consolidar o entendimento sobre os mecanismos de absorção de cádmio pela macrófita e reforça a necessidade de mais investigações em escala piloto e de campo, visando sua aplicação prática em políticas públicas de saneamento e recuperação ambiental.

4.2.1 Avaliação Morfofisiológica Comparativa da *Azolla pinnata* frente a Diferentes Concentrações de Cádmio

A exposição da *Azolla pinnata* ao cádmio provocou alterações fenotípicas visíveis e progressivas ao longo do experimento. As macrófitas foram analisadas com base em critérios visuais como cor, coloração das frondes, necrose e desintegração de tecidos. A Figura 11 ilustra de forma clara a progressão dos efeitos tóxicos do cádmio sobre a *Azolla pinnata* ao longo dos sete dias de exposição, em três diferentes concentrações (2, 6 e 10 ppm). A comparação direta entre o estado inicial (Dia 01) e o estado final (Dia 07) permite uma avaliação visual criteriosa e correlacionada aos dados experimentais de remoção do metal.

Figura 11: Evolução visual da *Azolla pinnata* sob exposição ao cádmio



Fonte: Autora, 2025.

A exposição inicial da *Azolla pinnata* ao cádmio no Dia 01 revelou alterações morfológicas discretas, mas já indicativas de estresse, especialmente nas concentrações de 6 e 10 ppm. A presença de frondes com coloração amarelada e áreas escuras sugere o início da degradação dos pigmentos fotossintéticos, refletindo danos às estruturas celulares e início de necrose. Segundo Sood *et al.* (2025), esses sinais precoces estão associados à inibição da atividade fotossintética e ao colapso dos tilacóides, frequentemente observados sob exposição a metais pesados. Entretanto, ao compararmos esses resultados com os de López *et al.* (2019), é possível notar uma certa resiliência inicial da planta, que manteve a integridade foliar e radicular mesmo sob exposição a cromo, o que pode se repetir em parte com o cádmio nos estágios iniciais. Esta resistência está relacionada à capacidade de sequestro vacuolar dos metais e à modulação antioxidante descrita por Talebi *et al.* (2019), além da alta taxa de regeneração foliar (Rivera *et al.*, 2024). A presença de pigmentos funcionais e adaptação das estruturas radiculares também são fatores que, segundo Domínguez *et al.* (2016), ajudam a explicar essa estabilidade inicial, ainda que temporária. No entanto, a tendência à degradação é visível já no primeiro dia nas concentrações mais elevadas, apontando que o Cd

representa um desafio fisiológico significativo para a planta desde os primeiros momentos.

Após sete dias de exposição, a *Azolla pinnata* apresentou sintomas visuais evidentes de toxicidade, com coloração marrom generalizada, perda de turgor, fragmentação dos frondes e sinais claros de necrose, principalmente nas concentrações de 6 e 10 ppm. Os efeitos deletérios são especialmente marcantes para o Cd, considerado um dos metais mais fitotóxicos pela literatura (Lu *et al.*, 2004; Hasan *et al.*, 2006; Uysal; Taner, 2009). Isso contrasta com a maior tolerância da planta a outros metais, como Cr e Pb, conforme relatado por Mandakini *et al.* (2016), que identificaram redução de até 52% no crescimento relativo da planta em tratamentos com Cd. Por outro lado, estudos como o de Mohd Saad *et al.* (2022) mostraram que, sob condições adequadas de nutrientes, a *Azolla pinnata* pode apresentar crescimento vigoroso, com aumento de biomassa e coloração intensamente verde. Ainda assim, sua capacidade de sobreviver até o sétimo dia, mesmo em condições tóxicas, reforça a hipótese de que mecanismos de tolerância como a simbiose com microrganismos e a atividade antioxidante continuam ativos, ainda que insuficientes para reverter os efeitos severos do Cd (Domínguez *et al.*, 2016; Talebi *et al.*, 2019).

Portanto, os resultados obtidos indicam que, embora a *Azolla pinnata* apresente certa resiliência inicial à presença de cádmio, especialmente em concentrações mais baixas, sua tolerância é progressivamente superada com o aumento do tempo e da concentração de exposição. A degradação visual progressiva da biomassa, com escurecimento, necrose e colapso das frondes, é indicativa de severo estresse oxidativo e perda funcional da estrutura vegetal. Esse comportamento reforça o caráter altamente fitotóxico do Cd, como amplamente documentado na literatura (Lu *et al.*, 2004; Yadav *et al.*, 2021). Embora mecanismos fisiológicos de defesa, como sequestro vacuolar, atividade antioxidante e regeneração foliar, possam mitigar os efeitos iniciais (Rivera *et al.*, 2024; Talebi *et al.*, 2019), esses recursos tornam-se insuficientes diante de exposições mais intensas ou prolongadas. Dessa forma, o uso da *Azolla pinnata* em processos de fitorremediação de águas contaminadas por cádmio exige atenção especial ao tempo de exposição e à renovação periódica da biomassa, a fim de evitar a perda de eficiência associada ao avanço da toxicidade.

4.3 Avaliação da Capacidade Fitorremediadora da *Azolla pinnata* frente a Diferentes Concentrações de Cromo

A eficiência da macrófita aquática *Azolla pinnata* na remoção do metal pesado cromo (Cr) foi investigada com base em três concentrações iniciais planejadas: 2, 6 e 10 ppm. Os ensaios foram conduzidos sob condições controladas, com coletas diárias ao longo de sete dias, e as quantificações das concentrações residuais de Cr foram realizadas por espectrometria de absorção atômica com atomizador de grafite (GF AAS). Todos os tratamentos foram analisados em triplicata, permitindo o cálculo dos desvios padrão, conforme apresentado na Tabela 3. Ressalta-se que, embora as concentrações alvo fossem 2, 6 e 10 ppm, após a preparação das soluções e a análise realizada no dia 1 — imediatamente após a adição e homogeneização do metal — observou-se que as concentrações reais foram ligeiramente diferentes: 2,16; 5,89 e 9,60 ppm. Assim, a Tabela 3 apresenta os valores considerando essas concentrações efetivamente medidas. Foi decidido apresentar os resultados e realizar as devidas observações e interpretações com base nos valores teóricos, ou seja, 2 ppm, 6 ppm e 10 ppm, a fim de facilitar a compreensão.

Além dos tratamentos com diferentes concentrações de Cr, a amostra controle, composta por 1 L de água destilada, 1 % (v/v) de solução nutritiva NPK e 5 g de *Azolla pinnata*, sem adição de cromo, apresentou concentrações de Cr abaixo do limite de detecção por espectrometria de absorção atômica ao longo de todo o período experimental. Esse resultado confirma a ausência de contaminação cruzada, assegurando a integridade do controle e a confiabilidade dos dados obtidos nos experimentos com soluções contaminadas.

Tabela 3: Concentração residual de Cr (ppm) ao longo dos dias

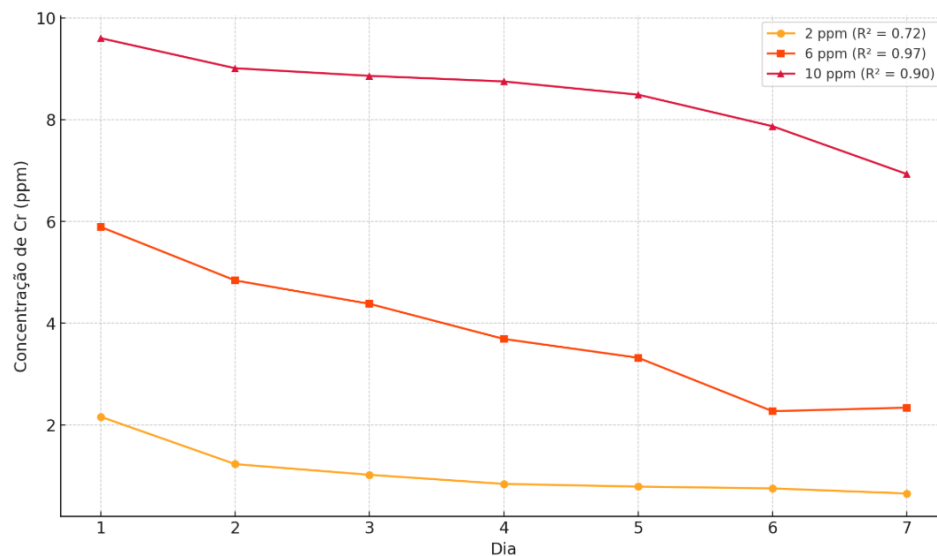
Dia	Valores para a concentração de 2,16 ppm	Valores para a concentração de 5,89 ppm	Valores para a concentração de 9,60 ppm
1	2,16 ± 0,01	5,89 ± 0,03	9,60 ± 0,04
2	1,23 ± 0,01	4,84 ± 0,13	9,01 ± 0,29
3	1,02 ± 0,02	4,38 ± 0,15	8,86 ± 0,24
4	0,841 ± 0,08	3,69 ± 0,09	8,75 ± 0,18
5	0,788 ± 0,003	3,32 ± 0,14	8,49 ± 0,01
6	0,753 ± 0,008	2,27 ± 0,01	7,87 ± 0,09
7	0,653 ± 0,015	2,34 ± 0,11	6,93 ± 0,05

Fonte: Autora, 2025.

A análise dos desvios padrão observados na Tabela 3 ao longo dos sete dias de experimento reforça a confiabilidade dos dados obtidos e a estabilidade do sistema de fitorremediação. Nas concentrações de 2 ppm e 6 ppm, os valores de desvio padrão mantiveram-se baixos (variando entre 0,003 e 0,15 ppm), indicando boa replicabilidade entre as amostras e uniformidade na resposta da biomassa, o que sugere uma interação eficiente e controlada da *Azolla pinnata* com o cromo em níveis moderados de contaminação. Por outro lado, no tratamento com 10 ppm, o desvio padrão do segundo dia foi de 0,29 ppm, e se manteve relativamente elevado nos primeiros dias, revelando maior variabilidade entre as unidades experimentais, possivelmente decorrente da sobrecarga dos sítios de biossorção e do estresse fisiológico imposto à macrófita em concentrações mais tóxicas (Sood *et al.*, 2011; Vinanthi; Paari, 2023). Ainda assim, a redução progressiva dos desvios ao longo dos dias — culminando em valores tão baixos quanto 0,05 ppm ao final do experimento — sugere que a *A. pinnata* apresentou resposta adaptativa eficaz, com estabilidade crescente à medida que o sistema atingia um novo estado de equilíbrio. Esse comportamento condiz com o que foi reportado por Talebi *et al.* (2019) e Sharma *et al.* (2023), que destacam a ativação de mecanismos antioxidantes e a reorganização celular como fatores-chave para a resiliência da planta sob estresse prolongado por metais pesados.

Diante dessa estabilidade analítica e da resposta adaptativa observada, torna-se possível avaliar de forma mais precisa a dinâmica de remoção do cromo ao longo dos sete dias de exposição. A variação da concentração ao longo do tempo é visualizada na Figura 12, que apresenta o perfil de decaimento do Cr nas soluções tratadas.

Figura 12: Redução da concentração de Cr por *Azolla pinnata* ao longo de sete dias



Fonte: Autora, 2025.

A seguir, a Tabela 4 apresenta uma análise quantitativa da eficiência de remoção do Cr em cada condição.

Tabela 4: Análise quantitativa da eficiência de remoção do Cr em cada condição

Concentração Teórica Inicial de Cr	Remoção Total (ppm)	Eficiência (%)	R ² (Ajuste Linear)
2 ppm	1,507	69,77	0,72
6 ppm	3,55	60,27	0,97
10 ppm	2,67	27,81	0,90

Fonte: Autora, 2025.

Observou-se que a eficiência de remoção foi inversamente proporcional à concentração inicial de Cr. No tratamento com 2 ppm, *Azolla pinnata* removeu 69,77% do metal; com 6 ppm, a eficiência foi de 60,27%; e, com 10 ppm, apenas

27,81%. Resultados semelhantes foram reportados por outros autores, como Mandakini *et al.* (2016), que encontraram eficiência máxima de 98% para Cr a 2 ppm, com redução progressiva em concentrações mais elevadas. Tal padrão pode estar associado à saturação dos mecanismos de transporte intracelular e ao acúmulo de íons tóxicos que afetam o metabolismo da planta (Chandra; Kulshrestha, 2004; Soliman *et al.*, 2025).

A tendência decrescente da eficiência com o aumento da concentração foi corroborada por Soliman *et al.* (2025), que relataram remoção de 80% a 3 ppm e apenas 53% a 7 ppm, valores bastante próximos aos obtidos neste estudo (60,27% em 6 ppm). De modo semelhante, Naghipour *et al.* (2018) observaram remoção de 70% a 0,1 ppm e queda significativa a 19,53% em 90 ppm em *Azolla filiculoides*, o que reforça a limitação fisiológica da *A. pinnata* diante de maiores concentrações do metal. Esses dados sustentam a hipótese de que a capacidade de absorção da planta atinge um ponto de saturação, além do qual a toxicidade do Cr interfere negativamente em seus processos bioquímicos.

Complementarmente, a análise cinética do processo indicou que a taxa de decaimento da concentração de Cr foi mais acentuada nas primeiras 48 horas de cultivo, sobretudo nas soluções de 2 e 6 ppm. Esse comportamento evidencia a atuação de mecanismos de bioabsorção passiva em estágios iniciais da exposição, seguidos de uma estabilização da taxa de remoção, possivelmente devido ao esgotamento dos sítios ativos de ligação (Shanker *et al.*, 2005; Soliman *et al.*, 2025).

Os coeficientes de determinação (R^2) obtidos a partir da regressão linear entre os dias de cultivo e a concentração remanescente de Cr reforçam a consistência dos dados. O melhor ajuste foi encontrado no tratamento com 6 ppm ($R^2 = 0,97$), seguido por 10 ppm ($R^2 = 0,90$). O menor valor foi verificado na concentração de 2 ppm ($R^2 = 0,72$), o que pode estar relacionado à instabilidade inicial na taxa de absorção, frequentemente associada a flutuações metabólicas em soluções diluídas. Esses resultados demonstram que, embora a eficiência seja maior em concentrações menores, a previsibilidade do processo é mais clara em concentrações intermediárias.

Parida *et al.* (2020) relataram eficiências entre 72,86% e 97,69% em soluções com concentrações de 0,07 a 0,13 mg/L. Embora os valores absolutos de concentração sejam bem inferiores aos testados neste trabalho, os dados reforçam a alta capacidade de remoção da *Azolla pinnata* em ambientes com baixa

contaminação. Além disso, a capacidade de acumular Cr em tecidos secos foi evidenciada por Parida *et al.* (2020), que relataram acúmulo de até 0,212 mg/g. Lu *et al.* (2004) também reforçam essa capacidade de sequestrar metais por meio de macrófitas aquáticas, ressaltando a formação de complexos intracelulares estáveis. Tais mecanismos incluem a ação de fitoquelatinas e metalotioneínas, que atuam na complexação e compartimentalização de íons metálicos (Sood *et al.*, 2012; Talebi *et al.*, 2019). Essa adaptação fisiológica contribui diretamente para a eficiência da planta mesmo em ambientes contaminados.

Observa-se que a eficiência de remoção de cromo na concentração teórica de 6 ppm (correspondente a 5,89 ppm na medição real) foi de 60,27% no teste definitivo, valor consideravelmente inferior à eficiência obtida no teste piloto para a mesma concentração teórica, que alcançou 90,19%. Essa redução no desempenho pode ser atribuída a fatores fisiológicos associados ao estado das plantas utilizadas nos ensaios finais. As plantas empregadas nesses testes foram transportadas do estado do Ceará até o Rio Grande do Sul, e durante esse processo de deslocamento, é provável que tenham sido submetidas a condições de estresse, como variações de temperatura, luminosidade e umidade, além do tempo prolongado fora de seu ambiente ideal de luminosidade. No momento da aplicação dos testes definitivos, já era possível observar sinais visuais de deterioração e morte celular em parte dos exemplares, indicando uma redução na vitalidade da biomassa. Esse comprometimento fisiológico pode ter afetado negativamente os mecanismos de absorção e acúmulo de metais pela planta, reduzindo sua capacidade de fitorremediação em comparação ao desempenho observado no teste piloto, realizado com plantas mais saudáveis e adaptadas.

Outro fator que colabora com a resistência da *A. pinnata* é a simbiose com a cianobactéria *Anabaena azollae*, responsável por fornecer nitrogênio fixado à planta, mesmo em ambientes pobres em nutrientes (Molinet; Domínguez, 1996; Sánchez, 2012). Essa associação simbiótica contribui para a manutenção do crescimento vegetal e da atividade metabólica em situações de estresse ambiental, como a presença de metais pesados, favorecendo sua aplicação como fitorremediadora.

Apesar de a remoção obtida neste estudo não ter reduzido os teores de Cr para abaixo do limite de potabilidade definido pela Organização Mundial da Saúde (0,05 mg/L para Cr(VI)), os resultados demonstram considerável redução da carga contaminante. Além disso, a viabilidade técnica da biomassa vegetal está associada

ao seu baixo custo, alta taxa de crescimento e facilidade de cultivo, características desejáveis em tecnologias sustentáveis de remediação.

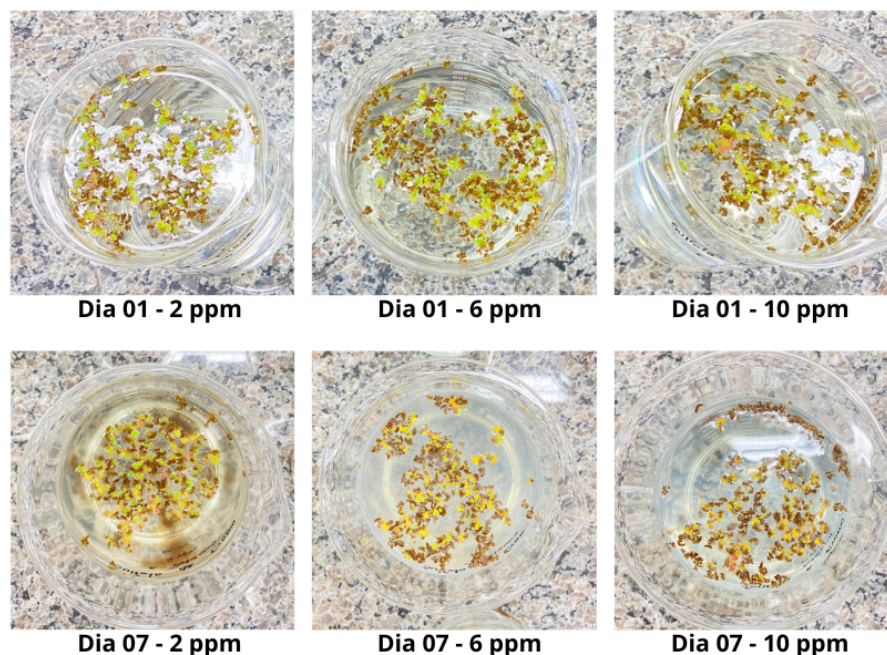
Nesse sentido, Singh *et al.* (2022) ressaltam que, mesmo diante da presença de Cr, *Azolla* mantém atividade fotossintética por tempo suficiente para garantir a absorção significativa de íons. Isso a torna apta para integrar sistemas híbridos de fitorremediação, contribuindo com a redução de poluentes e a conformidade com as diretrizes internacionais de qualidade da água (Soliman *et al.*, 2025). A utilização de plantas aquáticas como ferramentas ecológicas para o tratamento de efluentes tem sido amplamente discutida como uma alternativa promissora à engenharia ambiental clássica.

Os achados deste estudo, portanto, reforçam as evidências da literatura sobre o elevado potencial fitorremediador da *Azolla pinnata*, sua adaptabilidade a diferentes condições ambientais e sua eficiência, especialmente em concentrações baixas e moderadas de Cr. Ao apresentar remoção significativa mesmo sem otimização de condições experimentais, a planta se revela uma alternativa biotecnológica viável e eficaz para o tratamento de corpos hídricos contaminados por metais pesados (Mandakini *et al.*, 2016; Sharma *et al.*, 2023). Sua aplicação pode representar um avanço relevante na construção de soluções sustentáveis para a gestão da qualidade da água.

4.3.1 Avaliação Morfofisiológica Comparativa da *Azolla pinnata* frente a Diferentes Concentrações de Cromo

A exposição da *Azolla pinnata* ao cromo promoveu alterações morfofisiológicas progressivas, perceptíveis ao longo do tempo e diretamente relacionadas à concentração do metal na solução. Essas modificações foram avaliadas com base em critérios visuais como cor, coloração das frondes, necrose e desintegração de tecidos. A análise qualitativa permitiu identificar padrões distintos de degradação da biomassa, refletindo a intensidade do estresse tóxico imposto pelo Cr. A Figura 13 ilustra, de forma comparativa, a condição das plantas no Dia 01 e no Dia 07 de exposição, sob três diferentes concentrações do contaminante (2 ppm, 6 ppm e 10 ppm), permitindo uma visualização clara da evolução dos danos fisiológicos ao longo do experimento.

Figura 13: Evolução visual da *Azolla pinnata* sob exposição ao cromo



Fonte: Autora, 2025.

A resposta morfofisiológica da *Azolla pinnata* à exposição ao Cr evidenciou um padrão dose-dependente de degradação visual e funcional da biomassa, confirmando a sensibilidade dessa macrófita às concentrações crescentes do metal. A análise visual entre os dias 01 e 07 revelou alterações significativas, como clorose, necrose e escurecimento das frondes, sobretudo em concentrações mais elevadas (6 ppm e 10 ppm), o que denota a rápida interferência do Cr nos processos fotossintéticos e metabólicos da planta. Esse comportamento é coerente com observações de outros estudos que apontam para a degradação dos pigmentos fotossintéticos e o estresse oxidativo como respostas comuns à exposição ao cromo (Hasanuzzaman *et al.*, 2012; Parida *et al.*, 2020).

Parida *et al.* (2020) demonstraram que, embora em concentrações muito baixas de Cr (até 0,13 mg/L) a *Azolla pinnata* consiga sustentar um crescimento inicial — com aumento de biomassa fresca e relativo acúmulo de clorofila —, essa tendência se reverte com o aumento do teor do metal. Os autores observaram redução nos teores de clorofila total e proteínas, indicando comprometimento do sistema fotossintético e do metabolismo nitrogenado. Tais achados ajudam a explicar o padrão observado neste estudo, em que a coloração amarelada no dia

01, mesmo em 2 ppm, já sugeria prejuízos iniciais na estrutura funcional dos tilacoides.

Além disso, a elevada redução da biomassa em 10 ppm até o dia 07 (com apenas vestígios de frondes preservadas) pode ser atribuída ao aumento de espécies reativas de oxigênio (ROS), bem como ao acúmulo de peróxidos e aldeídos citotóxicos — fenômenos descritos por González *et al.* (2020) em contextos de estresse químico. Esses compostos estão associados à peroxidação lipídica e à consequente perda de integridade das membranas celulares, o que culmina em necrose e colapso da biomassa, como visualizado nas concentrações mais altas do presente experimento.

A presença de frondes parcialmente viáveis e a manutenção de cerca de 30% da biomassa funcional em 2 ppm, mesmo após 7 dias, sugerem que a *Azolla pinnata* possui mecanismos de defesa antioxidantes que são eficazes até certo limite de exposição. Estudos como os de Soliman *et al.* (2025) corroboram essa interpretação, ao demonstrar que a *Azolla* é capaz de atenuar os efeitos do Cr em plantas irrigadas com soluções previamente remediadas. Essa capacidade está ligada ao estímulo de enzimas antioxidantes como peroxidase e catalase, que limitam o dano oxidativo e preservam a integridade celular. Essa defesa, no entanto, parece ser rapidamente superada em concentrações mais elevadas, como evidenciado pelas alterações morfológicas severas observadas neste estudo em 10 ppm já no primeiro dia de exposição.

Outro aspecto relevante é a diminuição da eficiência de remoção de Cr em função da degradação estrutural da biomassa, o que sugere uma correlação direta entre a integridade morfofisiológica da planta e sua capacidade fitorremediadora. Como demonstrado por Ibrahim *et al.* (2024), a perda de pigmentos e a inibição do crescimento em culturas expostas a metais pesados são revertidas com o uso da *Azolla*, refletindo sua ação protetora sobre o sistema fotossintético e sua contribuição para o aumento da taxa fotossintética. No entanto, para que tal benefício ocorra de forma sustentável, é essencial que a biomassa se mantenha estruturalmente íntegra e metabolicamente ativa, uma condição que, neste estudo, foi comprometida em concentrações acima de 6 ppm.

Portanto, os resultados obtidos indicam que, embora a *Azolla pinnata* apresente resposta positiva à presença de Cr em níveis baixos, sua eficácia remediadora e sua integridade fisiológica são reduzidas com o aumento da concentração do metal. A degradação visual, especialmente coloração amarronzada e necrose, pode servir como um indicador prático da perda de capacidade fitorremediadora. A necessidade de substituição frequente da biomassa em sistemas expostos a concentrações elevadas de Cr deve ser considerada como uma estratégia operacional para manter a eficiência do processo ao longo do tempo.

5. CONCLUSÃO

Este estudo permitiu comprovar o elevado potencial da macrófita aquática *Azolla pinnata* na fitorremediação de águas contaminadas por metais pesados, especificamente cádmio (Cd) e cromo (Cr), sob diferentes concentrações e condições controladas. Através de ensaios laboratoriais conduzidos por sete dias, foi possível observar reduções significativas das concentrações residuais dos metais em todas as condições testadas, com eficiências superiores a 57% para Cd e 27% para Cr, evidenciando a versatilidade da espécie frente a distintos níveis de contaminação.

Os dados obtidos demonstraram que a *A. pinnata* apresentou melhor desempenho relativo em concentrações mais baixas, alcançando 73,79% de remoção de Cd a 2 ppm e 69,77% de Cr na mesma concentração, comportamento já relatado por outros autores (Mandakini *et al.*, 2016; Sood *et al.*, 2011). O padrão decrescente de eficiência com o aumento da carga metálica está relacionado à saturação dos mecanismos de bioabsorção e bioacumulação, bem como à intensificação do estresse fisiológico da planta (Chandra; Kulshrestha, 2004; Talebi *et al.*, 2019). Mesmo em concentrações mais elevadas, como 10 ppm, a *A. pinnata* manteve capacidade de absorção, com remoções absolutas expressivas (até 4,62 ppm de Cd e 2,67 ppm de Cr), o que reforça sua aplicabilidade como pré-etape em sistemas de tratamento modular.

A análise dos coeficientes de determinação (R^2) indicou boa previsibilidade nos tratamentos com Cr, sobretudo em 6 ppm ($R^2 = 0,97$), e variabilidade moderada

nas respostas ao Cd. Esses dados refletem a consistência da metodologia e a adequação do protocolo analítico utilizado, reforçando o potencial da *Azolla* como ferramenta biotecnológica para mitigação de poluentes (Soliman *et al.*, 2025).

Além das análises quantitativas, a avaliação morfofisiológica da planta revelou alterações progressivas compatíveis com estresse oxidativo, especialmente em concentrações mais elevadas, como coloração amarronzada, perda radicular e necrose foliar, corroborando os achados de Sharma *et al.* (2023) e Yadav *et al.* (2021). Ainda assim, a manutenção parcial da biomassa até o final do experimento sugere resistência adaptativa e a atuação de mecanismos endógenos de tolerância, como sequestro vacuolar e produção de fitoquelatinas (Sood *et al.*, 2012; Talebi *et al.*, 2019).

Diante dos resultados obtidos, conclui-se que a *Azolla pinnata* constitui uma alternativa eficaz, de baixo custo e ambientalmente sustentável para a remoção de metais pesados de efluentes aquosos, especialmente em contextos ligados à indústria de alimentos. Sua utilização em sistemas de lagoas rasas, com recirculação e pré-filtração, como proposto neste trabalho, apresenta viabilidade prática e alinhamento aos princípios da economia circular e dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU. Recomenda-se, para estudos futuros, a ampliação das escalas experimentais e a análise da regeneração da biomassa, bem como o monitoramento de parâmetros secundários como pH, oxigênio dissolvido e nutrientes assimiláveis.

REFERÊNCIAS

- AGUILAR, C. N. *et al.* Avaliação do teor de metais pesados na água de Rio Paranaíba – MG / Evaluation of heavy metal contents in water in Rio Paranaíba – MG. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 9, p. 64871–64880, 2020. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n9-064>.
- AGUIAR, M. R. M. P.; NOVAES, A. C. R. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **Química Nova**, São Paulo, v. 25, n. 6b, p. 1163–1170, 2002.
- AKPOR, O. B.; MUCHIE, M. Remediation of heavy metals in drinking water and wastewater treatment systems: processes and applications. **International Journal of Physical Sciences**, v. 5, p. 1807–1817, 2010.
- AMORIM, W. B. de. **Estudo do processo de dessorção de cromo hexavalente presente em algas marinhas provenientes do processo de bioissorção**. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.
- ANDRADE, J.; TAVARES, S.; MALHER, C. **Fitorremediação: o uso na melhoria de qualidade ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.
- AOSHIMA, K. Itai-itai disease: cadmium-induced renal tubular osteomalacia. **Nihon Eiseigaku Zasshi**, v. 67, n. 4, p. 455–463, 2012.
- ATKINS, P.; JONES, L. Capítulo 16 – Os elementos do bloco D. **Princípios de química: questionando a vida moderna e o meio ambiente**. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2012. p. 667–704.
- ATSDR. **AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY**. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, 2023. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/>. Acesso em: 25 maio 2025.
- BALARAK, D.; JOGHATAEI, A.; AZARPIRA, H. Isotherms and thermodynamics of Cd (II) ion removal by adsorption onto *Azolla filiculoides*. **International Journal of PharmTech Research**, v. 8, n. 3, p. 15780–15788, 2016.
- BERGAMASCO, A. M. D. *et al.* Contaminantes químicos em águas destinadas ao consumo humano no Brasil. **Cadernos de Saúde Coletiva**, v. 19, n. 4, 2011.
- BIZARRO, V. G.; MEURER, E. J.; TATSCH, F. R. P. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados comercializados no Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 1, p. 53–59, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782008000100009>.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília, 2006.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017. Disponível em:

https://bvsmis.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html. Acesso em: 5 abr. 2025.

BOLISETTY, S.; PEYDAYESH, M.; MEZZENGA, R. Sustainable technologies for water purification from heavy metals: review and analysis. **Chemical Society Reviews**, v. 48, n. 2, p. 463–487, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1039/C8CS00493E>.

CAMPOS, M. L. *et al.* Teores de arsênio e cádmio em solos do bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 1, p. 281–286, 2013.

CAROCCI, A. *et al.* Lead toxicity, antioxidant defense and environment. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 238, p. 45–67, 2016. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-20013-2_3.

CAROLIN, C. F. *et al.* Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: a review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, p. 2782–2799, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.05.029>.

CASADO, M. *et al.* Cadmium and zinc in polluted mining soils and uptake by plants (El Losar mine, Spain). **Environmental Pollution**, v. 33, p. 146–159, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.01.016>.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Variáveis de qualidade das águas**. São Paulo: CETESB, 2014. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguassuperficiais/34-variaveis-dequalidade-das-aguas#cromo>. Acesso em: 9 abr. 2015.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Ficha de informação toxicológica – Cádmio e seus compostos**. São Paulo: CETESB, 2012. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2022/02/Cadmio.pdf>. Acesso em: 3 abr. 2025.

CHANDRA, P.; KULSHRESHTHA, K. Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. **The Botanical Review**, v. 70, n. 3, p. 313–327, 2004. DOI: [https://doi.org/10.1663/0006-8101\(2004\)070\[0313:CAATIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1663/0006-8101(2004)070[0313:CAATIA]2.0.CO;2).

CHEIS, D. Os danos que o cromo hexavalente pode causar à saúde. **Revista TAE**, 2013. Disponível em: <http://www.revistatae.com.br/6928-noticias>. Acesso em: 9 abr. 2025.

CONAMA. **Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011 - Federal**. LegisWeb. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=114770>. Acesso em: 5 abr. 2025.

COSTA, G. B. **Avaliação dos efeitos dos metais pesados cádmio, chumbo, cobre e manganês, na morfologia e na fisiologia da macroalga**. 2015. Dissertação (Pós-graduação) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: considerações gerais e características de utilização. **Silva Lusitana**, v. 15, n. 1, p. 103–117, 2007.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Advances in Agronomy**, v. 56, p. 55–114, 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60179-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60179-5).

DAI, H. *et al.* Effect of cadmium on pigment content, antioxidant enzymes and phenylalanine ammonia-lyase activity in *Azolla imbricata*. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 44, n. 4, p. 269–275, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2006.06.003>.

DENBERE, B. *et al.* Phytoremediation potentials of *Azolla filiculoides* L. and *Lemna minor* L. for heavy metals from soft drink factory effluent: the case of Hawassa Millennium Pepsi Cola Factory, Hawassa Ethiopia. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v. 27, p. 1601–1610, 2023. DOI: <https://doi.org/10.4314/jasem.v27i10.8>.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

DIAS, H. S. P. **Recuperação de corpos hídricos pelo processo de fitorremediação: uma revisão bibliográfica**. 2024. Monografia (Especialização em Recursos Hídricos) – Instituto Federal do Espírito Santo, Vitória, 2024.

DOMÍNGUEZ, M. *et al.* Fitorremediación de mercurio presente en aguas residuales provenientes de la industria minera. **UGCiencia**, v. 22, n. 1, p. 227–237, 2016.

EID, M. E. *et al.* Phytoremediation of heavy metals by four aquatic macrophytes and their potential use as contamination indicators: a comparative assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07839-9>.

EPA. **EPA 816-F-09-004, National Primary Drinking Water Regulations**. Washington, DC, 2009. Disponível em: <https://www.nrc.gov/docs/ML1307/ML13078A040.pdf>. Acesso em: 25 maio 2025.

FERREIRA, R. M.; LOFRANO, F. C.; MORITA, D. M. Remediação de áreas contaminadas: uma avaliação crítica da legislação brasileira. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, p. 115–125, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020180506>.

FRIBERG, L. T. *et al.* **Cadmium and health: a toxicological and epidemiological appraisal. Volume 2: effects and response**. Boca Raton: CRC Press, 2019.

GARCÍA, P.; AZCONA, M. Los efectos del cadmio en la salud. **Revista de Especialidades Médico-Quirúrgicas**, v. 17, n. 3, p. 199–205, 2012.

GENCHI, G. *et al.* Mercury exposure and heart diseases. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, p. 74, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph14010074>.

GENCHI, G. *et al.* The effects of cadmium toxicity. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 11, p. 3782, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph17113782>.

GHANGREKAR, M.; CHATTERJEE, P. Water pollutants classification and its effects on environment. **Carbon nanotubes for clean water**. Cham: Springer, 2018. p. 11–26. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-95603-9_2.

GOMES, M. A. *et al.* Metal phytoremediation: general strategies, genetically modified plants and applications in metal nanoparticle contamination. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 134, Parte 1, p. 133–147, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.03.018>.

GONZÁLEZ, A. *et al.* Benzopyrene induces oxidative stress and increases expression and activities of antioxidant enzymes, and CYP450 and GST metabolizing enzymes in *Ulva lactuca* (Chlorophyta). **Planta**, v. 252, p. 1–13, 2020.

GREENFACTS. **Cadmium**. 2015. Disponível em: <https://www.greenfacts.org/es/cadmium/index.htm>. Acesso em: 5 abr. 2025.

GUARANGO, J. K. **Eficiência de casca de manga como bioadsorvente para remoción de cadmio en el agua del Estero Salado**. 2023. Trabalho de Titulação (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidad Agraria del Ecuador, Guayaquil, 2023. Disponível em: <https://cia.uagraria.edu.ec/Archivos/TOAPANTA%20GUARANGO%20JOHN%20KEVIN.pdf>. Acesso em: 5 abr. 2025.

HASAN, S. H.; TALAT, M.; RAI, S. Sorption of cadmium and zinc from aqueous solutions by Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Bioresource Technology**, v. 98, p. 918–928, 2006.

HASANUZZAMAN, M. *et al.* Plant response and tolerance to abiotic oxidative stress: antioxidant defense is a key factor. **Crop stress and its management: perspectives and strategies**. Cham: Springer, 2012. p. 261–315.

HOU, D. *et al.* Global soil pollution by toxic metals threatens agriculture and food safety. **Science**, v. 380, n. 6649, p. 1015–1020, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.ade2430>.

IBRAHIM, Z.; GHALY, E. K.; SHEDEED, Z. A. *Azolla pinnata* as a phytoremediator: improves germination, growth and yield of maize irrigated with Ni-polluted water. **Scientific Reports**, v. 14, p. 22284, 2024.

JAMUNA, S.; NOORJAHAN, C. M. Treatment of sewage wastewater using water hyacinth – *Eichhornia* sp. and its reuse for fish culture. **Toxicology International**, v. 16, n. 2, p. 103–106, 2009.

KHALID, S. *et al.* A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 182, Parte B, p. 247–268, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021>.

KUMAR, K. Y. *et al.* Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: a review on application and future prospects. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 274–298, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.039>.

LACORTE, L. M. **Exposição crônica ao cádmio e/ou à cafeína: alterações estruturais, ultraestruturais e bioquímicas na próstata do rato**. 2012. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu, 2012.

LEE, J. G.; HWANG, J. Y.; LEE, H. E. Effects of food processing methods on migration of heavy metals to food. **Applied Biological Chemistry**, v. 62, art. 64, 2019.

LIU, X. *et al.* Heavy metal levels in the dairy production chain in China: distribution in water, fodder, milk and feces. **Animal Research and One Health**, v. 3, e30, 2024.

LÓPEZ, E.; GARCÍA, E.; LÓPEZ, E. Uso de *Azolla caroliniana* como organismo fitorremediador para reducir cromo hexavalente (Cr^{6+}). **Revista de Investigación Aplicada en Ingeniería UPB/UPTap**, v. 4, n. 2, 2019. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/339313357>. Acesso em: 8 jun. 2025.

LU, X. *et al.* Removal of cadmium and zinc by Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*. **Science Asia**, v. 30, p. 93–103, 2004.

LUME. **Resumo do trabalho acadêmico**. 2012. Disponível em: https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/64186/Resumo_23520.pdf?sequence=1. Acesso em: 9 abr. 2025.

LUMPKIN, T. A.; PLUCKNETT, D. L. ***Azolla* as a green manure: use and management in crop production**. Colorado: Westview Press, 1982. 229 p.

MAGRO, C. D. **Remoção de cromo VI e DQO de meio de cultivo adicionado de efluente com elevada concentração de cromo a partir da microalga *Spirulina platensis***. 2010. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2010. 87 f.

MAHAN, B. M.; MYERS, R. J. Metais de transição. **Química: um curso universitário**. 4. ed. São Paulo: Blucher, 1995. p. 425–454.

MANDAKINI, L. L. U. *et al.* A study on the phytoremediation potential of *Azolla pinnata* under laboratory conditions. **Journal of Tropical Forestry and Environment**, v. 6, n. 1, p. 36–49, 2016.

MISHRA, V. K. *et al.* Heavy metal pollution induced due to coal mining effluent on surrounding aquatic ecosystem and its management through naturally occurring aquatic macrophytes. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 5, p. 930–936, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.03.039>.

MOHD SAAD, F. N. *et al.* Phytoremediation potential of *Azolla pinnata* on water quality and nutrients from agricultural water. **Desalination and Water Treatment**, v. 271, p. 38–47, 2022. DOI: 10.5004/dwt.2022.28810.

MOLINET, Y.; DOMÍNGUEZ, P. Producción de biomasa en tres sistemas de serie de plantas acuáticas fertilizadas con residual porcino. **Revista Computarizada de Producción Porcina**, v. 3, p. 21–27, 1996.

MOREIRA, P. A.; BUENO, S. M. Presença de cromo hexavalente na água potável. **Revista Corpus Hippocraticum**, v. 1, n. 1, 2019. Disponível em: <https://revistas.unilago.edu.br/index.php/revista-medicina/article/view/140>. Acesso em: 9 abr. 2025.

NAÇÕES UNIDAS BRASIL. **Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6: Água potável e saneamento**. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/6>. Acesso em: 5 abr. 2025.

NAGHIPOUR, D. *et al.* Phytoremediation of heavy metals (Ni, Cd, Pb) by *Azolla filiculoides* from aqueous solution: a dataset. **Data in Brief**, v. 21, p. 1409–1414, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.10.111>.

NAVA, I. A. *et al.* Disponibilidade dos metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo no solo e tecido foliar da soja adubada com diferentes fontes de NPK+Zn. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 5, p. 840–847, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-70542011000500005>.

PARIDA, P.; SATAPATHY, K. B.; MOHAPATRA, A. Phytoremediation potential of aquatic macrophyte *Azolla pinnata* R.Br. and *Salvinia molesta* Mitchell to remove chromium from waste water. **Plant Archives**, v. 20, n. 1, p. 2595–2601, 2020.

PERERA, P. A. C. T. *et al.* Arsenic and cadmium contamination in water, sediments and fish is a consequence of paddy cultivation: evidence of river pollution in Sri Lanka. **Achievements in the Life Sciences**, v. 10, n. 2, p. 144–160, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.als.2016.10.003>.

PEREIRA, A. R. **Espécies de plantas nativas brasileiras com potencial de fitorremediação de metais**. 2022. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/35578>. Acesso em: 5 abr. 2025.

PETER, G. A. *et al.* *Azolla–Anabaena* association: morphological and physiological studies. In: NEWTON, W. E. (ed.). **Nitrogen Fixation**. Baltimore: University Park Press, 1980. v. 2, p. 239–309.

PINEDA, M. E. B.; RODRÍGUEZ, A. M. G. **Metales pesados (Cd, Cr y Hg): su impacto en el ambiente y posibles estrategias biotecnológicas para su remediación**. *I3+*, v. 2, n. 2, p. 82–112, 2015. DOI: <https://doi.org/10.24267/23462329.113>.

PIO, M. C. S.; SOUZA, K. S.; SANTANA, G. P. Capacidade da *Lemna aequinoctialis* para acumular metais pesados de água contaminada. **Acta Amazônica**, v. 43, n. 2, p. 203–210, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000200009>.

PIZZAIA, D. **Genotoxicidade do cádmio em tomateiro (*Solanum lycopersicum* L.)**. 2013. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013. 97 f.

RAHIMZADEH, M. R. *et al.* Cadmium toxicity and treatment: an update. **Caspian Journal of Internal Medicine**, v. 8, p. 135–145, 2017.

RAI, P. K. Heavy metal phytoremediation from aquatic ecosystems with special reference to macrophytes. **International Journal of Phytoremediation**, v. 23, n. 2, p. 112–125, 2021.

RAJALAKSHMI, K. S. V.; PAARI, K. A. A comprehensive study on the assessment of chemically modified *Azolla pinnata* as a potential cadmium sequestering agent. **International Journal of Experimental Research and Review**, v. 36, p. 1–19, 2023. DOI: <https://doi.org/10.52756/ijerr.2023.v36.001>.

RAJKUMAR, V.; LEE, V. R.; GUPTA, V. Heavy metal toxicity. Treasure Island (FL): **StatPearls Publishing**, 2023. Atualizado em 23 de março de 2023. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK560920/>. Acesso em: 5 abr. 2025.

RANJAN, R.; RANJAN, A. Effect of cadmium on biochemical and antioxidant parameters of *Azolla pinnata*. **Journal of Ecobiotechnology**, v. 3, n. 10, p. 15–19, 2011.

RATHORE, P.; KUMAR, A.; SINGH, R. Efficiency of *Azolla pinnata* in treating dairy effluents in shallow ponds. **Revista Engenharia Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 45–52, 2021.

RIVERA, L. M. I.; RIVERA, H. R. I.; RODRÍGUEZ, I. D. Estudio descriptivo del potencial fitorremediador de *Azolla* spp., *Lemna minor* y *Eichhornia crassipes* en ambientes contaminados. **Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar**, v. 8, n. 3, p. 10303–10314, jul. 2024. DOI: https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v8i3.12182.

RODRIGUES, A. C. D. **Potencial da alface-d'água (*Pistia stratiotes*) para descontaminação de águas contaminadas por Zn e Cd**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação Agropecuária, 2016.

SABIR, M. *et al.* In: HAKEEM, K. R. (ed.). **Phytoremediation: soil remediation and plants**. Amsterdam: Elsevier, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-799937-1.00004-8>.

SACHDEVA, S.; SHARMA, A. *Azolla*: role in phytoremediation of heavy metals. **International Journal of Engineering Sciences**, v. 1, n. 2, p. 2277–9698, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.1276.0407>.

SÁNCHEZ, G. **Mecanismos de tolerancia del simbiosistema *Azolla*–*Anabaena azollae* ante arsénico y cobre**. 2012. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidad Autónoma Metropolitana, México, 2012.

SARKAR, D.; JANA, B. B. Effect of heavy metals on photosynthesis, growth and chlorophyll in *Azolla pinnata*. **Environmental Pollution Series A: Ecological and Biological**, v. 40, n. 3, p. 233–246, 1986. DOI: [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(86\)90069-3](https://doi.org/10.1016/0143-1471(86)90069-3).

SAROJINI, G. *et al.* Bio-fabrication of porous magnetic chitosan/Fe₃O₄ nanocomposite using *Azolla pinnata* for removal of chromium – parametric effects, surface characterization and kinetics. **Environmental Research**, v. 218, p. 114822, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114822>.

SAUD, S. *et al.* The impact of chromium ion stress on plant growth, developmental physiology, and molecular regulation. **Frontiers in Plant Science**, v. 13, p. 994785, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.994785>.

SCHAIDER, L. A. *et al.* Pharmaceuticals, perfluorosurfactants, and other organic wastewater compounds in public drinking water wells in a shallow sand and gravel aquifer. **Science of the Total Environment**, v. 468, p. 384–393, 2014.

SCHROEDER, D. C.; LEE, G. F. Potential transformation of chromium in natural waters. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 4, n. 3–4, p. 355–365, 1975. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00280823>.

SELA, M.; GARTY, J.; TEL-OR, E. The accumulation and the effect of heavy metals on the water fern *Azolla filiculoides*. **New Phytologist**, Cambridge, v. 112, n. 1, p. 7–12, maio 1989.

SHANKER, A. K. *et al.* Chromium toxicity in plants. **Environment International**, v. 31, p. 739–753, 2005.

SHARMA, K. *et al.* Phytoremediation of heavy metals by *Azolla filiculoides* Lam. from fly ash polluted water bodies. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 7, p. 419, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06423-4>.

SHI, D. J.; HALL, D. O. The *Azolla*–*Anabaena* association: historical perspective, symbiosis and energy metabolism. **The Botanical Review**, v. 54, p. 353–386, 1988. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/4354119>.

SILVA, A. B.; SOUZA, C. D. Análise de viabilidade de fitorremediação de águas residuárias de cantinas universitárias utilizando *Azolla pinnata* em lagoas rasas. **Journal of Environmental Engineering**, v. 15, n. 2, p. 123–134, 2023. Disponível em: <https://www.matjournals.co.in>. Acesso em: 10 jun. 2025.

SILVA, T. *et al.* Pinha como bioissorvente para remoção do metal cádmio de amostras aquosas. **Open Science Research**, v. 8, 2022. Disponível em: <https://downloads.editoracientifica.com.br/articles/221110821.pdf>. Acesso em: 5 abr. 2025.

SINGH, V. *et al.* Hexavalent-chromium-induced oxidative stress and the protective role of antioxidants against cellular toxicity. **Antioxidants**, v. 11, p. 2375, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/antiox11122375>.

SINICROPI, M. S. *et al.* Chemical and biological properties of toxic metals and use of chelating agents for the pharmacological treatment of metal poisoning. **Archives of Toxicology**, v. 84, p. 501–520, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00204-010-0544-6>.

SOLIMAN, E. R. S. *et al.* Chromium (VI) phytoremediation using *Azolla pinnata*: effects on *Vicia faba* growth, physiology, cytogenetics, and gene expression profiling. **BMC Plant Biology**, v. 25, p. 160, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12870-025-06115-7>.

SOOD, A. *et al.* Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, *Azolla*. **Ambio**, v. 41, p. 122–137, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0159-z>.

SUHAG, A.; GUPTA, R.; TIWARI, A. Biosorptive removal of heavy metals from wastewater using duckweed. **International Journal of Biomedical and Advance Research**, v. 2, n. 8, 2011.

TALEBI, M.; TABATABAEI, B. E. S.; AKBARZADEH, H. Hyperaccumulation of Cu, Zn, Ni, and Cd in *Azolla* species inducing expression of methallothionein and phytochelatin synthase genes. **Chemosphere**, v. 230, p. 488–497, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.098>.

TANG, M. *et al.* Physiological and DNA methylation analysis provides epigenetic insights into chromium tolerance in kenaf. **Environmental and Experimental Botany**, v. 194, p. 104684, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2021.104684>.

TINKOV, A. A. *et al.* Cadmium and atherosclerosis: a review of toxicological mechanisms and a meta-analysis of epidemiologic studies. **Environmental Research**, v. 162, p. 240–260, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.12.025>.

THE AZOLLA FOUNDATION. ***Azolla pinnata* para tratamento de águas cinzas e recuperação de nutrientes**. 2015. Disponível em: <https://theazollafoundation.org/azollas-uses/waste-water-treatment/>. Acesso em: 10 jun. 2025.

TRINDADE, W. M.; HORN, A. H.; RIBEIRO, E. V. Concentrações de metais pesados em sedimentos do rio São Francisco entre Três Marias e Pirapora-MG: geoquímica e classificação de risco ambiental. **Geonomos**, v. 20, n. 1, p. 64–75, 2012. DOI: <https://doi.org/10.18285/geonomos.v20i1.38>.

UNEP – UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Phytoremediation: an environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation**. Freshwater Management Series No. 2. 2002. Disponível em: <https://digitallibrary.un.org/record/485059>. Acesso em: 25 maio 2025.

UNESP. **Laboratório Virtual de Química – Cromo**. 2018. Disponível em: http://www2.fc.unesp.br/lvq/LVQ_tabela/024_cromo.html. Acesso em: 9 abr. 2025.

UYSAL, Y.; TANER, F. Effect of pH, temperature, and lead concentration on the bioremoval of lead from water using *Lemna minor*. **International Journal of Phytoremediation**, v. 11, n. 7, p. 591–608, 2009.

VIDAL, C. B. *et al.* Princípios básicos. In: NASCIMENTO, R. F. *et al.* **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014. p. 13–22.

VINANTHI, K. S.; PAARI, K. A. A comprehensive study on the assessment of chemically modified *Azolla pinnata* as a potential cadmium sequestering agent. **International Journal of Experimental Research and Review**, v. 36, p. 1–19, 2023. DOI: <https://doi.org/10.52756/ijerr.2023.v36.001>.

WAGNER, G. M. *Azolla: a review of its biology and utilization*. **Botanical Review**, New York, v. 63, n. 1, p. 1–26, 1997. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/4354285>. Acesso em: 21 jun. 2025.

WATANABE, I. *et al.* **The *Azolla–Anabaena* complex and its rice culture**. Manila: IRRI, 1981. 11 p. (IRRI Research Paper Series, 69).

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking-water quality**. 4. ed. Geneva: WHO, 2011.

WU, G. *et al.* A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. **Journal of Hazardous Materials**, v. 174, p. 1–8, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.113>.